

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS**

**TAYNA CRISTINA TESCH DA SILVA**

**AVALIAÇÃO DAS ATIVIDADES DESNITRIFICANTES EM SEDIMENTOS  
DO RESERVATÓRIO DO RETIRO BAIXO, APÓS O ROMPIMENTO DA  
BARRAGEM EM BRUMADINHO - MG**

**POÇOS DE CALDAS/MG**

**2023**

**TAYNA CRISTINA TESCH DA SILVA**

**AVALIAÇÃO DAS ATIVIDADES DESNITRIFICANTES EM SEDIMENTOS  
DO RESERVATÓRIO DO RETIRO BAIXO, APÓS O ROMPIMENTO DA  
BARRAGEM EM BRUMADINHO - MG**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Tratamento de Efluentes.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Brito de Moura  
Coorientador: Prof. Dr. Gunther Brucha

POÇOS DE CALDAS/MG  
2023

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas  
Biblioteca Campus Poços de Caldas

Tesch da Silva, Tayná Cristina.

Avaliação das atividades desnitrificantes em sedimentos do reservatório do Retiro Baixo, após o rompimento da barragem em Brumadinho - MG / Tayná Cristina Tesch da Silva. - Poços de Caldas, MG, 2023.

62 f. : il. -

Orientador(a): Rafael Brito de Moura.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2023.

Bibliografia.

1. Brumadinho. 2. Desnitrificação. 3. Bactérias Desnitrificantes. 4. Bioindicadores. 5. Bactérias Anaeróbias. I. Moura, Rafael Brito de, orient. II. Título.

Ficha gerada automaticamente com dados fornecidos pelo autor.

**TAYNA CRISTINA TESCH DA SILVA**

**"Avaliação das atividades desnitrificantes em sedimentos do reservatório do Retiro Baixo, após o rompimento da barragem em Brumadinho - MG"**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestra em Ciência e Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Linha de Pesquisa: Tratamento de Efluentes.

Aprovada em: 24 de fevereiro de 2023

Prof. Dr. Rafael Brito de Moura  
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Profa. Dra. Bárbara Franco Vieira  
Instituição: Universidade de São Paulo

Prof. Dr. Gunther Brucha  
Instituição: Universidade Federal de Alfenas



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Brito de Moura, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2023, às 10:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gunther Brucha, Professor do Magistério Superior**, em 27/02/2023, às 10:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Bárbara Franco Vieira, Usuário Externo**, em 01/03/2023, às 10:58, 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 [https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0927948** e o código CRC **C5AFFE9**.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, acima de tudo, a Deus por ter me presenteado com essa oportunidade e por ter me dado forças para concluir esta etapa.

Aos meus pais Marcelo e Elisângela, por sempre terem lutado para que eu pudesse estudar. Ao meu padrasto Rafael, que, com muito carinho, se disponibilizou em diversas vezes que eu precisei.

Agradeço aos professores doutores Rafael Brito, Gunther e Renata, por me conduzirem neste caminho, por me inspirarem e por todo conhecimento que me proporcionaram.

Grata também à família que a pós me deu: Anna, Jéssica, Bárbara e Flávia. Vocês são irmãs para mim e foram a luz dessa minha caminhada. Eu nunca vou conseguir expressar em palavras o quanto vocês são importantes na minha vida.

Ao meu namorado Giuliano, por segurar minha mão, ter me incentivado sempre, por me acalmar com tanto amor e não ter me deixado desistir.

Aos meus amigos queridos Jessiquita, Marcos Mariano, Bibi, Bea, Tainara, Talita e Joyce (e Stefanie), por aliviarem os momentos cansativos e por estarem em minha vida.

À Juliana Dantas e Daniel Dantas, por terem me apoiado em momentos difíceis e terem acreditado em mim, durante o processo.

Por fim, agradeço à Bianca, Kátia, Marcos, Alessandra, Juliana Kawanishi e à Ju servidora do *Campus*, por me ajudarem em pesquisa e pelos ótimos momentos em laboratório.

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

Gratidão a todos!

## RESUMO

A mina córrego do feijão, situada em Brumadinho-MG, foi construída para retenção de rejeitos oriundos do tratamento do minério de ferro. O rompimento da barragem I, ocasionado no dia 25 de janeiro de 2019, pode ter provocado a contaminação de grande parte do rio Paraopeba. Desde então, tem-se monitorado parâmetros físicos, químicos e biológicos, indicadores de qualidade da água no reservatório do retiro baixo.

Alguns microrganismos são sensíveis a alterações de determinados parâmetros no ambiente, podendo ser empregados como bioindicadores no monitoramento deste. As bactérias desnitrificantes são microrganismos anaeróbios que utilizam o nitrogênio em forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) como aceptor de elétrons no seu ciclo respiratório, produzindo nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), que em seguida é convertido em nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), constituindo o processo de desnitrificação, parte do ciclo do nitrogênio. Este trabalho avaliou a atividade desnitrificante ao longo do tempo no reservatório do Retiro Baixo, localizado em Pompeu – MG, a cerca de 250km de Brumadinho. Durante os ensaios de desnitrificação foram analisadas as concentrações de nitrato, nitrito e sólidos suspensos, totais, fixos e voláteis para cada campanha de coleta. Constatou-se que houve uma diminuição na velocidade de desnitrificação dos inóculos obtidos no sedimento de fundo do Reservatório do Retiro Baixo, ao longo das sete campanhas analisadas. Sólidos de origem inorgânica, principalmente nas campanhas 3, 6 e 7, apresentaram maior influência nos resultados aferidos. Houve também influência das concentrações de nitrato e fosfato, medidos em água profunda, e do potencial de oxirredução mensurado na água de fundo. Ainda, há a possibilidade de que o aumento da concentração de mercúrio observada na campanha 7 pode ter influenciado na inibição da comunidade desnitrificante no inóculo desta campanha.

Palavras-chave: Brumadinho; desnitrificação; bactérias anaeróbias; bioindicadores.

## ABSTRACT

The Corrego do Feijao mine, located in Brumadinho-MG, was built to retain tailings from the treatment of iron ore. The rupture of dam I, caused on January 25, 2019, may have caused the contamination of a large part of the Paraopeba river. Since then, physical, chemical and biological parameters and indicators of water quality in the Retiro Baixo reservoir have been monitored. Some microorganisms are sensitive to changes in certain parameters in the environment and can be used as bioindicators in monitoring the environment. Denitrifying bacteria are anaerobic microorganisms that use nitrogen in the nitrate form ( $\text{NO}_3^-$ ) as an electron acceptor in their respiratory cycle, producing nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), which is then converted into gaseous nitrogen ( $\text{N}_2$ ), constituting the process of denitrification, part of the nitrogen cycle. This work evaluated the denitrifying activity over time in the Retiro Baixo reservoir, located in Pompeu - MG, about 250km from Brumadinho. During the denitrification tests, the concentrations of nitrate, nitrite and suspended solids, total, fixed and volatile were analyzed for each sample. It was found that there was a decrease in the denitrification rate of the inoculum obtained from the bottom sediment of the Retiro Baixo Reservoir, over the seven campaigns analyzed. Solids of inorganic origin, mainly in campaigns 3, 6 and 7, had a greater influence on the measured results. There was also influence of nitrate and phosphate concentrations, measured in deep water, and the redox potential measured in the bottom sediment. Still, there is the possibility that the increase in mercury concentration observed in campaign 7 may have influenced the increase in the inhibition of the denitrifying community in the inoculum of this campaign.

Keywords: Brumadinho; denitrification; anaerobic; bioindicators.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> -	Bacia Hidrográfica do rio Paraopeba.....	15
<b>Figura 2</b> -	Reservatório do Retiro Baixo.....	16
<b>Figura 3</b> -	Localização do reservatório em relação ao local do rompimento.....	17
<b>Figura 4</b> -	Localização do Quadrilátero Ferrífero, Estado de Minas Gerais.....	18
<b>Figura 5</b> -	Alteamento a montante.....	19
<b>Figura 6</b> -	Ciclo do nitrogênio em águas naturais.....	22
<b>Figura 7</b> -	Fluxograma da parte experimental.....	25
<b>Figura 8</b> -	Rio Paraopeba e reservatório de Retiro Baixo com a localização dos pontos de amostragem.....	26
<b>Figura 9</b> -	GPS (Global Positioning System) modelo Garmin GPSMAP 62S utilizado para geolocalização em campo.....	28
<b>Figura 10</b> -	Central Meteorológica Brunton - ADC Summit utilizado para obter dados de temperatura do ar, altitude e pressão atmosférica em campo.....	28
<b>Figura 11</b> -	Sonda Multiparâmetros da marca Horiba utilizada para coleta dos parâmetros físico-químicos em campo.....	28
<b>Figura 12</b> -	Coletor de testemunhos curtos KAJAK utilizado na amostragem do sedimento em campo.....	28
<b>Figura 13</b> -	Disco de Secchi utilizado para mensuração da zona eufótica utilizada em campo.....	28
<b>Figura 14</b> -	Soluções A e B.....	30
<b>Figura 15</b> -	Frascos em triplicata contendo meio basal antes da inoculação.....	31
<b>Figura 16</b> -	Triplicata dos frascos de ensaio já inoculados com o sedimento bruto.....	35
<b>Figura 17</b> -	Realização do ensaio em incubadora shaker refrigerada.....	36
<b>Figura 18</b> -	Curva de calibração para análise de nitrato.....	38
<b>Figura 19</b> -	Curva de calibração para análise de nitrito.....	38
<b>Figura 20</b> -	Desnitrificação na Campanha 1.....	39
<b>Figura 21</b> -	Desnitrificação na Campanha 2.....	39
<b>Figura 22</b> -	Desnitrificação na Campanha 3.....	40
<b>Figura 23</b> -	Desnitrificação na Campanha 4.....	40
<b>Figura 24</b> -	Desnitrificação na Campanha 5.....	40
<b>Figura 25</b> -	Desnitrificação na Campanha 6.....	40
<b>Figura 26</b> -	Desnitrificação na Campanha 7.....	40
<b>Figura 27</b> -	Análise de Sólidos ao longo das Campanhas.....	40
<b>Figura 28</b> -	Taxa de Desnitrificação ao longo das Campanhas.....	41
<b>Figura 29</b> -	Gráfico de box-plot das primeiras 5 leituras realizadas nos ensaios de desnitrificação no sedimento das campanhas 1 a 7.....	43
<b>Figura 30</b> -	Gráfico de box-plot das triplicatas de concentração de sólidos suspensos fixos realizadas nos ensaios de desnitrificação no sedimento das campanhas 1 a 7.....	45
<b>Figura 31</b> -	Velocidade média de desnitrificação e concentração máxima de fosfato (PO <sub>4</sub> -2) na água de fundo, ao longo das campanhas.....	47



<b>Figura 32</b> - Velocidade média de desnitrificação e concentração máxima de nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na água de fundo, ao longo das campanhas.....	47
<b>Figura 33</b> - Velocidade média de desnitrificação e concentração média de nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na água de fundo, ao longo das campanhas.....	48
<b>Figura 34</b> - Velocidade média de desnitrificação e os valores médios de potencial de oxirredução (ORP) na água de fundo, ao longo das campanhas.....	48
<b>Figura 35</b> - Velocidade média de desnitrificação e os valores médios da concentração de oxigênio dissolvido em água de fundo, ao longo das campanhas.....	50
<b>Figura 36</b> - Velocidade média de desnitrificação e os valores médios da concentração de mercúrio (Hg) em sedimento de fundo, ao longo das campanhas.....	51

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> -	Coordenadas dos pontos de coleta de amostra. Datum: wgs84.....	26
<b>Tabela 2</b> -	Dados relativos às coletas das amostras.....	27
<b>Tabela 3</b> -	Solução A.....	29
<b>Tabela 4</b> -	Solução B.....	30
<b>Tabela 5</b> -	Composição do meio basal.....	30
<b>Tabela 6</b> -	Soluções padrões para a curva de calibração para análises de nitrito	33
<b>Tabela 7</b> -	Soluções padrões para a curva de calibração para análises de nitrato	34
<b>Tabela 8</b> -	Resultado das análises estatísticas de normalidade e homoscedasticidade (Shapiro Wilk), de comparação múltiplas de grupo (ANOVA uma via), e de comparação aos pares posteriori (teste Tukey), usando os dados de velocidade média de desnitrificação.....	42
<b>Tabela 9</b> -	Resultado das análises estatísticas de normalidade e homoscedasticidade (Shapiro Wilk), de comparação múltiplas de grupo (ANOVA uma via), e de comparação aos pares posteriori (teste Tukey) com os dados de SSV e SSF.....	44

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	14
3.1 A BACIA DO RIO PARA OPEBA .....	14
<b>3.1.1 O reservatório Retiro Baixo</b> .....	15
3.2 O CENÁRIO BRASILEIRO DO MINÉRIO DE FERRO.....	17
3.3 MINA CÓRREGO DO FEIJÃO .....	18
3.4 O ROMPIMENTO DA BARRAGEM I DA MINA CÓRREGO DO FEIJÃO.....	20
3.5 CICLO DE NITROGÊNIO .....	21
<b>3.5.1 Nitrificação e desnitrificação</b> .....	22
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	25
4.1 PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	25
4.2 MEIO BASAL PARA OS ENSAIOS DE DESNITRIFICAÇÃO .....	29
4.3 ANÁLISES DE ENSAIO.....	31
<b>4.3.1 Análises de nitrito</b> .....	32
4.3.1.1 Curva de calibração de nitrito.....	32
<b>4.3.2 Análises de nitrato</b> .....	33
4.3.2.1 Curva de calibração de nitrato .....	33
<b>4.3.3 Análises de sólidos</b> .....	34
<b>4.3.4 Cálculo da taxa de desnitrificação</b> .....	35
4.4 ENSAIOS DE ATIVIDADE DESNITRIFICANTE.....	35
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	36
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	38
5.1 CURVAS DE CALIBRAÇÃO .....	38
5.2 ENSAIOS DE ATIVIDADE DESNITRIFICANTE.....	38
5.3 CORRELAÇÃO DAS ANÁLISES COM DADOS AUXILIARES.....	45
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	53
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	54
<b>APÊNDICES</b> .....	59

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba ocupa 2,5% da área de Minas Gerais, fornecendo 53% da água para o abastecimento da região metropolitana de Belo Horizonte, por meio dos reservatórios que compõe o Sistema Paraopeba, que são: Várzea das Flores, Serra Azul e Rio Manso. O rio Paraopeba possui cerca de 510 km de extensão e é um dos principais afluentes do rio São Francisco, cuja importância social, cultural e econômica nacional é bastante relevante, principalmente na região Nordeste do Brasil (SOARES, 2017).

Situada em uma região de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, a bacia do rio Paraopeba apresenta uma grande diversidade da fauna e flora, sendo parte dela ameaçada de extinção. A região também abrange a bacia Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), e algumas Unidades de Conservação (UCs), como o Parque Estadual da Serra do Rola Moça, a Gruta Rei do Mato, que é um Monumento Natural Estadual e uma Área de Proteção Ambiental (APA) denominada Vargem das Flores (SOARES, 2017). Além disso, a bacia insere-se no Quadrilátero Ferrífero, de onde é extraído cerca de 60% de todo o minério de ferro do Brasil (GEOSCAN, 2021).

A mina Córrego do Feijão localiza-se na bacia do rio Paraopeba, nas proximidades da cabeceira do ribeirão Ferro-Carvão (Córrego do Feijão), que é afluente pela margem direita do rio Paraopeba, em Brumadinho - MG (SURAM, 2018). A barragem I da mina Córrego do Feijão foi construída em 1976, pelo método de alteamento a montante, com a finalidade de conter rejeitos finos provenientes do tratamento do minério de ferro e reservar água para reaproveitamento no processo. O volume de rejeitos dispostos era de 11,7 milhões de m<sup>3</sup>.

No dia 25 de janeiro de 2019, a barragem I da mina do Córrego do Feijão rompeu-se, devido a um processo de liquefação, contaminando grande parte da bacia do rio Paraopeba e configurando um dos maiores acidentes ambientais da história do Brasil. Os impactos do acidente abrangeram as esferas social, ambiental e econômica de todo o local (TEIXEIRA, 2015; VALE, 2019).

O reservatório do Retiro Baixo está localizado a 250 km da barragem de Brumadinho e é responsável por abastecer a Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo. Os rejeitos possivelmente chegaram ao Retiro Baixo após o rompimento, podendo ter amortecido a onda de propagação da lama. (VALE, 2019).

