



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
ESCOLA DE MINAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA



LUDYMILLA AGNES FERREIRA

**ANÁLISE PRELIMINAR DE CONTAMINANTES EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS
NA BACIA DO RIO GUALAXO DO NORTE APÓS O ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO EM MARIANA- MG**

MONOGRAFIA nº 585

OURO PRETO

Abril, 2026

LUDYMILLA AGNES FERREIRA

**ANÁLISE PRELIMINAR DE CONTAMINANTES EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS
NA BACIA DO RIO GUALAXO DO NORTE APÓS O ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO EM MARIANA- MG**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Geológica da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Geológica

Orientadora: Prof^ª. Ma. Estefânia Fernandes dos Santos

OURO PRETO

2026

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

F383a Ferreira, Ludymilla Agnes.

Análise preliminar de contaminantes em águas subterrâneas na bacia do Rio Gualaxo do Norte após o rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - MG. [manuscrito] / Ludymilla Agnes Ferreira. - 2026.

87 f.: il.: color., gráf., tab., mapa.

Orientadora: Profa. Ma. Estefania Fernandes dos Santos.

Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Graduação em Engenharia Geológica .

1. Hidroquímica. 2. Química da água. 3. Águas subterrâneas. 4. Barragens de rejeitos. I. Santos, Estefania Fernandes dos. II. Universidade Federal de Ouro Preto. III. Título.

CDU 556.314

Bibliotecário(a) Responsável: Sione Galvão Rodrigues - CRB6 / 2526



FOLHA DE APROVAÇÃO

Ludymilla Agnes Ferreira

**Análise preliminar de contaminantes em águas subterrâneas na bacia do Rio Gualaxo do Norte
após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana- MG**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Geológica da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Geológica.

Aprovada em 24 de abril de 2026

Membros da banca

Profa. Ma. Estefânia Fernandes dos Santos - Orientadora (Universidade Federal de Ouro Preto)
Profa. Dr. Adivane Terezinha Costa - (Universidade Federal de Ouro Preto)
Profa. Dr. Lia de Mendonça Porto - (Universidade Federal de Ouro Preto)

Profa. Ma. Estefânia Fernandes dos Santos, orientadora do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 01/05/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Estefânia Fernandes dos Santos, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 01/05/2026, às 16:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1100842** e o código CRC **CB41A914**.

A minha avó, Maria de Fátima (*in memoriam*), por todo amor,
força e ensinamentos que me deixou, e que continuam
guiando minha caminhada.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho representa a conclusão de uma etapa fundamental da minha vida: a graduação. Durante esses cinco anos de dedicação, tive a oportunidade de conhecer pessoas incríveis e vivenciar experiências que contribuíram de forma significativa para minha formação pessoal e profissional.

Agradeço, primeiramente, à minha família, principalmente aos meus pais, Waltenir e Claudiana, e à minha irmã, Lays, pelo apoio incondicional, incentivo constante e pelo amor que sempre me sustentaram ao longo dessa jornada. Foram o alicerce que me proporcionou forças para seguir em frente e alcançar este importante objetivo.

Expresso minha sincera gratidão à minha orientadora, Estefânia, pela paciência, disponibilidade e dedicação durante todo o processo de desenvolvimento desta monografia. Sua orientação foi essencial para a concretização deste trabalho, contribuindo de maneira profunda para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Aos amigos e companheiros de curso, agradeço pela amizade, parceria, incentivo e pelos momentos compartilhados. A convivência e o apoio de vocês tornaram essa caminhada mais leve e significativa.

A Diego, agradeço pelo companheirismo, paciência e incentivo durante o processo de elaboração desse trabalho.

Aos proprietários dos poços tubulares que me concederam acesso para coleta, agradeço pela confiança e hospitalidade. Espero que esse trabalho possa trazer informações relevantes para vocês.

Ao Laboratório de BioHidrometalúrgia do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Fapemig, CNPq, Finep e UFOP, agradeço pelo apoio na realização das análises através do ICP-OES. Aos laboratórios de Geoquímica e de Hidrogeologia, do Departamento de Geologia, agradeço pelo apoio na execução das análises de alcalinidade e de ânions.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este sonho se tornasse realidade. Cada gesto, conversa e demonstração de apoio foram fundamentais para que eu concluísse esta etapa e me tornasse a pessoa que sou hoje.

RESUMO

O rompimento da Barragem de Fundão, ocorrido em novembro de 2015 no município de Mariana (MG), resultou na liberação de aproximadamente 34 milhões de metros cúbicos de rejeitos no meio ambiente, ocasionando impactos ambientais significativos ao longo da bacia do Rio Doce. Embora os efeitos sobre águas superficiais e sedimentos tenham sido amplamente investigados, ainda persistem lacunas no que se refere à contaminação das águas subterrâneas. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar preliminarmente a qualidade das águas subterrâneas nas bacias dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, com foco na identificação de elementos tóxicos relacionados às concentrações presentes na lama do rompimento da barragem. A metodologia adotada compreendeu o levantamento e a amostragem de poços tubulares em áreas afetadas, incluindo medições *in situ* de parâmetros físico-químicos, como pH, temperatura e condutividade elétrica. As amostras coletadas foram submetidas a análises laboratoriais para a determinação de cátions e ânions principais e metais potencialmente tóxicos, tais como ferro, manganês, arsênio, bário, zinco, cobre, estanho, chumbo e cádmio. Os resultados indicam que as águas apresentam, em geral, baixa mineralização e caráter levemente ácido. A maior parte dos elementos analisados apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação, possivelmente em função da diluição associada ao período chuvoso. Entretanto, foram observadas ocorrências de concentrações acima dos limites legais para manganês, arsênio, chumbo e cádmio, em alguns dos poços analisados. Esses resultados evidenciam a atuação conjunta de fatores naturais e antrópicos, com destaque para a influência dos rejeitos que inseriu grandes volumes de ferro e manganês no meio aquoso o que potencializou os processos hidrogeoquímicos como sorção, solubilização e remobilização de metais. Além disso, características dos poços, como baixa profundidade e instalação em aquífero raso, favorecem a interação entre águas superficiais, contaminadas pela lama, e subterrâneas, potencializando alterações na qualidade da água. Dessa forma, confirma-se que as águas subterrâneas na área estudada estão contaminadas com metais pesados prejudiciais à saúde humana, condicionada por uma combinação de processos naturais e impactos decorrentes da atividade minerária ainda presente à montante da região. Os resultados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e de estratégias de gestão que garantam a segurança do uso desses recursos hídricos.

Palavras-chave: Águas subterrâneas; Barragem de rejeito; Fundão; Hidroquímica.

ABSTRACT

The failure of the Fundão Dam, which occurred in November 2015 in the municipality of Mariana (MG), resulted in the release of approximately 34 million cubic meters of tailings into the environment, causing significant environmental impacts along the Rio Doce basin. Although the effects on surface waters and sediments have been extensively investigated, gaps remain regarding groundwater contamination. In this context, the present study aimed to preliminarily assess the quality of groundwater in the Gualaxo do Norte and Carmo river basins, focusing on the identification of toxic elements related to the concentrations present in the mud from the dam collapse. The methodology adopted included the survey and sampling of tubular wells in affected areas, including in situ measurements of physicochemical parameters such as pH, temperature, and electrical conductivity. The collected samples were subjected to laboratory analyses to determine the main cations and anions and potentially toxic metals, such as iron, manganese, arsenic, barium, zinc, copper, tin, lead, and cadmium. The results indicate that the waters generally have low mineralization and a slightly acidic character. Most of the analyzed elements showed concentrations below the quantification limit, possibly due to dilution associated with the rainy season. However, concentrations above the legal limits were observed for manganese, arsenic, lead, and cadmium in some of the analyzed wells. These results highlight the combined action of natural and anthropogenic factors, with particular emphasis on the influence of tailings that introduced large volumes of iron and manganese into the aqueous medium, which potentiated hydrogeochemical processes such as sorption, solubilization, and remobilization of metals. Furthermore, well characteristics, such as shallow depth and installation in a shallow aquifer, favor the interaction between surface water, contaminated by mud, and groundwater, potentially altering water quality. Thus, it is confirmed that the groundwater in the studied area is contaminated with heavy metals harmful to human health, conditioned by a combination of natural processes and impacts resulting from mining activity still present upstream in the region. The results reinforce the need for continuous monitoring and management strategies that guarantee the safe use of these water resources.

Keywords: Groundwater; Tailings dam; Fundão; Hydrochemistry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização do município de Barra Longa	17
Figura 2: Mapa de solos do município de Barra Longa	19
Figura 3: Mapa de posição do município de Barra Longa nas sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte e Carmo	20
Figura 4: Mapa geológico da área de estudo.....	27
Figura 5: Mapa hidrogeológico da área de estudo	29
Figura 6: Diagrama de Stiff.....	46
Figura 7: Diagrama de Piper	47
Figura 8: Diagrama semi-logarítmico de Schöeller	47
Figura 9: Localização dos poços levantados para amostragem.....	49
Figura 10: Poços tubulares amostrados	51
Figura 11: DR 890 Colorimeter utilizado na análise de ânions maiores.....	52
Figura 12: Erros práticos de Balanço Iônico de Custódio e Llamas (1983) e Logan (1965)..	56
Figura 13: Gráficos de distribuição em % de cátions e ânions nos poços amostrados	57
Figura 14: Diagrama de Schöeller para os poços tubulares amostrados	60
Figura 15: Dados dos poços representados em diagrama de Piper.	61
Figura 16: Diagramas de Stiff dos poços amostrados.....	63
Figura 17: Gráficos comparativos das concentrações de metais tóxicos com a GM/MS 888/2021	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores Máximos Permitidos (VMP) de elementos para água subterrânea, estabelecidos pela Resolução CONAMA 396/2008.....	31
Tabela 2: Valores orientadores para água subterrânea CONAMA 420/2009	32
Tabela 3: Padrão de potabilidade para substâncias de acordo com o Ministério da Saúde (2021)	32
Tabela 4: Relação do pH com a alcalinidade	45
Tabela 5: Identificação e coordenadas dos poços amostrados	50
Tabela 6: Limites de detecção do ICP-OES utilizado nas análises	53
Tabela 7: Balanço Iônico dos poços amostrados.....	56
Tabela 8: Parâmetros <i>in situ</i> dos poços amostrados	58
Tabela 9: Concentrações de cátions e ânions	60
Tabela 10: Concentração de metais nos poços amostrados.....	64

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Histórico pluviométrico mensal do município de Barra Longa	18
Gráfico 2: Relação entre condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.....	59
Gráfico 3: Dados do potencial de oxirredução dos poços tubulares amostrados	59
Gráfico 4: Concentrações de ferro nos poços tubulares amostrados	66
Gráfico 5: Concentrações de manganês nos poços tubulares amostrados.....	67
Gráfico 6: Concentrações de arsênio nos poços tubulares amostrados	68
Gráfico 7: Concentrações de cádmio nos poços tubulares amostrados	70
Gráfico 8: Concentrações de chumbo nos poços tubulares amostrados.....	71
Gráfico 9: Concentração de estanho nos poços tubulares amostrados	72

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	13
1.1 Introdução	13
1.2 Justificativa	14
1.3 Objetivos	15
1.4 Localização e vias de acessos	15
1.4.1 Contexto socioeconômico e uso da água.....	16
2 ASPECTOS FISIAGRÁFICOS	18
2.1 Clima.....	18
2.2 Geomorfologia	18
2.3 Pedologia	19
2.4 Hidrografia.....	20
3 GEOLOGIA REGIONAL	21
3.1 Unidades litoestratigráficas do Quadrilátero Ferrífero	21
3.2 Arcabouço estrutural do Quadrilátero Ferrífero	23
3.3 Unidades litoestratigráficas do Orógeno Araçuaí	23
3.4 Arcabouço Estrutural do Orógeno Araçuaí	24
3.5 Geologia Local.....	25
4 HIDROGEOLOGIA LOCAL	28
5 REFERENCIAL TEÓRICO	30
5.1 Normativas de qualidade de água subterrânea.....	30
5.2 Avaliação de passivo ambiental.....	33
5.3 Qualidade da água superficial e subterrânea anterior ao rompimento.....	33
5.4 Qualidade da água após o rompimento da barragem.....	35

6	HIDROQUÍMICA	40
6.1	Comportamento hidroquímico de íons	41
6.2	Características físico-químicas da água subterrânea	44
6.3	Reações hidrogeoquímicas	45
6.4	Balanço Iônico	46
6.5	Diagramas hidroquímicos	46
7	METODOLOGIA	48
7.1	Levantamento dos poços	48
7.2	Amostragem de campo	50
7.3	Análises hidroquímicas	51
7.4	Tratamento e análises de dados	54
8	LIMITAÇÕES DO ESTUDO	55
9	RESULTADOS E DISCUSSÕES	56
9.1	Balanço Iônico das amostras	56
9.2	Parâmetros <i>in situ</i>	58
9.3	Classificação hidroquímica	60
9.4	Parâmetros laboratoriais	64
9.4.1	Ferro	65
9.4.2	Manganês	66
9.4.3	Arsênio	67
9.4.4	Cádmio	69
9.4.5	Chumbo	70
9.4.6	Estanho	71
9.5	Avaliação do potencial de risco	72
10	RECOMENDAÇÕES	75

11 CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
ANEXOS	84
ANEXO I - Documento de solicitação de acesso aos poços tubulares.	84
ANEXO II - Tabela de cálculos de alcalinidade	85
ANEXO III – Tabela de concentração dos elementos analisados em laboratório.....	86
ANEXO IV – Tabela de dados do Qualigraf para balanço iônico	87

1 APRESENTAÇÃO

1.1 Introdução

Barragens de mineração, conforme definição da Agência Nacional de Mineração (ANM), são estruturas destinadas à contenção e ao acúmulo de materiais líquidos ou de misturas de líquidos e sólidos provenientes dos processos de beneficiamento de minério. No Brasil, atualmente, existem cerca de 914 barragens de rejeitos de mineração cadastradas no Sistema Nacional de Segurança de Barragens (SNISB), sendo Minas Gerais o estado com o maior número de registros, totalizando 466 estruturas.

Os desastres/tragédias envolvendo barragens de rejeitos decorrem, em geral, do rompimento da estrutura e da consequente liberação da lama armazenada, o que pode ocasionar fatalidades humanas, destruição de ecossistemas e contaminação ambiental.

De acordo com Neves (2018) e Monteiro *et al.*, (2022), entre os anos de 2000 e 2015 ocorreram cinco desastres em barragens de rejeitos no Brasil. O primeiro aconteceu em Nova Lima (MG), em 2001, na Barragem de Macacos, resultando em cinco mortes. Em 2003, o rompimento da Barragem de Cataguases, pertencente à Indústria Cataguases de Papel, provocou a contaminação do Rio Paraíba do Sul, acarretando a morte de animais e a interrupção do abastecimento de água de cerca de 600 mil pessoas por aproximadamente um mês. Posteriormente, em 2007, o rompimento da Barragem da Mineração Rio Pomba/Cataguases, localizada no município de Miraf (MG), desalojou cerca de 4 mil pessoas.

Em 2014, o colapso da Barragem B1 da Mineradora Herculano, em Itabirito (MG), resultou em três óbitos. No ano seguinte, em 2015, ocorreu o rompimento da Barragem de Fundão, pertencente à Mineradora Samarco, em Mariana (MG), que provocou 19 mortes, 1 desaparecimento e deixou cerca de 600 pessoas desabrigadas.

Posteriormente, em janeiro de 2019, ocorreu o rompimento da Barragem do Córrego do Feijão, de propriedade da Mineradora Vale S.A., no município de Brumadinho (MG). Esse desastre ocasionou a morte de 272 pessoas, 2 desaparecimentos e a contaminação do Rio

Paraopeba, configurando-se como um dos maiores desastres socioambientais da história do Brasil.

O rompimento da Barragem de Fundão, pertencente ao Complexo da Mina de Germano, localizada em Mariana (MG), ocorreu no dia 5 de novembro de 2015. De acordo com o IBAMA (2015), a barragem continha aproximadamente 50 milhões de metros cúbicos de rejeitos provenientes da mineração de ferro, desse total, cerca de 34 milhões de metros cúbicos foram lançados diretamente no meio ambiente, sendo carregados para jusante da área do rompimento, transportado em direção ao oceano.

A onda de rejeitos liberada pela barragem atingiu inicialmente a comunidade de Bento Rodrigues, situada a 6 km a jusante da estrutura, além de ter impactado outras localidades como Paracatu de Baixo, Gesteira e Barra Longa, esta última localizada a, aproximadamente, 76 km da barragem (Sánchez *et al.*, 2018). A lama atingiu espessuras de até 10 metros no distrito de Bento Rodrigues e 6 a 4 metros no médio e baixo curso do Rio Gualaxo do Norte (Silva *et al.*, 2016). O desastre resultou na morte de 19 pessoas, além de causar a destruição de comunidades inteiras e severos danos ambientais ao longo do trajeto percorrido pela lama.

Os rejeitos atingiram primeiramente o Rio Gualaxo do Norte, e percorreram 55 km até desaguar no Rio do Carmo. A lama então percorreu mais 22 km até o encontro do Rio do Carmo com o Rio Doce, chegando ao Oceano Atlântico, no município de Linhares (ES), 16 dias após o rompimento (IBAMA, 2015). Estima-se que aproximadamente 663,2 km de corpos hídricos, todos situados na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, foram diretamente afetados por esse material.

Segundo Silva (2016) e Instituto LATEC (2018), os rejeitos do Complexo de Germano eram compostos majoritariamente por ferro (Fe) e silício (Si), com teores significativos de alumínio (Al), potássio (K), manganês (Mn), sódio (Na), fósforo (P), cálcio (Ca), titânio (Ti) e magnésio (Mg).

1.2 Justificativa

Após o rompimento da Barragem de Fundão, foram realizadas diversas pesquisas voltadas à análise da contaminação de rios, sedimentos, solos e vegetação pelos rejeitos liberados, bem como estudos destinados a avaliar as consequências ambientais e sociais decorrentes do desastre. Apesar da ampla produção científica sobre a presença de

contaminantes e os impactos ambientais em águas superficiais, sedimentos e ecossistemas aquáticos, os efeitos do rompimento sobre as águas subterrâneas da região ainda representam uma lacuna significativa no conhecimento.

De acordo com a Resolução CONAMA 420/2009, no Art.6º, a avaliação preliminar é a avaliação inicial, realizada com base nas informações históricas disponíveis e inspeção do local, com o objetivo principal de encontrar evidências, indícios ou fatos que permitam suspeitar da existência de contaminação na área. E a Investigação confirmatória é a etapa do processo de identificação de áreas contaminadas que tem como objetivo principal confirmar ou não a existência de substâncias de origem antrópica nas áreas suspeitas, no solo ou nas águas subterrâneas, em concentrações acima dos valores de investigação

Nesse sentido, destaca-se a necessidade de investigações que examinem a presença e a distribuição de concentrações anômalas de elementos químicos nas águas subterrâneas situadas a jusante da área impactada. O presente estudo busca suprir essa carência, com foco nas bacias hidrográficas dos rios do Carmo e Gualaxo do Norte. Os resultados esperados poderão ampliar a compreensão sobre a possível contaminação do meio subterrâneo pela lama proveniente dos rejeitos de mineração, fornecendo subsídios técnicos para o monitoramento ambiental e para o desenvolvimento de estratégias de gestão voltadas à mitigação de riscos ao ecossistema e à saúde humana.

1.3 Objetivos

O presente estudo tem como objetivo principal avaliar preliminarmente a presença de contaminantes inorgânicos em águas subterrâneas nas bacias dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, localizadas em áreas que sofreram influência da lama de rejeitos proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em 2015, na região de Barra Longa, Mariana, MG.

1.4 Localização e vias de acessos

A área de estudo do presente trabalho se encontra a jusante da região de rompimento da Barragem de Fundão, com foco principal no município de Barra Longa (Figura 1), um dos locais severamente atingidos pela lama proveniente da barragem.

Barra Longa é um município situado a sudeste do estado de Minas Gerais, tendo sua sede localizada a, aproximadamente, 177 Km de Belo Horizonte e 60 Km da cidade de Mariana.

O acesso ao município, partindo de Ouro Preto, se faz pela BR- 356 seguindo no sentido de Acaiaca, por 50 Km, em seguida deve-se pegar a LMG-829 por mais 23,9 Km até a cidade de Barra Longa.

1.4.1 Contexto socioeconômico e uso da água

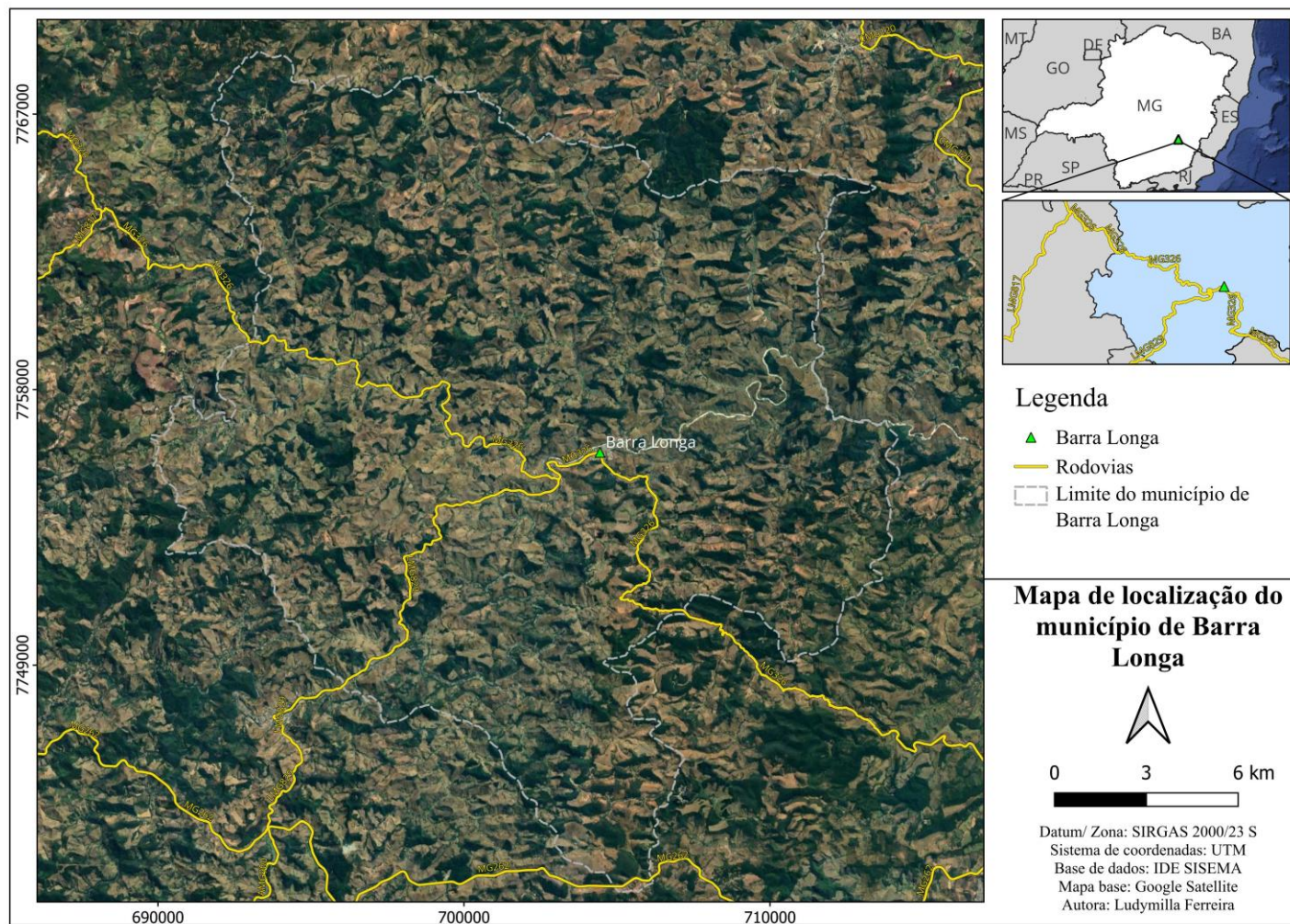
Barra Longa, de acordo com dados do IBGE (2024; 2025), é um município que compreende uma área de 383.628 Km² e possui cerca de 5.717 habitantes, população estimada no CENSO 2022, fazendo divisa com os municípios de Mariana, Alvinópolis, Ponte Nova, Rio Doce e Acaiaca.

A economia do município é baseada, principalmente, na agropecuária, destacando a produção de leite, café e queijo, apresentando um PIB per capita (2021) de R\$16.702,85. Tal atividade foi comprometida após o rompimento da barragem, e que grande parte do material lamoso se depositou em áreas destinadas a atividades agrícolas e pecuárias, inviabilizando a continuidade das atividades e causando a mortandade de animais (Alagoano e Pereira, 2020). Segundo relatos de moradores, após a retirada do material de alguns poucos pontos, a população sofre as consequências da contaminação do solo e da água, através da dificuldade de plantio e a proibição de pesca, sendo utilizadas poços de peixes para criação desses animais.