Segundo Soares *et al.* (2019), alguns meses após a ocorrência do acidente, observou-se que os parâmetros de turbidez, sólidos em suspensão totais, cor verdadeira, ferro dissolvido, manganês total, alumínio dissolvido, mercúrio total e chumbo total no rio Paraopeba

encontravam-se desenquadrados com os valores orientadores da Resolução CONAMA 357/05 (Classe 2, Deliberação Normativa COPAM nº 14/95). Essa alteração na qualidade da água pode interferir significativamente na biodiversidade dos organismos que vivem na água, podendo inclusive influenciar nos ciclos biogeoquímicos.

As bactérias desnitrificantes desempenham um papel significativo no ciclo do nitrogênio, que é um importante nutriente responsável pela manutenção física, química, biológica do meio ambiente (CAO, 2018). Entretanto, são microrganismos sensíveis a compostos orgânicos inibitórios, metais pesados e altas concentrações de substratos (CONNELL, 2014).

O déficit de nitrogênio pode limitar a produção primária de um determinado ambiente, uma vez que consiste em um dos elementos estruturais dos seres vivos (ESTEVES, 1998). Por outro lado, o excesso deste nutriente pode ocasionar eutrofização no meio e dificultar a entrada de luz em camadas mais profundas, além de interferir na disponibilidade de oxigênio dissolvido do meio prejudicando os demais organismos presentes. Sendo assim, o monitoramento das bactérias desnitrificantes pode ser uma ferramenta indicadora de qualidade ambiental (CAO, 2018; KARAS *et al.*, 2019).

A possível contaminação do reservatório pelos rejeitos da barragem I da mina Córrego do Feijão pode ter gerado alterações nas condições ambientais sob as quais as bactérias desnitrificantes se desenvolvem. Devido a isso, este estudo tem como objetivo o monitoramento microbiológico das atividades desnitrificantes dos sedimentos do reservatório desde o momento imediato do rompimento da barragem.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados aos microrganismos desnitrificantes presentes nos sedimentos do reservatório de Retiro Baixo, localizada no rio Paraopeba, após o rompimento da barragem I da mina Córrego do Feijão.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Observar a taxa de desnitrificação do reservatório de Retiro Baixo ao longo do tempo desde a ocorrência do acidente;
- b) Identificar parâmetros possivelmente relacionados ao rejeito da mina Córrego do Feijão com potencial de afetar a taxa de desnitrificação;
- c) Aferir as concentrações de oxigênio dissolvido (O.D), concentração de nitratos e potencial de oxirredução do reservatório ao longo dos meses posteriores ao rompimento da barragem de Brumadinho.
- d) Avaliar a concentração de metais que possam interferir diretamente nas atividades desnitrificantes;

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. A BACIA DO RIO PARAOPEBA**

O rio Paraopeba está localizado no estado de Minas Gerais, com nascente ao extremo sul da Serra do Espinhaço, no município de Cristiano Ottoni e foz na represa de Três Marias, situada em Felixlândia-MG (SOARES, 2017). Possui cerca de 510 km de extensão e a sua bacia hidrográfica compreende 48 municípios e 35 sedes municipais de Minas Gerais, totalizando uma área de 13643km<sup>2</sup>, equivalente a 2,5% da área do estado (SOARES, 2017).

Seus principais afluentes são os rios Maranhão e Betim, e o ribeirão São João pela margem direita, e os rios Camapuã, Manso e Pardo, e os ribeirões Serra Azul e Florestal pela margem esquerda, o rio Betim, o rio Manso e o ribeirão Serra Azul foram represados para formação dos três reservatórios que constituem o Sistema Paraopeba, ou seja, o Sistema Vargem das Flores, o Sistema Rio Manso e o Sistema Serra Azul, respectivamente (DURÃES, 2010).

A bacia do rio Paraopeba possui uma área de 13340 km<sup>2</sup>, com 300 km de extensão e cerca de 40 km de largura, e localiza-se na bacia do rio São Francisco. Limita-se a Leste com o Quadrilátero Ferrífero e a bacia do rio das Velhas, e a oeste com a bacia do rio Pará, finalizando na represa de Três Marias. Os principais usos da água da bacia do rio Paraopeba são: geração de energia elétrica; abastecimento público, abastecimento industrial, mineração e irrigação (CPRM, 2019). A Figura 1 dispõe das características e dimensões do rio Paraopeba.

**Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba**



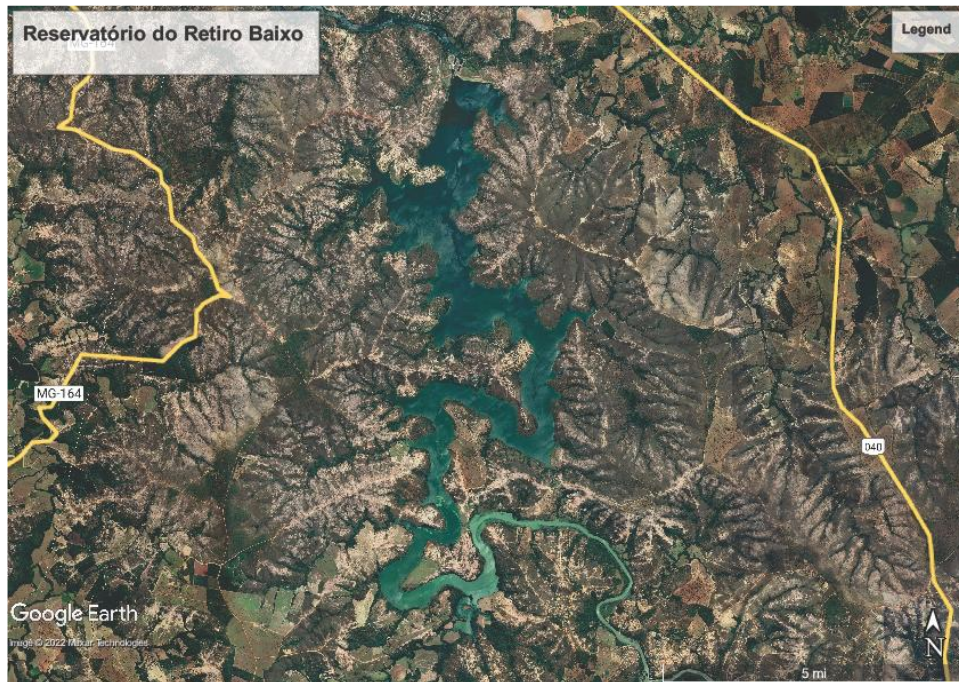
Fonte: Vale (2021).

### 3.1.1. O Reservatório Retiro Baixo

O reservatório do Retiro Baixo localiza-se entre os municípios mineiros Pompeu e Curvelo (Figura 2), e conta com uma área inundada de 22,58 km<sup>2</sup> e uma profundidade média de 22m. O reservatório alimenta a Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo Energética S.A., uma Sociedade de Propósito Específico (SPE) composta pelos acionistas Cemig, Furnas e Orteng, que é responsável pelo abastecimento de 200 mil habitantes.



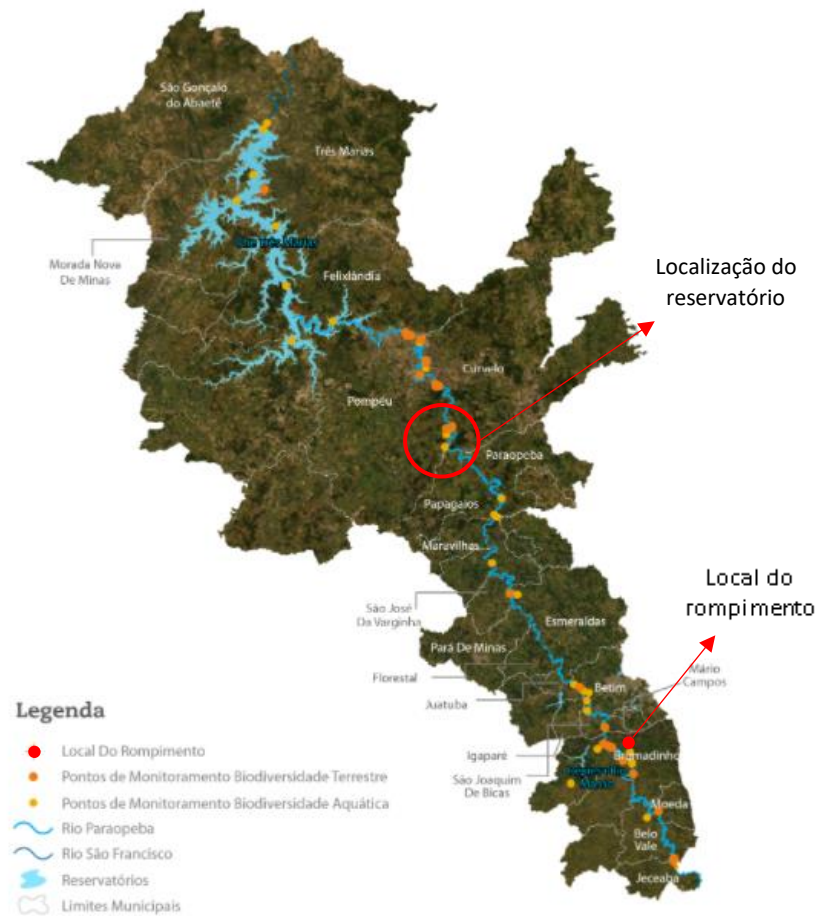
**Figura 2 - Reservatório do Retiro Baixo**



Fonte: Google Earth (2022).

O reservatório localiza-se a cerca de 250 km, em extensão do rio Paraopeba, do local onde rompeu-se a barragem I da mina Córrego do Feijão (AGÊNCIA MINAS, 2021). A Figura 3 dispõe da localização do reservatório na bacia. O reservatório do Retiro Baixo foi atingido pelos rejeitos alguns dias após o acidente com a barragem. Entretanto, a UHE havia paralisado as operações no dia 29 de janeiro, diante dos riscos que já se apresentavam. Os rejeitos provavelmente se depositaram no reservatório, que pode ter amortecido a onda de propagação da lama, poupando o rio São Francisco (VALE, 2019).

**Figura 3** - Localização do reservatório em relação ao local do rompimento



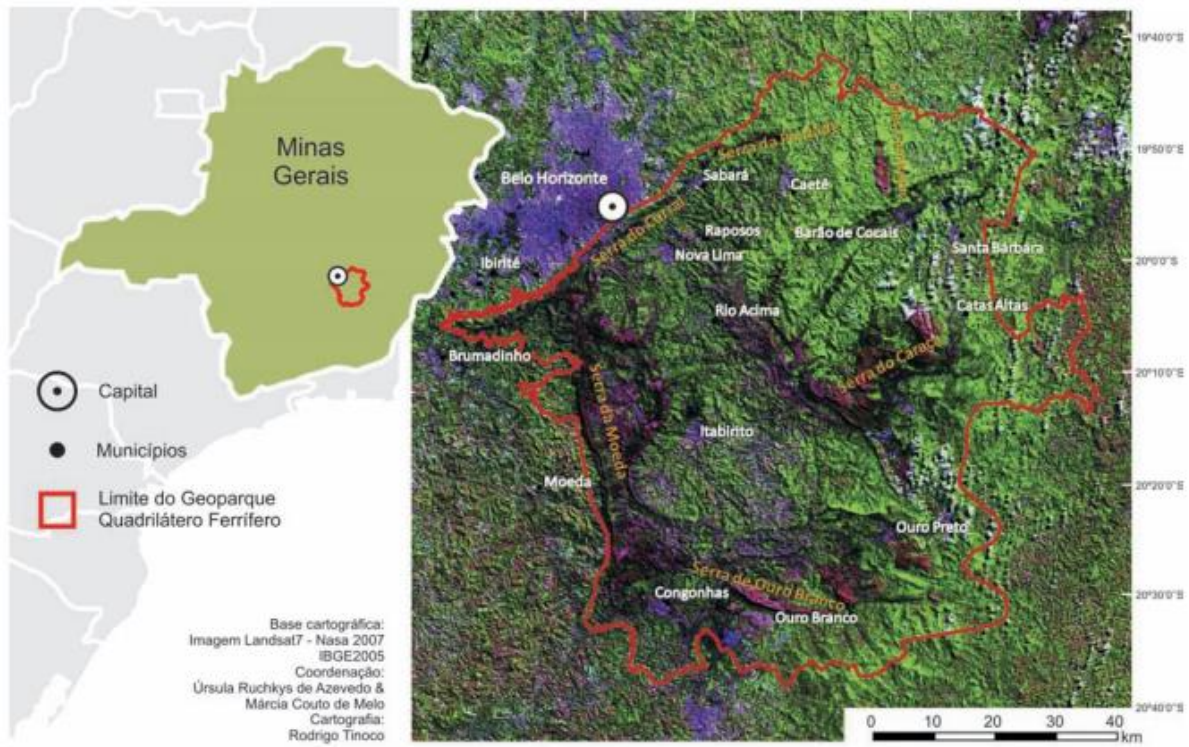
Fonte: Adaptado de Vale (2021).

### 3.2. O CENÁRIO BRASILEIRO DO MINÉRIO DE FERRO

A indústria da mineração de ferro possui uma enorme importância na economia brasileira. Em 2019, o Brasil foi responsável por 75,6% de toda produção de minério de ferro no continente americano e aproximadamente 20% da produção mundial (E-MJ ENGINEERING AND MINING JOURNAL, 2019). Atualmente, o Brasil é o segundo maior produtor de minério de ferro do mundo, ficando logo atrás da China. Sendo assim, este é um dos principais produtos exportados pelo país (CNN Brasil, 2020).

A região de Minas Gerais que compreende as cidades de Belo Horizonte, Itabira, Ouro Preto e Congonhas denomina-se quadrilátero ferrífero (QF) e foi descoberta no final do século XVII (GEOSCAN, 2021). Estima-se que o quadrilátero ferrífero é responsável por 60% da produção de minério de ferro do país. A porção o norte do município de Brumadinho (MG) encontra-se exatamente na borda superior esquerda da região do quadrilátero ferrífero, como demonstrado na Figura 4.

**Figura 4 -** Localização do Quadrilátero Ferrífero, Estado de Minas Gerais



Fonte: Azevedo *et al.* (2012, p. 186).

Atualmente, o minério de ferro está presente em diversas tecnologias em todo o mundo, sendo um importante recurso econômico e tecnológico. É a matéria-prima do aço, usado na produção de ferramentas, máquinas, veículos de transporte, linhas de transmissão de energia elétrica, como elemento estrutural para a construção de edifícios e casas, além de possuir uma infinidade de outras aplicações (PEREIRA, 2012).

A Companhia Vale S.A., maior produtora de minério de ferro do Brasil, foi fundada em 1942, sob domínio do Estado. Em 6 de maio de 1997 passou pelo processo de privatização e atualmente é uma multinacional com atuação em mais de 30 países, classificada como a segunda maior mineradora do mundo.

### 3.3. MINA CÓRREGO DO FEIJÃO

A mina Córrego do Feijão é uma mina a céu aberto que se encontra ao alto do curso da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (um dos principais tributários do alto rio São Francisco), nas cabeceiras do ribeirão Ferro-Carvão (Córrego do Feijão), afluente pela margem direita do rio Paraopeba, em Brumadinho- MG (SURAM, 2018).

Suas atividades foram iniciadas em 1956 pela Companhia de Mineração Ferro e Carvão. Em 1973, foi utilizada nas atividades da Ferteco Mineração. Desde 2003, a mina passou

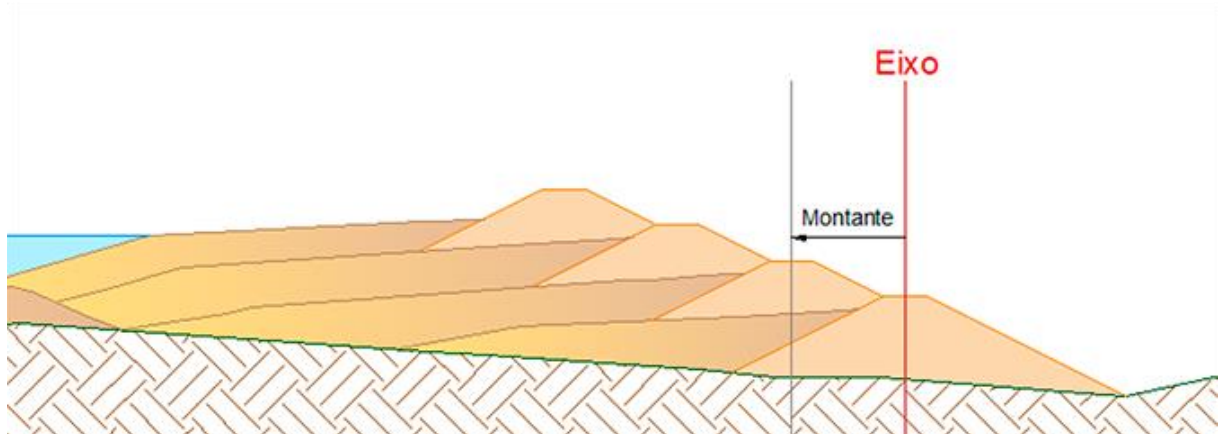


a ser operada pela dirigida pela Vale S. A., sendo esta responsável ainda pela sua operação até os dias atuais. Algumas das mais importantes unidades que compõem a coluna lito estratigráfica (conjunto de rochas individualizadas e delimitadas com base nos seus caracteres litológicos) do Quadrilátero Ferrífero estão presentes na área da mina Córrego do Feijão (SURAM, 2018).

A barragem I da mina Córrego do Feijão foi construída em 1976, e possuía altura de 86 metros e comprimento da crista de 720 metros, no momento de sua ruptura. O primeiro dique foi constituído de rejeitos finos com revestimento de laterita compactada, e a maior parte dos alteamentos feitos na barragem foram realizados com o método de montante, classificado como um dos mais suscetíveis ao fenômeno de liquefação (PEREIRA, 2020).

No método de alteamento a montante (Figura 5), o corpo da barragem é construído com o uso de rejeito através de alteamentos sucessivos sobre o próprio rejeito depositado. Os alteamentos são realizados no sentido contrário ao fluxo de água (montante). A barragem necessita de rejeito grosso para que o maciço possa ser construído (VALE, 2021).

**Figura 5** – Alteamento a montante



Fonte: Vale (2021).

A barragem era definida no cadastro nacional da Agência Nacional de Mineração como uma estrutura de pequeno porte, com baixo risco ambiental, e alto dano potencial, além de não receber rejeitos desde 2014. Em dezembro de 2018, antes do rompimento, a Vale S. A. obteve licença para o reaproveitamento dos rejeitos dispostos na barragem e encerramento de atividades da barragem (VALE, 2019).

### 3.4. O ROMPIMENTO DA BARRAGEM I DA MINA CÓRREGO DO FEIJÃO

No dia 25 de janeiro de 2019, o Brasil presenciou o rompimento da barragem I da Mina Córrego do Feijão de rejeito de minério de ferro, localizada no município de Brumadinho (MG) e sob a responsabilidade da Mineradora Vale S.A.

O rejeito da barragem I da mina Córrego do Feijão é composto por particulados finos (30,3% de areia e 69,7% de silte-argila), contendo elevadas concentrações de Fe (264,9 mg / g), Al (10,8 mg / g), Mn (4,78 mg / g) e Ti (0,43 mg / g), entre outros elementos. Metais traços tóxicos também foram detectados, tais como U (1457,4 µg / g), Cd (30,94 µg / g), Pb (14,64 µg / g), As (4,69 µg / g), Sn (547,4 µg / g), Hg (101,3 ng / g), e metais de terras raras, como In (210,2 µg / g) e Ga (92,34 µg / g), entre outros (VERGILIO *et al.*, 2020).

A causa do rompimento deu-se devido a um processo de liquefação, de comum ocorrência em materiais finos e granulares, cuja ação da água anulou a resistência e rigidez de suas partículas, tornando-as soltas e ganhando maior mobilidade (TEIXEIRA, 2015).

O acidente liberou no corpo hídrico um volume aproximado de 11,7 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de minério de ferro, que continha alguns oligoelementos, como Ba, Pb, As, Sr, Fe, Mn e Al. Tais elementos possuem alta mobilidade na água e, conseqüentemente, alto potencial para induzir citotoxicidade e danos ao DNA (VERGILIO *et al.*, 2020).

Segundo a mineradora, a barragem I da mina Córrego do Feijão estava inativa, e não tinha a presença de lago ou outro tipo de atividade operacional em andamento. Na época do rompimento, havia um projeto em desenvolvimento para descomissionamento da mesma. A mineradora comunicou que a barragem I possuía declarações de estabilidade que atestavam a segurança física e hidráulica de sua estrutura, e passava por inspeções de campo quinzenais que não detectaram nenhuma alteração no estado de sua conservação (VALE, 2019).

Na primeira semana após o rompimento da barragem, os maiores impactos sobre o ribeirão Ferro-Carvão e sobre o rio Paraopeba ocorreram nos primeiros 40 km de extensão, abrangendo os municípios de Brumadinho a São Joaquim de Bicas (FEAM, 2022). Nesse trecho, o uso da água era feito para as mais diversas finalidades, e passou a ser inviável devido aos valores elevados de turbidez, ferro, manganês, alumínio e presença de metais pesados como chumbo e mercúrio.

Nas semanas seguintes, o rejeito derramado no rompimento da barragem I da mina Córrego do Feijão preencheu praticamente todo o vale do Ribeirão Ferro-Carvão e parte dos seus tributários (CPRM, 2019). Foram observadas oscilações para os parâmetros turbidez, ferro total, manganês total e chumbo total e mercúrio total, também nas proximidades dos municípios

de Bem, Esmeraldas, São José da Varginha, Papagaios, Paraopeba, Curvelo e Pompéu (FEAM, 2022).

Além disso, os parâmetros de controle da qualidade da água como a temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD) e turbidez, também se encontravam fora dos limites necessários para possibilitar o tratamento em estações de tratamento de água convencionais (CPRM, 2019).

Atualmente, os corpos hídricos da bacia do rio Paraopeba atingidos pelo rejeito são monitorados pelo IGAM. São analisadas as concentrações de materiais contaminantes e a recuperação do ambiente. No mês de dezembro de 2021, observou-se ao longo do rio resultados superiores ao limite legal estabelecido para Classe 2 pela Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH-MG nº 01/2008 para os parâmetros alumínio dissolvido, chumbo total, turbidez, manganês total e ferro dissolvido (FEAM, 2022).

O alumínio dissolvido apresentou valores acima do limite do ponto a montante de Brumadinho até o braço do reservatório em Felixlândia no Trecho 5; chumbo total em São Joaquim de Bicas, Bem, Paraopeba, Curvelo e antes da UHE de Retiro Baixo; turbidez desde o ponto a montante até Bem e de Esmeraldas até antes da UHE de Retiro Baixo; manganês total desde o trecho a montante até antes da UHE de Retiro Baixo no Trecho 3; e ferro dissolvido na estação localizada a montante, nos pontos de captação de água da RMBH e Pará de Minas, em Paraopeba e na estação localizada antes da UHE de Retiro Baixo (FEAM - Boletim do Cidadão Nº 31, 2022, p.4).

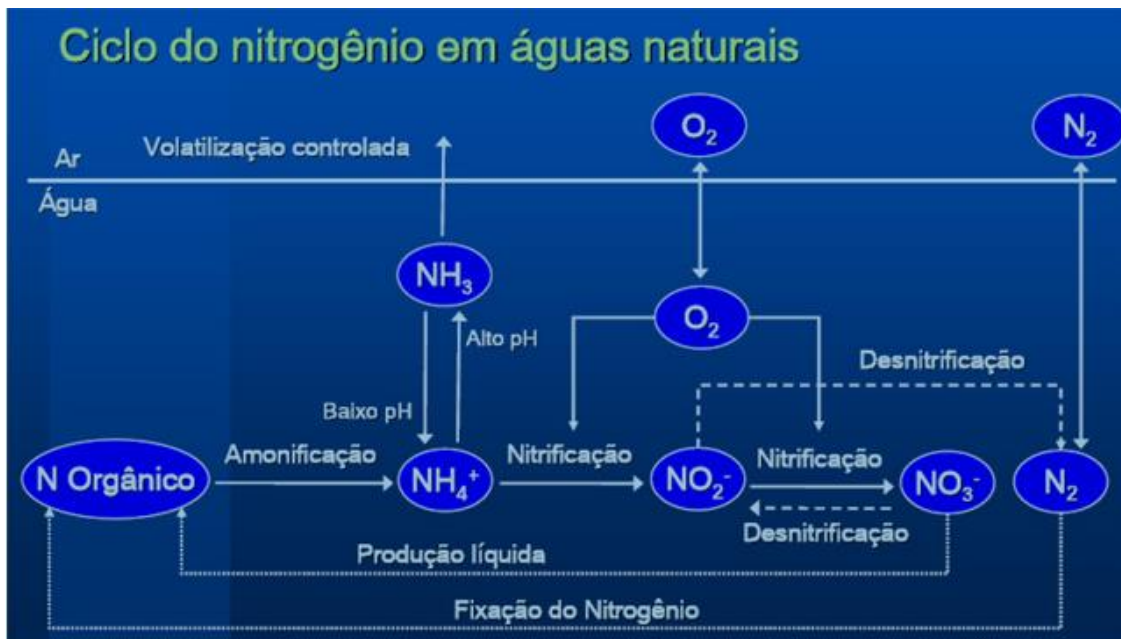
### 3.5. CICLO DE NITROGÊNIO

O nitrogênio é um dos elementos mais presentes na natureza, encontrado sob diversas formas orgânicas e inorgânicas na atmosfera, no solo, na água e nos seres vivos, sendo um componente essencial das proteínas, DNA e RNA. Este elemento pode ser encontrado nas formas: Nitrato, nitrito, íon amônio, hidróxido de amônia, nitrogênio orgânico e nitrogênio gasoso. Os processos de conversão entre suas formas de disposição compõem o ciclo do nitrogênio (GUIMARÃES *et al.*, 2020).

A ciclagem do nitrogênio (Figura 6) possui extrema importância na manutenção das mais diversas formas de vida e ecossistemas. Cada etapa deste ciclo contribui para o equilíbrio químico e biológico do meio ambiente (GUIMARÃES *et al.*, 2020). Na água, o nitrogênio gasoso passa pelo processo de fixação produzindo o nitrogênio orgânico, que por sua vez passa pelo processo de amonificação, sendo convertido em íon amônio. Se o pH do meio em que o composto se encontra inserido for elevado, forma-se o hidróxido de amônia a partir do íon

amônio, que pode ser liberado na atmosfera. Em ambientes com pH neutro, o íon amônio passa pelo processo de nitrificação, convertendo-se em nitrito e, em seguida, nitrato. O nitrato pode produzir nitrogênio orgânico em um processo denominado produção líquida, ou pode ser convertido em nitrito novamente pelo processo de desnitrificação, processo que também converte o nitrito em nitrogênio gasoso. Este pode ser liberado na atmosfera ou retomar o ciclo através da fixação (OCEAN CLEAN, 2018).

**Figura 6** - Ciclo do nitrogênio em águas naturais



Fonte: Ocean Clean (2018, *online*).

Os processos que compõem o ciclo do nitrogênio são mediados tanto por condições químicas do meio, quanto condições biológicas. Os processos biológicos são realizados por microrganismos que utilizam destes componentes em seu sistema respiratório para metabolizar matéria orgânica (LENZI *et al.*, 2012).

### 3.5.1. Nitrificação e Desnitrificação

O processo de nitrificação oxida, em condições aeróbias, o íon amônio ( $NH_4^+$ ) em duas fases. Na primeira, é levado até nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio a nitrito ( $NO_2^-$ ) e, na segunda, o nitrito é consumido pelas bactérias oxidadoras de nitrito produzindo nitrato ( $NO_3^-$ ) (ESTEVES, 1998).

O grupo das bactérias nitrificantes é composto pelos gêneros *Nitrospira*, *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*, organismos responsáveis por realizar a oxidação do íon amônio em nitrito, através de seus processos metabólicos. O gênero das *Nitrossomonas* é o mais comumente

encontrado em águas doces e, apesar de serem organismos foto sensitivos, a reação de nitrificação é predominantemente aeróbia. Sendo assim, geralmente se desenvolve na coluna d'água e na superfície do sedimento, nos limites do pH ótimo de 6,0 a 9,0 e na faixa de temperatura de 20 a 30 °C (ESTEVEVES, 1998).

Já a desnitrificação acontece em condições anaeróbias, com presença de doadores de elétrons, onde o nitrito e o nitrato são convertidos por bactérias heterotróficas em nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) (LENZI; FAVERO; LUCHESE, 2012). A ocorrência deste processo se dá apenas em ambiente anóxico, no que se caracterizam os lodos de fundo de rios e lagos e de unidades de decantação presentes em estações de tratamento de esgotos. Este é um processo importante de remoção efetiva de nitrogênio de sistemas aquáticos (NIXON, 1981).

A desnitrificação ocorre predominantemente nos primeiros milímetros dos sedimentos e as taxas do processo dependem das concentrações de carbono orgânico e nitrogênio. As maiores taxas de desnitrificação podem ser esperadas nos rios, lagos e estuários mais poluídos, seguidos por plataformas costeiras e as taxas mais baixas, encontram-se em oceano aberto (SKIBA, 2008).

As bactérias desnitrificantes podem ser de diversos gêneros, sendo difícil a sua especificação. Alguns gêneros identificados são: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, destacando que a maioria destas espécies são anaeróbias e heterotróficas facultativas (SKIBA, 2008; LIMA *et al.*, 2009; CAO, 2018).

Estas e muitas outras comunidades microbianas presentes nos leitos de rios, lagos e diversos corpos hídricos apresentam alto grau de sensibilidade para quaisquer alterações ocasionadas em seu meio, como concentrações de compostos tóxicos, pH, temperatura, salinidade, concentração de substrato, concentração oxigênio dissolvido e quantidade de matéria orgânica. Uma vez que a atividade desnitrificante é comprometida, toda a ciclagem do nitrogênio é também impactada (CAO, 2018).

A Resolução Conama nº 357 determina que, para águas doces das classes 1, 2 e 3, as concentrações máximas deverão ser de 10 mgN/L<sup>-1</sup> para nitrato e 1 mgN/L<sup>-1</sup> para nitrito. A concentração máxima de nitrogênio amoniacal varia de acordo com o pH, sendo mais restritiva para pH > 8,5 e este limite para a classe I é de 0,5 mgNL<sup>-1</sup> (CONAMA 357, 2005).

Modificações nos níveis naturais de nitrogênio de um ambiente, assim como de outros nutrientes, pode levar ao desequilíbrio ecológico local. O excesso de nitrogênio, fósforo e potássio, por exemplo, pode ocasionar um evento denominado eutrofização. (BARRETO, *et al.*, 2013). Altas concentrações de nitrogênio nos corpos hídricos podem ocasionar diversos



impactos à fauna e flora aquática. Na forma de íon amônio, o nitrogênio consome o oxigênio dissolvido (OD) do ambiente, afetando de forma negativa a vida e o desenvolvimento de seres aquáticos que necessitam de OD em seu metabolismo. Na forma de nitrato, o nitrogênio pode gerar toxicidade aos organismos (Programa Nacional de Avaliação de Qualidade das Águas - PNQA, 2021).

Por outro lado, a falta de nitrogênio em um ambiente aquático pode atuar como fator limitante na produção primária dos lagos e reservatórios, pois este elemento é um dos componentes básicos dos seres vivos, sendo essencial para a formação de proteínas (ESTEVES, 1998).