Em relação aos serviços de saneamento básico, na sede do município esses são fornecidos pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), já no restante do município o atendimento é feito pela prefeitura (IBIO, 2014). Segundo dados do IBGE (2019), 39,23% dos domicílios de Barra Longa apresentam esgotamento sanitário correto, por meio de rede geral de coleta.

A água de abastecimento público é captada no ribeirão Mato Dentro, um corpo d'água que nasce no município e deságua no Rio do Carmo (IBIO, 2014) e que não foi afetado pela lama da barragem. Quanto comunidade rural de Gesteira, uma das principais áreas atingidas pelo material da barragem, o poço tubular utilizado para o abastecimento da população foi soterrado pela lama (Rosa e Magalhães Jr., 2024) tendo sido perfurado um novo poço tubular para suprir a demanda da comunidade. Além disso, a Samarco S.A, solicitou a perfuração de poços tubulares para alguns moradores das áreas afetadas pela lama com o intuito de suprir a demanda de água dessas pessoas.

Figura 1: Mapa de localização do município de Barra Longa



Fonte: Elaborado pela autora.

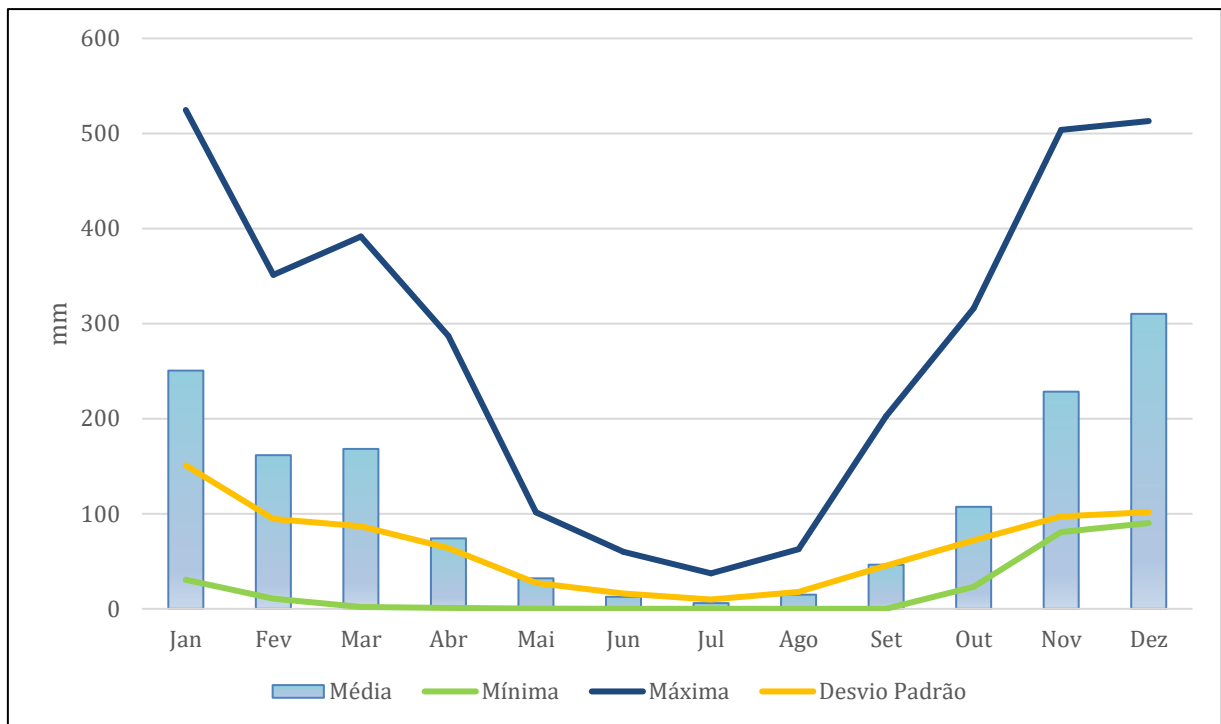
2 ASPECTOS FISIAGRÁFICOS

2.1 Clima

O município de Barra Longa é caracterizado por um clima Tropical de Altitude, com verão quente e chuvoso e inverno frio e seco. A temperatura média anual da região é de 16,5° C, com máxima média anual 18°C e a mínima média de 15° C.

Com base na série histórica pluviométrica dos últimos 30 anos, obtida através da estação Fazenda Ocidente (02043027), disponível no banco de dados da Agencia Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), dezembro é o mês com maiores índices pluviométricos em Barra Longa, com médias próximas de 310 mm, e julho é o mês com menos chuvas, tendo média de 6 mm, conforme Gráfico 1.

Gráfico 1: Histórico pluviométrico mensal do município de Barra Longa



Fonte: Base de dados ANA, 1995-2025.

2.2 Geomorfologia

O relevo de Barra Longa é marcado por processos de dissecação fluvial, no qual predominam as morfologias de cristas e colinas, além de processos de acumulação que formam planícies fluviais e cones colúviais, característicos da bacia do Rio Doce (PIRH Doce, 2010). Segundo IBIO (2014), a porção centro-sul do município apresenta relevo de planaltos e na porção noroeste ocorrem serras, associadas ao Quadrilátero Ferrífero.

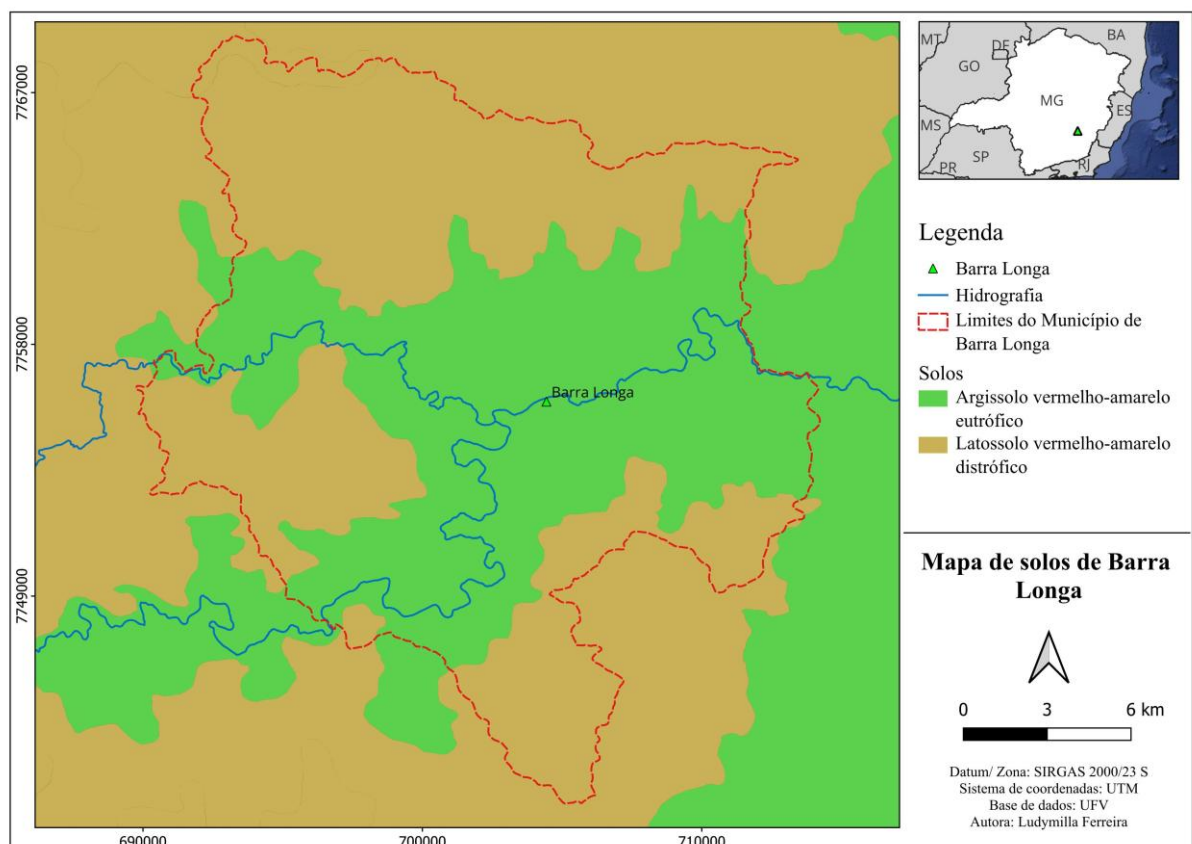
2.3 Pedologia

Baseando-se no mapeamento de solos do estado de Minas Gerais, realizado pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), no município de Barra Longa, encontram-se dois tipos de solos, sendo eles os o Argissolo vermelho-amarelo eutrófico e o Latossolo vermelho-amarelo distrófico, conforme Figura 2.

Os latossolos são caracterizados por serem solos mais desenvolvidos, espessos e pouco férteis. No caso do Latossolo vermelho-amarelo distrófico apresentado no mapeamento da UFV, este é um solo com um horizonte A de textura argilosa, moderadamente desenvolvido, de relevo ondulado. De acordo com o IGAM (2007), esses são solos profundos, muito drenados que ocorrem em regiões de planaltos dissecados.

O argissolo, este é caracterizado por ser um solo com horizonte B com acúmulo de argila, baixa fertilidade e susceptível a erosão. A classificação vermelho-amarelo eutrófico e tem um horizonte A moderadamente desenvolvido, com textura argilosa, ocorrendo uma combinação com solos distróficos.

Figura 2: Mapa de solos do município de Barra Longa



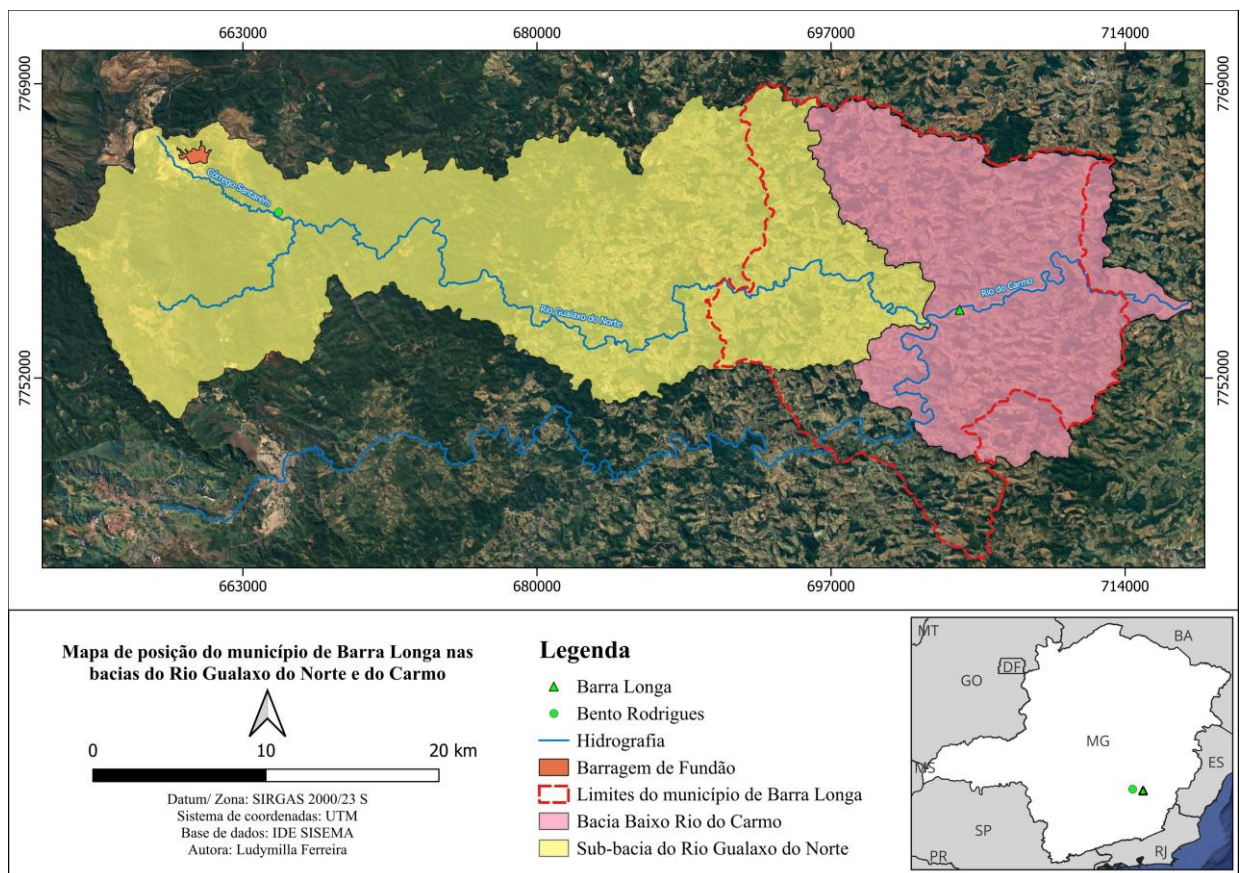
Fonte: Universidade Federal de Viçosa.

2.4 Hidrografia

A Bacia do Rio Doce possui uma área aproximada de 86.715 km² e extensão de 879 km ao longo de seu curso principal, abrangendo os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, e englobando 230 municípios em ambos os estados. De acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce, 2010), essa bacia é subdividida em seis unidades de planejamento em Minas Gerais, correspondentes aos Comitês das Bacias dos rios Piranga, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí, Caratinga e Manhuaçu, e em três unidades de análise no Espírito Santo: Gandu, Santa Maria do Doce e São José.

Nesse contexto, o município de Barra Longa está inserido no território de atuação do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Piranga, compreendendo a sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte e do baixo Carmo (Figura 3). Os principais cursos d'água da região são o Rio do Carmo e seu afluente Rio Gualaxo do Norte, ambos diretamente impactados pelos rejeitos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, tornando-se áreas prioritárias para o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas e superficiais.

Figura 3: Mapa de posição do município de Barra Longa nas sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte e Carmo



Fonte: Elaborado pela autora.

3 GEOLOGIA REGIONAL

O Cráton São Francisco, conforme definido por Almeida (1977), representa uma unidade geotectônica limitada por cinturões orogênicos associados à orogênese Brasileira, a saber: Brasília, Alto Rio Grande, Araçuaí, Sergipano e Riacho do Pontal (Alkmim & Marshak, 1998). Segundo os autores, o referido cráton é constituído por rochas crustais de idade arqueanas e paleoproterozoicas, que não foram significativamente afetadas pelos eventos tectono-metamórficos relacionados à orogênese Brasileira, tampouco por outros processos orogênicos subsequentes.

Inserido nesta unidade está o Quadrilátero Ferrífero, uma relevante província mineral situada na região centro-sul do estado de Minas Gerais, situado no lobo meridional do Cráton São Francisco (Alkmim & Marshak, 1998). As rochas que integram o Quadrilátero Ferrífero são caracterizadas por apresentarem múltiplos episódios de deformação e metamorfismo em fácies de baixo a médio grau (Endo *et al.*, 2020).

Bordejando essa unidade está o Orógeno Araçuaí-Congo Ocidental, este se desenvolveu durante o processo de amalgamação do supercontinente Gondwana, no final do Neoproterozoico (Alkmim *et al.*, 2006 *apud* Pedrosa-Soares & Alkmim, 2011) durante a orogenia Brasileira/Pan-Africana (Alkmim *et al.*, 2006). Esse, de acordo com Pedrosa Soares *et al.*, (2007) engloba, no Brasil a Faixa de Dobramentos Araçuaí e o setor de rochas graníticas e de rochas de alto grau metamórfico que se estende até o litoral do país, já no continente Africano, compreendendo a Faixa Congo Ocidental. Segundo o autor, a faixa orogênica é caracterizada como colisional sucessora de um orógeno acrescionário com margem ativa e presença de depósitos de margem passiva, ofiolitos, zonas de sutura e arcos magmáticos.

A Faixa Araçuaí foi definida por Almeida (1977), como pertencente aos cinturões, provenientes da orogenia Brasileira que delineiam o Cráton do São Francisco, encontrando-se entre o cráton e a margem continental oriental brasileira (Alkmim *et al.*, 2006), fazendo parte do domínio externo do Orógeno Araçuaí-Congo Ocidental, bordejado pelo núcleo cristalino do cinturão (Alkmim *et al.*, 2017).

3.1 Unidades litoestratigráficas do Quadrilátero Ferrífero

O Quadrilátero Ferrífero tem sua estratigrafia composta por complexos metamórficos que correspondem ao embasamento cristalino, e unidades supracrustais pertencentes aos

Supergrupos Rio das Velhas, Minas, Estrada Real, Grupo Barbacena, Supergrupo Espinhaço e Unidades Sedimentares (Endo *et al.*, 2019b).

Os Complexos Metamórficos, pertencentes ao embasamento cristalino do Quadrilátero Ferrífero, ocorrem em forma de domos cercados por quilhas (Supergrupo Rio das Velhas e Minas) (Alkmim & Marshak, 1998), sendo constituídos por ortognaisses, migmatitos, diques máficos, intrusões de granitoides e presença de veios.

O Supergrupo Rio das Velhas é subdividido em Grupo Quebra Osso (Baltazar & Pedreira, 1998), Grupo Nova Lima e Grupo Maquiné (Dorr *et al.*, 1957; Dorr, 1969), consistindo em uma sequência Arqueana do tipo *greenstone belt* (Alkmim & Marshak, 1989). O Grupo Quebra Osso é composto por uma associação de rochas metavulcânicas máficas-ultramáficas e félsicas (Endo *et al.*, 2020). O Grupo Nova Lima é constituído por rochas vulcânicas intercaladas com rochas de origem sedimentar (Chemale Jr *et al.*, 1991; Endo *et al.*, 2020), sobreposto a essa sequência encontra-se o Grupo Maquiné constituído, principalmente, por rochas quartzíticas.

O Supergrupo Minas possui uma sequência de rochas metassedimentares paleoproterozoicas (Alkmim & Marshak, 1989), composto pelos grupos Tamanduá, Caraça, Itabira e Piracicaba. Os grupos Tamanduá e Caraça são constituídos por psamitos, conglomerados e arenitos aluviais. Os grupos Itabira e Piracicaba possuem rochas metassedimentares marinhas (Dorr, 1969).

Sobreposto ao Supergrupo Minas encontra-se o Supergrupo Estrada Real representando uma sucessão do tipo *flysch* e molassa sin-orogênico, composto pelos grupos Sabará, com rochas metassedimentares marinhas e Itacolomi, com rochas metassedimentares continentais (Endo *et al.*, 2020).

O Grupo Barbacena, é constituído por rochas metassedimentares clásticas e químicas e por rochas metavulcânicas (Endo *et al.*, 2020). Quanto ao Supergrupo Espinhaço, Endo *et al.*, (2020) aponta que este é formado por metarenitos e metaconglomerados.

As Unidades Cenozóicas são depósitos sedimentares do cenozoico encontradas nas formações Fonseca, Fazenda do Gandarela, Chapada de Canga, Cata Preta e Gongo Soco. Além disso, fazem parte dessas unidades os depósitos de cangas, aglomerado rochoso constituído de fragmentos de formações ferríferas bandadas e de filitos e quartzo com cimentação de óxido de ferro (Endo *et al.*, 2020), de aluviões e os depósitos elúvio-colúvionares.

3.2 Arcabouço estrutural do Quadrilátero Ferrífero

O arcabouço estrutural do Quadrilátero Ferrífero é constituído por dobras e falhas provenientes de diferentes eventos tectônicos e fases de deformação (Dorr, 1969), sendo esse arcabouço produto de muitos trabalhos científicos e discussões.

A estruturação mais recente é de Endo *et al.*, (2005; 2020), que estrutura as dobras do Quadrilátero Ferrífero em *nappes*, dobras em escala regional, sendo elas a Nappe Curral, com vergência para norte, o Sistema de Nappes Ouro Preto, vergente para SSW, e as dobras da terceira geração, provenientes de redobramentos e amplificações de dobras anteriores.

3.3 Unidades litoestratigráficas do Orógeno Araçuaí

O Orógeno Araçuaí representa um sistema paleoproterozoico com núcleos arqueanos, retrabalhados e desmembrados (Noce *et al.*, 2007). A estratigrafia do orógeno é constituída por um embasamento com rochas arqueanas pertencentes aos complexos Guanhães, Gouveia e Porteirinha, e rochas paleoproterozoicas correspondentes ao Complexo Mantiqueira e Juiz de Fora (Noce *et al.*, 2007) e as supracrustais pertencentes ao Supergrupo Espinhaço, Grupo Macaúbas, Formação Salinas, granitos do Ediacarano e as coberturas cenozoicas (Pedrosa-Soares & Alkmim, 2011; Alkmim *et al.*, 2017).

No Complexo Guanhães são encontrados gnaisses, migmatitos TTG, corpos graníticos e rochas metassedimentares e metavulcânicas, datadas do Arqueano (Silva *et al.*, 2002; Noce *et al.*, 2007).

O Complexo Gouveia é descrito por Machado *et al.*, (1989) e Noce *et al.*, (2007) como composto por rochas gnáissico-migmatíticas e sequencias greenstone belt situadas no núcleo do antiforme do Supergrupo Espinhaço. Em relação ao Complexo Porteirinha é composto por gnaisses bandados de composição granodiorítica, com migmatizações locais, além de sequencias metavulcano-sedimentares compostas por xistos aluminosos e quartzosos, anfíbolitos e mataultramáficas (Roque *et al.*, 1993; Noce *et al.*, 2007).

No que diz respeito as rochas paleoproterozoicas do embasamento, o Complexo Mantiqueira é constituído, majoritariamente, de biotita-anfíbólio ortognaisse bandado de composição tonalítica a granítica (Noce *et al.*, 2007). O Complexo Juiz de Fora tem em sua composição ortognaises de fácies granulito, gnaisse enderbítico, verde escuro, bandado e com intercalações máficas e granulitos básicos (Noce *et al.*, 2007).

O Supergrupo Espinhaço, mais especificamente a Serra do Espinhaço Meridional, faz parte das unidades estratigráficas da Faixa Araçuaí (Uhlein, 1991; Martins-Neto, 1998) de idades Estateriana-Mesoproterozoica (Pedrosa-Sorares & Alkmim, 2011). Tal unidade é composta por arenitos, pelitos, conglomerados, rochas vulcânicas e carbonatos, na fácies xisto verde (Pflug, 1965, 1968; Scholl and Fogaça, 1979; Dussin *et al.*, 1984; Almeida-Abreu, 1993; Uhlein *et al.* 1998; Martins-Neto, 1998, 2000, 2009 *apud* Alkmim *et al.*, 2017). Chemale *et al.*, (2012) define duas sucessões sedimentares no Supergrupo Espinhaço Meridional provenientes de dois ciclos de preenchimento dessa bacia, sendo eles: i) Estateriano (1,78-1,70 Ga): compreendendo as formações Bandeirinha e São João da Chapada; e ii) Esteniano-Toniano (1,18-0,91 Ga): composto pelas formações Sopa Brumadinho, Galho do Miguel e o Grupo Conselheiro Mata.

O Grupo Macaúbas corresponde a rochas neoproterozoicas metamorizadas na fácies xisto verde e anfibolito (Alkmim *et al.*, 2017). Esse grupo passou por três estágios evolutivos associados a processos de magmatismo anorogênico, sendo eles segmentados em três sucessões: i) inferior, com sequencias pré-glaciais Tonianas, contendo unidades das Formações Capelinha, Matão-Duas Barras, Planalto de Minas e Rio Peixe Bravo; ii) mediana, uma sequência de rochas glaciogênicas das formações Serra do Catuni, Nova Aurora e Chapada Acauã; e iii) superior, contendo rochas pós-glaciais da Formação Ribeirão da Folha (Kuchenbecker *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2019). Além disso, o Grupo Macaúbas é marcado por um magmatismo bimodal que correspondem a geração dos diques máficos da Suíte Pedro Lessa (930-905 Ma), granitos tipo A da Suíte Salto da Divisa (875 Ma) e do anfibolito Pedra Preta (Machado *et al.*, 1989; Silva *et al.*, 2008; Menezes *et al.*, 2012; Gradim 2012 *apud* Alkmim *et al.*, 2017) e cortado por granitos do Ediacarano.

A Formação Salinas, foi caracterizada por Lima *et al.*, 2002 como uma sequência de rochas turbidíticas, grauvacas, arenitos, pelitos e conglomerados de fácies xisto verde a anfibolito, provenientes do intemperismo de rochas do arco magmático Rio Doce

3.4 Arcabouço Estrutural do Orógeno Araçuaí

Alkmim *et al.*, (2007) divide o Orógeno Araçuaí-Congo Ocidental em 10 compartimentos tectônicos, sendo o Orógeno Araçuaí contemplado com 9 desses compartimentos. São eles: Cinturão de cavalgamentos da Serra do Espinhaço Meridional, Zona de Cisalhamento da Chapada Acauã, Zona de dobramentos de Salinas, Corredor Transpressivo

de Minas Nova, Saliência do Rio Pardo e sua interação com o Aulacógeno do Paramirim, Bloco Guanhões, Zona de Cisalhamento Dom Silvério e estruturas associadas, Zona de Cisalhamento de Itapebi e estruturas associadas, Núcleo cristalino do Orógeno e Faixa Oeste-Congolesa.