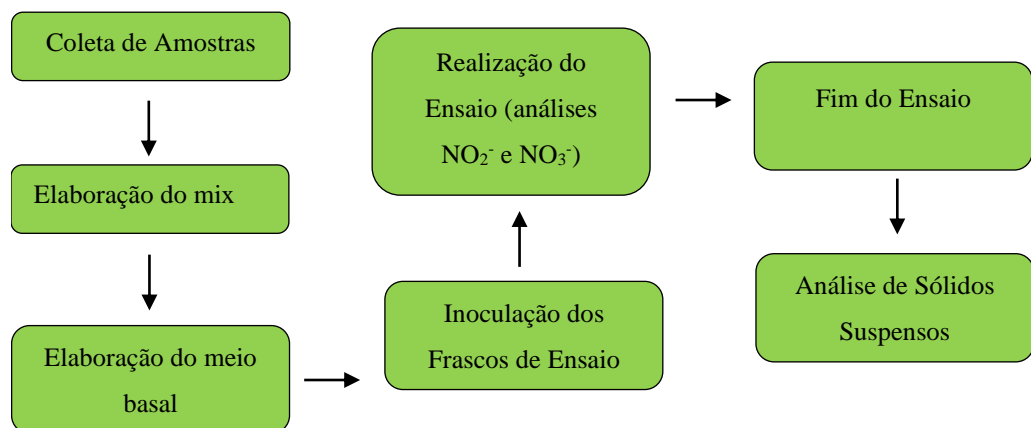
O monitoramento das bactérias desnitrificantes pode ser um indicador de qualidade ambiental, pois certos compostos, como determinados metais presentes nos rejeitos de mineração, podem afetar seu sistema metabólico e impactar diretamente em seu desempenho e na ciclagem do nitrogênio. Sendo assim, através do acompanhamento de suas atividades, é possível identificar as alterações físicas, químicas e biológicas nas quais o meio está exposto (KARAS *et al.*, 2019).

## 4 METODOLOGIA

Este trabalho está inserido em uma pesquisa maior realizada por um conjunto de colaboradores, que visam a avaliação das possíveis influências do rompimento da mina Córrego do Feijão no Reservatório do Retiro Baixo, por meio de múltiplas análises geoquímicas, bioquímicas, geológicas, metabólicas, entre outras. Portanto, apenas os dados que foram publicados dentro do grupo de pesquisa podem ser divulgados neste documento, conforme é divulgado na Tabela 2, e no APÊNDICE A.

O fluxograma disposto na Figura 7 descreve o procedimento realizado durante a fase experimental deste trabalho.

**Figura 7** – Fluxograma da parte experimental



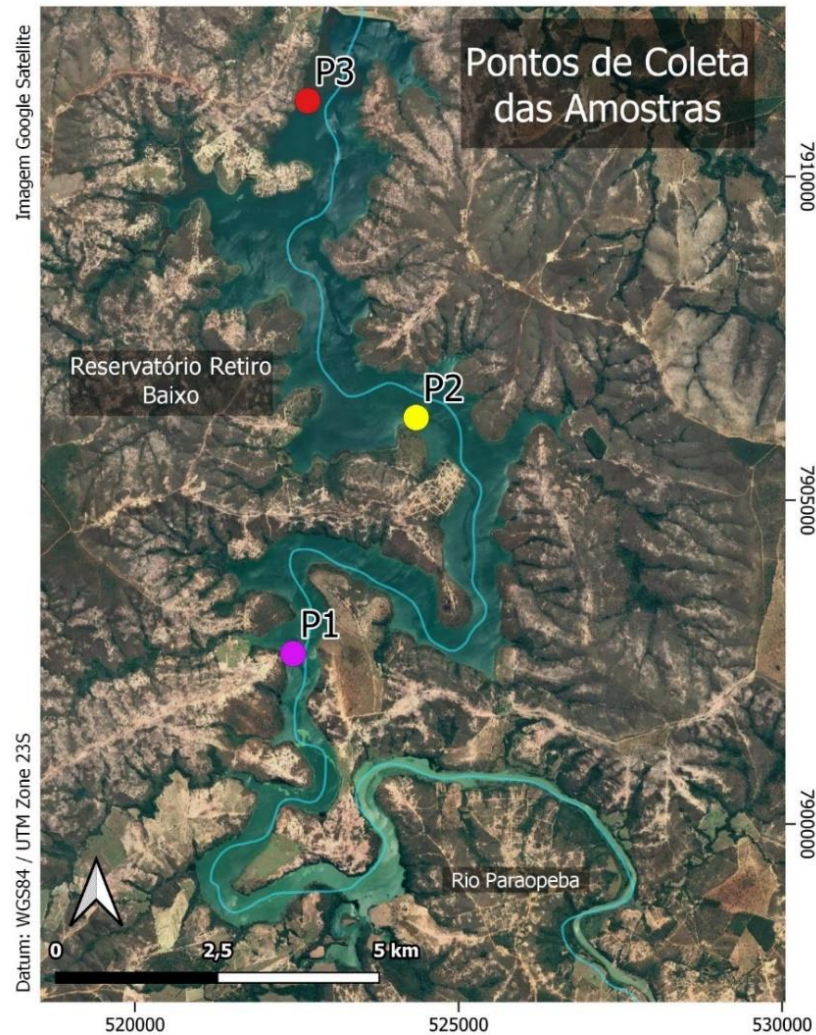
Fonte: Da Autora (2022).

O mix citado na Figura 7 é composto pela mistura de porções iguais dos três pontos de coleta de amostragem, explicados a seguir.

### 4.1. PONTOS DE AMOSTRAGEM

Para avaliar o sedimento de fundo, a equipe do projeto realizou sete amostragens temporais (Campanha 1 a 7), em três pontos de amostragem localizados próximos à zona profunda do reservatório de Retiro Baixo. O ponto P1 está localizado próximo ao início ou zona fluvial, o ponto P2 na região central ou zona intermediária e o ponto P3 encontra-se próximo ao vertedouro ou zona lacustre (Figura 8). Na Tabela 1 são apresentadas as coordenadas geográficas de cada ponto.

**Figura 8** - Rio Paraopeba e reservatório de Retiro Baixo com a localização dos pontos de amostragem



Fonte: Adaptado de Google Earth (2021).

**Tabela 1** - Coordenadas dos pontos de coleta de amostra. Datum: WGS84

Ponto	Zona	Latitude	Longitude
P1	23K	7.903.991 m S	523.590 m E
P2	23K	7.906.429 m S	524.141 m E
P3	23K	7.911.894 m S	523.032 m E

Fonte: Da autora (2021).

Em todos os pontos de amostragem foram retirados dados relativos às coordenadas, altitude, pressão atmosférica e temperatura do ar (Tabela 2). Para isso, foi utilizado o GPS (Global Positioning System) modelo Garmin GPSMAP 62S (precisão de  $\pm 3$  metros; Figura 9) e, Central Meteorológica Brunton - ADC Summit, temperatura do ar (resolução  $0,1\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), pressão atmosférica (resolução  $0,1\text{ hPa} \pm 1,5\text{ mb}$ ) e altímetro (resolução  $1,0\text{ metro} \pm 3,0\text{ metros}$ , Figura 10).

**Tabela 2** - Dados relativos às coletas das amostras

<b>Campanha</b>	<b>Data de Coleta</b>	<b>Ponto</b>	<b>Pressão (mb)</b>	<b>Temperatura (°C) Ar</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Disco de Secchi (m)</b>
<b>1</b>	01/02/2019	P1	944,7	31,5	13,40	1,50
		P2	943,6	32,4	5,05	1,50
		P3	942,7	30,6	19,50	1,80
<b>2</b>	29/04/2019	P1	939,8	31,8	14,05	0,55
		P2	940,1	32,7	16,25	0,90
		P3	939,1	32,9	21,60	1,05
<b>3</b>	06/08/2019	P1	952,0	26,4	7,60	-
		P2	951,0	25,4	14,45	-
		P3	950,4	25,8	21,55	-
<b>4</b>	28/11/2019	P1	938,4	32,5	8,00	0,35
		P2	938,0	31,4	11,50	1,80
		P3	937,1	31,6	29,00	3,00
<b>5</b>	26/05/2021	P1	944,5	28,1	8,55	5,00
		P2	943,1	31,2	14,90	5,00
		P3	942,8	30,3	29,90	5,00
<b>6</b>	26/08/2021	P1	942,0	32,3	7,15	4,00
		P2	940,0	35,6	11,35	1,50
		P3	939,0	31,8	27,35	2,80
<b>7</b>	25/11/2021	P1	942,9	30,7	9,85	0,35
		P2	942,0	31,1	14,25	0,50
		P3	940,7	31,9	20,55	0,90

Fonte: Da autora (2021).

Foram medidos os parâmetros físico-químicos *in situ* (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, potencial oxirredutor, temperatura, condutividade, profundidade e sólidos totais) da água superficial, de meio de coluna d'água, e de fundo ( $\pm 1$  metro acima do sedimento), utilizando uma sonda multiparâmetros da marca Horiba (Figura 11). A zona eufótica do reservatório foi medida com auxílio de um disco de Secchi (BICUDO; BICUDO, 2004) (Figura 13).

O sedimento de fundo foi coletado com auxílio de um coletor de testemunhos curtos KAJAK (Figura 12), em profundidade abaixo de 15cm. Após a coleta, o sedimento foi acondicionado em sacos plásticos estéreis, identificados, armazenados em gelo e mantidos em isopores térmicos até a chegada ao laboratório de Microbiologia da UNIFAL – Campus Poços de Caldas, onde foi armazenado sob refrigeração de  $\pm 5^{\circ}\text{C}$ .

**Figura 9** – GPS Garmin GPSMAP 62S utilizado para geolocalização



Fonte: Silveira, mensagem eletrônica (2021).

**Figura 10** - Central Meteorológica Brunton para mensurar temperatura do ar, altitude e pressão atmosférica



Fonte: Silveira, mensagem eletrônica (2021).

**Figura 11** - Sonda Multiparâmetros para coleta dos parâmetros físico-químicos



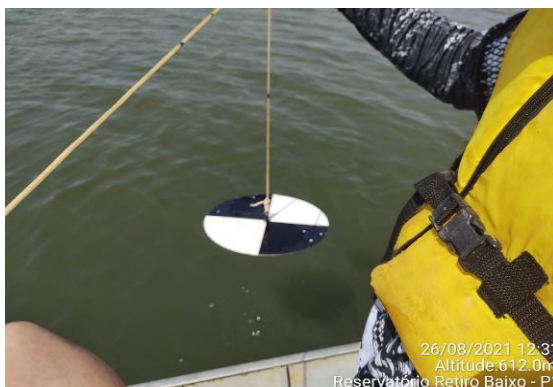
Fonte: Silveira, mensagem eletrônica (2021).

**Figura 12** - Coletor de testemunhos curtos KAJAK para amostragem do sedimento



Fonte: Silveira, mensagem eletrônica (2021).

**Figura 13** - Disco de Secchi utilizado para mensuração da zona eufótica



Fonte: Silveira, mensagem eletrônica (2021).

Os ensaios foram realizados com os mixes dos três pontos de coleta, de suas respectivas campanhas. Cada mix constituiu-se de 50g de amostra de cada ponto, totalizando 150g. A homogeneização foi realizada utilizando um bastão de vidro e a mistura foi colocada em frasco Duran e armazenada sob refrigeração de  $\pm 5^{\circ}\text{C}$ .

#### 4.2. MEIO BASAL PARA OS ENSAIOS DE DESNITRIFICAÇÃO

Os ensaios de desnitrificação foram realizados de acordo com o trabalho desenvolvido por Moura (2011). Para o preparo do meio basal utilizado para o crescimento dos microrganismos desnitrificantes, foram elaboradas duas soluções de micronutrientes (Solução A e B, constituídas pelos componentes que são listados na Tabela 3, Tabela 4 e Tabela 5. Utilizou-se água destilada como solvente para promover a mistura dos nutrientes em cada uma das soluções. Após o preparo, foi fluxionado nitrogênio gasoso nas soluções por 10 minutos em cada uma, a fim de zerar todo oxigênio dissolvido do meio.

Os frascos contendo as soluções A e B (Figura 14) foram autoclavados por 20 minutos, na temperatura de  $120^{\circ}\text{C}$  e pressão de  $1\text{ kgf/cm}^2$ , para a esterilização. Na sequência, cada frasco de solução teve sua atmosfera (*headspace*) trocada por nitrogênio gasoso, evitando assim que o oxigênio presente na porção gasosa do frasco fosse introduzido a solução por pressão negativa no líquido. Os frascos então foram armazenados a  $\pm 4^{\circ}\text{C}$  até o momento do preparo do meio basal.

**Tabela 3 - Solução A**

Componente	Concentração (g/L)
$\text{FeCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1,35
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,1
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,024
$\text{ZnCl}_2$ .anidro	0,1
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,1
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,025
$\text{H}_3\text{BO}_3$	0,01
Molibato de sódio. $2\text{H}_2\text{O}$	0,024
$\text{NaCl}$	1
$\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,026
$\text{NiCl}_2$	0,12

Fonte: Adaptado de Moura (2011).



**Tabela 4 - Solução B**

Componente	Concentração (g/L)
NaCl	100
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2,8
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	1,8

Fonte: Adaptado de Moura (2011).

**Figura 14 - Soluções A e B**

Fonte: Da autora (2021).

Para a elaboração do meio basal, as soluções A e B, assim como os demais nutrientes descritos na Tabela 5, foram acondicionados em frascos de ensaio, nas concentrações apresentadas na mesma tabela. O volume total dos frascos de ensaio com meio basal foi de 270ml.

Os frascos contendo o meio basal foram novamente autoclavados por 20 minutos, na temperatura de 120 °C e pressão de 1 kgf/cm<sup>2</sup>, assim como também tiveram seu *headspace* trocado por nitrogênio gasoso, e foram armazenados a ± 4°C até o momento da inoculação. Em cada campanha foram preparados três frascos de ensaio, para a realização da análise da desnitrificação em triplicata (Figura 15).

**Tabela 5 - Composição do meio basal**

Componente	Concentração
C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> NaO <sub>2</sub>	250,0 mg/L
NaNO <sub>3</sub>	182,0 mg/L
NaHCO <sub>3</sub>	2,0 g/L
Solução A	1,0 mL/L
Solução B	2,6 mL/L

Fonte: Adaptado de MOURA (2011).

**Figura 15** - Frascos em triplicata contendo meio basal antes da inoculação



Fonte: Da autora (2021).

Cabe ressaltar que a quantidade de nitrato de sódio ( $\text{NaNO}_3$ ) adicionada ao meio visou atingir a concentração teórica de  $30\text{mg/L}$  de nitrogênio na forma de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), assumido este como valor da concentração inicial do ensaio. O acetato de sódio ( $\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2$ ) foi utilizado como fonte doadora de elétrons para os microrganismos desnitrificantes. Para uma concentração de  $30\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$ , foi necessário a concentração de  $70\text{mg/L}$  de acetato de sódio, respeitando uma relação C/N de 8,3 (MOURA, 2011), de forma a garantir o excesso da fonte de carbono para a comunidade desnitrificante, uma vez que no sedimento estariam presentes diversas comunidades que podem utilizar o acetato em seu metabolismo.

#### 4.3. ANÁLISES DE ENSAIO

Durante os ensaios de atividade desnitrificante, foram realizadas as seguintes análises:

- Análises de concentração de nitrito, com o objetivo de monitorar a produção de nitrito (composto intermediário na desnitrificação) durante o ensaio;
- Análises de concentração de nitrato, objetivando a verificação direta do processo de desnitrificação no ensaio;
- Análise de sólidos suspensos fixos e voláteis após o término de cada ensaio, a fim de acompanhar a quantidade de matéria orgânica disposta nos frascos de ensaio.



### 4.3.1. Análises de Nitrito

Para as análises de nitrito foram preparadas duas soluções:

- Solução de Sulfanilamida: Dissolveu-se 5,0 g em uma solução de 300mL de água destilada e 50mL de ácido clorídrico. A solução foi avolumada para um total de 500mL com água destilada e estocada a  $\pm 4^{\circ}\text{C}$ , com validade de até 6 meses.
- Solução de bicloridato de n(1-naftil) etilenodiamina: Dissolveu-se 50g deste composto em 500mL de água destilada. A solução foi armazenada em frasco escuro a  $\pm 4^{\circ}\text{C}$ , com validade mensal.

Em um tubo de ensaio depositou-se 5,0 mL da amostra recolhida no frasco de ensaio, adicionando 0,25 mL da solução de sulfanilamida. A mistura foi agitada e deixada em repouso de 2 a 8 minutos, para garantir a diazotização completa e evitar a decomposição do produto formado. Em seguida, foi adicionado 0,25 mL de solução bicloridrato de n (1-naftil) etilenodiamina, agitando a solução imediatamente após a mistura. A leitura das amostras foi realizada em equipamento de espectrometria de bancada (marca Macherey-Nagel modelo NANOCOLOR® Vis), a um comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 540 nm, respeitando o intervalo de 10 minutos, até 2 horas após a adição do último reagente. O preparo da solução de controle foi realizado com água destilada no lugar da amostra (APHA, 2005).