3.5 Geologia Local

A área do presente estudo situa-se na transição do Quadrilátero Ferrífero e Orógeno Araçuaí, portanto compreende unidades supracrustais do primeiro domínio geológico e unidades do embasamento do Orógeno Araçuaí (Figura 4).

Em relação ao Quadrilátero Ferrífero a área do município de Barra Longa contempla uma pequena porção do Supergrupo Estrada Real, mais especificamente, a Formação Pico do Itacolomi do Grupo Itacolomi. Tal unidade abrange quartzitos estratificados com presença de óxidos de ferro, metaconglomerados seixosos, itabiritos, filitos e granitos (Endo *et al.*, 2020).

Além disso, é possível encontrar rochas da Suíte Santa Rita na porção oeste da área. Tal suíte apresenta rochas metamorfisadas na fácies xisto-verde, com presença de rochas metaultramáficas como esteatito e serprentinito (Jordt-Evangelista & Silva, 2005; Endo *et al.*, 2020).

Apesar de não estar inserido no município de Barra Longa, deve-se descrever o Complexo Santa Bárbara, uma vez que apenas um poço contemplou tal unidade (poço PB01), uma vez que este situa-se no município de Mariana, conforme apresentado na Figura 4. O Complexo Santa Bárbara é descrito por Baltazar & Raposo (1993) como composto por três tipos litológicos, os gnaisses tonalíticos e trondjemíticos, as rochas graníticas foliadas e uma rocha de caráter granítico.

As unidades geológicas do Orógeno Araçuaí que compõem a área de estudo do presente projeto são o Complexo Mantiqueira, Complexo Acaiaca, o Grupo Dom Silvério e o Granito Barra Longa, pertencentes ao embasamento do domínio externo do orógeno (Noce *et al.*, 2007).

O Complexo Mantiqueira é uma unidade Arquena-Paleoproterozoica situada no domínio externo do Orógeno Araçuaí. Nesta predominam rochas do tipo biotita-anfibolito ortogneisse bandado com composição tonalítica a granítica, com idade de cristalização entre 2180 e 2040 Ma (Noce *et al.*, 2007).

O Complexo Acaiaca se trata de uma faixa de orientação norte-sul de largura máxima de 5Km, de acordo com Baltazar & Raposo (1998). Ainda segundo os autores, as rochas dessa

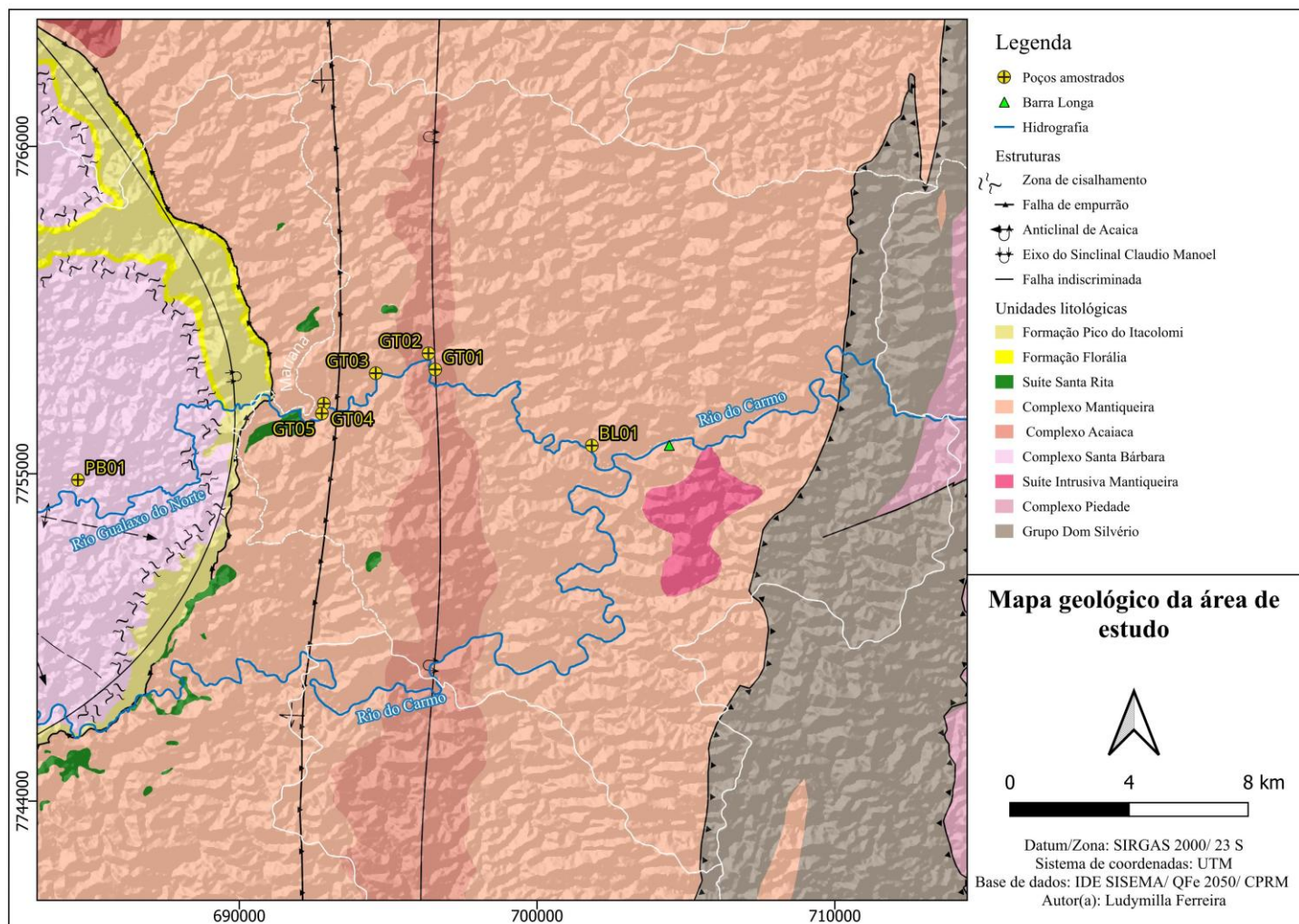
unidade se encontram em contato com os gnaisses do Complexo Mantiqueira, com algumas intercalações entre ambos. Os litotipos do complexo são de alto grau metamórfico, predominando a fácies anfibolito, mas chegando, em algumas porções, a fácies granulito (Teixeira *et al.*, 1987). As principais rochas dessa unidade, de acordo com Jordt-Evangelista ((1985) *apud* Teixeira *et al.*, 1987), são gnaisses, plagiogranulitos e piribolitos (Scharbert, 1962) com variações composicionais de granodioritos a tonalitos.

Segundo Lima *et al.*, (1973) e Baltazar & Raposo (1998), o Grupo Dom Silvério é uma faixa de 4 Km de largura com trend de NNE-SSW, representado por biotita-muscovita-quartzo xisto, micaxistos e quartzitos muscovíticos, de médio a baixo grau metamórfico. Peres *et al.*, (2004) aborda que o Grupo Dom Silvério compreende uma assembleia de rochas metavulcanossedimentares com xistos pelíticos, anfibolitos, quartzitos e algumas ocorrências de mármore, gnditos, ultramáficas e BIFs, sendo os biotita xistos com granada as rochas mais comuns dessa unidade.

Baltazar & Raposo (1998) descrevem a unidade Granito Barra Longa, como um granito quartzo-felspático de granulação grossa, com presença de foliação milonítica. Além disso, os autores observaram evidências de um caráter alcalino nessa rocha, com composição monzonítica, textura granoblástica, constituído de microclima, plagioclásio e quartzo como minerais principais, granada como mineral varietal e epidoto, ortita, anfibólio, titanita, apatita, zircão, opacos e dipsídio como acessórios.

Em relação ao arcabouço estrutural, na área abrangida pelo presente estudo, destaca-se a Zona de Cisalhamento Dom Silvério (Endo, 1997), esta estrutura geológica delimita o setor sudeste do Bloco Guanhães e a porção oriental do Cinturão de Cavalgamentos da Serra do Espinhaço Meridional, sendo truncada ao norte pela Zona de Cisalhamento Abre Campo (Peres *et al.*, 2004; Alkmim *et al.*, 2007).

Figura 4: Mapa geológico da área de estudo



Fonte: Adaptado de Endo *et al.*, 2019b e Folha Rio de Janeiro SF.23 (CPRM).

4 HIDROGEOLOGIA LOCAL

De acordo com Mourão (2007), as unidades hidrogeológicas podem ser classificadas com base em suas propriedades hidráulicas e nas características litológicas predominantes. Essa abordagem também é adotada por Bomfim (2010), que define os domínios hidrogeológicos como agrupamentos de unidades geológicas que apresentam afinidades hidrogeológicas, fundamentando-se principalmente nas características litológicas das rochas.

No que diz respeito a classificação de Mourão (2007) a respeito de unidades hidrogeológicas do Quadrilátero Ferrífero, pode-se dizer que a área do presente estudo contempla apenas uma das unidades descritas pela autora, que no caso é o aquífero em rochas granito-gnáissicas, correspondente a posição do poço PB01, vide Figura 4.

Mourão (2007) descreve os aquíferos em rochas granito-gnáissicas como aquíferos fissurais com manto de intemperismo espesso e com nascentes de vazão de 1,5 m³/h. Conforme a classificação proposta por Bomfim (2010), são reconhecidos, no território brasileiro, sete domínios hidrogeológicos principais, a saber: Formações Cenozóicas, Bacias Sedimentares, Domínio Poroso-Fissural, Metassedimentos/Metavulcânicas, Vulcânicas, Cristalino e Carbonatos/Metacarbonatos. Na área de estudo considerada neste trabalho, ocorrem três desses domínios hidrogeológicos (Figura 5), os quais serão descritos a seguir.

- **Poroso-fissural**

Este domínio é constituído por pacotes sedimentares compostos por rochas arenosas, intercaladas com pelitos e carbonatos, caracterizadas por elevado grau de litificação, intensa compactação e presença de fraturas (Bomfim, 2010). Conforme descrito pelo autor, este domínio apresenta comportamento hidrogeológico de aquífero granular, com porosidade primária variando de baixa a média, associada a um expressivo comportamento fissural, devido à ocorrência de porosidade secundária representada por fendas e fraturas, sendo, por isso, classificado como um aquífero misto.

- **Cristalino**

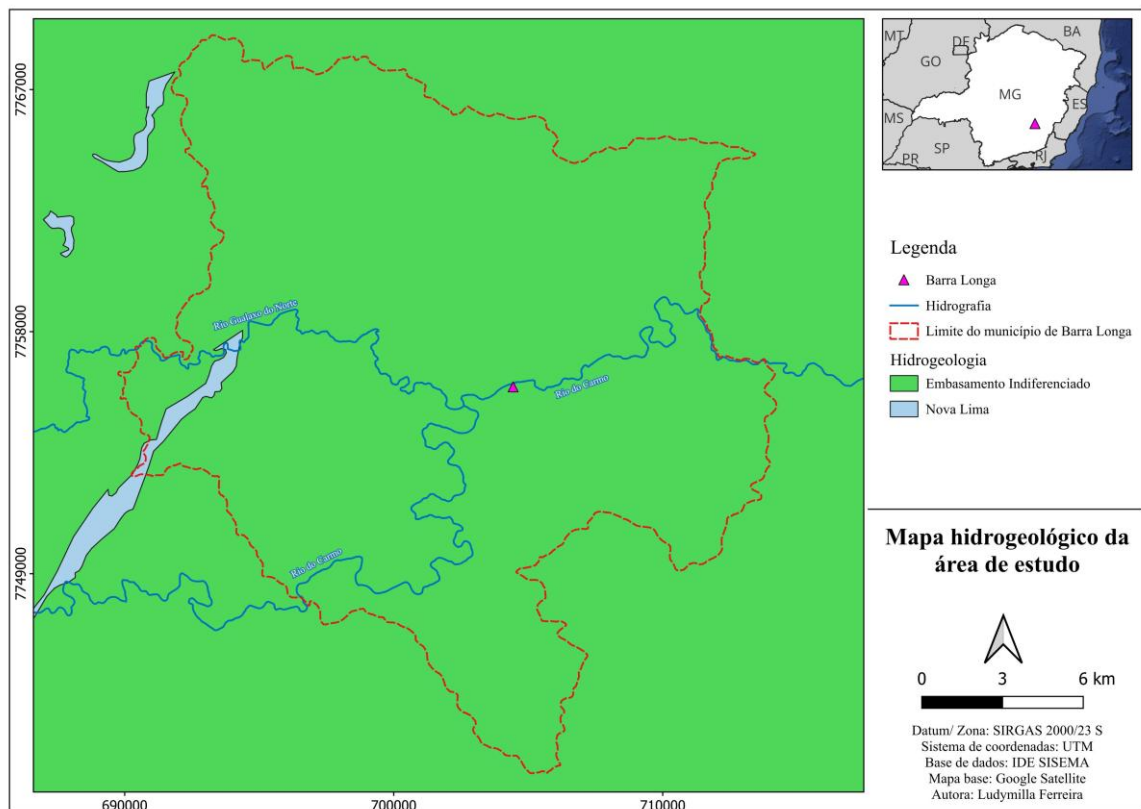
Neste domínio, não são identificadas porosidades primárias, sendo a ocorrência de água subterrânea restrita à porosidade secundária, representada por fraturas e fendas. Dessa forma, conforme a classificação proposta por Bomfim (2010), trata-se de um aquífero fissural de baixo potencial hidrogeológico.

De acordo com CPRM (2022), os aquíferos cristalinos pertencem a unidade hidroestratigráfica “embasamento indiferenciado”, correspondendo a rochas Arqueanas e Paleoproterozoicas e a corpos intrusivos, tal unidade tem produtividade associada ao desenvolvimento de manto de intemperismo dessas rochas, com vazões que variam de 10 m³/h a 25 m³/h, tendo produtividade de baixa a moderada, a depender do local. Como características físico-químicas, as águas dos aquíferos em embasamento indiferenciado são de baixa salinidade, possuem pH de 7,6, condutividade elétrica de 130 µS/cm e dureza de 54 mg/L.

- **Metassedimentos/Metavulcânicas**

Este domínio está associado a litotipos como xistos, filitos, quartzitos, ardósias e outras rochas metavulcânicas, caracterizando-se como um aquífero fissural em razão da baixa ou inexistente porosidade primária, logo ocorrência de água subterrânea está vinculada à porosidade secundária, representada por fraturas e fissuras (Bomfim, 2010). Embora apresente semelhanças com o domínio cristalino no que se refere à origem da porosidade, Bomfim (2010) ressalta que as diferenças no comportamento reológico dessas rochas conferem a este domínio um potencial hidrogeológico superior.

Figura 5: Mapa hidrogeológico da área de estudo



Fonte: CPRM (Modificado).

5 REFERENCIAL TEÓRICO

5.1 Normativas de qualidade de água subterrânea

O termo “contaminação” refere-se à presença de substâncias químicas no ar, solo ou água, oriundas de atividades antrópicas, em concentrações que restringem o uso desses recursos por representarem riscos à saúde humana, de acordo com a Resolução CONAMA nº 396/2008.

Essa resolução classifica e estabelece diretrizes ambientais para enquadrar águas subterrâneas. Quanto a classificação de águas subterrâneas a CONAMA 396/2008 estabelece a seguinte categorização:

- Classe Especial: águas destinadas a preservação de ecossistemas e que contribuam para trechos de corpos de água superficial;
- Classe 1: águas sem alteração de qualidade por atividades antrópicas, não exigem tratamento para seu uso devido a características hidrogeoquímicas;
- Classe 2: águas sem alteração da qualidade por atividades antrópicas, que podem exigir tratamento dependendo do uso, devido a características hidrogeoquímicas;
- Classe 3: águas com alteração da sua qualidade por atividades antrópicas, nos quais são necessários tratamentos devido a essas alterações e a suas características hidrogeoquímicas;
- Classe 4: águas com alteração da sua qualidade por atividades antrópicas, que podem ser utilizadas sem tratamento apenas para uso preponderante menos restritivo;
- Classe 5: águas que podem ter alteração da sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não exigem requisitos para uso.

Os Valores Máximos Permitidos (VMP) para substâncias químicas em águas subterrâneas estão dispostos na Tabela 1, conforme a resolução supracitada, em que o LQP é o Limite de Quantificação Praticável, ou seja, a menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão.

Tabela 1: Valores Máximos Permitidos (VMP) de elementos para água subterrânea, estabelecidos pela Resolução CONAMA 396/2008

Parâmetros	Consumo Humano (µg/L)	Dessedentação de animais (µg/L)	Irrigação (µg/L)	Recreação (µg/L)	LQP Praticável - LQP
Alumínio	200 ⁽¹⁾	5.000	5.000	200	50
Arsênio	10	200		50	8
Bário	700			1.000	20
Boro	500 ⁽²⁾	5.000	500 ⁽⁴⁾	1.000	200
Cádmio	5	50	10	5	5
Chumbo	10	100	5.000	50	10
Cloreto	250.000 ⁽¹⁾		100.000-700.000	400.000	2.000
Cobalto		1.000	50		10
Cobre	2.000	500	200	1.000	50
Crômio (Cr III + Cr VI)	50	1.000	100	50	10
Ferro	300 ⁽¹⁾		5.000	300	100
Manganês	100 ⁽¹⁾	50	200	100	25
Merúrio	1	10	2	1	1
Níquel	20 ⁽³⁾	1.000	200	100	10
Nitrato (expresso em N)	10.000	90.000		10.000	300
Sódio	200.000 ⁽¹⁾			300.000	1.000
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	1.000.000 ⁽¹⁾				2.000
Sulfato	250.000 ⁽¹⁾	1.000.000		400.000	5.000

(1). Efeito organoléptico.

(2). Máxima concentração de substância na água de irrigação em 100 anos de irrigação.

(3). Máxima concentração de substâncias na água de irrigação em 20 anos de irrigação.

(4). Taxa de irrigação $\leq 3500 \text{ m}^3/\text{ha}$

Fonte: CONAMA 396/2008 (modificado).

No que diz respeito a áreas contaminadas por substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas, a Resolução CONAMA 420/2009 estabelece valores orientadores para solos e águas subterrâneas, baseando-se no Valor de Investigação (VI) (Tabela 2). Segundo a resolução, o valor de investigação é a concentração de determinadas substância acima da qual ofereça riscos, direta ou indiretamente, a saúde humana em um cenário de exposição.

Tabela 2: Valores orientadores para água subterrânea CONAMA 420/2009

Substâncias	Valores para água subterrânea-VI (µg/L)
Alumínio	3.500**
Arsênio	10*
Bário	700*
Boro	500
Cádmio	5*
Chumbo	10*
Cobalto	70
Cobre	2000*
Crômio	50*
Ferro	2.450**
Manganês	400**
Mercurio	1*
Níquel	10.000*
Nitrato (expresso em N)	10.000*

* Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº518/2004 do Ministério da Saúde.

** Valores calculados com base em risco à saúde humana. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008. Fonte: CONAMA 420/2009 (modificado).

Tabela 3: Padrão de potabilidade para substâncias de acordo com o Ministério da Saúde (2021)

Substâncias	Valor Máximo Permitido (VMP) mg/L
Alumínio	0,2
Arsênio	0,01
Bário	0,7
Cádmio	0,003
Chumbo	0,01
Cobre	2
Cloreto	250
Cromo	0,05
Ferro	0,3
Fluoreto	1,5
Manganês	0,1
Mercurio Total	0,001
Níquel	0,07
Nitrato (expresso em N ₃)	10
Sódio	200
Sulfato	250

Fonte: GM/MS 888/2021 (modificado).

Por sua vez, a Portaria GM/MS nº 888, de 2021, do Ministério da Saúde, define os padrões e procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano. Segundo essa portaria, considera-se água potável aquela que atende aos padrões de potabilidade previamente estabelecidos e que não oferece riscos à saúde humana. Esses padrões de potabilidade correspondem aos valores máximos permitidos para os diversos parâmetros de qualidade da água de consumo. Com foco nas substâncias químicas e orgânicas, a Tabela 3 apresenta os padrões de potabilidade determinados pela GM/MS nº 888/2021.

5.2 Avaliação de passivo ambiental

A avaliação de passivo ambiental tem como etapa inicial uma Avaliação Preliminar que identifica a possível existência de contaminação em uma determinada área (ABNT, 2007). Ela começa com um diagnóstico inicial da área, onde a coleta de dados existentes e inspeção de campo são realizados. A realização do estudo histórico possibilita a reconstituição da maneira como foram desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras no entorno da área, além da evolução do uso e ocupação do solo nas adjacências e quais bens existem a proteger.

A Investigação Confirmatória consiste na etapa de identificação de áreas contaminadas com o objetivo principal confirmar ou não a existência de substâncias de origem antrópica nas áreas suspeitas no solo ou nas águas subterrâneas, identificadas na fase preliminar, em concentrações acima dos valores de investigação (ABNT, 2011). Um dos princípios da investigação confirmatória é o equilíbrio entre os objetivos, as limitações de recursos, o tempo inerente a uma avaliação ambiental e a redução das incertezas da avaliação preliminar ou da acessibilidade limitada do meio investigado (ABNT, 2011).

5.3 Qualidade da água superficial e subterrânea anterior ao rompimento

As bacias dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo foram amplamente estudadas no período anterior ao rompimento da Barragem de Fundão, por autores como Costa (2001 e 2007), Rhodes (2010) e Rodrigues (2012). Tais bacias se posicionam no Quadrilátero Ferrífero e no Orógeno Araçuaí, tendo influência de ações antrópicas voltadas para a atividade minerária, mas também, tendo influência da geologia regional.

Nesse viés, Costa (2001) realizou um estudo na bacia do Rio Gualaxo do Norte, fazendo análises hidrogeoquímicas nas porções do Complexo de Timbopeba e em regiões a jusante do rio, analisando pontos de água superficial e sedimentos de calha. Ao analisar os ânions, Costa (2001), constatou concentrações HCO_3^- de 86,6 mg/L na barragem de Timbopeba, ocorrendo

um decréscimo dessa concentração no Rio Gualaxo do Norte, resultado da diluição desse ânion. A autora destaca que no período chuvoso as concentrações de bicarbonato diminuem no alto curso do rio, porém no médio e baixo curso essas concentrações permanecem constantes, devido a contribuição da Barragem de Santarém no rio. O mesmo ocorre para os sulfatos (SO_4^{2-}).

Em relação aos cátions, Costa (2001) encontrou valores de 28,87 mg/L na Barragem de Timbopeba, tendo decréscimos a jusante. Durante a seca, ocorre a contribuição do Rio Santarém ao Rio Gualaxo do Norte, com concentrações de 1,42 mg/L, tendo decréscimo dessa contribuição durante o período chuvoso, tendo o médio curso do Rio Gualaxo do Norte concentrações de 12,56 mg/L (Costa, 2001). Em relação ao K^+ , as concentrações variam de 0,35 a 4,01 mg/L no período seco e 0,01 a 1,12 mg/L no período chuvoso, em relação ao Mg^{2+} apresenta concentrações de 0,41 a 6,97 mg/L na seca e 0,23 a 3,65 mg/L durante as chuvas, tendo maiores valores no alto curso devido as rochas dolomíticas (Costa, 2001). O Ca^{2+} , Costa (2001) encontrou concentrações variando de 1,42 a 9,27 mg/L no período seco e 0,69 a 2,87 mg/L no período chuvoso, também sofrendo influência das rochas dolomíticas no alto curso do Rio Gualaxo do Norte.

Quanto ao ferro, manganês e alumínio, Costa (2001) encontrou concentrações de <0,05 a 8,23 mg/L no período seco e <0,05 a 0,31 mg/L no chuvoso; <0,02 a 3,73 mg/L no período seco e <0,02 a 0,33 mg/L no período chuvoso; <0,05 a 3,33 mg/L na fase de seca e <0,05 a 0,25 mg/L na fase chuvosa, respectivamente. Já em relação a outros elementos traços, o Rio Gualaxo do Norte apresentou teores elevados de zinco (0,05 mg/L a 0,08 mg/L) e cádmio (0,001 mg/L a 0,003 mg/L), de acordo com Costa (2001). De modo geral, Costa (2001) ressalta que as anomalias encontradas de Fe, Mn e Al no Rio Gualaxo do Norte são decorrentes tanto da geologia da região, influenciadas pelas rochas dolomíticas/itabiríticas do Quadrilátero Ferrífero e das cangas mobilizadas devido aos garimpos de ouro, quanto das atividades antrópicas da mineração de ferro provenientes da barragem de Timbopeba e Germano.

No que diz respeito ao Rio do Carmo, Costa realizou em 2007 um estudo dos sedimentos e terraços aluviais na bacia do Rio do Carmo. Eleutério (1997) *apud* Costa (2007) aponta que os sedimentos do corpo d'água possuem valores anômalos de elementos como Hg, As, Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Cr e Ni devido, principalmente, aos processos de extração mineral.

De acordo com Costa (2007), as concentrações elevadas de óxido de alumínio nos sedimentos da bacia (1,1 % a 36%) são associadas as rochas supracrustais do alto curso do rio

e aos gnaisses do médio curso, em ambos os casos, o Al_2O_3 apresenta baixa mobilidade, logo, ficam retidos nos sedimentos do rio. Em relação aos óxidos de ferro, suas concentrações variam de 0,7 a 93,9%, devido a sua abundância nas rochas da região e por sua estabilidade em condições oxidantes superficiais, estando o manganês associados a esses óxidos no alto curso do rio (Costa, 2007).

Com relação ao arsênio, Costa (2007) destaca que a arsenopirita é o sulfeto mais abundante nas rochas da região do alto curso do Rio do Carmo, sendo esse responsável por liberar o elemento na água ao entrar em contato com o oxigênio. Na região a concentração média de As total na região de 308 mg/Kg, sendo que a principal fonte desse elemento são as antigas minas de ouro e pilhas de estéril e solos contaminados, que expõem a arsenopirita permitindo que esta sofra oxidação. Além disso, a autora reforça que a ação antrópica não é a única fonte de liberação do arsênio, uma vez que esse elemento tem fontes geogênicas devido a suas elevadas concentrações em terraços aluviais anteriores ao ciclo do ouro.

Em 2010, Rhodes realizou seu estudo focando na análise do mercúrio e arsênio em sedimentos do Rio Gualaxo do Norte, em relação ao mercúrio, a autora encontrou teores de 0,08 mg/kg a 0,53 mg/kg, influenciadas pela ação antrópica. O mesmo ocorre para o arsênio, Rhodes (2010), aponta a existência de teores mais elevados em regiões com ocorrência de atividades garimpeiras.

Ainda em 2010, Rodrigues, propôs valores de *background* para a bacia do Rio Gualaxo do Norte, baseando-se nas análises de sedimentos presentes no rio. De modo geral, a autora determinou um *background* de 64,2 mg/kg para arsênio; 8,2% para ferro; 43,8 mg/kg para chumbo; 141,4 mg/kg para bário; 1636,0 mg/kg para manganês; 65,3 mg/kg para zinco e 39,0 mg/kg para níquel. Rodrigues (2010), ressalta que foram encontradas elevadas concentrações de ferro no baixo curso da bacia do Rio Gualaxo do Norte por consequência do carreamento de material de barragens. Em relação ao arsênio, a autora expõe que altas concentrações podem estar relacionadas ao enriquecimento natural do elemento, mas que concentrações consideradas anômalas são resultado das atividades de garimpo de ouro.

5.4 Qualidade da água após o rompimento da barragem

Após o rompimento da barragem, diversos estudos foram realizados com o objetivo de analisar os impactos do desastre sobre a população das áreas atingidas, bem como sobre a fauna, a flora e os recursos hídricos da região.

Nesse contexto, em 2015, logo após o rompimento da barragem, o Instituto Mineiro de Águas (IGAM) publicou uma nota técnica com uma avaliação preliminar da qualidade das águas do Rio Doce, sendo feito monitoramento ao longo da bacia do Rio Doce. O estudo contemplou as datas de 07/11 a 20/11, destacando variações (0,03 a 32,26 mg/L) nas concentrações de ferro dissolvido na água e de manganês total, que chegou a ter um pico de 935 mg/L no dia 14/11. Além disso, as análises obtiveram valores de concentrações de alumínio dissolvido, com variações de 0,1 a 32,20 mg/L, valores que estiveram acima da série histórica registrada pelo IGAM, de 3,12 mg/L. O estudo destaca que os picos mais elevados das concentrações dos elementos foram registrados em datas em que a pluma de rejeito avançava sobre a área monitorada, com uma diminuição dessa concentração ao longo dos dias devido a dissolução do material lamoso em meio aquoso.

Além disso, o Serviço Geológico do Brasil (CPRM), em dezembro de 2015, realizou um estudo comparativo com base em dados históricos de 2010 ao longo da Bacia do Rio Doce, envolvendo análises de água e sedimentos. Os resultados indicaram um aumento de 150 μ S/cm no parâmetro de condutividade elétrica da água entre os anos de 2010 e 2015. Em relação aos dados de 2010, foram quantificadas concentrações de ferro, manganês, chumbo, cobre e zinco na foz do Rio Gualaxo do Norte (Fe: 0,229 mg/L; Mn: 0,01 mg/L; Pb: 0,001 mg/L; Cu: 0,002 mg/L; Zn: 0,006 mg/L) e em Barra Longa (Fe: 0,377 mg/L; Mn: 0,02 mg/L; Pb: 0,001 mg/L; Cu: 0,002 mg/L; Zn: 0,005 mg/L). Ressalta-se que, para o Rio Gualaxo do Norte e para Gesteira, não foram registradas análises no ano de 2010.

No que se refere às concentrações de metais dissolvidos na água, em 2015 foram registradas no Rio Gualaxo do Norte concentrações de ferro (0,339 mg/L), manganês (0,728 mg/L), chumbo (0,004 mg/L), cobre (0,005 mg/L) e zinco (0,030 mg/L). Na localidade de Gesteira, manganês (0,501 mg/L) e ferro (0,012 mg/L) apresentaram valores acima do limite de quantificação do equipamento utilizado nas análises. Na foz do Rio Gualaxo do Norte foram identificadas concentrações de zinco (0,019 mg/L), manganês (0,323 mg/L), ferro (0,266 mg/L) e chumbo (0,003 mg/L). No município de Barra Longa foram quantificados apenas ferro (0,076 mg/L) e manganês (0,486 mg/L).

Em 2018 foi publicado o estudo de Costa *et al.*, que realizaram um estudo de avaliação da qualidade da água com foco exclusivo no Rio do Carmo, utilizando dois pontos de monitoramento: um à montante e outro à jusante do deságue no Rio Gualaxo do Norte, primeiro corpo hídrico impactado pelos rejeitos da barragem. As análises abrangeram o período de 2013

a 2017 e consideraram tanto parâmetros inorgânicos quanto físico-químicos. Os resultados evidenciaram aumento na concentração de alumínio (Al) logo após o rompimento, seguido de diminuição dos níveis, em cerca de dois meses, principalmente pela diluição da lama na água, mas ainda sendo registradas concentrações elevadas do elemento no meio. Foram observadas concentrações elevadas de arsênio (As) no ponto à montante, tanto antes quanto depois do rompimento, enquanto no ponto à jusante os valores permaneceram dentro dos limites legais, indicando influência de fontes naturais e atividades antrópicas, como a mineração de ouro. Também se constataram níveis elevados de manganês (Mn) em ambos os pontos, com agravamento após o desastre. Por outro lado, os elementos chumbo (Pb) e cádmio (Cd) não apresentaram alterações significativas, e os níveis de ferro (Fe), mercúrio (Hg), cromo (Cr), cobre (Cu) e níquel (Ni) mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente.

Com relação aos parâmetros físico-químicos, o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), os sólidos dissolvidos totais (SDT), a cor, o pH, os óleos e os fenóis apresentaram-se dentro dos padrões normativos. Apenas a turbidez mostrou-se alterada após o rompimento da Barragem de Fundão, com valores significativamente superiores aos permitidos. O estudo destaca ainda que as contaminações por arsênio e manganês já estavam presentes anteriormente ao rompimento, sugerindo fontes persistentes de contaminação, possivelmente, à histórica atividade mineradora na região, mas sendo potencializados pela introdução da lama no sistema, o que gerou um processo de remobilização e aumento de concentração desses elementos.

Os estudos de Dias *et al.*, (2018) e Kütter *et al.*, (2023), baseados em séries temporais de 1997 a 2017/2018, apresentaram aumentos nas concentrações de Al, Fe, Mn e As, seguidos de uma tendência de normalização a partir de 2016, embora alguns metais ainda se mantivessem acima dos valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Apesar de descreverem como normalização, a área foi extremamente contaminada pela inserção da lama no meio, esse processo elevou as concentrações de elementos químicos no rio, a normalização descrita pelos autores tem relação com a diluição da lama no meio aquoso e carreamento do material para jusante, mas com permanência de contaminação.

Em relação ao Rio Gualaxo do Norte, Reis *et al.*, (2019, 2020) conduziram uma análise dos sedimentos fluviais entre 2016 e 2017. Os resultados demonstraram que, mesmo antes do desastre, haviam concentrações elevadas de certos metais e semimetais, como ferro, manganês e arsênio, reflexo da geologia mineralizada do Quadrilátero Ferrífero e das atividades

mineradoras e garimpeiras históricas. Após o rompimento, observou-se aumento expressivo nos níveis de Fe e Mn nas estações a jusante, indicando a substituição dos sedimentos naturais por rejeitos ricos em óxidos metálicos. Elementos como As, Ba, Zn, Pb, Cd, Ni e Cr também apresentaram concentrações acima dos valores de *background*, especialmente em trechos próximos a áreas mineradas. Em síntese, o estudo evidencia que os sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte apresentam contaminação significativa por metais, resultante da combinação entre a geologia local, o histórico de mineração e a deposição de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. O estudo de Gil (2020), aponta para o aumento das concentrações de elementos tóxicos no Rio Gualaxo do Norte durante o período chuvoso devido ao processo de remobilização do rejeito.

Em 2017, um estudo realizado pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), financiado pelo Greenpeace em 2017, avaliou a contaminação por metais pesados em água subterrânea nos municípios de Belo Oriente (MG), Governador Valadares (MG) e Colatina (ES). Os resultados indicaram concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) acima dos limites estabelecidos pela CONAMA 396/2008 (TAB.Tabela 1) para água potável, sendo os valores mais elevados encontrados em Colatina: até 3.752 µg/L de Fe e 358 µg/L de Mn. No entanto, o estudo ressalta que não é possível afirmar com certeza que essa contaminação dos poços subterrâneos seja decorrente direta da lama oriunda da barragem.

Por fim, no que se refere aos impactos à saúde humana, Paulelli *et al.*, (2022) analisaram os níveis de metais no sangue de moradores das comunidades de Regência, Povoação e Campo Grande, no Espírito Santo, áreas também afetadas pelo rompimento. Os resultados revelaram concentrações de Al em 60 µg/L (referência típica: <3–14 µg/L), As em 10,9 µg/L (referência típica: <6,1 µg/L), Hg em 10,9 µg/L (referência típica: <6,1 µg/L) e Ni em 2,7 µg/L (referência: <3,9 µg/L, com valor máximo de 21 µg/L). Os autores associaram os níveis elevados de Al e Ni ao consumo de água de poços e torneiras sob influência da lama, enquanto os aumentos de Hg, As, Se e Pb foram relacionados ao consumo de frutos do mar presentes em porções em que a lama atingiu, o que gerou um processo de bioacumulação de elementos nesses animais. A presença desses metais no organismo foi associada a diversos efeitos adversos à saúde, como transtornos mentais, distúrbios gastrointestinais, problemas ósseos, mal-estar geral e lesões cutâneas.

Dessa forma, os estudos aqui reunidos demonstram que a contaminação por metais nas águas superficiais e sedimentos da bacia do Rio Doce é resultado de uma complexa interação

entre fatores naturais e antrópicos, sendo o rompimento da barragem de Fundão um evento agravante em um cenário historicamente comprometido. A presença recorrente de elementos como ferro (Fe), manganês (Mn), arsênio (As) e alumínio (Al) em concentrações acima dos limites estabelecidos por legislações ambientais reforça a necessidade de atenção contínua à qualidade dos recursos hídricos da região. Além disso, os efeitos sobre a saúde das populações expostas, evidenciados por estudos como o de Paulelli *et al.* (2023), apontam para riscos reais e demandam ações de monitoramento ambiental, sanitário e social. Estudos pontuais como o realizado pela Universidade Federal do Rio de Janeiro, não permitiram conclusões objetivas a respeito da influência dos rejeitos nas águas subterrâneas, evidenciando a necessidade de mais estudos acerca das águas subterrâneas da região para obter resultados e correlações mais precisas.

6 HIDROQUÍMICA

A hidroquímica é o ramo da hidrogeologia responsável pela caracterização físico-química e biológica das águas subterrâneas. De acordo com Santos (2008), a qualidade da água subterrânea é determinada por sua composição e pelos efeitos que seus constituintes podem exercer sobre o meio.

A composição química das águas subterrâneas varia à medida que a água infiltra no subsolo, sendo influenciada pela natureza das rochas e dos solos com os quais entra em contato. Conforme Schoeller (1963) *apud* Silva (1984), é o solo o principal responsável por conferir à água subterrânea sua configuração química quase definitiva.

Entre as substâncias mais relevantes presentes nas águas subterrâneas estão os íons, que constituem os principais componentes químicos dessas águas. Segundo Santos (2008), destacam-se:

- o sódio (Na^+), ocorre, principalmente, na forma de cloretos e tem como principais fontes os feldspatos, anfibólios, feldspatóides e piroxênios;
- o potássio (K^+) é um elemento facilmente adsorvido por minerais de argila e associado a áreas de alta precipitação, proveniente de feldspatos potássicos, micas e leucitas;
- o cálcio (Ca^{2+}) comumente precipita em carbonato de cálcio, encontrado em minerais como calcita, aragonita, dolomita, plagioclásio e apatita;
- o magnésio (Mg^{2+}), tende a ocorrer na forma de bicarbonato em razão de sua baixa tendência à precipitação, sendo originado de minerais como magnesita, biotita, granada, hornblenda, clorita, alanita e olivina;
- o ferro (Fe) elemento que, ao ser oxidado, confere coloração turva à água, sendo derivado principalmente de olivinas, biotitas e piroxênios;
- o bicabornato (HCO_3^-) se precipita em forma de bicabornato de cálcio;
- o cloreto (Cl^-) é altamente solúvel e resultante da lixiviação de minerais ferromagnesianos em rochas ígneas e evaporíticas;
- o nitrato (NO_3^-), íon muito solúvel e raramente precipitado, associado aos estágios finais de oxidação da matéria orgânica;
- os sulfatos (SO_4^{2-}) são originados da oxidação do enxofre e da lixiviação de compostos sulfatados;

- o silício (Si), geralmente presente na forma coloidal nas águas subterrâneas.

Além desses íons principais, é possível identificar a presença de elementos traço, que correspondem a menos de 1% dos constituintes principais e secundários das águas subterrâneas. Esses elementos podem ter origem tanto geológica, relacionada à composição litológica do aquífero, quanto antrópica, decorrente de atividades humanas (Santos, 2008). Entre os principais elementos secundários/traço destacam-se o boro (B^{3+}), brometo (Br^-), manganês (Mn) e zinco (Zn^{2+}).

No contexto das águas subterrâneas associadas a rochas cristalinas, estas são compostas predominantemente por quartzo e aluminossilicatos. Segundo Freeze & Cherry (2017), a água que infiltra nessas rochas possui natureza quimicamente agressiva, capaz de promover a dissolução de minerais como feldspatos, micas e outros silicatos, em razão da presença de dióxido de carbono (CO_2) dissolvido. Nesse caso, os minerais silicatados com alto teor de cátions e silício são dissolvidos e os silicatos de alumínio são precipitados (Silva, 1984), além disso, o processo de lixiviação dessas rochas resultam no aumento do pH e da concentração de bicarbonatos na água.

Dessa forma, as águas que percolam por rochas cristalinas apresentam, em geral, elevadas concentrações de íons provenientes da lixiviação de minerais como feldspatos, micas e quartzo. Assim, predominam íons como sódio, potássio, magnésio, cálcio, bicarbonato (sódico e cálcico), cloretos e sulfatos, podendo também ocorrer flúor em aquíferos associados a rochas ricas em apatita e anfibólios (Silva, 1984).

6.1 Comportamento hidroquímico de íons

A mobilidade geoquímica diz respeito a facilidade com que os elementos se movem em um ambiente, seja no solo, rochas ou fluidos. A seguir apresenta-se uma síntese do comportamento de alguns elementos químicos.

- **Nitrato:**

Um dos contaminantes mais comuns nas águas subterrâneas, segundo Freeze & Cherry (1979), é o nitrato (NO_3^-), proveniente de fontes situadas na superfície do solo, em geral, em horizontes mais rasos. Outra fonte desse contaminante são os fertilizantes e a conversão de nitrogênio orgânico, através de processo de amonificação gerando amônia (NH_4^+) e posteriormente nitrificação, que converte a amônia em NO_3^- .

Em ambientes oxidantes, ou seja, águas subterrâneas pouco profundas, rochas fraturadas e sedimentos muito porosos, com muita presença de O₂, o nitrato se move muito rapidamente na água. Nas águas subterrâneas as concentrações de nitrato variam de 0,1 a 10 mg/L, mas valores acima de 5 mg/L podem indicar fontes de contaminação antrópica (Santos, 2008).

- **Cloreto:**

O cloreto é um ânion muito solúvel na água subterrânea, além de ser extremamente estável quando em solução. Em rochas cristalinas esse íon é proveniente do processo de lixiviação dos minerais ferromagnesianos. Santos (2008) aponta que a concentração de cloreto em água subterrânea é inferior a 100 mg/L.

- **Sulfato:**

São sais muito solúveis que se originam, naturalmente, da oxidação do enxofre e da lixiviação da gipsita e anidrita, minerais sulfatados. De acordo com Santos (2008), em águas subterrâneas esse composto se apresenta com teores inferiores a 100 mg/L.

- **Bicarbonato:**

O bicarbonato (HCO₃⁻) é um dos ânions mais abundantes nas águas subterrâneas, de acordo com Freeze & Cherry (1979) a concentração desse ânion é controlada pelo CO₂ presente no solo e pelo intemperismo de minerais como calcita, dolomita e silicatos, tendo relação com as concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD). A concentração de bicarbonato na água subterrânea tem relação com o tempo de residência do aquífero, ou seja, águas menos evoluídas tendem a possuir concentrações menores (<50 mg/L) assim como aquíferos em rochas cristalinas tendem a ter concentrações moderadas desse ânion (50-350 mg/L), de acordo com Santos (2008).

- **Sódio:**

O sódio é um dos metais alcalinos mais abundantes em águas subterrâneas devido a sua elevada solubilidade e baixa precipitação, tendo maior proveniência em minerais como feldspatóides, anfibólios, piroxênios e plagioclásios (Santos, 2008). O Na⁺ é capaz de reagir com a água e produzir hidróxido de sódio e reagir com a amônia e produzir amideto de sódio. Sua concentração na água subterrânea varia de 0,1 a 100 mg/L (Santos, 2008).

- **Potássio:**

O potássio em água subterrânea se apresenta em baixa quantidade devido a grande participação desse íon em trocas iônicas e por ser facilmente adsorvido por argilominerais, sua concentração varia de 1 a 5 mg/L nas águas subterrâneas (Santos, 2008).

- **Cálcio:**

O cálcio tem solubilidade moderada, podendo precipitar carbonato de cálcio (CaCO_3). Tal íon está presente em minerais como calcita, aragonita, dolomita, plagioclásios e apatita, apresentando concentrações de 10 a 100 mg/L nas águas subterrâneas (Santos, 2008).

- **Arsênio:**

O arsênio é um dos elementos traços da crosta terrestre, sendo extremamente tóxico. De acordo com Bradl (2005) *apud* Figueiredo (2005), o arsênio apresenta quatro estados de oxidação, -III, III, O e V, sendo que o As (III), em ambiente redutor se mostra extremamente solúvel. Tal elemento, pode sofrer o processo de sorção nos hidróxidos de ferro e alumínio e nos argilominerais, podendo se oxidar para o estado de As (V) e ser absorvido pelo ferro e alumínio.

De acordo com Borba (2002) *apud* Costa (2007), o arsênio apresenta baixa mobilidade quando associado a ambientes ricos em ferro, devido a formação de minerais como escorodita e goethita.

- **Ferro e Manganês:**

O potencial redox é um parâmetro que influencia na concentração desses metais, tendo concentrações de equilíbrio em águas com potencial redox elevado. Processos de adsorção e precipitação resultam em migração lenta desses componentes, ocasionando em baixa contaminação (Freeze & Cherry, 1979).

Em relação ao ferro e manganês, esses elementos ocorrem dissolvidos na água na forma de Fe^{2+} e Mn^{2+} , tendo sua mobilidade controlada pelo potencial redox e pelo pH. Isso significa que em ambientes redutores, esses elementos se encontram em sua forma solúvel, em ambientes oxidantes eles se encontram insolúveis (Fe^{3+} e Mn^{4+}), logo são menos móveis, podendo aumentar a capacidade de adsorção do meio. Quanto ao pH esse parâmetro influencia na velocidade de ocorrência das reações, ou seja, pH elevados tendem a gerar a oxidação mais rápida do manganês.

6.2 Características físico-químicas da água subterrânea

As propriedades físico-químicas da água subterrânea estão relacionadas com a interação dessa com as rochas e solos em que se situam, além de terem influências antrópicas, que alteram suas características naturais.

As características físicas estão relacionadas com propriedades estéticas da água, como temperatura, cor, odor, sabor e turbidez, sólidos em suspensão, condutividade elétrica (C.E) e salinidade (Santos, 2008). A turbidez é caracterizada como a dificuldade da água de transmitir a luz, sendo essa propriedade resultado da presença de material sólido em suspensão na água.

Em relação a condutividade elétrica (CE), essa é o valor que descreve a facilidade da água em conduzir corrente elétrica, estando associado com a presença de sais dissolvidos em forma de íons, sendo que tal propriedade aumenta com a temperatura (Santos, 2008). Além disso, a água classificada como pura tem baixa condutividade elétrica, podendo se tornar condutiva devido a presença de íons em solução (Freeze & Cherry, 1979).

O pH é uma característica química da água, que mede o grau de acidez ou de alcalinidade da água, variando de 1 a 14, sendo 7 o valor neutro, acima desse são valores alcalinos e abaixo ácidos. O pH da água subterrânea varia de 5,5 a 8,5 (Santos, 2008).

O Eh ou potencial de oxirredução, determina a característica do ambiente, ou seja, se é um ambiente redutor ou oxidante. Normalmente, o Eh de águas naturais, segundo Santos (2008), é mais positivo em meio oxidante e negativo em meio redutor.

No que diz respeito aos sólidos totais dissolvidos (STD) esses são o peso total dos constituintes minerais presentes na água por unidade de volume (Santos, 2008). De modo geral, representa a soma de todas as substâncias minerais dissolvidas na água, podendo variar de 50 a 1500 mg/L.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) mede a quantidade de oxigênio necessária para consumir a matéria orgânica presente na água através de processos biológico, sendo inferior a 5 mg/L nas águas subterrâneas. Já a demanda química de oxigênio (DQO) mede a capacidade da água em consumir oxigênio durante os processos químicos, ou seja, mede o teor de matéria orgânica oxidável e de elementos capazes de consumir oxigênio (Santos, 2008).

Santos (2008) define a alcalinidade como a capacidade de uma água em neutralizar ácidos, sendo consequência da presença de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, esta está

associada diretamente ao pH, como ilustrado na Tabela 4. Já a acidez é a capacidade de neutralizar as bases, gerada pela presença de ácidos como, HNO_3 , H_2SO_4 , HCl , e sais como sulfatos de ferro e alumínio.

Tabela 4: Relação do pH com a alcalinidade

c	Alcalinidade
11 a 9,4	Alcalinidade de hidróxidos e carbonatos
9,4 a 8,3	Alcalinidade de hidróxidos e bicarbonatos
8,3 a 4,6	Alcalinidade de bicarbonatos
4,6 a 3,0	Ácidos minerais

Fonte: Santos (2008) in Feitosa *et al.*, 2008.

6.3 Reações hidrogeoquímicas

As reações hidrogeoquímicas são processos físico-químicos capazes de determinar a quantidade de constituintes químicos presentes na água, ou seja, a composição da água de modo a controlar sua qualidade natural, evolução e o comportamento dos contaminantes.

A reação ácido-base resulta em efeitos no pH da água, águas ácidas, aquelas que possuem $\text{pH} < 7$, são capazes de aumentar a mobilidade de elementos em zonas saturadas e não saturadas, já águas básicas ($\text{pH} > 7$) podem precipitar hidróxidos (Mestrinho, 2008).

Reações de troca iônica e adsorção tem relação com a capacidade de materiais porosos compostos por partículas coloidais de realizar trocas de constituintes adsorvidos. Segundo Freeze & Cherry (1979) os argilominerais são os minerais coloidais que possuem a capacidade de realizar tais trocas, uma vez que apresentam superfície com carga elétrica negativa que fixa e troca cátions.

A solubilidade é definida como a concentração de saturação de uma substância em água pura a uma determinada temperatura, a precipitação diz respeito a saturação de uma solução de modo que o material que anteriormente se encontrava em solução, por mudanças de pH ou Eh, passa para o estado sólido (Mestrinho, 2008).

As reações redox, se dão por transferência de elétrons entre reagentes e produtos (Mestrinho, 2008), ocorrendo oxidação e redução. O Eh está associado a essas reações, tal parâmetro tende a ser mais positivo em meios oxidantes e mais negativos em meios redutores.