#### 4.3.1.1. Curva de Calibração de Nitrito

Dissolveu-se 0,250 g de nitrito de sódio em 1,0 L de água destilada de modo que a concentração teórica de  $\text{N-NO}_2^-$  foi de 0,05g/L e, portanto, 1 mL da solução corresponde a 0,05 mg de  $\text{N-NO}_2^-$ . Em seguida, utilizando o método de análises descrito no item anterior, realizou-se as leituras em espectrofotômetro a 540 nm em diferentes concentrações conforme os padrões apresentados na Tabela 6 (APHA, 2005).

**Tabela 6** - Soluções padrões para a curva de calibração para análises de nitrito

Concentração N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Volume da solução (mL)/10 mL H <sub>2</sub> O destilada
0,01	2
0,02	4
0,03	6
0,04	8
0,05	10
0,06	12
0,07	14
0,08	16
0,09	18
0,1	20

Fonte: Da autora (2021).

#### 4.3.2. Análises de Nitrato

Para realizar as análises de nitrato requereu-se:

- Solução de ácido salicílico 5% em H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Dissolveu-se 0,5 g de ácido salicílico em 10,0 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.
- Solução de NaOH 2N: Adicionou-se 0,20 mL da amostra em um tubo de ensaio, com 0,42 mL da solução de ácido salicílico. Após 20 minutos, adicionou-se 10,0 mL da solução de NaOH 2N. Depois da solução atingir temperatura ambiente, realizou-se a leitura em equipamento de espectrometria de bancada (marca Macherey-Nagel modelo NANOCOLOR® Vis), a um comprimento de onda ( $\lambda$ ) de 410 nm. No preparo da solução de controle foi utilizada água destilada no lugar da amostra (APHA, 2005).

##### 4.3.2.1. Curva de Calibração de Nitrato

A curva de calibração foi preparada utilizando NaNO<sub>3</sub>. Pesou-se 2,9798 g de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (18 g do composto) e dissolveu-se em 500 mL de água destilada, visando atingir a concentração de 1000 mg/L de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. A curva foi determinada conforme os padrões apresentados na Tabela 7, ao passo que a leitura foi feita em espectrofotômetro de bancada à 410 nm (APHA, 2005).

**Tabela 7** - Soluções padrões para a curva de calibração para análises de nitrato

Concentração N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Volume da solução (mL)/100 mL H <sub>2</sub> O destilada
5	0,5
10	1
15	1,5
20	2
25	2,5
30	3
50	5
70	7
100	10

Fonte: Da autora (2021).

### 4.3.3. Análises de Sólidos

Um filtro quantitativo de papel foi separado em um cadinho e calcinado na mufla a 550°C por 15 minutos. Na sequência, com o filtro já calcinado e em temperatura ambiente, o mesmo foi pesado e o valor obtido foi determinado como Peso 1.

Foram filtrados 10mL de amostra do frasco de ensaio com o filtro calcinado, utilizando o sistema de bombeamento a vácuo. Após a filtração, o filtro com os sólidos retidos, permaneceu por no mínimo 24 horas sob a temperatura de 105°C em uma estufa. Em seguida, pesou-se novamente o conjunto filtro-sólidos retidos e anotou-se o valor dado como Peso 2.

Após a pesagem, colocou-se o conjunto novamente na mufla a 550°C por 15 minutos. Após a essa nova calcinação e resfriamento, pesou-se o conjunto filtro-sólidos novamente, para obtenção do Peso 3.

O valor correspondente aos sólidos suspensos totais (SST) do ensaio, que é o total de partículas sólidas retidas no filtro, foram dados pela equação:

$$SST = \frac{\text{Peso 2} - \text{Peso 1}}{\text{Volume}}, \quad (1)$$

Os sólidos suspensos voláteis (SSV), que representa a parcela orgânica dos sólidos retidos, foram obtidos por meio de:

$$SST = \frac{\text{Peso 2} - \text{Peso 3}}{\text{Volume}}, \quad (2)$$

Os sólidos suspensos fixos (SSF), que corresponde aos sólidos inorgânicos, foram dados por:

$$SSF = \frac{\text{Peso 3} - \text{Peso 1}}{\text{Volume}} \quad (3)$$

#### 4.3.4. Cálculo da Taxa de Desnitrificação

O cálculo da velocidade, ou taxa, de consumo de nitrato (desnitrificação) foi realizado por intermédio da Equação (4).

Podendo também ser considerado como o coeficiente angular da curva gerada a partir dos dados observados ao longo dos ensaios. Entretanto, como os ensaios apresentaram alguns dados com desvio padrão alto, optou-se pela utilização da diferença entre as concentrações.

$$\text{Taxa} \left( \frac{\text{mg}}{\text{Lh}} \right) = \text{concentração inicial de NO}_3^- - \text{concentração final de NO}_3^- \quad (4)$$

#### 4.4. ENSAIOS DE ATIVIDADE DESNITRIFICANTE

Os ensaios da atividade desnitrificante foram nomeados de acordo com a numeração da campanha de coleta, ou seja, o Ensaio 1 foi realizado com amostragem da campanha de coleta 1, o Ensaio 2, com amostras da campanha 2 e assim sucessivamente até a campanha de coleta número 7.

Os ensaios foram realizados em triplicada, em frascos Duran de 500mL, com um volume de meio basal em cada frasco de ensaio de 270ml (Figura 16). No processo de inoculação, adicionou-se 30mL (39g) de amostra bruta do sedimento, de modo que o volume total de cada frasco de ensaio fosse de 300mL. Na sequência, fluxionou-se nitrogênio novamente no meio já inoculado por 10 minutos e o frasco foi tampado com tampa de butila, de forma a permitir a inserção de agulhas para retirada das amostras sem que houvesse a introdução de oxigênio no meio.

**Figura 16** - Triplicata dos frascos de ensaio já inoculados com o sedimento bruto



Fonte: Da autora (2021).

Para análise dos parâmetros de nitrato, nitrito e sólidos, foram retirados 6mL por amostragem, limitando-se a 5 amostragens que totalizou o volume de 30mL, correspondente a 10% do volume total. Essa limitação foi definida para que não houvesse a retirada de mais do que 10% do volume do frasco de ensaio, que pode gerar alterações nas condições de operação.

A primeira leitura foi realizada imediatamente após a finalização da montagem dos frascos de ensaios inoculados e fluxonados com nitrogênio. Os frascos de ensaio foram mantidos em agitação a 170rpm sob a temperatura de  $30 \pm 1$  °C até o fim do ensaio, em incubadora *shaker* refrigerada (Marca Nova Técnica, Modelo NT715), conforme demonstrado na Figura 17. Foram coletadas amostras em intervalos de 1 hora e 30 minutos nos ensaios de 1 a 6 e de 2 horas no Ensaio 7.

**Figura 17** - Realização do ensaio em incubadora *shaker* refrigerada



Fonte: Da autora (2021).

#### 4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Os valores de concentrações de nitrato convertidos pelas leituras por absorvância que resultaram em valores negativos de concentração foram considerados como “0 mg/L” em todos os casos. Foram obtidas médias aritméticas entre as triplicadas para cada concentração dos sólidos analisados, bem como das concentrações de nitrato e da taxa de desnitrificação obtidos nas triplicatas de ensaio, em cada campanha testada.

Ferramentas estatísticas foram utilizadas para auxílio na interpretação dos resultados, no que tange a existência de alterações significativas ao longo do tempo (entre campanhas), e na correlação dos dados com os outros parâmetros obtidos *in situ*.

Primeiramente, cada conjunto de dados organizados para análise estatística foi submetido previamente ao teste de normalidade e homoscedasticidade (Shapiro-Wilk), de forma a determinar o uso de testes paramétricos (normais e homoscedásticos) ou não paramétricos (não normais e/ou heterocedásticos) antes de cada estatística. Para os conjuntos de resultados considerados normais e homoscedásticos (paramétricos), análises de comparação em pares, como por exemplo controle versus tratamento, ou de múltiplas amostras, como por exemplo entre campanhas, foram empregados utilizando o Test T de Student, e a Anova seguido de um Test Tukey posteriori, respectivamente. Quando os dados não apresentaram normalidade e/ou heterocedasticidade, foram aplicados os testes não paramétricos de Mann-Whitney e de Kruskal-Wallis (este último com posteriori de Student-Newman-Keuls), respectivamente para o mesmo conjunto de comparações descritos para os testes paramétricos. Os resultados foram apresentados ao longo do texto.

Uma análise de correlação foi empregada, de modo a observar o comportamento total dos dados de nitratos obtidos nos experimentos com os parâmetros químicos do sedimento (fornecidos pela Vale S.A.) e físico-químicos da água, obtidos em campo. Os parâmetros foram selecionados de acordo com disponibilidade de dados para todas as campanhas, e pela relevância dos mesmos no processo de desnitrificação encontrados na literatura. A Tabela com estes dados encontra-se no APÊNDICE A. A correlação de Pearson foi empregada, uma vez que os dados apresentaram homoscedasticidade e normalidade, e os resultados de  $r$  de Pearson e de “ $p$ ” estatístico foram apresentados no APÊNDICE B.

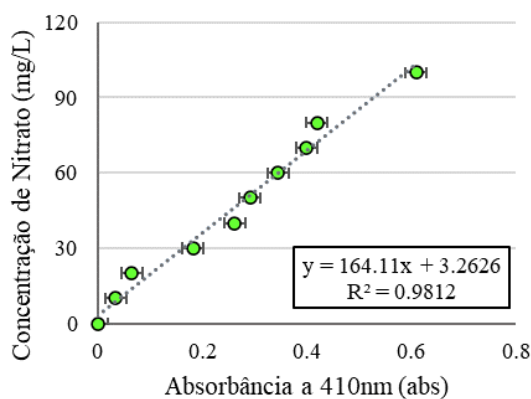
Em ambos os casos (paramétricos ou não paramétricos), os resultados foram avaliados considerando um nível de significância de 5%. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PAST - Palaeontological Statistics, versão 4.03 (HAMMER *et al.*, 2001).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. CURVAS DE CALIBRAÇÃO

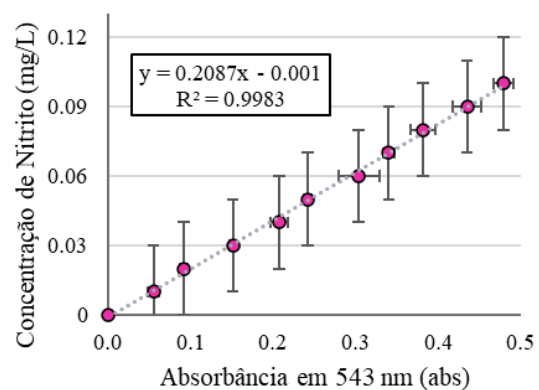
As curvas de calibração de nitrito e nitrato, obtidas por meio da leitura da absorbância (abs) lida pelo espectrofotômetro de bancada para cada concentração preparada em laboratório, são apresentadas na Figura 18, para nitrato, e Figura 19, para nitrito.

**Figura 18** - Curva de calibração para análise de nitrato



Fonte: Da autora (2021).

**Figura 19** - Curva de calibração para análise de nitrito



Fonte: Da autora (2021).

Os valores de absorbância medidos por meio do equipamento de espectrometria durante os ensaios foram convertidos em concentrações (mg/L) a partir das equações obtidas nas curvas construídas e apresentadas acima. Sendo assim, as equações 5 e 6 foram utilizadas para determinar a concentração de nitrito e nitrato respectivamente.

$$[N - NO_2^-] = 0.2087 * Abs - 0.001 \quad (5)$$

$$[N - NO_3^-] = 164.11 * Abs + 3.2626 \quad (6)$$

### 5.2. ENSAIOS DE ATIVIDADE DESNITRIFICANTE

O grupo da Figura 20 até a Figura 26 ilustram os resultados das taxas de desnitrificação obtida por meio da experimentação com um mix de amostras de sedimento, coletadas do Reservatório do Retiro Baixo, nas campanhas de coleta 1 a 7, respectivamente. A Figura 27 ilustra o resultado das análises de sólidos suspensos nos frascos de ensaios, realizadas com amostras de sedimento coletado ao longo das campanhas, ao passo que a Figura 28 apresenta graficamente a taxa de desnitrificação calculada nos ensaios, também ao longo das campanhas de coleta.

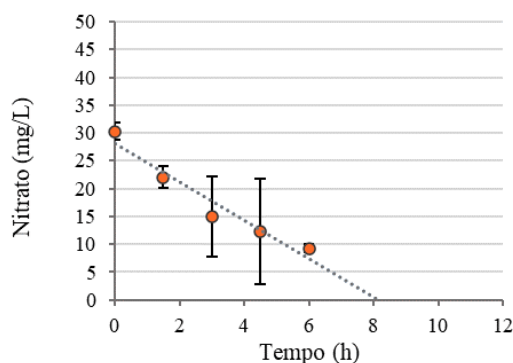
Vale ressaltar que houve um intervalo de tempo de cerca de um ano e meio entre as coletas das campanhas 4 e 5, em decorrência do isolamento exigido pela Presidência da República Brasileira como medida de contenção à pandemia do Covid-19. Os demais intervalos entre todas as demais campanhas foram de 3 meses. Logo, é necessário atentar-se para a descontinuidade temporal, destacada pela diferenciação de cor na Figura 28.

Adicionalmente, cabe aqui destacar que o tempo entre as análises do Ensaio 7 foi alterado com relação aos anteriores, devido ao aumento no tempo de consumo que vinha sendo observado nas campanhas anteriores. O número de coletas para as análises de nitrato e nitrito foi determinado com base na limitação volumétrica de 10% do total presente nos frascos, de modo a não provocar nenhuma alteração das condições iniciais do meio. Isso explica o fato de nenhum ensaio ter possibilitado a mensuração da concentração próxima de zero.

O Ensaio 1 utilizou inóculo da amostragem que aconteceu imediatamente após o rompimento da barragem. Dessa forma, e com base em outros estudos que estão sendo desenvolvidos no macroprojeto o qual a presente dissertação se insere, acredita-se que esta campanha representa, possivelmente, um momento anterior a chegada do rejeito no reservatório. No caso das demais campanhas, existe maior possibilidade de influência do rejeito sobre estas.

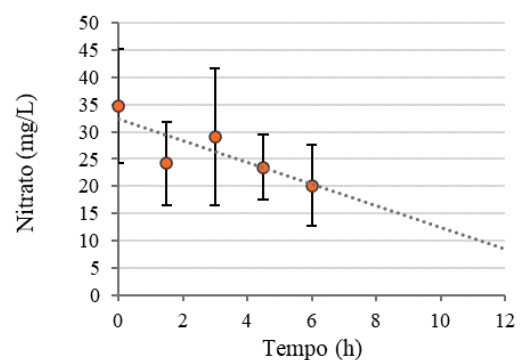
Os dados de nitrito não foram apresentados graficamente, uma vez que não foi observado acúmulo significativo de nitrito ao longo dos ensaios. Entretanto, todos os valores utilizados para a elaboração dos gráficos apresentados encontram-se no APÊNDICE C, bem como os valores obtidos nas análises de nitrito.

**Figura 20** - Desnitrificação na Campanha 1



Fonte: Da autora (2021).

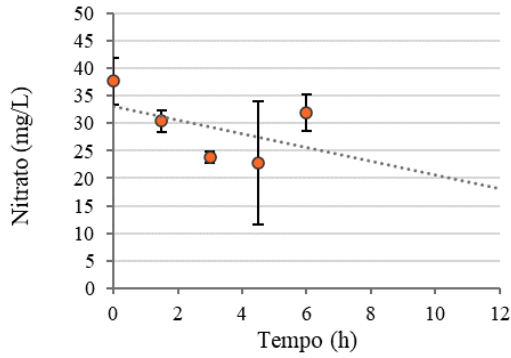
**Figura 21** - Desnitrificação na Campanha 2



Fonte: Da autora (2021).