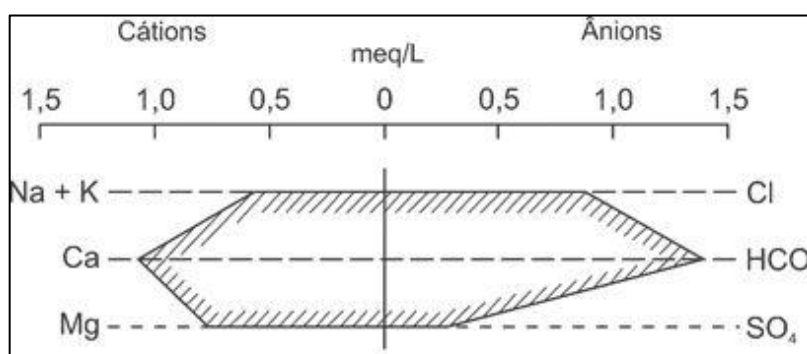
6.4 Balanço Iônico

6.5 Diagramas hidroquímicos

Os diagramas hidroquímicos são um método gráfico de apresentar e compilar os dados hidroquímicos e de classificar hidroquimicamente as águas subterrâneas. Nesse caso, destacam-se três diagramas, o de Stiff, Schöeller e Piper.

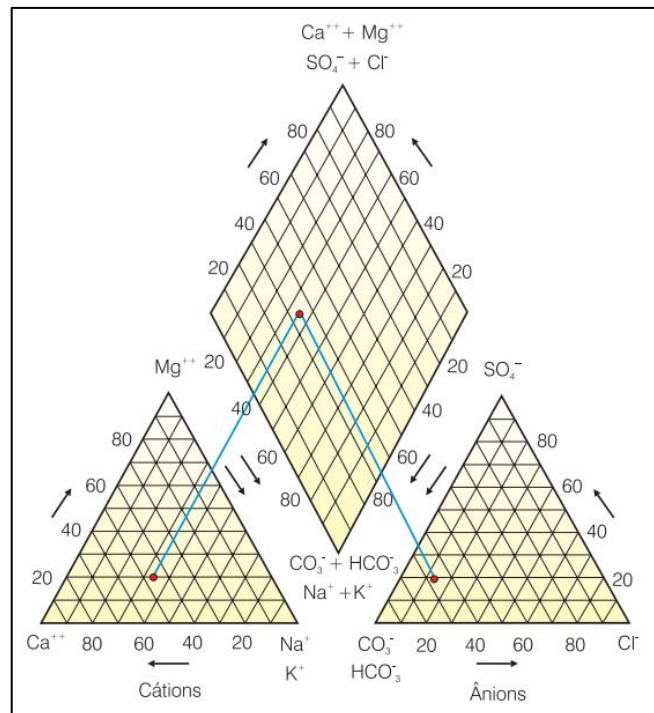
O diagrama de Stiff (1951) é uma representação gráfica constituída dos principais pares de íons das águas subterrâneas (Na+K e Cl, Ca e HCO₃, Mg e SO₄) em miliequivalentes por litro, sendo os cátions plotados a esquerda e ânions a direita. A plotagem ocorre a partir de retas referentes aos valores dos íons e posteriormente, as extremidades dessas retas são ligadas de modo a formar um polígono, conforme Figura 6. Esse diagrama permite identificar padrões hidroquímicos e comparar amostras, porém não permite representar um grande número de amostras (Freeze & Cherry, 2017).

Figura 6: Diagrama de Stiff



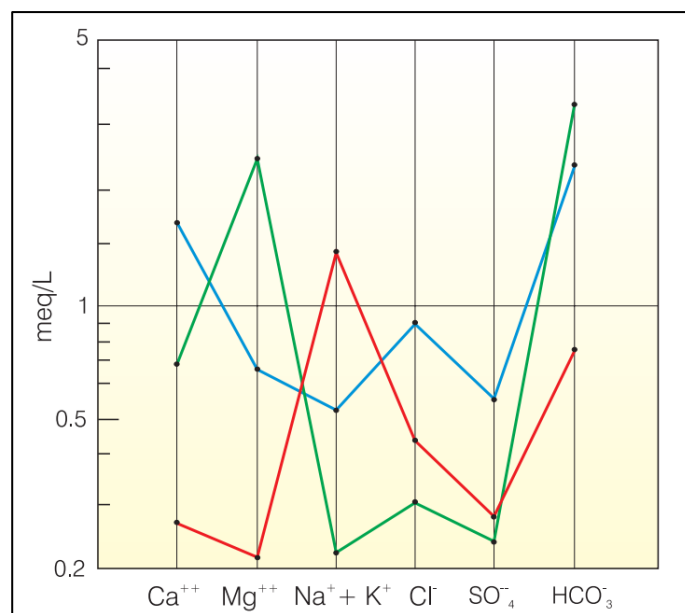
Fonte: Modificado de Davis e De Wiest (1966) *apud* Freeze & Cherry (2017).

O diagrama de Piper (1944) é uma representação gráfica triangular que expressa as concentrações de cátions e ânions em porcentagem, permitindo representar um grande número de amostras (Freeze & Cherry, 2017). A plotagem dos dados nesse diagrama ocorre a partir da transformação das concentrações dos íons em meq/L para porcentagem total de cátions e ânions, a partir disso são traçadas duas retas, uma no diagrama triangular dos cátions e outra no diagrama dos ânions, o ponto em que essas retas se interceptam, no losango superior, diz respeito a classificação hidroquímica da água subterrânea (Figura 7).

Figura 7: Diagrama de Piper

Fonte: Santos (2008) in Feitosa *et al.*, (2008).

Já o diagrama de Schoeller (1955) é uma representação semi-logarítmica que apresenta as concentrações totais dos cátions e ânions, expressas em meq/L, conforme representado na Figura 8.

Figura 8: Diagrama semi-logarítmico de Schöeller

Fonte: Santos (2008) in Feitosa *et al.*, (2008).

7 METODOLOGIA

7.1 Levantamento dos poços

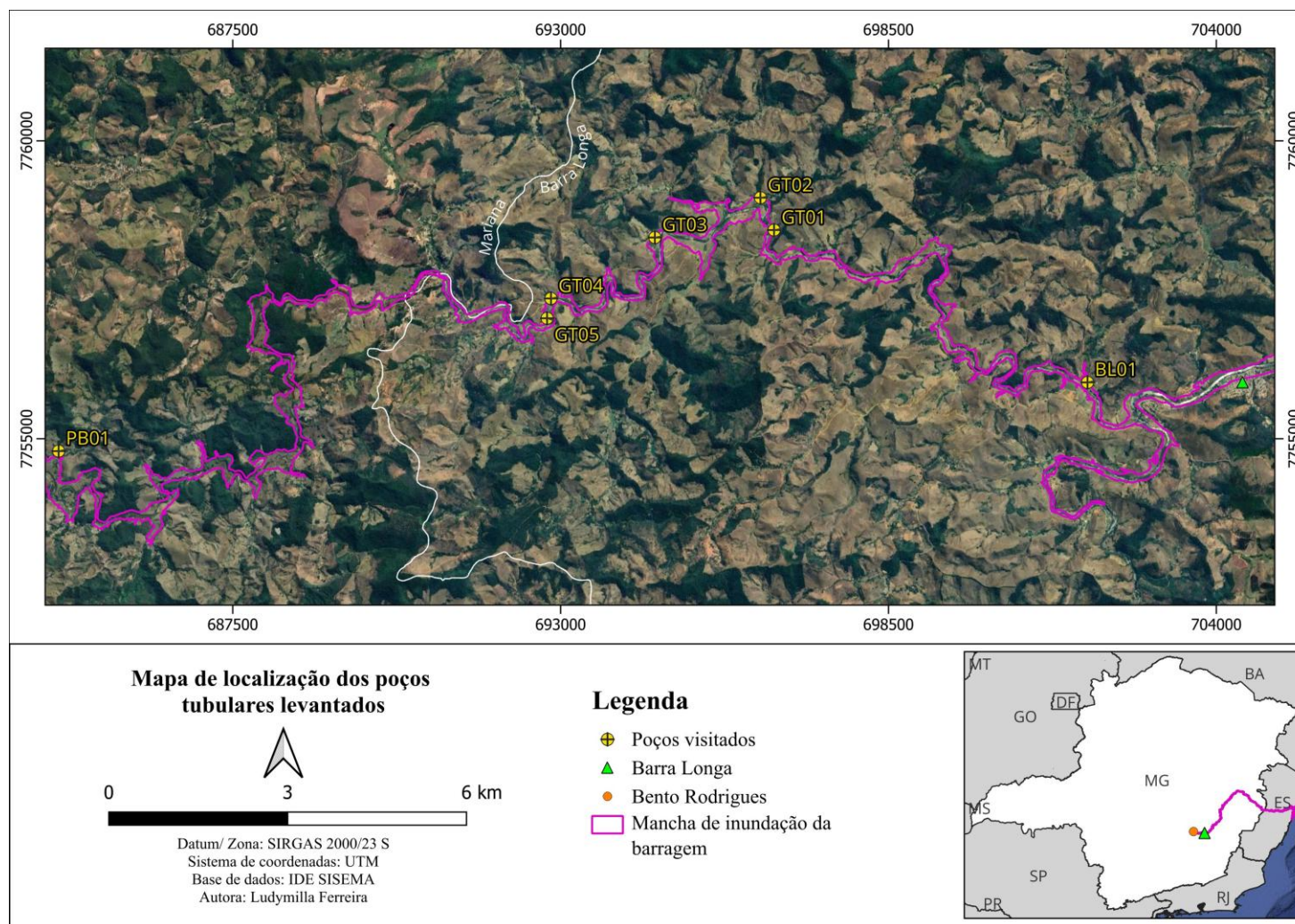
Foi realizado um levantamento dos poços tubulares existentes nas bacias dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo. A busca foi conduzida pelos bancos de dados de poços tubulares SIAGAS (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas), mantida pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), e IDE SISEMA, plataformas as quais reúnem e disponibilizam dados cadastrados de poços e fontes naturais em Minas Gerais.

A seleção dos poços foi realizada considerando a delimitação da mancha de inundação proveniente da lama da barragem. A partir da área abrangida por essa mancha, foram selecionados os poços localizados em seu interior e dentro da área ou muito próximos ao município de Barra Longa.

Os dados dos poços selecionados foram obtidos nos formatos *shapefile* e planilha, contendo informações como localização geográfica, vazão e nível estático da água. Esses dados foram integrados e organizados em ambiente SIG, sendo posteriormente incorporados a mapas temáticos elaborados no software QGIS.

Posteriormente, foram realizados contatos, de modo presencial, com os proprietários dos poços selecionados, visando solicitar autorização de acesso ao poço e de coleta da água (ANEXO I). No total foram liberados acessos em 07 poços, seis situados no município de Barra Longa e um no município de Mariana, vide Figura 9.

Figura 9: Localização dos poços levantados para amostragem



Fonte: Elaborado pela autora.

7.2 Amostragem de campo

A campanha de amostragem foi realizada no dia 17 de dezembro de 2025, durante o período chuvoso, sendo feitas ao todo coletas em sete poços, na região de Barra Longa e Mariana. Os poços selecionados, apresentam profundidades de aproximadamente 20 metro, estando próximos ao nível d'água do rio da região (538m – 419m).

As amostras foram identificadas conforme os distritos dos municípios (“PB” para Paracatu de Baixo, “BL” para Barra Longa e “GT” para Gesteira), conforme exposto na Tabela 5.

Tabela 5: Identificação e coordenadas dos poços amostrados

Identificação	Coordenadas		Cota (m)	Horário da coleta
	UTM N	UTM E		
PB01	7754795	684581	608	17:18
BL01	7755947	701842	385	10:42
GT01	7758504	696583	437	12:10
GT02	7759046	696354	426	13:00
GT03	7758379	694584	461	13:48
GT04	7757351	692842	449	14:23
GT05	7757041	692775	440	15:11

Fonte: Elaborado pela autora.

Para a coleta da água dos poços foi necessário o acionamento da bomba do poço e abertura da torneira de amostragem, de modo que a água circulasse por cerca de 3 minutos, para evitar influência da água parada na tubulação do poço (Figura 10). Em seguida foram realizadas as coletas em três frascos sendo o primeiro um frasco de 250 mL usado para a medição dos parâmetros físico-químicos (pH, Condutividade elétrica, STD e OD) *in situ*, o segundo com um volume de 250 mL, destinado para análises de ânions e para a determinação de alcalinidade, e o terceiro, de 40 mL, destinado para análises de cátions maiores e metais/metais tóxicos em ICP-OES.

As amostras destinadas para análises laboratoriais foram mantidas sob refrigeração, a aproximadamente 4 °C, até serem encaminhadas para armazenamento. No caso das amostras selecionadas para o ICP-OES, durante a coleta destas foram adicionadas três gotas de ácido nítrico, de modo a preservá-las, e estas foram mantidas sob refrigeração até serem enviadas para armazenamento.

Em relação as medições de parâmetros *in situ*, esses foram realizados através do Phametro da AKSO, no qual obteve-se o pH e temperatura das amostras e Multiparâmetro

Ultrameter II, aparelho no qual foram obtidos dados de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) e Potencial de Oxidação-Redução (ORP).

Figura 10: Poços tubulares amostrados



Fonte: Autoria própria.

7.3 Análises hidroquímicas

As amostras coletadas em campo foram submetidas a análises hidroquímicas, com o intuito de identificar e quantificar os principais cátions e ânions, bem como metais potencialmente tóxicos, visando avaliar a qualidade de água subterrânea e identificar as possíveis contaminações relacionadas ao rompimento da barragem.

A determinação da concentração dos ânions maiores (cloreto $[Cl^-]$, sulfato $[SO_4^{2-}]$ e nitrato $[NO_3^-]$) foi realizada através do DR 890 Colorímetro (Figura 11), no qual os limites de detecção são, respectivamente, 0 - 5 mg/L, 0 - 70 mg/L e 0 - 150 mg/L. As análises ocorreram

por meio da adição de reagentes para cada um dos ânions a serem analisados, correspondendo a três frascos para cada amostra. Posteriormente, o equipamento foi calibrado usando água deionizada (branco) para garantir medições mais precisas. Feito isso, cada frasco, correspondente a um ânion a ser analisado, foi adicionado ao aparelho e assim obtidas as concentrações, entre cada medição foi realizada a calibração através do branco.

Figura 11: DR 890 Colorimeter utilizado na análise de ânions maiores



Fonte: Autoria própria.

Além disso, para a determinação da concentração de HCO_3^- foi realizado o procedimento de titulação, para esse foi necessário fenolftaleína, metilorange e ácido sulfúrico (H_2SO_4). A determinação da alcalinidade foi realizada, inicialmente, adicionando 100 mL da amostra em um Erlenmeyer de 250 mL, após isso, foram adicionadas três gotas de fenolftaleína e realizada a homogeneização, ao observar que não houve mudança da coloração da solução, seguiu-se para a adição de três gotas de metilorange, que deixou a amostra amarela. A partir disso, a uma pipeta de 25 mL foi adicionado ácido sulfúrico e a solução foi titulada até a coloração dessa estar vermelho-laranja. Em tal procedimento foram obtidos os volumes de ácido gastos na titulação com fenolftaleína e metilorange e a partir disso, efetuado o cálculo da concentração de HCO_3^- (ANEXO II).

A determinação dos cátions maiores (cálcio [Ca^{2+}], magnésio [Mg^{2+}], sódio [Na^+] e potássio [K^+]) será realizada por Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES) VARIAN 725-ES, do Laboratório de BioHidrometaçúrgia do ProAmb (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental). Do mesmo modo, os metais, como

ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), cádmio (Cd), arsênio (As), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn) e cobre (Cu), foram analisados através ICP-OES.

De acordo com a EPA (1994), o ICP-MS é o método analítico mais adequado para determinação de concentração de elementos em água devido, principalmente, ao seu limite de quantificação mais baixo e a elevada precisão mais eficiente para determinação de concentrações muito baixas, como de elementos traços. Entretanto, devido a questões de disponibilidade de equipamentos, o presente estudo utilizou o ICP-OES, que tem o limite de quantificação mais elevado e é menos preciso para concentrações mais baixas.

O limite de quantificação (LQ) de um equipamento diz respeito a menor concentração que se pode ser medida com precisão e exatidão confiáveis, de acordo com a curva de calibração do aparelho. O ICP-OES utilizado para o presente estudo possui limites de quantificação mínimo de 1 mg/L e máximo de 10 mg/L, para a curva de calibração denominada Multielementar (inclui ferro, manganês, chumbo, cádmio, arsênio, cromo, níquel, alumínio, bário, cobalto, lítio, potássio, magnésio, cálcio, titânio, zinco e estrôncio), já a curva de calibração para sódio possui limite de quantificação máximo de 250 mg/L.

O limite de detecção (LD) corresponde a menor quantidade do analito que pode ser quantificado em uma amostra pelo equipamento. No equipamento utilizado os limites de detecção estão expostos na Tabela 6.

Tabela 6: Limites de detecção do ICP-OES utilizado nas análises

Elementos	LD (mg/L)
Fe	0,005
Mn	0,001
Pb	0,05
Cd	0,005
As	0,05
Cu	0,005
Zn	0,005
Cr	0,005
Ni	0,005
Na	0,05
Ca	0,0005
Mg	0,0005
K	0,1

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados disponibilizados pelo Laboratório de BioHidrometalurgia.

7.4 Tratamento e análises de dados

Os dados obtidos foram organizados e tratados em planilhas do Excel, de modo em que tais dados foram separados de acordo com o tipo de análise (análises físico-químicas e análises de metais), de modo a facilitar as interpretações e exposições dos resultados. Esses dados foram submetidos a análises estatísticas descritivas de modo a correlacionar os parâmetros adquiridos e descreve-los.

No que se refere aos cátions e ânions, os dados foram processados por meio do software Grapher, a partir do qual foram elaborados os diagramas hidroquímicos de Diagrama de Piper e Diagrama de Schöeller. Os diagramas de Stiff, por sua vez, foram confeccionados no Qualigraf. O uso conjunto desses softwares possibilitou uma interpretação mais detalhada das características hidroquímicas das águas da área de estudo.

Os resultados obtidos foram comparados com os limites estabelecidos pelas resoluções CONAMA 396/2008 e CONAMA 420/2009 e pela Portaria MS nº 888/2021, de modo a embasar a interpretação hidrogeoquímica da área, permitindo inferências sobre a influência da geologia na água, o grau de alteração da qualidade da água subterrânea e a possível influência dos rejeitos provenientes do desastre da Barragem de Fundão.

8 LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Toda pesquisa científica está sujeita a limitações ao longo de sua execução, e no presente estudo não foi diferente. Algumas restrições metodológicas e operacionais demandaram a adoção de estratégias alternativas para a obtenção dos resultados apresentados.

A principal limitação esteve relacionada ao tempo disponível para a realização da pesquisa. Por se tratar de um Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), o cronograma reduzido impactou diretamente a etapa de coleta de amostras. As campanhas foram realizadas no mês de dezembro, correspondente ao período chuvoso do ano hidrológico, o que pode influenciar as concentrações de determinados elementos químicos nos poços, uma vez que, nessa condição, ocorre tendência à diluição. Adicionalmente, não foi possível realizar coletas no período seco, o que inviabilizou uma análise comparativa sazonal mais abrangente, recomendada em estudos hidroquímicos.

Outra limitação relevante refere-se à quantidade de poços amostrados. Foram analisados 7 poços tubulares, caracterizando uma avaliação pontual. Para uma abordagem mais representativa, seria necessário um número maior de pontos amostrais. Contudo, a disponibilidade institucional restringe a 10 análises laboratoriais por aluno, o que limitou a ampliação da amostragem. Soma-se a isso o fato de o estudo não contar com financiamento externo, sendo conduzido com recursos básicos disponibilizados pela universidade. Equipamentos adicionais, como Colorímetro e pHmetro, foram utilizados por meio de empréstimo de docentes.

No que se refere às técnicas analíticas, optou-se pelo uso do ICP-OES. Embora não seja o método mais indicado para análises de água, em comparação ao ICP-MS, sua utilização foi necessária devido à indisponibilidade deste último, que se encontrava inoperante no período de estudo. Essa decisão considerou as restrições de infraestrutura e de recursos disponíveis.

Em síntese, embora algumas metodologias empregadas não representem a condição ideal para esse tipo de investigação, o estudo foi conduzido de forma criteriosa, buscando maximizar a qualidade dos resultados dentro das limitações existentes.

9 RESULTADOS E DISCUSSÕES

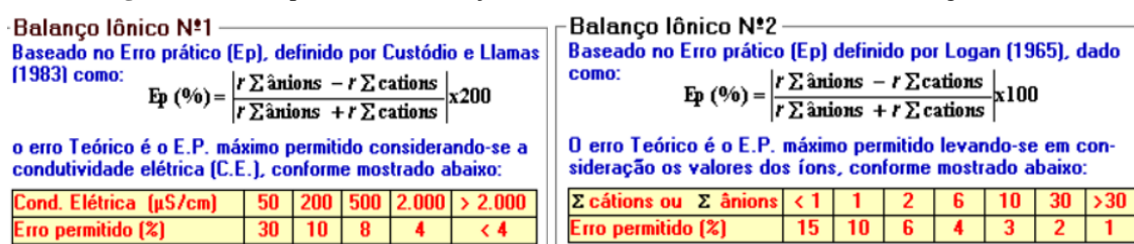
Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos por meio das análises de campo e laboratoriais. Primeiramente serão expostos e discutidos os parâmetros físico-químicos adquiridos em campo e posteriormente, serão realizadas discussões baseadas nos dados obtidos através das análises hidrogeoquímicas.

Além disso, serão apresentados diagramas hidroquímicos de modo a classificar as águas subterrâneas estudadas e, por fim, serão feitas correlações desses resultados com os parâmetros pré-estabelecidos pela CONAMA nº 396/2008 e nº 420/2009.

9.1 Balanço Iônico das amostras

Os resultados do balanço iônico demonstram que os poços GT03 e GT05 apresentaram erros elevados não atendendo critérios do Erro prático (Ep) de Custódio e Llamas (1983) e de Logan (1965), isso acarreta em resultados analíticos não tão confiáveis, sugerindo possíveis inconsistências analíticas ou ausência de íons relevantes na determinação química, exigindo uma análise cautelosa dos resultados desses poços (Figura 12 e Tabela 7).

Figura 12: Erros práticos de Balanço Iônico de Custódio e Llamas (1983) e Logan (1965)



Fonte: Qualigraf.

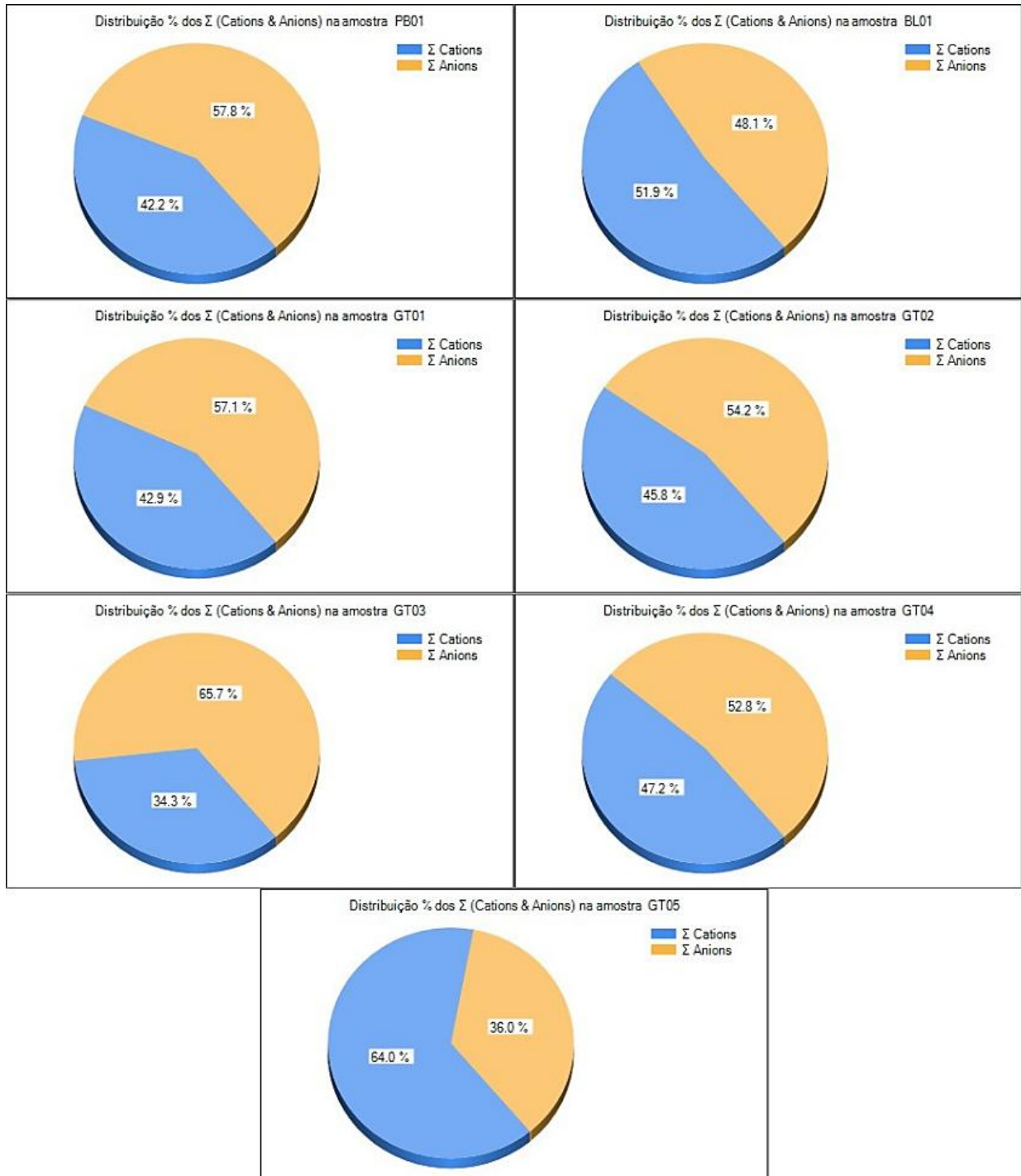
Tabela 7: Balanço Iônico dos poços amostrados

Nome da Amostra	C.E ($\mu S/cm$)	Σ Cátions (meq/L)	Σ Ânions (meq/L)	B.I.1 (%)	B.I.2 (%)	Observações
PB01	39,1	0,5437	0,7435	31,04	15,52	OK
BL01	35,8	0,4348	0,4025	7,74	3,87	OK
GT01	58,3	0,707	0,9412	28,42	14,21	OK
GT02	90,8	1,0484	1,2406	16,79	8,4	OK
GT03	57,2	0,7435	1,4219	62,66	31,33	Não atende B.I. 1 e 2
GT04	115,4	1,3253	1,4839	11,29	5,65	OK
GT05	191,8	1,5344	0,8612	56,2	28,1	Não atende B.I. 1 e 2

Fonte: Elaborado pela autora e analisado no Qualigraf.