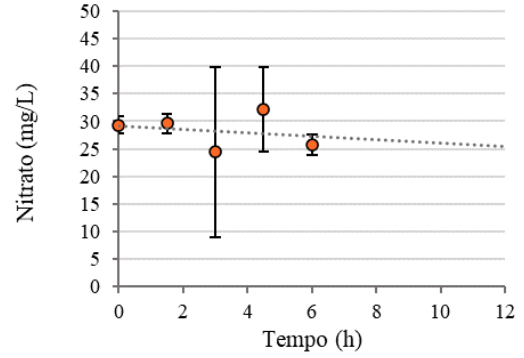


**Figura 22 - Desnitrificação na Campanha 3**



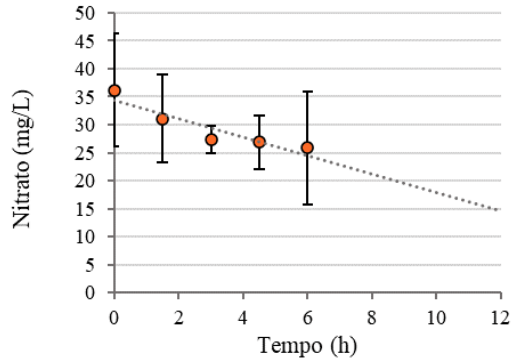
Fonte: Da autora (2021).

**Figura 23 - Desnitrificação na Campanha 4**



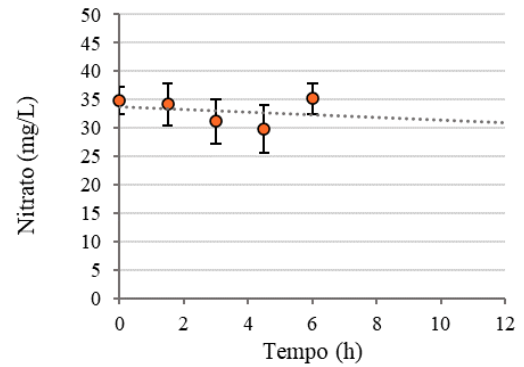
Fonte: Da autora (2022).

**Figura 24 - Desnitrificação na Campanha 5**



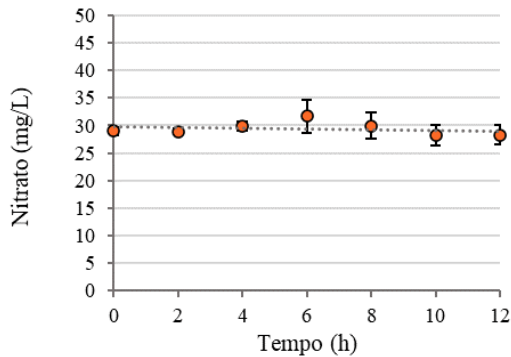
Fonte: Da autora (2022).

**Figura 25 - Desnitrificação na Campanha 6**



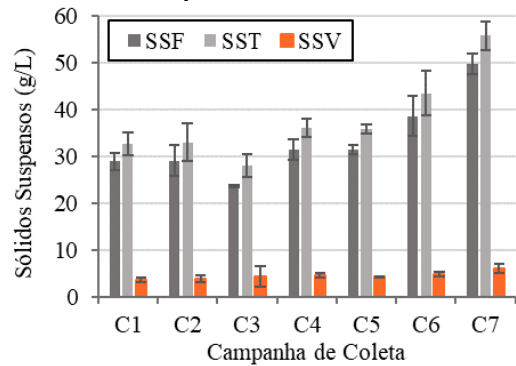
Fonte: Da autora (2022).

**Figura 26 - Desnitrificação na Campanha 7**

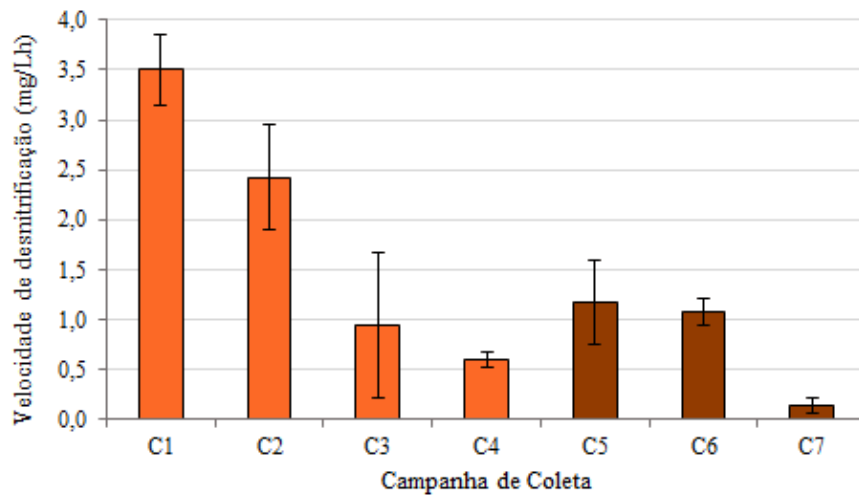


Fonte: Da autora (2022).

**Figura 27 - Análise de Sólidos ao longo das Campanhas**



Fonte: Da autora (2022).

**Figura 28 - Taxa de Desnitrificação ao longo das Campanhas**

Fonte: Da autora (2022).

Legenda: As cores do gráfico variaram em dois tons de laranja para ilustrar que houve um período de cerca de um ano e meio entre as amostragens realizadas na 4ª e 5ª campanha, devido ao recesso promovido pela pandemia do Covid-19.

A velocidade de desnitrificação (Figura 28) é resultado da diferença entre a concentração inicial e final de nitrato aferida nos ensaios. De acordo com os resultados apresentados observou-se que a velocidade de desnitrificação ao longo das campanhas apresentou tendência de diminuição contínua, embora as campanhas 5 e 6 tenham apresentado um ligeiro aumento em relação a campanha 4. O decréscimo observado indica a possível interferência de um ou mais parâmetros que podem ter atuado como inibidores do processo de desnitrificação analisado.

Uma possibilidade é que a diminuição da velocidade de desnitrificação tenha ocorrido devido ao aumento da fase *lag* (considerando um período em que a biomassa hipotética não aumenta, e, portanto, não há aumento do metabolismo analisado), o que pode acontecer quando a população inicial disponível no inóculo é menor devido a condições específicas do meio cujas amostras foram retiradas (MADIGAN, 2016).

Isso pode ser notado também na estrutura dos gráficos apresentados da Figura 20 a Figura 26 onde nota-se que a reta ajustada, tem uma inclinação (definida como a taxa de desnitrificação) cada vez menor nos ensaios subsequentes, tendo valores finais da concentração de nitrato cada vez mais distantes de zero. Entretanto, conforme disposto no APÊNDICE C, os valores finais aferidos nos Ensaios 5, 6 e 7, não apresentados nos gráficos por razões de uniformidade, aproximam-se de zero após um maior intervalo de tempo, quando comparados aos ensaios anteriores. Isso indica que há desnitrificação, mas demora mais a iniciar-se.

Ao considerar as primeiras cinco leituras realizadas nos ensaios, foi averiguando sua condição de normalidade e homoscedasticidade, seguido da aplicação do teste Anova uma via e do Teste de Tukey posteriori. Os resultados das análises de normalidade, homoscedasticidade, da Anova de uma via e do teste de Tukey posteriori são apresentados na Tabela 8, enquanto o box-plot apresentado na Figura 29 apresenta o comportamento da variabilidade das cinco leituras analisadas na estatística.

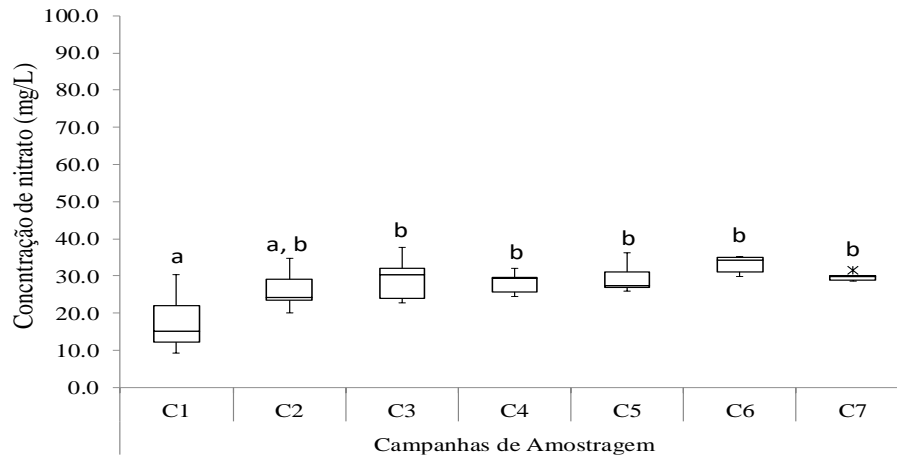
**Tabela 8** - Resultado das análises estatísticas de normalidade e homoscedasticidade (Shapiro Wilk), de comparação múltiplas de grupo (ANOVA uma via), e de comparação aos pares posteriori (Teste Tukey), usando os dados de velocidade média de desnitrificação

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
<b>N</b>	5,000	5,000	5,000	5,000	5,000	5,000	5,000
<b>Shapiro-Wilk W</b>	0,935	0,945	0,933	0,938	0,862	0,862	0,865
<b>p(normal)</b>	0,633	0,703	0,619	0,649	0,235	0,235	0,245
<b>ANOVA one way</b>	F= 4,651; <b>p=0,002134</b>						
<b>Teste Tukey</b>							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
C1	-	0,137	<b>0,016</b>	<b>0,037</b>	<b>0,015</b>	<b>0,001</b>	<b>0,011</b>
C2	3,812	-	0,958	0,996	0,950	0,364	0,917
C3	5,177	1,364	-	1,000	1,000	0,902	1,000
C4	4,672	0,860	0,505	-	1,000	0,731	0,999
C5	5,224	1,412	0,047	0,552	-	0,913	1,000
C6	6,823	3,010	1,646	2,151	1,598	-	0,947
C7	5,394	1,581	0,217	0,722	0,170	1,429	-

Fonte: Da autora (2022).

Legenda: Valores em preto correspondem aos valores dos testes descritos na primeira coluna da tabela. Valores em laranja correspondem aos valores de p estatístico do Teste de Tukey. Valores em vermelho e negrito correspondem a valores de p estatísticos cujo valor calculado foi menor que 0,05.

**Figura 29** – Gráfico de box-plot das primeiras 5 leituras realizadas nos ensaios de desnitrificação no sedimento das campanhas 1 a 7



Fonte: Da autora (2022).

Legenda: As letras apresentadas acima das caixas do box plot correspondem a presença de diferença estatística significativa entre as campanhas, ou seja, campanhas com mesma letra não apresentam diferença estatística significativa entre si de acordo com o teste de ANOVA uma via, e Teste Tukey posteriori empregados.

O Ensaio 1 apresentou não somente uma maior variabilidade entre as leituras do ensaio, como também apresentou concentrações menores de nitrato ao longo de todo experimento, indicando maior eficiência na desnitrificação. Destaca-se que este ensaio utilizou amostras coletadas antes da possível chegada do rejeito no reservatório.

A partir do Ensaio 2, a variabilidade dos dados entre as leituras apresenta-se menor, com dados de concentração de nitrato semelhantes e entre eles. O Ensaio 7, no entanto, apresentou uma variabilidade entre as concentrações das leituras ainda menor, com leituras iniciais e finais (considerando-se as 5 primeiras) muito semelhantes entre si, o que indica que a atividade desnitrificante foi pouco eficiente no último ensaio.

Ao passo em que a velocidade da desnitrificação decresceu, observou-se um aumento na concentração de sólidos no experimento, principalmente de sólidos suspensos fixos, que correspondem a porção de origem inorgânica ou mineral. Uma correlação direta entre a velocidade de desnitrificação e a concentração de sólidos, tanto fixos quanto voláteis foi testada, buscando evidenciar uma relação de causa e efeito entre os dois parâmetros. No entanto, a correlação de Pearson demonstrou que não há uma relação estatística significativa ( $p > 0,05$ ) entre esses parâmetros, em ambos os casos.

As testar se houve diferença estatística significativa entre as concentrações de sólidos fixos (SSF) e voláteis (SSV) aferidas ao longo dos ensaios, observou-se que não houve

diferença significativa entre as campanhas para os SSV (de origem orgânica), mas detectada para os SSF (de origem inorgânica) entre a campanha 3 com as campanhas subsequentes (C4, C5, C6 e C7), e entre as campanhas 6 e 7 com as demais campanhas, e entre si. Os resultados das análises estatísticas são apresentados na Tabela 9, ao passo que o box-plot das concentrações de SSF testadas estatisticamente é apresentado na Figura 30.

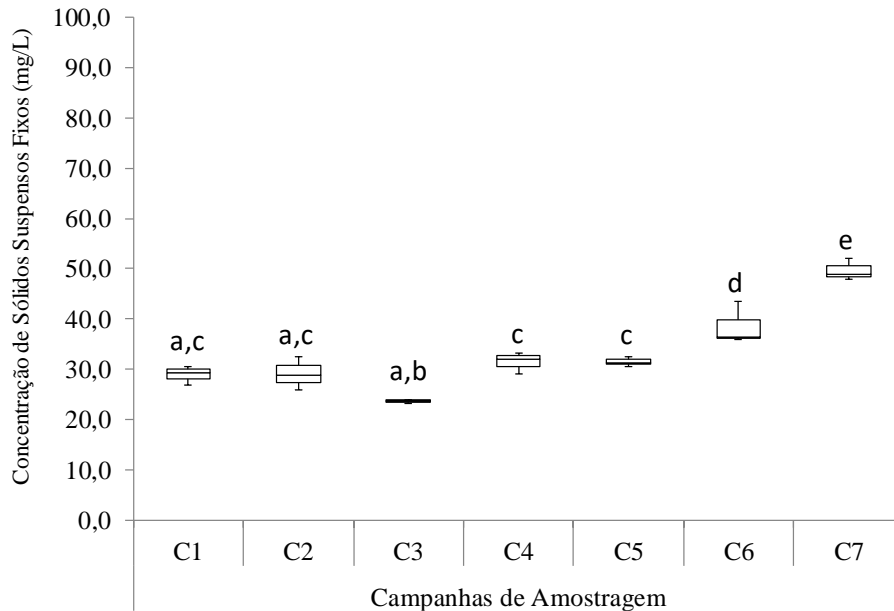
**Tabela 9** – Resultado das análises estatísticas de normalidade e homoscedasticidade (Shapiro Wilk), de comparação múltiplas de grupo (ANOVA uma via), e de comparação aos pares posteriori (Teste Tukey) com os dados de SSV e SSF.

Sólidos Suspensos Voláteis							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
N	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000
Shapiro-Wilk W	0,958	0,964	0,888	0,967	0,907	0,998	0,926
p(normal)	0,606	0,637	0,348	0,652	0,407	0,924	0,474
ANOVA one way	F= 1,762; p=0,1792						
Sólidos Suspensos Fixos							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
N	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000	3,000
Shapiro-Wilk W	0,958	0,964	0,888	0,967	0,907	0,998	0,926
p(normal)	0,606	0,637	0,348	0,652	0,407	0,924	0,474
ANOVA one way	F= 34,52; <b>p=0,0001309</b>						
Teste Tukey							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
C1		1,00	0,20	0,86	0,87	<b>0,005</b>	<b>0,0002</b>
C2	0,10		0,18	0,89	0,90	<b>0,01</b>	<b>0,0002</b>
C3	3,67	3,78		<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,0002</b>	<b>0,0002</b>
C4	1,77	1,67	5,45		1,00	<b>0,05</b>	<b>0,0002</b>
C5	1,74	1,64	5,41	0,03		<b>0,04</b>	<b>0,0002</b>
C6	6,67	6,57	10,35	4,90	4,93		<b>0,001</b>
C7	14,34	14,24	18,02	12,57	12,60	7,67	

Fonte: Da autora (2022).

Legenda: Valores em preto correspondem aos valores dos testes descritos na primeira coluna da tabela. Valores em laranja correspondem aos valores de p estatístico do Teste de Tukey. Valores em vermelho e negrito correspondem a valores de p estatísticos cujo valor calculado foi menor que 0,05.

**Figura 30** – Gráfico de box-plot das triplicatas de concentração de sólidos suspensos fixos realizadas nos ensaios de desnitrificação no sedimento das campanhas 1 a 7



Fonte: Da autora (2022).

Legenda: As letras apresentadas acima das caixas do box plot correspondem a presença de diferença estatística significativa entre as campanhas, ou seja, campanhas com mesma letra não apresentam diferença estatística significativa entre si de acordo com o teste de ANOVA uma via, e Teste Tukey posteriori empregados.