A partir do exposto, as análises realizadas para os poços GT03 e GT05 não foram consideradas nos resultados, uma vez que esses poços não atenderam ao balanço iônico de Custódio e Llamas (1983) e de Logan (1965), já que a proporção de cátions e ânions não foi compatível para o balanço (Figura 13).

Figura 13: Gráficos de distribuição em % de cátions e ânions nos poços amostrados



Fonte: Elaborado pela autora.

9.2 Parâmetros *in situ*

Os parâmetros físico-químicos são essenciais para compreender a qualidade das águas subterrâneas e caracteriza-las, tais parâmetros obtidos em campo são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Parâmetros *in situ* dos poços amostrados

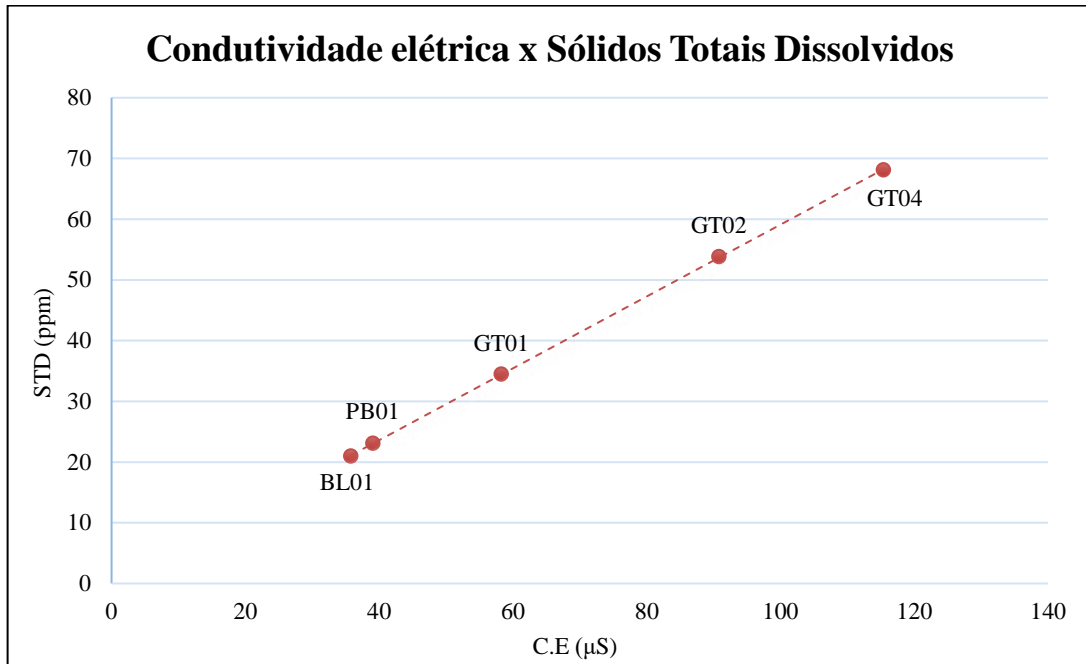
Poço	pH	T água (°C)	Potencial de oxirredução (mV)	Condutividade elétrica (µS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)
PB01	5,91	21,75	147	39,1	23,1
BL01	5,2	23,6	277	35,8	21,0
GT01	5,9	24,3	189	58,3	34,45
GT02	6,3	23,7	180	90,8	53,8
GT04	6,7	23,4	265	115,4	68,1

Fonte: Elaborado pela autora.

Ao observar os dados expostos, tem-se que todos os poços apresentaram pH dentro dos limites descritos por Santos (2008) para água subterrânea, sendo caracterizadas como águas levemente ácidas, tais valores são compatíveis com aquíferos de rochas silicáticas/cristalinas. Além disso, as temperaturas não tiveram grandes variações entre os poços (de 23,40 °C a 24,60 °C), exceto o poço PB01 (21,75 °C) que apresentou temperatura mais baixa que os demais poços, mas valores ainda dentro dos padrões.

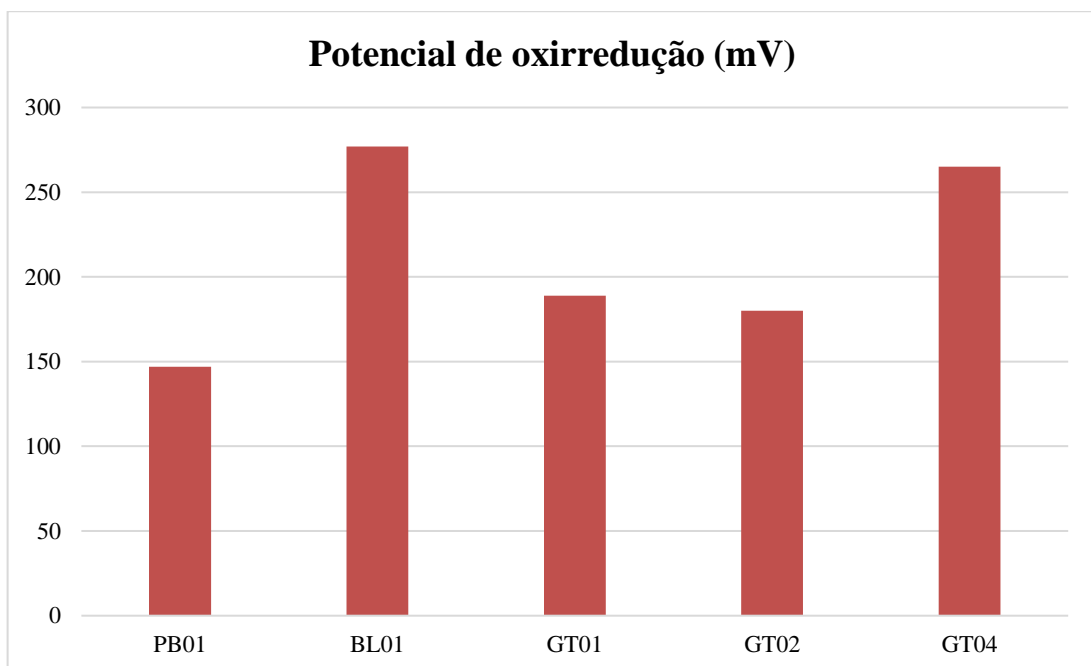
Em relação a condutividade elétrica (µS/cm) os dados obtidos se demonstraram muito variáveis (de 39,10 µS/cm a 194,25 µS/cm), tendo os poços GT02 e GT04, mais a montante da área afetada pela lama, apresentado valores mais elevados (90,8 µS/cm e 115,4 µS/cm, respectivamente). Tais resultados estão associados a presença as diferentes litologias da área estudada e da interação da água subterrânea com essas rochas, sendo acentuados pela inserção de material lamoso no meio. As águas dos poços podem ser consideradas de baixa mineralização, ou seja, tem uma interação água-rocha baixa, valores esses compatíveis com os pH's levemente ácidos.

No que se refere aos sólidos totais dissolvidos (STD), observa-se que, embora os poços GT02 e GT04 apresentem valores relativamente superiores em comparação aos demais pontos monitorados, com concentrações de 53,80 ppm e 68,10 ppm, respectivamente, as águas desses poços ainda se enquadram na categoria de baixa mineralização (Gráfico 2).

Gráfico 2: Relação entre condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos

Fonte: Elaborado pela autora

Em relação ao potencial de oxirredução (Eh), os valores obtidos demonstram que os poços estão situados em um meio subterrâneo oxidante, de modo a favorecer a mobilização de íons metálicos, sendo os poços BL01 e GT04 com os valores mais elevados de Eh, apresentando esses 277 mV e 265 mV, respectivamente (Gráfico 3).

Gráfico 3: Dados do potencial de oxirredução dos poços tubulares amostrados

Fonte: Elaborado pela autora.

O parâmetro turbidez não foi analisado. No entanto, a partir de uma avaliação visual das amostras coletadas, observou-se que o poço PB01 apresentava água com turbidez moderada. Tal condição pode estar associada às chuvas ocorridas no dia da coleta, as quais podem ter ocasionado influência do aumento do nível do Rio Gualaxo do Norte, localizado nas proximidades do referido poço.

9.3 Classificação hidroquímica

A partir das análises dos cátions e ânions principais, foi possível determinar hidroquimicamente o tipo de água presente nos poços tubulares amostrados, tais dados analisados são expostos na Tabela 9.

Tabela 9: Concentrações de cátions e ânions

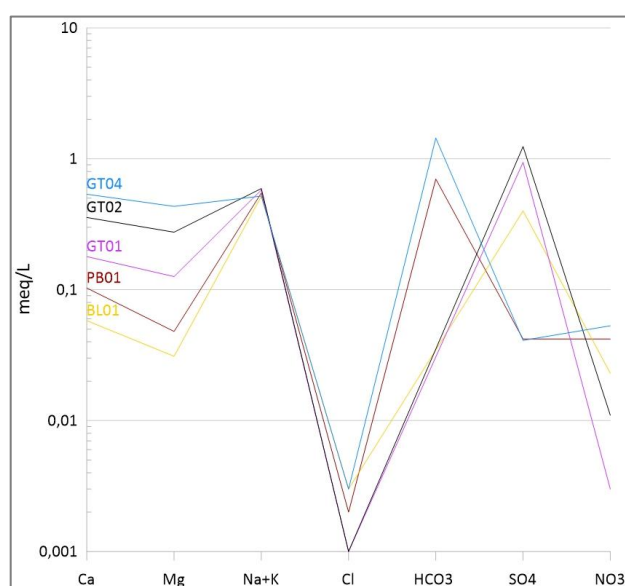
Poço	Concentração (mg/L)							
	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
PB01	2,6	0,07	2	42,7	3,8877	8,72703	2,0678	0,58018
BL01	1,4	0,09	0	24,4	2,36547	9,50367	1,15364	0,38194
GT01	0,2	0,05	0	57,34	3,46468	9,81529	3,58515	1,5261
GT02	0,7	0,03	0	75,64	3,79688	9,85075	7,13287	3,33877
GT04	3,3	0,09	2	87,84	2,74168	9,25143	10,741	5,25854

* LQ: Limite de quantificação

Fonte: Elaborado pela autora

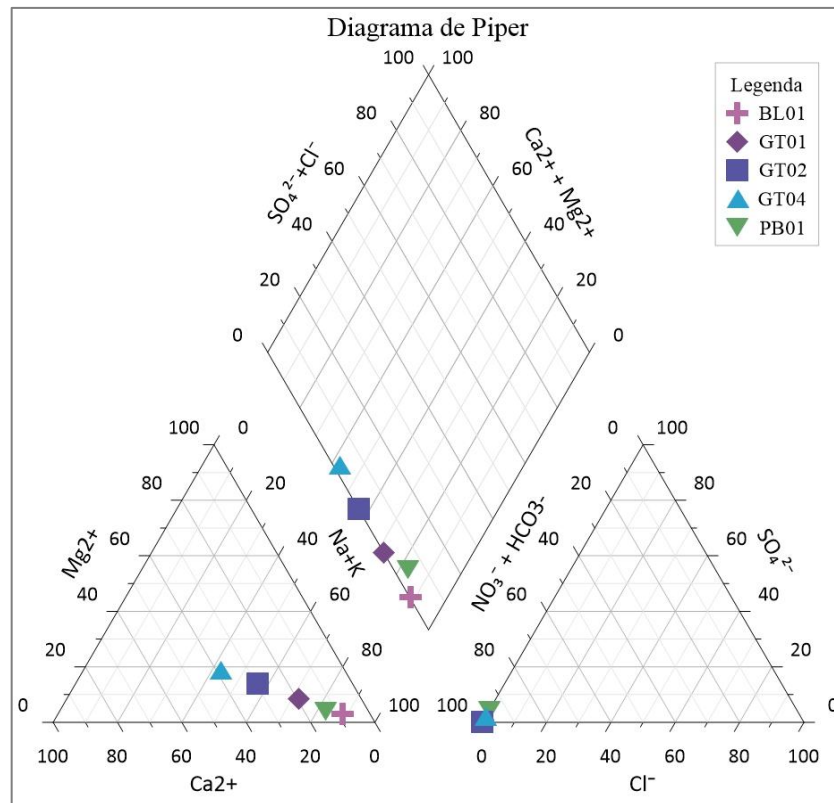
Baseando-se nos dados expostos acima, foram gerados os gráficos de Schöeller e Piper, expostos nas Figura 14 e Figura 15.

Figura 14: Diagrama de Schöeller para os poços tubulares amostrados



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 15: Dados dos poços representados em diagrama de Piper.



Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com o diagrama de Schöeller (Figura 14), as águas dos poços tubulares GT02 e GT04 apresentam concentrações mais elevadas de HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} . Ao correlacionar esses resultados com o diagrama de Piper (Figura 15), verifica-se que as águas dos poços PB01, BL01, GT01, GT02 e GT04 são classificadas como bicarbonatadas sódicas.

Além disso, a composição iônica das águas dos poços foi representada por meio dos diagramas de Stiff, os quais corroboram os resultados obtidos no diagrama de Piper (Figura 16). A partir dos diagramas de Stiff, observa-se que as águas variam de pouco a moderadamente mineralizadas, apresentando predominância dos íons $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ e $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, o que indica, de modo geral, fácies bicarbonatada sódica.

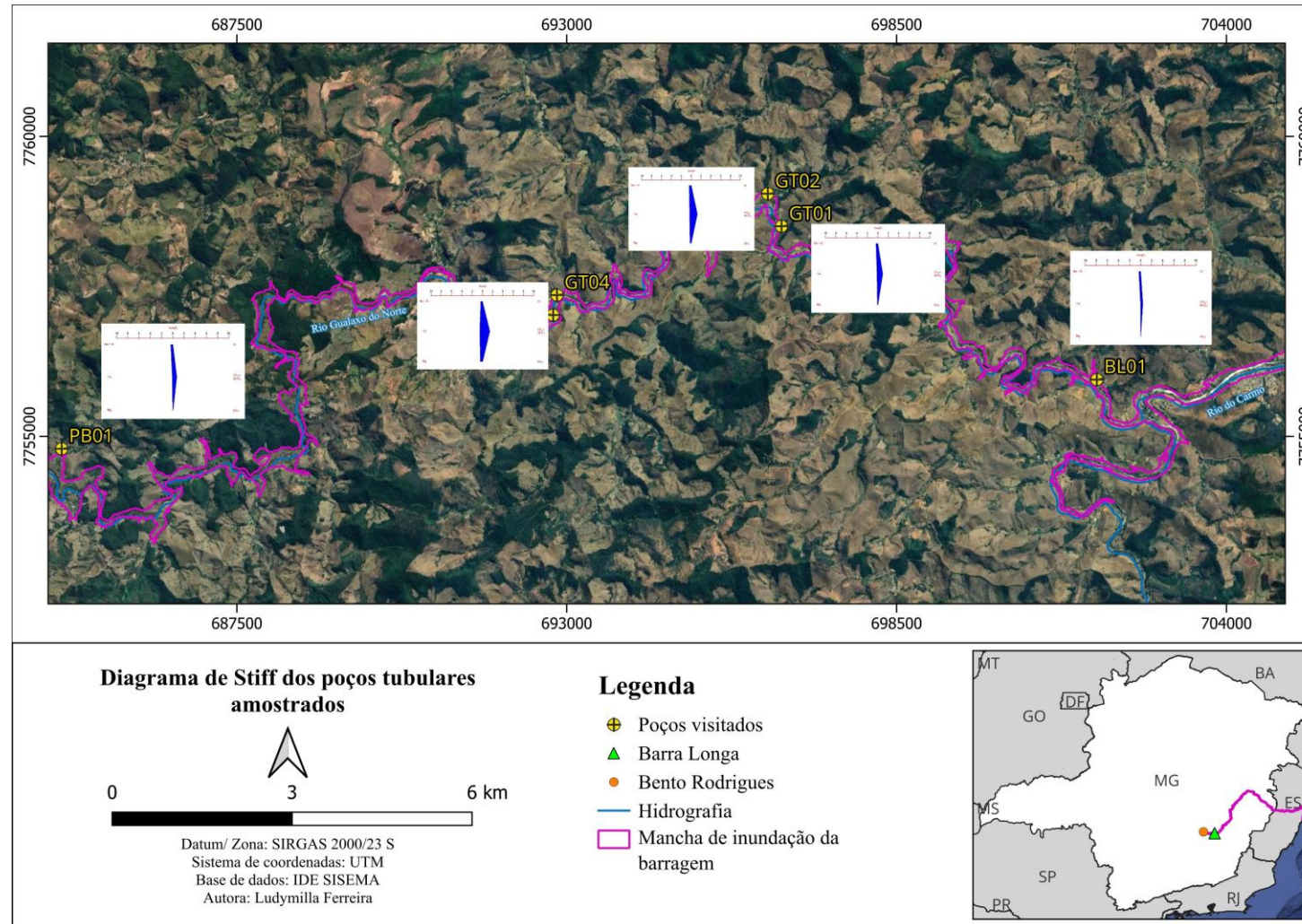
A solubilidade dos minerais parece estar relacionada ao mecanismo de dissolução (Berner, 1980). A dissolução de minerais pouco solúveis é geralmente controlada por processos de superfície, enquanto a dissolução de minerais solúveis é predominantemente controlada por processos de transporte. Espécies do tipo $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ têm sua taxa de dissolução controlada pelo transporte, o que indica que a hidroquímica desse aquífero raso é controlada pelo transporte de íons, indicando possível origem ex-situ.

A contaminação das águas subterrâneas por arsênio é um problema sério. O arsênio pode substituir o sulfeto na pirita, e a oxidação da pirita pode ser uma das causas dos altos teores de arsênio nas águas subterrâneas (Smedley e Kinniburgh, 2002). Outra hipótese é que o arsênio adsorvido em partículas de óxido de ferro tenha sido transportado pelo fluxo fluvial e de lama que se depositou nas margens e planícies de inundação do Ribeirão. Ali, o sedimento foi depositado juntamente com material orgânico. O desenvolvimento subsequente de condições anóxicas pode ter causado a redução dos óxidos de ferro, resultando na liberação de arsênio para as águas subterrâneas, um exemplo parecido descrito em Ravenscroft et al. (2001).

Em pH próximo da neutralidade, os metais pesados permanecem fixados por sorção ou equilíbrio sólido, mas quando a água se torna ácida, eles podem ser mobilizados. Todos os metais apresentam sorção nula em pH baixo e aumento da sorção com o aumento do pH. Aparentemente, os íons H^+ competem com os metais pesados pelos sítios de sorção. No entanto, o pH no qual 50% da quantidade total de metal é adsorvida varia para diferentes íons metálicos (Appelo & Postma, 2005). O Cádmio, como exemplo, é mais mobilizado na presença de ácidos húmicos e concentrações altas de Carbono Orgânico Dissolvido (Christensen and Christensen, 1999). O íon manganês, por sua vez, constituído por seus espécimes minerais, pode levar os contaminantes devido a seu alto potencial efetivo em sorver metais pesados. Quanto menor o pH maior a sorção do metal pesado. A medida que o pH neutraliza ou aumenta, esses íons pesados são liberados em solução (Appelo & Postma, 2005).

A complexidade das reações hidrogeoquímicas dos metais estudados permite inferir que as concentrações aumentadas nas amostras dos poços indicam origem ex-situ ao aquífero raso. A potencial fonte primária pode estar relacionada aos materiais e sedimentos existentes na composição da barragem de rejeito instalada a montante dos pontos amostrados. E existe a possibilidade de uma fonte secundária desses metais pesados devido a presença da lama depositada nas margens, planícies de inundação e vertentes do Ribeirão Gualaxo do Norte, que não foram removidos (depoimento e verificação local).

Figura 16: Diagramas de Stiff dos poços amostrados.



Fonte: Elaborado pela autora.

9.4 Parâmetros laboratoriais

Os parâmetros obtidos em laboratório, através de análise pelo ICP-OES, são apresentados de modo integral no ANEXO III. Tais dados foram tratados e selecionados de acordo com as informações relevantes para o presente trabalho, sendo apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Concentração de metais nos poços amostrados.

Poço	Concentração (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Fe	Mn	Pb	Sn	Zn
PB01	<LQ	<LQ	0,03160	0,0943	0,23669	<LQ	<LQ	<LQ
BL01	<LQ	<LQ	0,07548	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,05873
GT01	<LQ	<LQ	0,03404	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
GT02	0,01688	<LQ	0,06259	<LQ	<LQ	0,11161	<LQ	<LQ
GT04	<LQ	<LQ	0,09821	<LQ	<LQ	0,09062	0,02513	<LQ

LQ: Limite de quantificação

Fonte: Elaborado pela autora.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 10, nota-se grande parcela dos metais analisados nas amostras dos poços encontram-se abaixo do limite de quantificação do equipamento. Isso indica que, embora esses elementos possam estar presentes na água, suas concentrações são inferiores à capacidade de detecção quantitativa do método analítico empregado. Trata-se de uma campanha amostral pontual, com a análise de apenas 7 poços tubulares. Esse número reduzido de amostras limita a representatividade dos resultados e dificulta a identificação de padrões mais consistentes, sendo esperado que apenas parte dos poços apresente concentrações quantificáveis de determinados elementos.

Outro fator relevante refere-se à profundidade dos poços tubulares, os quais apresentam cerca de 20 metros e foram implantados em materiais saprolíticos e em terraços aluviais, situados na mancha da lama da barragem, ou seja, foram construídos sobre material lamoso. Por se tratarem de poços relativamente rasos e por estarem localizados em proximidade ao nível do rio, esses apresentam elevada vulnerabilidade. Tal condição decorre do maior grau de exposição às influências de processos superficiais associados ao curso hídrico, podendo favorecer a infiltração e a contribuição de água do rio, contaminado pelo rejeito, para o interior dos poços.

Cabe destacar que as coletas foram realizadas em dezembro de 2025, período correspondente à estação chuvosa no ano hidrológico da região, esse fator pode ter contribuído

para o aumento da concentração de elementos devido a remobilização desses, de acordo com o exposto por Gil (2020).

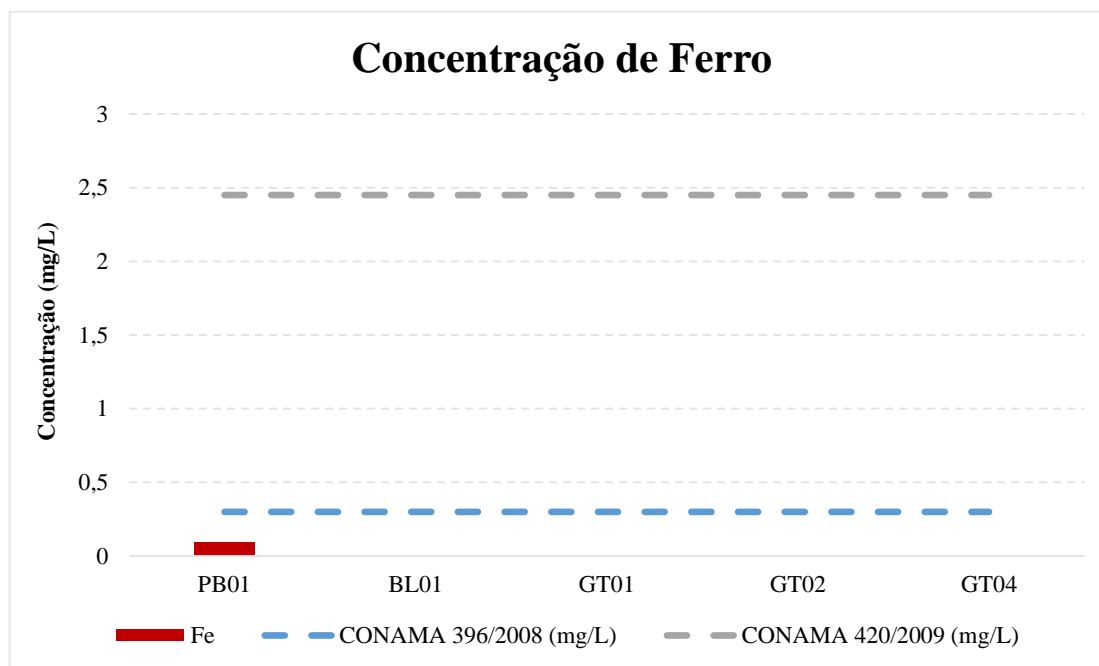
Quanto aos elementos que foram traçados durante as análises, nota-se que o manganês, arsênio, chumbo e cádmio apresentaram valores acima dos limites pré-estabelecidos pela CONAMA, e arsênio, cádmio, manganês e chumbo apresentaram valores superiores ao limite da GM/MS 888/2021, porém de modo pontual, o que condiz com a heterogeneidade de um aquífero fraturado.

9.4.1 Ferro

O ferro apresenta um comportamento particular na área de estudo, uma vez que foi quantificado apenas nos poços PB01, em concentração inferior aos limites estabelecidos pela CONAMA (Gráfico 4).

Embora as rochas da região possuam caráter ferro-magnesiano e o rejeito seja rico em ferro, as baixas concentrações de ferro dissolvido observadas nas águas subterrâneas estão associadas às condições oxidantes do aquífero. Em ambientes com Eh positivo, o ferro tende a se oxidar ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$) e precipitar sob a forma de óxidos e hidróxidos, como a goethita, reduzindo sua permanência na fase dissolvida.

Essas fases precipitadas de ferro possuem elevada capacidade de promover a sorção de diversos elementos químicos, atuando como importantes superfícies reativas no meio aquático. No entanto, esse processo é fortemente dependente das condições físico-químicas do ambiente. Alterações em parâmetros como pH, Eh e força iônica podem desestabilizar essas fases, levando à dessorção dos elementos previamente adsorvidos, o que resulta no aumento das concentrações de substâncias potencialmente tóxicas, como cádmio, arsênio e chumbo, elevando os riscos à qualidade da água e à saúde ambiental.

Gráfico 4: Concentrações de ferro nos poços tubulares amostrados

Fonte: Elaborado pela autora.

9.4.2 Manganês

Costa (2001) destaca que, no rio Gualaxo do Norte, são comuns anomalias positivas de manganês, associadas tanto à geologia local quanto à atuação de atividades garimpeiras, que contribuem para a mobilização desse metal, destacando que o *background* para Mn na bacia do rio é elevado. Nesse contexto, o manganês, semelhante ao ferro, foi quantificado no poço PB01 (Gráfico 5), entretanto em concentrações muito acima dos limites da CONAMA.

O valor de potencial de oxirredução (Eh) registrado nesse poço (147 mV) é inferior aos observados nos demais pontos monitorados. Embora ainda indique um ambiente globalmente oxidante, esse valor reflete condições relativamente menos oxidantes no contexto da área de estudo. Tal interpretação é consistente com Costa (2001), que aponta que águas com elevadas concentrações de manganês tendem a apresentar baixos teores de oxigênio dissolvido e maiores concentrações de dióxido de carbono. Assim, a diminuição do oxigênio dissolvido está associada à redução dos valores de Eh, evidenciando uma relação direta entre esses parâmetros.

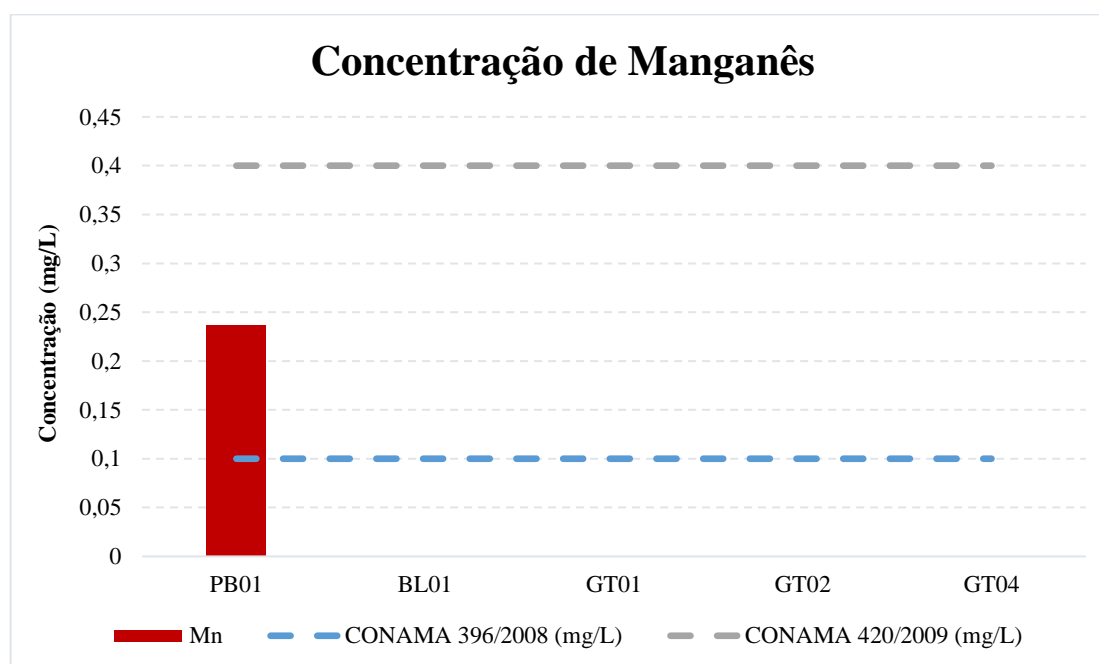
Do ponto de vista geoquímico, o manganês possui potencial padrão de oxidação superior ao do ferro, o que implica que sua precipitação na forma de óxidos e hidróxidos ocorre, em geral, sob condições mais fortemente oxidantes. Dessa forma, em ambientes com Eh

moderadamente oxidante, como observado no poço PB01, o manganês tende a permanecer na forma reduzida (Mn^{2+}), mais solúvel, o que favorece sua mobilidade em solução.

Assim como o ferro, o manganês também apresenta elevada capacidade de sorção, especialmente quando presente como precipitado. Dessa forma, a liberação de material fino proveniente da barragem, rico em ferro e manganês, favoreceu a formação de fases precipitadas com grande área superficial e alta reatividade. Durante esse processo, o manganês atuou na adsorção de diversos elementos químicos presentes no meio.

Entretanto, esse comportamento é condicionado às características físico-químicas do ambiente, alterações em parâmetros como pH, potencial redox (Eh) e nas interações químicas entre os elementos podem promover a instabilidade dessas fases minerais. Como consequência, ocorre a dissolução dos compostos de manganês, resultando na dessorção e liberação dos elementos previamente adsorvidos de volta ao sistema aquático, podendo aumentar sua mobilidade e biodisponibilidade.

Gráfico 5: Concentrações de manganês nos poços tubulares amostrados



Fonte: Elaborado pela autora.

9.4.3 Arsênio

O arsênio foi quantificado exclusivamente no poço GT02, apresentando em concentração superior aos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 396/2008 e 420/2009 (Gráfico 6) e Portaria GM/MS 888/2021. Segundo Costa (2001) no rio Gualaxo do

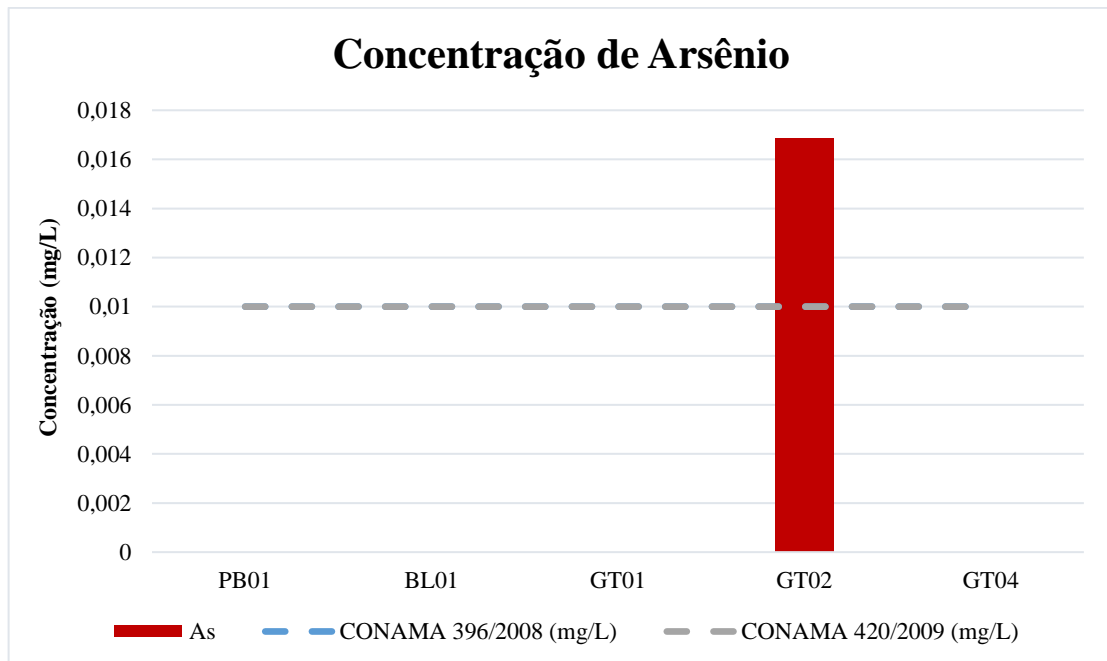
Norte, tal elemento não apresenta concentrações naturais acima dos limites pré-estabelecidos pela CONAMA, exceto em um ponto no qual houve lançamento da lama proveniente do beneficiamento de minério em um córrego da região.

Nesse viés, os rejeitos da barragem desempenham papel significativo na amplificação das concentrações de arsênio no poço, seja por conterem sulfetos em sua fase fina, seja por remobilizarem o arsênio previamente presente na área afetada.

Adicionalmente, o caráter oxidante do potencial redox (Eh) observado nesses poços favorece a oxidação dos sulfetos de arsênio, promovendo a liberação e mobilização do elemento para a fase aquosa, entretanto grande parte do arsênio liberado durante o processo de oxidação é adsorvido no ferro precipitado, porém, como dito anteriormente a mudança nas condições do meio tendem a gerar a dessorção desse elemento, além disso, em ambientes com elevada saturação em arsênio, o elemento permanece em solução.

O processo de oxidação é potencializado pela presença dos rejeitos, que introduzem uma fonte adicional e altamente reativa de elementos no sistema aquífero, intensificando a liberação de arsênio em relação às condições naturais das rochas locais.

Gráfico 6: Concentrações de arsênio nos poços tubulares amostrados



Fonte: Elaborado pela autora.

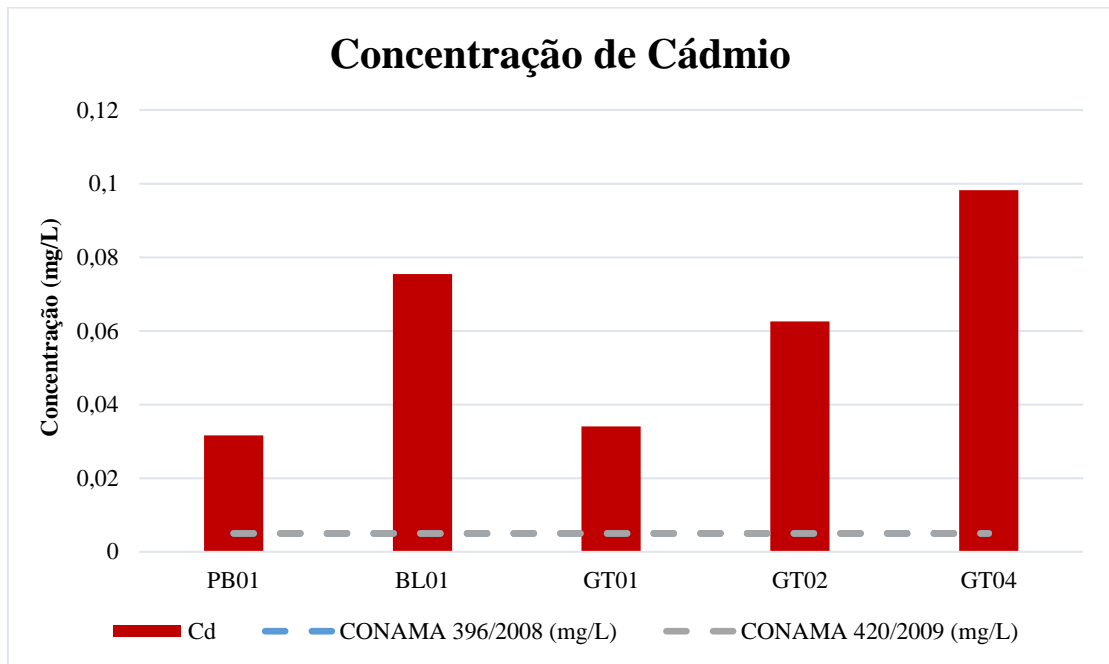
9.4.4 Cádmio

As concentrações elevadas de cádmio, especialmente nos poços BL01, GT02 e GT04, indicam que a distribuição desse elemento na água subterrânea não é controlada exclusivamente pela geologia local, mas também sofre influência de uma fonte antrópica externa, representada pelos rejeitos de mineração (Gráfico 7).

A região é constituída por litologias que podem abrigar minerais sulfetados, os quais liberam cádmio de forma natural durante o intemperismo químico. Esse elemento ocorre, em geral, como traço associado a sulfetos de zinco, chumbo e ferro, frequentemente substituindo o zinco em minerais como a esfalerita. Nesse contexto, Costa (2001) identificou uma anomalia positivas de cádmio no rio Manso, afluente do rio Gualaxo do Norte, associando essa concentração elevada aos processos de mobilização relacionados à mineralização aurífera.

Em ambiente com caráter oxidante, a oxidação dos sulfetos favorece a liberação do cádmio para a fase aquosa. Além disso, o cádmio apresenta elevada mobilidade geoquímica e baixa afinidade por adsorção em óxidos e hidróxidos de ferro, o que dificulta sua retenção no meio sólido e contribui para sua permanência em solução.

Dessa forma, as anomalias de cádmio observadas refletem a superposição entre o *background* geoquímico natural das litologias locais e a influência do material fino liberado da barragem que remobilizou elementos químicos como o cádmio e nesse processo elevou a concentração deste no meio aquoso.

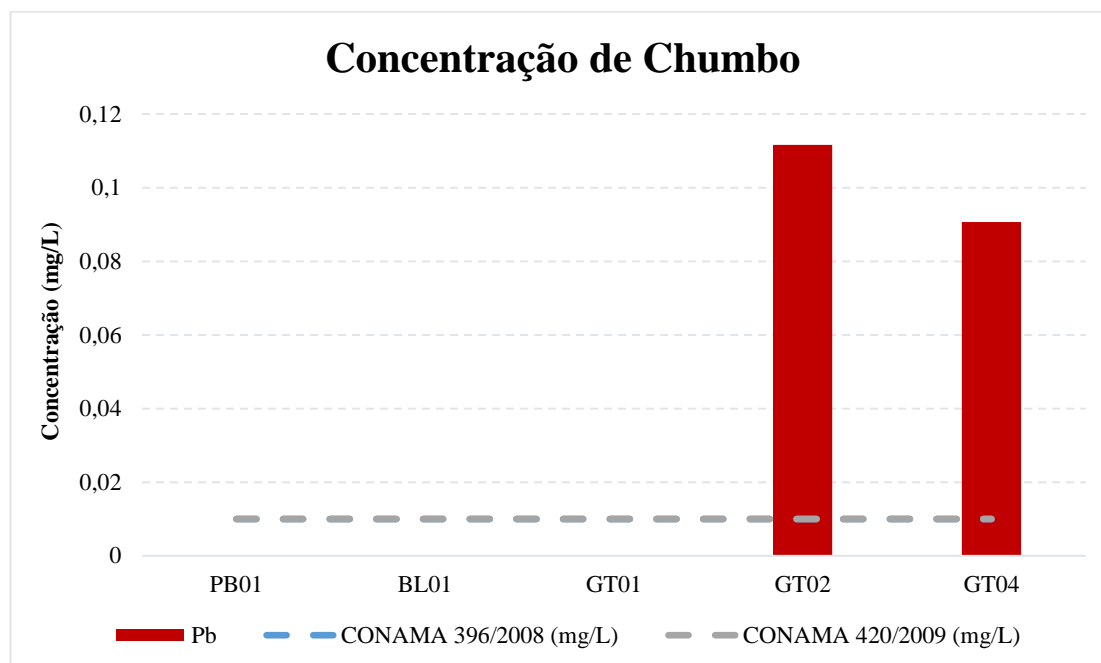
Gráfico 7: Concentrações de cádmio nos poços tubulares amostrados

Fonte: Elaborado pela autora.

9.4.5 Chumbo

O chumbo apresentou concentrações elevadas nos poços GT02 e GT04, ambos acima dos limites da CONAMA (Gráfico 8). Esse comportamento está em consonância com as propriedades geoquímicas do elemento, reconhecidamente pouco móvel em sistemas aquíferos, em virtude de sua elevada afinidade por superfícies de óxidos e hidróxidos de ferro e manganês.

As concentrações observadas refletem não apenas a influência da geologia local, mas também o aporte externo associado ao carreamento de partículas e metais pela lama da barragem, resultando em um desequilíbrio geoquímico recente no sistema subterrâneo nesses poços, relacionado à introdução de material com assinatura geoquímica distinta da matriz natural.

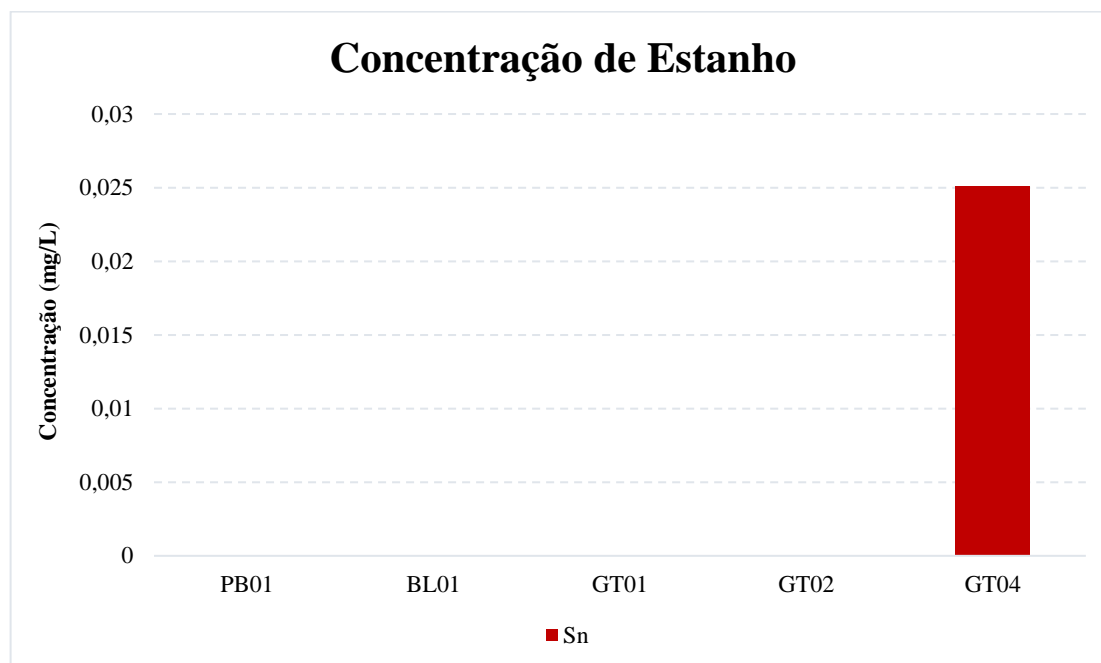
Gráfico 8: Concentrações de chumbo nos poços tubulares amostrados.

Fonte: Elaborado pela autora.

9.4.6 Estanho

O estanho foi quantificado no poço GT04, não havendo limites pré estabelecidos pelo CONAMA para o elemento (Gráfico 9). Este encontra-se, em condições naturais, predominantemente associado à cassiterita (SnO_2), mineral de elevada estabilidade geoquímica e baixa solubilidade. Em função dessa característica, o Sn é considerado pouco móvel em ambientes superficiais e subterrâneos, sendo sua dissolução um processo lento.

Dessa forma, as concentrações observadas nos poços mencionados evidenciam uma relação com a presença de frações finas do rejeito, que podem atuar como fonte direta do elemento, ou ainda com processos de concentração residual no próprio material depositado. Ressalta-se que o estanho não é comumente identificado como contaminante natural em águas subterrâneas, sendo incomum sua ocorrência em fase dissolvida em concentrações mensuráveis. Esse comportamento reforça o papel da lama da barragem no processo de elevação de concentração de elementos tóxicos no meio aquoso.

Gráfico 9: Concentração de estanho nos poços tubulares amostrados

Fonte: Elaborado pela autora.

9.5 Avaliação do potencial de risco

Ao comparar os resultados obtidos com os limites estabelecidos pela Portaria nº 888/2021, observa-se uma situação de alerta nos poços amostrados, os quais apresentaram concentrações superiores aos valores permitidos para arsênio, cádmio e chumbo (Figura 17). Esse cenário evidencia a necessidade urgente de monitoramento sistemático dessas águas por parte dos responsáveis pela gestão e manutenção dos poços tubulares, uma vez que os usuários dessas fontes podem estar expostos a riscos significativos à saúde.

Os elementos identificados em concentrações acima dos limites estabelecidos são amplamente reconhecidos pelo seu potencial tóxico à saúde humana. A exposição a esses metais pode desencadear efeitos adversos tanto em curto quanto em longo prazo, incluindo o aumento do risco de desenvolvimento de câncer, doenças cardiovasculares e respiratórias, além de distúrbios metabólicos, como o diabetes. Em casos mais severos, a exposição prolongada pode levar a desfechos fatais, conforme destacado pela Organização Mundial da Saúde.

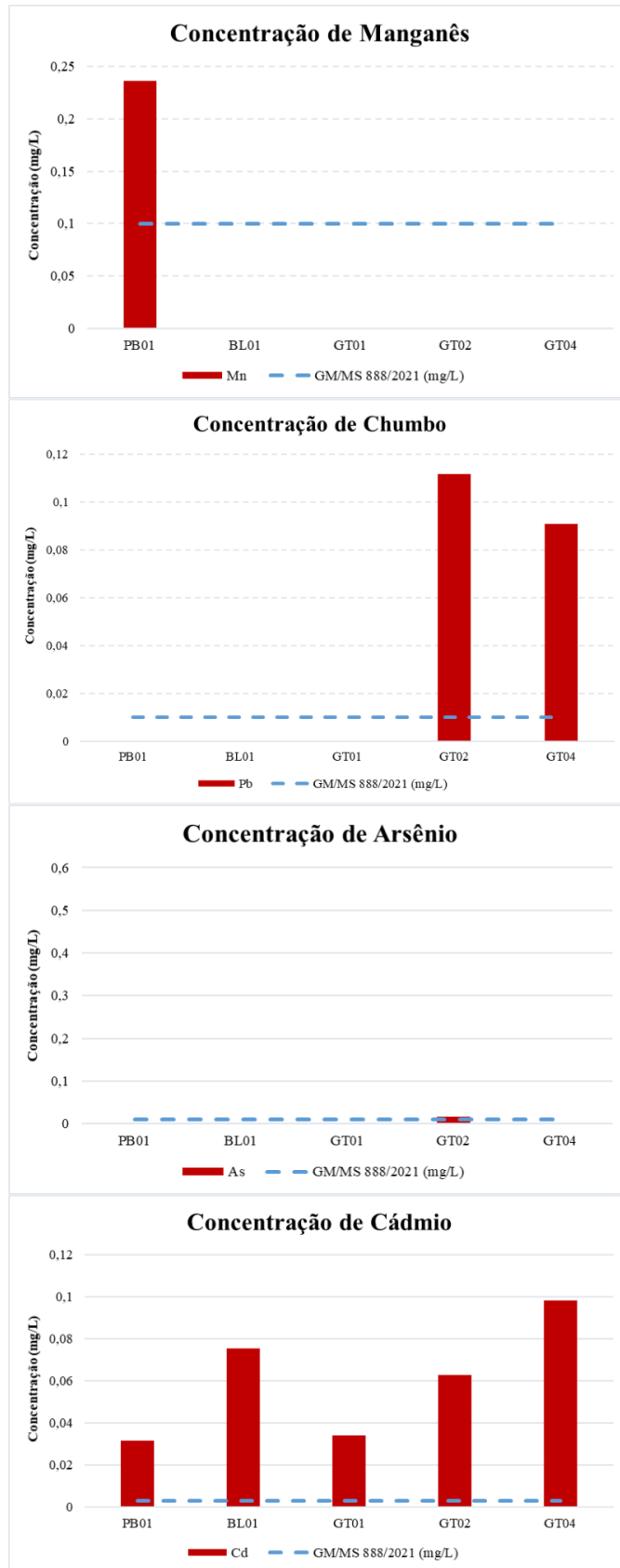
A avaliação preliminar envolve uma análise qualitativa do potencial de efeitos indesejáveis causados pela contaminação das águas subterrâneas. Uma avaliação de risco, por outro lado, é um processo quantitativo mais rigoroso que envolve uma análise detalhada do transporte e destino dos contaminantes, interação com organismos receptores, toxicidade de

substâncias químicas de interesse, avaliação da exposição e uma caracterização detalhada da significância dos riscos.