Uma possível origem inorgânica para a influencia os inóculos amostrados poderia ser o rejeito da barragem de Brumadinho, objeto de análise deste projeto. Segundo Madigan (2016), algumas bactérias desnitrificantes são capazes de utilizar ferro férrico e alguns compostos orgânicos como aceptores de elétrons. Como o rejeito contém altas concentrações de ferro, levantou-se a hipótese de que o decréscimo na taxa de desnitrificação poderia estar relacionado ao aumento da concentração de ferro. Entretanto, utilizando a correlação de Pearson, não foi observada nenhuma relação estatística entre o aumento da concentração de ferro, na água de fundo ou no sedimento, com a diminuição da taxa desnitrificação ( $p > 0,05$ , em todos os casos).

### 5.3. CORRELAÇÃO DAS ANÁLISES COM DADOS AUXILIARES

No ambiente, são inúmeros os fatores ambientais que podem influenciar a atividade desnitrificantes em sedimentos. Pesquisas apontam que concentrações de amônia e nitrato ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$ ), concentrações de oxigênio e matéria orgânica, temperatura, pH, umidade (DARROUZET-NARDI; BOWMAN, 1988; SEITZINGER, 1988; MILLER *et al.*, 2009; ROSS; WEMPLE, 2011), topografia (JOHN *et al.*, 2007), e também competição entre com

outras bactérias e plantas (INSELSBACHER *et al.*, 2010) são os fatores ambientais de alta influência no processo desnitrificante microbiológico, impactando diretamente os organismos e a atividade microbiana (MAMILOV; DILLY, 2002).

Os fatores que regulam o processo de desnitrificação podem variar naturalmente dentre as diferenças estações sazonais, bem como espacialmente (PEREZ *et al.*, 2006; FARQUHARSON; BALDOCK, 2008), em diferentes escalas (MCCLAIN *et al.*, 2003), ou mesmo derivar de atividades antrópicas. Deste modo, empregou-se uma nova análise de Pearson com outros parâmetros disponíveis gerados pela equipe de coleta deste macroprojeto, bem como disponibilizado pela Vale S.A., que são apresentados no APÊNDICE A, e descritos a seguir.

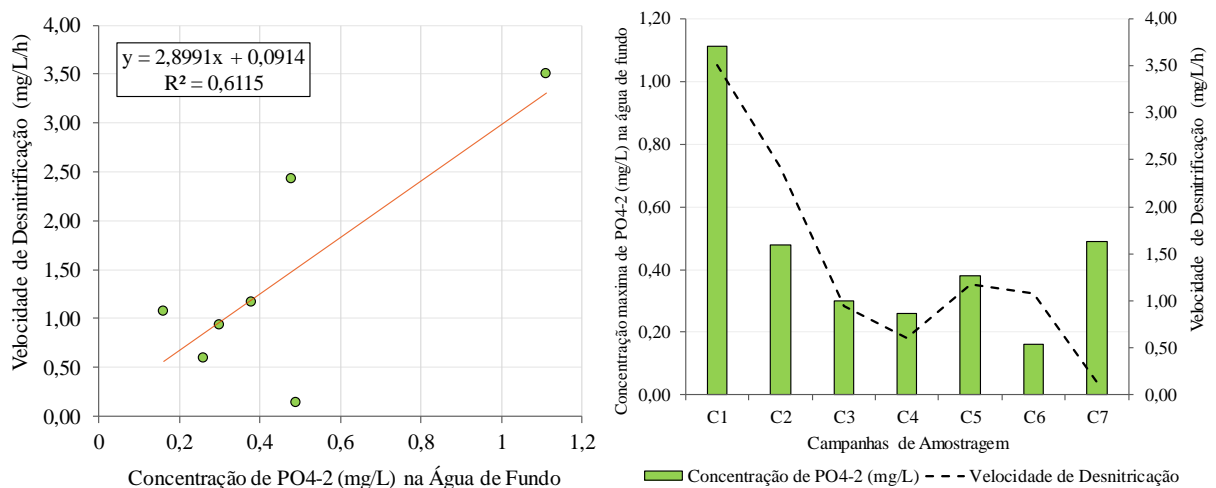
Neste sentido, parâmetros ambientais relevantes analisados no sedimento e na água de fundo (até 1 metro da interface sedimento-água), como pH, potencial de oxirredução (ORP), profundidade, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura, carbono orgânico total, nitrogênio total kjeldahl, e concentrações de metais (Fe, Mn, Cu, Pb e Hg), entre outros, foram analisados com as médias das velocidades de desnitrificação, resultantes dos ensaios realizados com o inóculo de sedimento das sete campanhas de amostragem. A análise foi executada utilizando ora a média dos valores dos parâmetros citados entre os pontos de amostragem na campanha, ora com o valor máximo obtido em um dos três pontos de amostragem na campanha.

A análise deu-se dessa forma, uma vez que a velocidade dos ensaios foi calculada a partir da mistura (mix) dos sedimentos dos três pontos de coleta em cada campanha. Partindo da premissa que os sedimentos com menor biomassa microbiana podem “diluir” a maior biomassa entre os inóculos, a média dos parâmetros pode ser aplicada. No entanto, ao observar que cada inóculo carrega seu potencial microbiano, e que mesmo “diluído”, podem ser selecionados, enriquecidos e estimulados após a realização de todo o ensaio, os maiores valores podem contribuir efetivamente na seleção do metabolismo desnitrificantes *in situ*. Sendo assim, ambas as hipóteses foram testadas.

É importante ressaltar que durante as coletas das amostras realizadas pela equipe de pesquisa da UNIFAL, o equipamento de coleta para sedimento utilizado foi o KAJAK, que é capaz de obter substrato de profundidade maior de 20cm. A Vale S.A. disponibilizou os dados de análise superficial de sedimento, coletado com um pegador de fundo tipo draga, que amostra material de profundidades entre 10cm e 30cm. Sendo assim, não é possível afirmar se o substrato utilizado nos ensaios de desnitrificação foi obtido da mesma porção amostrada pela Vale S.A.

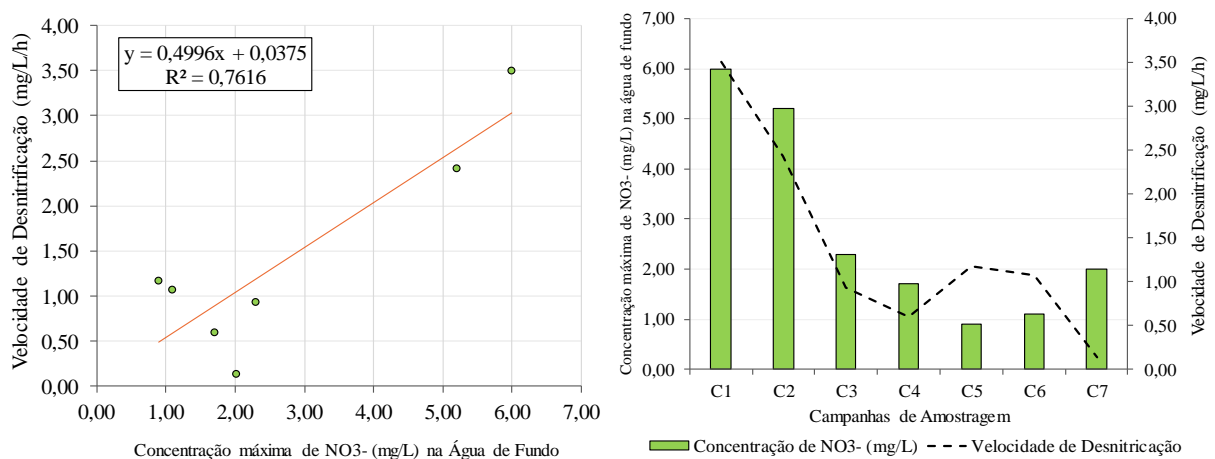
O resultado da correlação de Pearson apontou que o conjunto dos dados de velocidade média de desnitrificação apresentou correlação forte e diretamente proporcional com as concentrações máximas de nitrato ( $r=0,8726$ ;  $p= 0,010377$ ) e fosfato ( $r= 0,7806$ ;  $p= 0,038326$ ) quantificadas em água de fundo, correlação forte e direta proporcional com a concentração média de nitrato na água de fundo ( $r=0,84454$ ;  $p= 0,0168$ ), e correlação forte e inversamente proporcional com os valores médios de potencial de oxirredução da água de fundo ( $r=-0,76316$ ;  $p= 0,045937$ ). Os resultados destas análises são apresentados em gráficos de dispersão, apresentando o valor de  $R^2$ , assim como em gráficos de combinação barra-linha são demonstrados na Figura 31, Figura 32, Figura 33 e Figura 34, respectivamente na ordem descrita no presente parágrafo.

**Figura 31** – Velocidade média de desnitrificação e concentração máxima de fosfato ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) na água de fundo, ao longo das campanhas



Fonte: Da autora (2022).

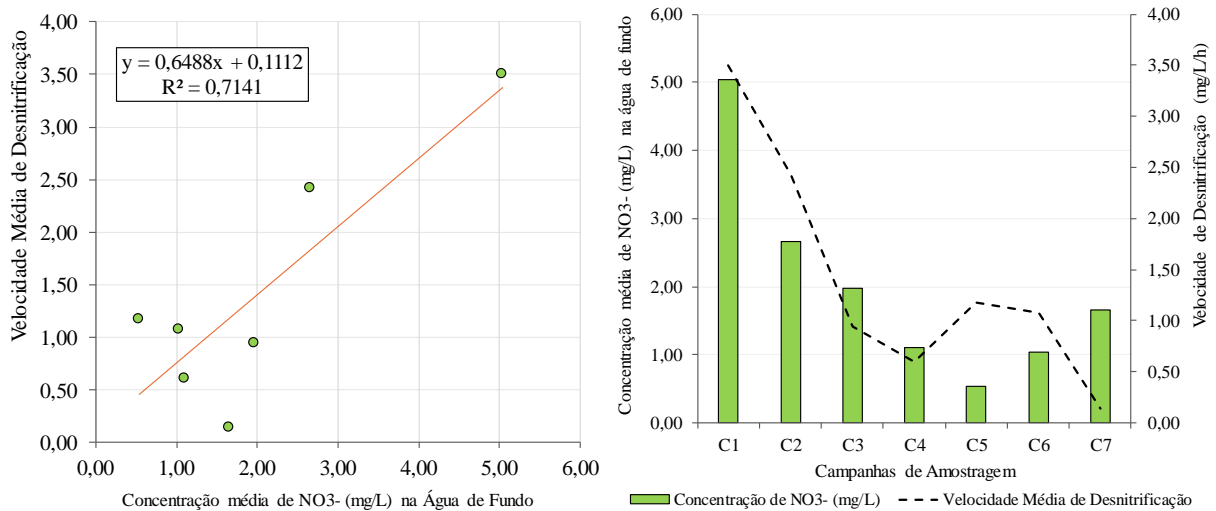
**Figura 32** – Velocidade média de desnitrificação e concentração máxima de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) na água de fundo, ao longo das campanhas.



Fonte: Da autora (2022).

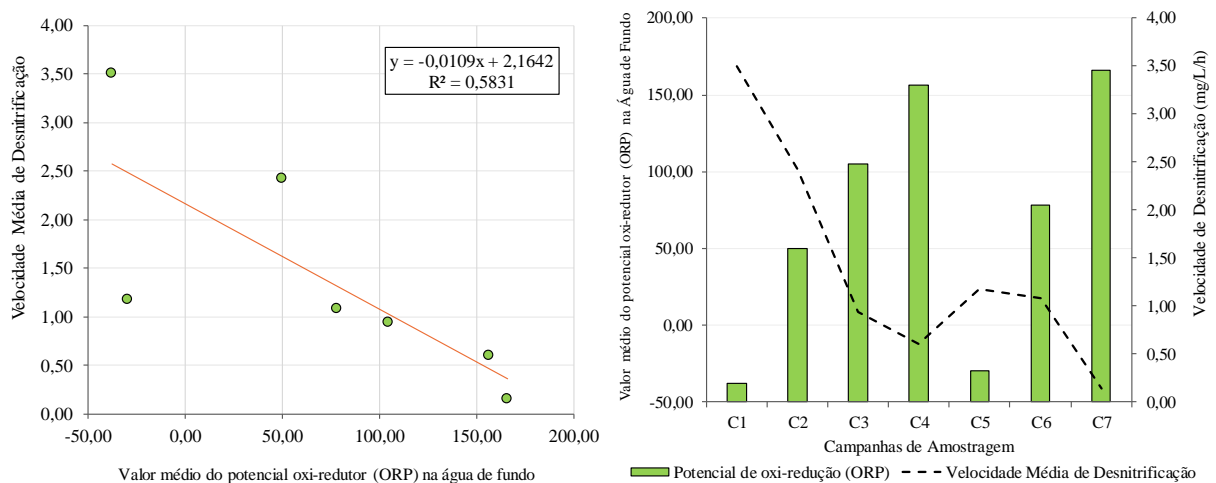


**Figura 33** – Velocidade média de desnitrificação e concentração média de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) na água de fundo, ao longo das campanhas



Fonte: Da autora (2022).

**Figura 34** – Velocidade média de desnitrificação e os valores médios de potencial de oxirredução (ORP) na água de fundo, ao longo das campanhas



Fonte: Da autora (2022).

A baixa concentração de  $\text{NO}_3^-$  na água do reservatório pode ser considerada limitante para o processo de desnitrificação, pois este é um composto fundamental na síntese da *nitrato redutase*, enzima responsável pela primeira fase da desnitrificação (MADIGAN, 2016; OCHOA, 2006). Sua disponibilidade no ambiente pode variar de acordo com o tipo de solo (BARRETT; BURKE 2002), presença de pesticidas, influência de esgoto doméstico, ou aumento de concentração de plantas aquáticas.

A correlação estatística com os valores máximos (Figura 32) e médios (Figura 33) da concentração de nitrato na água aferidos em cada campanha demonstra que houve a diminuição de nitrato no meio, proporcionalmente à diminuição da velocidade de desnitrificação.

Reforçando assim, a hipótese de que a comunidade desnitrificante inicial dos inóculos utilizados em cada ensaio tenha diminuído gradativamente ao longo do tempo cujas coletas abrangeram. Esse pode ser considerado um fator inibidor da desnitrificação, uma vez que alterou a taxa de desnitrificação, fazendo com que o consumo do nitrato demorasse mais para iniciar-se.

No estudo desenvolvido por Lee *et al.* (2004) verificou-se que a desnitrificação em um reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) variou de acordo com a fonte de carbono e com as condições de desenvolvimento da comunidade desnitrificante. Os autores avaliaram o desempenho de três reatores: o primeiro alimentado esgoto sintético elaborado no estudo com nitrato, o segundo com o esgoto e nitrito e o terceiro utilizado como branco, alimentado apenas com o esgoto sintético; e notou-se que o reator suplementado com nitrato obteve melhor eficiência na desnitrificação.

O aumento do potencial de oxirredução médio da água, aferido nas campanhas, comportou-se inversamente proporcional à taxa de desnitrificação (Figura 34). As bactérias desnitrificantes desenvolvem-se melhor em ambientes reduzidos, por conter menores concentrações de oxigênio, pois sabe-se que o desempenho destes microrganismos se dá melhor em ambientes anóxicos ou microaerofílicos (MADIGAN, 2016).

O fosfato é um dos principais constituintes do DNA de diversos organismos, incluindo as bactérias desnitrificantes. A diminuição da concentração deste composto no ambiente, conforme foi observado nos dados de água de fundo, pode ter contribuído para o decréscimo da população de bactérias desnitrificantes presentes no sedimento do reservatório, fazendo com que a baixa concentração de fosfatos atue como parâmetro inibidor da desnitrificação (CAMPOS, 2019).

As bactérias desnitrificantes avaliadas são microrganismos facultativos, mas pouco tolerantes a presença de oxigênio (MADIGAN, 2016). Portanto, uma condição que influencia na ocorrência das atividades a elas associadas é a concentração de oxigênio dissolvido (O.D.). Segundo Perry (2020), a desnitrificação ocorre com maior eficiência em ambientes cujas concentrações de O.D. estejam no máximo entre 2 e 3 mg/L. Acima deste limite, nota-se uma perda de eficiência no processo. Alguns estudos apontam ainda que a melhor eficiência na desnitrificação é observada em valores próximos a 0,5mg/L (ZIELINSKA *et al.*, 2012; FERRO, 2015).