Quando a manutenção do ecossistema é o principal uso benéfico e a contaminação foi identificada, é necessário realizar uma avaliação mais detalhada do impacto potencial sobre o ecossistema, de acordo com a Resolução CONAMA 420/09. Uma avaliação quantitativa de risco pode ser necessária quando o uso benéfico inclui um uso sensível, como o abastecimento de água potável, e há evidências de poluição das águas subterrâneas.

Diante desse contexto, torna-se fundamental a implementação de programas contínuos de monitoramento da qualidade da água, aliados à adoção de medidas eficazes de controle, mitigação e tratamento, de modo a garantir a segurança do consumo e a proteção da saúde da população exposta.

Figura 17: Gráficos comparativos das concentrações de metais tóxicos com a GM/MS 888/2021



Fonte: Elaborado pela autora.

10 RECOMENDAÇÕES

Neste tópico são apresentadas algumas sugestões para a gestão dos poços tubulares analisados, bem como para futuros estudos que investiguem as águas subterrâneas da região de Barra Longa e Paracatu de Baixo.

- Em vista de as análises presente estudo terem sido pontuais, recomenda-se a ampliação do número de poços amostrados, de modo a aumentar a representatividade espacial dos dados e permitir uma avaliação mais robusta das condições hidrogeoquímicas da região;
- Recomenda-se a realização de campanhas de amostragem nos períodos seco e chuvoso, possibilitando a avaliação de variações sazonais na qualidade da água subterrânea, ao longo de pelo menos dois anos;
- Recomenda-se a execução de testes de bombeamento com determinação do raio de influência, com o objetivo de compreender a interação do rio com o aquífero raso, uma vez que os poços estão situados dentro da área da mancha de inundação da lama da barragem;
- Deve ser realizado o monitoramento contínuo de parâmetros físico-químicos e principais íons nos poços tubulares de uso para potabilidade dentro das áreas afetadas pela lama;
- Perfuração de poços profundos, atingindo o aquífero fraturado, para obtenção de qualidades de água melhores e mais protegidas;
- Estudo de background hidrogeoquímico, que envolva análise geoquímica das rochas e solos componentes dos aquíferos raso e profundo, e modelagem hidrogeoquímica com PHREEQC.

É de extrema urgência a implementação de medidas de tratamento das águas dos poços amostrados, uma vez que estes apresentaram concentrações muito elevadas de elementos tóxicos para o consumo humano.

11 CONCLUSÃO

Apesar do caráter pontual das análises, os resultados evidenciam que as águas subterrâneas não estão isentas dos impactos decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão. Esse estudo preliminar confirmou a presença de elevadas concentrações de arsênio, cádmio, chumbo, estanho e manganês nas águas subterrâneas do aquífero raso, com potencial fonte primária derivada da introdução de rejeitos da mineração de ferro nas áreas de influência da bacia hídrica, o que desencadeou, e ainda mantém, processos hidrogeoquímicos como sorção, solubilização e remobilização desses elementos espaço-temporal.

Outro aspecto relevante diz respeito às características construtivas dos poços tubulares avaliados. Conforme observado em campo, essas captações possuem aproximadamente 20 metros de profundidade, com seções filtrantes instaladas em materiais saprolíticos e em terraços aluviais, formações geralmente mais suscetíveis a influências externas. Essa condição, somada ao período chuvoso, marcado pela elevação do nível do Rio Gualaxo do Norte, favorece a conexão hidráulica entre o aquífero raso e o sistema fluvial. Como resultado, há maior interação entre as águas superficiais e subterrâneas, permitindo que a composição química do rio, impactado pelos rejeitos, influencie diretamente a qualidade da água captada nos poços.

Adicionalmente, os dados obtidos evidenciam um cenário de risco potencial significativo à saúde humana, considerando o consumo de água com concentrações elevadas de metais potencialmente tóxicos. Em face a esse contexto, torna-se imprescindível a atuação dos órgãos competentes na implementação de ações sistemáticas de monitoramento, avaliação e gestão desses recursos hídricos. Também se faz necessária a adoção de medidas preventivas e corretivas, incluindo o tratamento adequado da água e, quando necessário, a busca por fontes alternativas de abastecimento para as populações expostas.

Em síntese, as evidências confirmam que as águas subterrâneas foram impactadas pelo rompimento da Barragem de Fundão, apresentando concentrações elevadas de metais potencialmente tóxicos. A presença de vulnerabilidade dos poços com a interação das águas do Rio Gualaxo do Norte intensifica esse quadro, configurando risco à saúde humana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9898:** informação e documentação: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004:** informação e documentação: resíduos sólidos-classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15515-1:** Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Avaliação Preliminar. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15515-2:** Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigação confirmatória. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.
- ALAGOANO, V.M.; PEREIRA, J.A.C. O rompimento da Barragem da Samarco (VALE, BHP BILLITON) e as consequências para Barra Longa (MG). **Revista UFMG**, 27(2), p. 178-205, 2020.
- ALKMIM, F.F., MARSHAK S., PEDROSA-SOARES A.C., PERES G.G., CRUZ S.C.P., WHITTINGTON A. Kinematic Evolution of the Araçuaí-West Congo orogen in Brazil and Africa: Nutcracker tectonics during the Neoproterozoic assembly of Gondwana. **Precambrian Research**, 149, p. 43-64, 2006.
- ALKMIM, F.F.; MARSHAK, S. Transamazonian Orogeny in the Southern São Francisco Craton Region, Minas Gerais, Brazil: evidence for Paleoproterozoic collision and collapse in the Quadrilátero Ferrífero. **Precambrian Research**, 90, p. 29-58, 1998.
- ALKMIM, F.F.; PEDROSA-SOARES, A.C.; NOCE, C.M.; CRUZ, S.C.P. Sobre a evolução do Orógeno Araçuaí-Congo Ocidental. **Genomos**, 15(1), p. 25-43, 2007.
- ALMEIDA, F.F.M. O Cráton do São Francisco. **Revista Brasileira de Geociências**, v.7, n.4, p. 349-364, 1997.
- ALVES, A.V.; MENDES, L.A.; TEIXEIRA, J.B.; SANTOS, V.M.R.; GUARDA, V.L.M.; ANDRADE, A.L. Evaluating the Water Quality of Springs in Paracatu de Baixo after the Fundão Dam Collapse. **Revista Virtual de Química**, v. 16, n. 2, p. 187–194, 2024.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Relatório de Segurança de Barragens: 2024-2025**. Brasília:2025.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO. **Report mensal: Barragens de Mineração- Fevereiro**. Brasília: Agência Nacional de Mineração, 2025.

APPELO, C. AND POSTMA, D. **Geochemistry, Groundwater and Pollution**. 2nd Edition, Balkema, Rotterdam, 2005, 647p.

BALTAZAR, O.F.; RAPOSO, F.O. **Programa de levantamentos geológicos básicos do Brasil. Folha Mariana: SF.23-X-B-I, Estado de Minas Gerais**. Brasília: CPRM, 194p, 1993. Escala: 100.000.

BERNER, R.A. **Early diagenesis – a theoretical approach**. Princeton Univ. Press., 241 p. 1980.

BOMFIM, L.F.C. Mapa de domínios/subdomínios hidrogeológico do Brasil em ambiente SIG: concepção e metodologia. XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, São Paulo, 18p., 2010.

CHRISTENSEN, J.B. AND CHRISTENSEN, T.H. Complexation of Cd, Ni, and Zn by DOC in polluted groundwater: a comparison of approaches using resin exchange, aquifer material sorption, and computer speciation models (WHAM and MINTEQA2). **Env. Sci. Technol.** v. 33, p. 3857–3863. 1999.

CONAMA - CONCELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**: nº 053, p. 58-63, 18 março de 2005.

CONAMA - CONCELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**: nº 66, seção 1, p. 64-68, 7 abril de 2008.

CONAMA - CONCELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 420, de 18 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**: nº 249, 30 de dezembro de 2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. **Diário Oficial da União**: nº85, seção 1, p. 127, 07 de maio de 2021.

CONSÓRCIO ECOPLAN–LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce**: Volume I – Relatório Final. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de

Gestão das Águas – IGAM; Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA; Agência Nacional de Águas – ANA, 2010.

CONSÓRCIO ECOPLAN–LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Piranga:** PARH Piranga. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM; Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA; Agência Nacional de Águas – ANA, 2010.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas.** São Paulo: CETESB, 1988.

COSTA, A.T. **Geoquímica das Águas e dos Sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, Leste-Sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG): Estudo de uma Área Afetada por Atividades de Extração Mineral.** 2001. 146f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.

COSTA, A.T. **Registro histórico de contaminação de metais pesados associados à exploração aurífera na Bacia do Ribeirão do Carmo. Um estudo de sedimentos de planícies de inundação e terraços aluviais.** 2007. 257f. Tese (Doutoramento em Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais) - Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007.

COSTA, A.S.V.; VASCONCELLOS, C.D.O.; BRAVIN, T.C. Análise das alterações dos parâmetros de qualidade da água do Rio do Carmo, afluente do rio doce, após rompimento da barragem de Fundão, em Mariana-MG. **Holos Environment**, 18(2), p. 160-176, 2018.

DIAS, C. A.; COSTA, A. S.V.; GUEDES, G. R.; UMBERLINO, G. J. M.; SOUSA, L.G.; ALVES, J.H.; SILVA, T.G.M. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, 7(1), p. 21-35, 2018.

DORR, J. V. N. II. Physiographic, stratigraphic and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **U. S. Geological Survey Prof. Paper 641-A**, 110p, 1969.

ENDO, I. **Regimes tectônicos do Arqueano e Proterozóico no interior da Placa Sanfranciscana: Quadrilátero Ferrífero e áreas adjacentes, Minas Gerais.** 243f. (Tese de doutoramento) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.

ENDO, I.; *et al.*, Estratigrafia e Evolução Estrutural do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *In*: CASTRO P. T. DE A., ENDO I., GANDINI, A. L. (eds.). **O Quadrilátero Ferrífero: Avanços do conhecimento nos últimos 50 anos**. Belo Horizonte: 3i Editora, 2020, p.70- 113.

ENDO, I.; OLIVEIRA, A.H.; PERES, G.G.; GUIMARÃES, M.L.V.; LAGOEIRO, L.E.; MACHADO, R.; ZAVAGLIA, G.; ROSAS, C. F.; MELO, R. J. Nappe Curral: uma megaestrutura alóctone do Quadrilátero Ferrífero e controle da mineralização. **X Simpósio Nacional de Estudos Tectônicos**, Curitiba, p. 279-282, 2005.

FIGUEIREDO, P.D.C.R.N. **Análise Geoquímica, mineralógica e mobilidade de metais no solo e a relação com a água subterrânea. Um estudo de caso em área contaminada por indústria de fertilizantes**. 2015. 90f. Monografia (Graduação em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015.

FELIPPE, M.F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. A Tragédia do Rio Doce: A Lama, O Povo e a Água. Relatório de Campo e Interpretações Preliminares Sobre as Consequências do Rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão (Samarco/Vale/Bhp). **Geografias**, p. 63-94, 2016.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Água Subterrânea**. São Paulo: Instituto Água Sustentável, 2017, 698 p.

GIL, C.C.A. **Geologia médica e diagnóstico socioambiental do município de Barra Longa, MG**. 2020. 61f. Monografia, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2020.

IBIO - INSTITUTO BIO ATLANTICA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Barra Longa – MG**: Produto 3: Diagnóstico técnico-participativo. Governador Valadares: IBIO; Vallenge Consultoria, Projetos e Obras, 2014, 113 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Laudo Técnico Preliminar: Impactos decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. **IBAMA**, 76 p., 2015.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais do rio Doce no estado de Minas Gerais: acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Belo Horizonte: IGAM, 2015.

INSTITUTO LATEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce: Caracterização parcial do rejeito de mineração do Complexo de Germano. Curitiba: **Instituto Latec**, 965 p., 2018.

JÚNIOR, E.B.M. **Petrogênese do Complexo Acaiaca, MG**. 2009. 181f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais, Área de concentração: Mineralogia, Petrogênese e Depósitos Minerais) - Escola de Minas, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

KÜTTER, V.T.; MARTINS, G.S.; BRANDINI, N.; CORDEIRO, R.C.; ALMEIDA, J.P.A.; MARQUES, E.D. Impacts of a tailings dam failure on water quality in the Doce river: The largest environmental disaster in Brazil. **Journal of Trace Elements and Minerals**, v.5, 13 p, 2023.

MESTRINHO, S.S.P. Geoquímica das Águas Subterrâneas. *In*: FEITOSA, F.A.C.; FILHO, J.M.; FEITOSA, E.C.; DEMETRIO, J.G.A. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008, cap 5.2, p. 359-380.

MONTEIRO, R.S.; OTTONI, A.B. Análise da Sustentabilidade Ambiental na Operação de Barragens de Rejeitos. **Revista Internacional de Ciências**, 12(3), p. 231-249, 2022.

MOURÃO, M.A.A. **Caracterização Hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero, MG**. 2007. 297 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

NOCE, C.M.; PEDROSA-SOARES, A.C.; SILVA, L.C DA.; ALKMIM, F.F. O embasamento arqueano e paleoproterozóico do Orógeno Araçuai. **Genomos**, 15(1), p.17-23, 2007.

NOGUEIRA, L.B.; SOUSA, S.M.; SANTOS, C.G.L.; ARAÚJO, G.S.; OLIVEIRA, L.; NOGUEIRA, K.O.P.C. Water Quality from Gualaxo do Norte and Carmo Rivers (Minas Gerais, Brazil) after the Fundão Dam Failure. **Anuário do Instituto de Geociências**, v.44, 11p, 2021.

PAULELLI, A. C. C.; CESILA, C.A.; DEVÓZ, P.P.; OLIVEIRA, S.R.; XIMENEZ, J.P.B.; FILHO, W.R.P.; BARBOSA JR., F. Fundão tailings dam failure in Brazil: Evidence of a population exposed to high levels of Al, As, Hg, and Ni after a human biomonitoring study. **Environmental Research**, v. 205, 8 p, 2022.

PEDROSA-SOARES, A. C.; NOCE, C. M.; ALKMIM, F. F.; SILVA, L. C. DA; BABINSKI, M.; CORDANI, U.; CASTAÑEDA, C. Orógeno Araçuaí: Síntese do conhecimento 30 anos após Almeida 1977. **Geonomos**, 15(1), p. 1-16, 2007.

PERES, G.G.; ALKMIM, F.F.; JORDT-EVANGELISTA, H. The southern Araçuaí belt and the Dom Silvério Group: geologic architecture and tectonic significance. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 76(4), p. 771-790, 2004.

RAVENS-CROFT, P., MCARTHUR, J.M. AND HOQUE. B.A. Geochemical and palaeohydrological controls on pollution of groundwater by arsenic. In W.R. Chappell et al. (eds), **Arsenic exposure and health effects IV**, Elsevier, Amsterdam. 2001.

REIS, D. A.; ROESER, H. M. P.; SANTIAGO, A. F. Impacto ambiental nos sedimentos do tributário do Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 2, 22 p, 2020.

REIS, D.A.; NASCIMENTO, L.P.; ABREU, A.T.; NALINI Jr, H.A.; ROESER, H.M.P.; SANTIAGO, A.F. Geochemical evaluation of bottom sediments affected by historic mining and the rupture of the Fundão dam, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v.27, p. 4365-4375, 2019.

RHODES, V.P. **Distribuição de mercúrio e arsênio nos sedimentos de área afetada por garimpo de ouro-Rio Gualaxo do Norte, Mariana-MG**. 2010. 93f. Dissertação (Mestrado)-Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

RODRIGUES, A.S.L. **Caracterização da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil: Avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de *background***. 2012. 162f. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais) - Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

RODRIGUES, L.C. **Petrografia, geoquímica e geocronologia de gnaisses dos Complexos Santa Bárbara e Mantiqueira na região de Mariana, Minas Gerais, Brasil**. 2023. 70f. Monografia (Graduação em Engenharia Geológica) – Escola de Minas, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2023.

SÁNCHEZ, L.E.; ALONSO, A.L.; BARBOSA, F.A.R.; BRITO, M.C.W.; LAUREANO, F.V.; MAY, P.; ROESER, H.; KAKABADSE, Y. Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão: O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático nº do Painel do Rio Doce, Suíça: **UICN**, 2018.

SANTOS, A.C. Noções de Hidroquímica. *In*: FEITOSA, F.A.C.; FILHO, J.M.; FEITOSA, E.C.; DEMETRIO, J.G.A. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008, cap 5.1, p. 325-358.

SANTOS, A.B. Evolução química das águas subterrâneas. **Revista Águas Subterrâneas**, 7(1), p. 5-12, 1984.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). **Monitoramento especial do Rio Doce-Relatório 02: Geoquímica**. 2015. Belo Horizonte: 2015.

SMEDLEY, P.L. AND KINNIBURGH, D.G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. **Appl. Geochem.** v.17, p. 517–568. 2002.

SOUSA, S.M. **Avaliação da concentração de metais na água dos rios Gualaxo do Norte e Carmo três anos após o rompimento da Barragem do Fundão**. 2019. 47f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2019.

TEIXEIRA, W.; JORDT-EVANGELISTA, H.; KAWASHITA, K.; TAYLOR, P.N. Complexo Granulítico de Acaiaca, MG: idade, petrogênese e implicações tectônicas. **Anais do 4º Simpósio de Geologia de Minas Gerais**, Belo Horizonte, p. 58-71, 20, 1987.

UHLEIN, A. **Transição Cráton – Faixa Dobrada: Exemplo do Cráton do São Francisco e da Faixa Araçuaí (Ciclo Brasileiro) no Estado de Minas Gerais-Aspectos Estratigráficos e Estruturais**. 1991. 310 f. Tese (Doutorado em Geoquímica e Geotectônica) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

ANEXOS

ANEXO I - Documento de solicitação de acesso aos poços tubulares.



Universidade Federal de Ouro Preto
 Escola de Minas – Departamento de Geologia
 Campus Morro do Cruzeiro s/n - Bauxita, Ouro Preto - MG, 35400-000
 geologia.degeo@ufop.edu.br



Autorização para coleta de água subterrânea por meio de poço tubular

Eu, Professora Estefânia Fernandes dos Santos, docente do Departamento de Geologia da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), venho, por meio desta, solicitar a permissão de acesso ao poço tubular localizado em sua propriedade, para fins de coleta de amostras de água.

A coleta será realizada pela estudante Ludymilla Agnes Ferreira, sob minha orientação, no âmbito do Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) intitulado: *“Análise de contaminantes em águas subterrâneas após o rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - MG”*.

Esclarecemos que a coleta terá finalidade exclusivamente acadêmica, sendo utilizada unicamente para fins de pesquisa científica no referido Trabalho de Conclusão de Curso, que tem como objetivo avaliar possível contaminação da água subterrânea pelo rompimento da Barragem de Fundão.

Certos de sua colaboração, agradecemos antecipadamente pela autorização.

Atenciosamente,

Documento assinado digitalmente
gov.br ESTEFANIA FERNANDES DOS SANTOS
 Data: 02/10/2025 12:10:50-0300
 Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Profa. Estefânia Fernandes dos Santos

E-mail: estefania.santos@ufop.edu.br

Proprietário(a)

Assinatura e Data

ANEXO II - Tabela de cálculos de alcalinidade

Teste de Alcalinidade	n	mL		mg/L	mg/L		
					Se $V_{ff} < V_{mo}$	se $V_{ff} < V_{mo}$	se $V_{ff} = 0$ ($V_t = V_{mo}$)
Amostra	$n_{H_2SO_4}$	V_{ff}	V_{mo}	$V_t = V_{ff} + V_{mo}$	$C_{CO_3} = C_{H_2SO_4} * \frac{V_{mo}}{V_{ff}} * 1200$	$C_{HCO_3} = C_{H_2SO_4} * (V_{mo} - V_{ff}) * 1200$	$C_{HCO_3} = (n_{H_2SO_4} * V_{mo} * \frac{50000}{V_{am}}) * 1,22$
BL01	0,02	0	2	2,0	0,0	48,0	24,4
GT01	0,02	0	4,7	4,7	0,0	112,8	57,3
GT02	0,02	0	6,2	6,2	0,0	148,8	75,6
GT03	0,02	0	7	7,0	0,0	168,0	85,4
GT04	0,02	0	7,2	7,2	0,0	172,8	87,8
GT05	0,02	0	4,3	4,3	0,0	103,2	52,5
PB01	0,02	0	3,5	3,5	0,0	84,0	42,7

V_{mo} : Volume de Metilorange em ml

V_{ff} : Volume de fenolftaleína em mL

$n_{H_2SO_4}$: Número de mols de 0,01 mol/L de ácido sulfúrico

C_{HCO_3} : Concentração de bicarbonato

ANEXO III – Tabela de concentração dos elementos analisados em laboratório

Poços	Concentração (mg/L)																
	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
PB01	<LQ	<LQ	<LQ	2,0678	0,0316	<LQ	0,0943	8,72703	0,58018	0,23669	3,8877	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BL01	<LQ	<LQ	<LQ	1,15364	0,07548	<LQ	<LQ	9,50367	0,38194	<LQ	2,36547	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,05873
GT01	<LQ	<LQ	<LQ	3,58515	0,03404	<LQ	<LQ	9,81529	1,5261	<LQ	3,46468	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
GT02	<LQ	0,01688	<LQ	7,13287	0,06259	<LQ	<LQ	9,85075	3,33877	<LQ	3,79688	<LQ	0,11161	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
GT03	<LQ	<LQ	<LQ	5,18476	0,04113	<LQ	0,00644	10,6406	1,5262	0,07887	1,99223	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
GT04	<LQ	<LQ	<LQ	10,741	0,09821	<LQ	<LQ	9,25143	5,25854	<LQ	2,74168	<LQ	0,09062	<LQ	0,02513	<LQ	<LQ
GT05	<LQ	0,21763	0,7061	8,82687	0,0553	<LQ	<LQ	>>10	3,6791	<LQ	11,6988	<LQ	<LQ	<LQ	0,05242	<LQ	<LQ

ANEXO IV – Tabela de dados do Qualigraf para balanço iônico

Nome da Amostra	Na + K (meq/L)	Ca (meq/L)	Mg (meq/L)	Cl (meq/L)	CO ₃ + HCO ₃ (meq/L)	SO ₄ (meq/L)	C.E (μS/cm)	Σ Cátions (meq/L)	Σ Ânions (meq/L)	B.I.1 (%)	B.I.2 (%)	Observações
PB01	0,3925	0,1035	0,0477	0,002	0,6999	0,0416	39,1	0,5437	0,7435	31,04	15,52	OK
BL01	0,3461	0,0575	0,0313	0,0025	0,3999	0	35,8	0,4348	0,4025	7,74	3,87	OK
GT01	0,4017	0,1795	0,1258	0,0014	0,9398	0	58,3	0,707	0,9412	28,42	14,21	OK
GT02	0,4173	0,3564	0,2747	0,0008	1,2397	0	90,8	1,0484	1,2406	16,79	8,4	OK
GT03	0,3587	0,2589	0,1258	0,0014	1,3997	0,0208	57,2	0,7435	1,4219	62,66	31,33	Não atende B.I. 1 e 2
GT04	0,3558	0,5369	0,4326	0,0025	1,4397	0,0416	115,4	1,3253	1,4839	11,29	5,65	OK
GT05	0,7903	0,4414	0,3026	0,0014	0,8598	0	191,8	1,5344	0,8612	56,2	28,1	Não atende B.I. 1 e 2