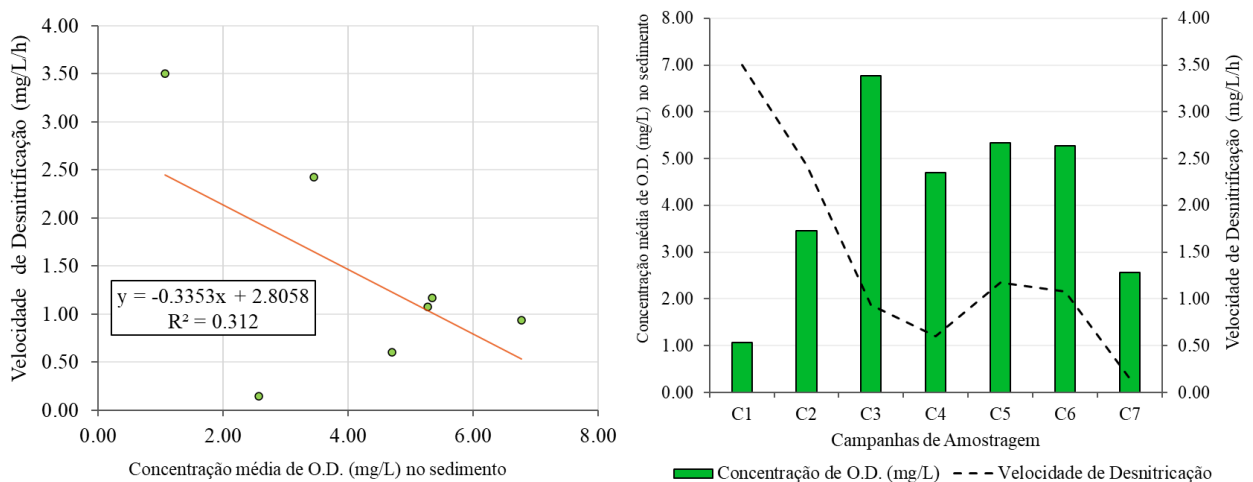
O oxigênio molecular presente no meio pode atuar como limitante na produção da enzima *nitrato redutase*, responsável pela primeira fase da desnitrificação (MADIGAN, 2016). Sendo assim, a concentração média de oxigênio analisado na água de fundo do reservatório

também foi testada estatisticamente com a taxa de desnitrificação, apontando para um valor de  $r$  de Pearson não significativo ( $p > 0,05$ ), o que indica que não há correlação significativa estatisticamente entre os eventos analisados.

Entretanto, apesar da baixa correlação estatística, tem-se a hipótese de que o aumento do OD no meio, que pode ser observado nas 3 primeiras campanhas (Figura 35), tenha interferido na queda da taxa de desnitrificação. E, apesar da concentração ter diminuído a partir da campanha 4, é possível que não seja o suficiente para promover a recuperação da eficiência desnitrificação, ainda mais considerando a combinação da influência de outros parâmetros já apontados.

Ressaltando que o parâmetro aqui discutido foi obtido em água de fundo do reservatório, e considera-se a tendência de que o sedimento possua comportamento similar quanto a concentração de O.D., que ainda que em menor valor, pode apresentar variação proporcional a que a água de fundo apresenta (GONÇALVES, 2017).

**Figura 35-** Velocidade média de desnitrificação e os valores médios da concentração de oxigênio dissolvido em água de fundo, ao longo das campanhas



Fonte: Da autora (2022).

As poucas correlações que se mostraram fortes e significativas (Figura 31 a Figura 34) demonstraram que os dados tendem para um padrão de relação, mas em todos os casos esses padrões se alteram significativamente na campanha sete, indicando que nesta campanha pode ter ocorrido algo pontual, e diferente do padrão que vem sendo analisado, e que também pode ter influenciado no potencial desnitrificante do inóculo.

Ainda, as análises de  $r$  de Pearson não apresentaram nenhuma correlação estatística direta entre a taxa de desnitrificação das campanhas no reservatório de Retiro Baixo e as

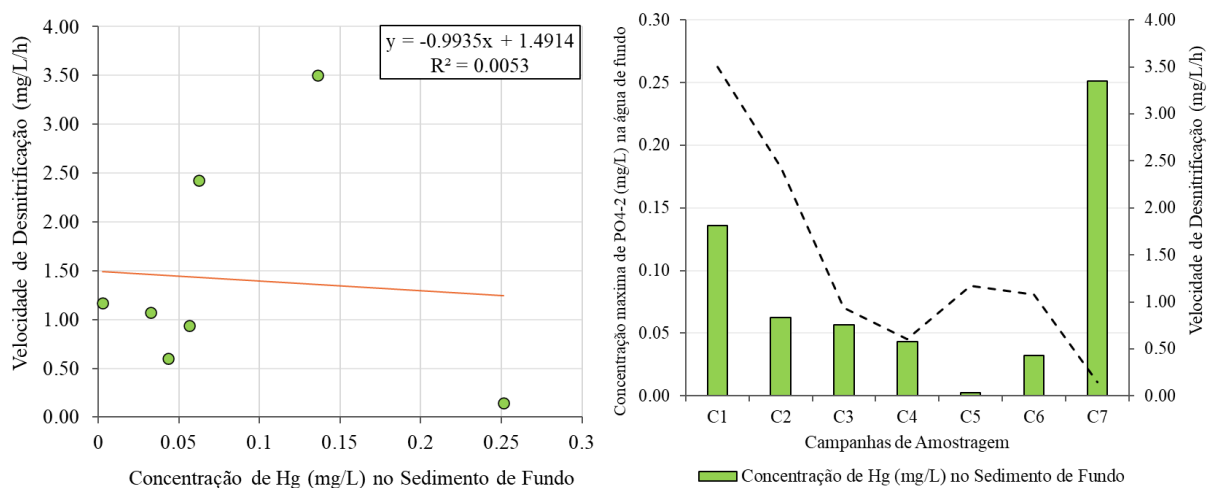
concentrações dos elementos que compõem o rejeito da barragem rompida (como ferro, chumbo, manganês e mercúrio) presentes no sedimento e água de fundo. Entretanto, cabe ressaltar que, até o presente momento, não há dados disponíveis para a concentração destes parâmetros em água intersticial.

Para as bactérias desnitrificantes obterem seu condicionamento metabólico são essenciais micronutrientes como B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn, além de C, S e P. Entretanto, algumas formas de enxofre, como sulfato, sulfeto e tiosulfato, assim como elevada concentração de nitrogênio amoniacal, alta concentração de nitritos, pH, potencial redox, a presença de determinados compostos orgânicos e a presença de metais pesados como arsênio, cádmio, cobre, estanho, chumbo, prata, mercúrio, cromo, níquel, entre outros, podem atuar como inibidores da desnitrificação. (AQUINO,1999; SILVA,2021).

Na sétima campanha, um aumento expressivo da concentração de mercúrio no sedimento foi observado (Figura 36), e corresponde a campanha que também apresentou a menor taxa de desnitrificação. Esse dado torna-se expressivo, uma vez que o mercúrio apresenta tendência de se concentrar em tecidos vivos, e em concentrações altas, o mercúrio pode ser tóxico tanto aos organismos superiores como também aos microrganismos (MADIGAN, 2016).

Nota-se que apesar dos dados ao longo dos ensaios não se correlacionarem estatisticamente, o que se destaca na Figura 36 é que a maior concentração de mercúrio observada coincidiu com a menor taxa de desnitrificação aferida.

**Figura 36** - Velocidade média de desnitrificação e os valores médios da concentração de mercúrio (Hg) em sedimento de fundo, ao longo das campanhas



Fonte: Da autora (2022).

Segundo Gomes (2009), o rejeito contido na barragem é composto por hematita granular ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), martita ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), goethita ( $\text{FeO}(\text{OH})$ ), quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) e magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ )

e, portanto, não há registros que indiquem a presença de Hg na composição do rejeito. Entretanto, após o rompimento, o rejeito possivelmente passou a arrastar consigo diversos componentes que estavam dispersos, constituindo uma mistura heterogênea caracterizada por Quintarelli (2020).

Porém, não se deve desconsiderar a hipótese de que o aumento da pluviosidade no ano de 2022 na bacia que se insere o reservatório, responsável por melhorar o quadro hidrológico da Usina Três Marias (a jusante do reservatório do Retiro Baixo) em relação aos últimos oito anos, pode também ter contribuído no carreamento de sólidos que estavam sedimentados a montante, sendo esta uma segunda possibilidade. Contudo, não foram encontrados dados que descrevam a concentração de mercúrio na água ou no sedimento após a ocorrência dessas chuvas.

Em uma coleta realizada em fevereiro de 2019, Quintarelli (2020) analisou o sedimento de fundo de pontos a jusante e a montante à confluência do ribeirão Ferro-Carvão com o rio Paraopeba e constatou que as concentrações de Cd, Cu, Fe, Ge, Hg, Mn, P, Sr, U, W e Zr a jusante apresentou valores mais elevados, enquanto nas estações a montante as concentrações são significativamente menores. De acordo com Polignano (2020), na primeira semana após o rompimento da barragem, foram detectados níveis elevados de mercúrio na água nos primeiros 40km do rio Paraopeba e, nas semanas seguintes, as mesmas alterações foram detectadas nos municípios a jusante.

O mercúrio é um ingrediente ativo em muitos pesticidas, além de constituir um poluente das indústrias químicas, de mineração, da combustão de combustíveis fósseis e de resíduos urbanos. Considerando as atividades antrópicas realizadas nos arredores do reservatório, associadas à agricultura (PINTO, 2023), é possível que o rompimento da barragem tenha carreado componentes tóxicos, como mercúrio, oriundos dessas atividades, mas que sem interferência do rejeito, não chegariam ao reservatório, ou chegariam mais dispersos e com menores impactos.

A toxicidade do mercúrio pode ainda ser corroborada, se analisarmos o fato de que as concentrações de nitrato na sétima campanha foram maiores quando comparadas as campanhas 6 e 5, e ao fato do Carbono Orgânico Total (C.O.T.) também apresentar um aumento de concentração. Estes dois fatos provavelmente poderiam contribuir para um aumento na eficiência de desnitrificação do inóculo desta amostra, uma vez que haveria aumento de substrato no meio somado ao possível aumento da população inicial (MADIGAN, 2016).

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos dados obtidos no presente estudo, é possível concluir que houve uma diminuição no potencial de desnitrificação dos inóculos obtidos no sedimento de fundo do Reservatório do Retiro Baixo, ao longo das sete campanhas analisadas. Maior potencial desnitrificante foi observado para a primeira campanha, que se mostrou diferente estatisticamente das demais, conforme apontou a análise de Anova (one-way), seguido do teste Tukey posteriori. A menor taxa de desnitrificação, observada nos experimentos, foi detectada no inóculo obtido pelo mix de sedimentos amostrados na sétima campanha.

A diferença da taxa de desnitrificação apontada pelos Ensaio realizados indica que houve a ação de um ou mais agentes inibidores na atividade da população desnitrificante do reservatório. As análises da correlação de Pearson revelaram maior influência dos parâmetros nitrato e fosfato, medidos em água profunda, e do potencial de oxirredução mensurado no sedimento de fundo, em relação da velocidade média de desnitrificação calculada. Sugere-se que tais correlações estatísticas, podem apontar para as causas das alterações observadas.

Constatou-se também que houve uma maior concentração de sólidos de origem inorgânica, principalmente nas campanhas 3, 6 e 7, conforme apresentado para os dados analisados de sólidos suspensos voláteis e fixos.

Não houve uma correlação observada entre os metais e demais componentes presentes no lodo de Brumadinho com a velocidade média de desnitrificação obtidas nos ensaios. No entanto, é possível que o aumento da concentração de mercúrio encontrada na sétima campanha pode ter influenciado a comunidade desnitrificante nos microrganismos presentes no sedimento desta campanha.

## REFERÊNCIAS

- ABE, D. S.; Galli, C.S.; Tundisi, J.G. Diretrizes Para o Gerenciamento de Lagos: Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas. *In*: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (eds.). **International Lake Environmental Committee**. São Carlos: ILEC, 2000. p. 249-272.
- AGÊNCIA MINAS. **Estado notifica Vale para adoção de medidas em áreas impactadas do rio Paraopeba**. 2021. Disponível em: <<https://www.agenciaminas.mg.gov.br/noticia/estado-notifica-vale-para-adocao-de-medidas-em-areas-impactadas-do-rio-paraopeba>>. Acesso em: 22 jan. 2022.
- APHA - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21st ed. **American Public Health Association**, Washington - DC, 2005.
- ÁLVARO MENEGUZZI, A; BERNARDES, A.M; ZOPPAS, F.M; Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Rio de Mar: Eng. Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 21 n. 1, 2016.
- AZEVEDO, Ú. R. D. *et al.* Quadrilátero. *In*: SCHOBENHAUS, C.; SILVA, C. R. (org.). **Geoparques do Brasil**: propostas. Rio de Janeiro: CPRM, 2012. p.183- 220. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/17149/1/quadrilatero.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2022.
- FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. A. Concepts in modelling N<sub>2</sub>O emissions from land use. **Plant and Soil**. Dordrecht, 2008, v.309, n.1-2, p.147-167.
- BARRETO, L. V. *et al.* Eutrofização em Rios Brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2165-2180, 2013.
- BICUDO, C.E.M.; BICUDO, A. G. Towards assaying biodiversity in freshwater algae. *In*: Bicudo, C.E.M.; Menezes, N.A. (ed.). **Biodiversity in Brazil**: A first approach. CNPq, São Paulo, p. 5-16, 1996.
- CAMPOS, M. M.; GUEDES, H. C.; **Remoção de fósforo em RBS com lodo granular aeróbio tratando esgoto doméstico**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal do Pernambuco. Recife, 2019.
- CAO, S. M. D. S. **Nitrificação de Desnitrificação em Situações Críticas de Substrato**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.
- CNN BRASIL. **Brasil e Austrália lideram vendas de minério de ferro à China em 2020**. Disponível em: <<https://www.cnnbrasil.com.br/business/brasil-e-australia-lideram-vendas-de-minerio-de-ferro-a-china-em-2020-mas-india/>>. Acesso em: 09 jan. 2022.
- CONAMA. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em:<[https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf)>. Acesso em: 19 set. 2021.

CONNELL, É. F. D. A. M. **Caracterização da comunidade bacteriana de filtros biológicos percoladores tratando efluente anaeróbio**. 2014. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

COPAM. **Deliberação Normativa COPAM nº 14, de 28 de dezembro de 1995**. Dispõe sobre o enquadramento das águas da Bacia do rio Paraopeba. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=112>>. Acesso em: 06 nov. 2021.

COPASA. **Abastecimento de água na região do Rio Paraopeba**. 2019. Disponível em: <[http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2019rel/fevereiro19rel/rel-situacao\\_abastecimento\\_25\\_02](http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2019rel/fevereiro19rel/rel-situacao_abastecimento_25_02)> Acesso em: 19 set. 2021.

COPASA. **Copasa inicia obra de captação de água do Rio Paraopeba em Brumadinho**. 2019. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/media2/Noticia2015/CaptacaoParaopebaBrumadinho.pdf>> Acesso em: 19 set. 2021.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Monitoramento Especial da Bacia do Rio Paraopeba: Relatório II – Monitoramento Geoquímico**. Belo Horizonte, 2019.

DICKINSON, R.E.; CICERONE, R. J. Future global warming from atmospheric trace gases. *Nature*, [s.l.], v. 319, p. 109-115, 1986.

DURÃES, M. F. **Caracterização e Avaliação do Estresse Hidrológico da Bacia do Rio Paraopeba, por meio de Simulação Chuva-vazão de Cenários Atuais e Prospectivos de Operação e Uso do Solo Utilizando um Modelo Hidrológico Distribuído**. 2010, Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

E-MJ ENGINEERING AND MINING JOURNAL. **Iron Ore Prices Remain Relatively High**, 2019. Disponível em: <[https://www.e-mj.com/features/iron-ore-prices-remain-relatively\\_high/#:~:text=The%20fundamentals%20of%20the%20steel,the%20second%20half%20of%202018.&text=World%20crude%20steel%20production%20grew,third%20consecutive%20year%20of%20growth.](https://www.e-mj.com/features/iron-ore-prices-remain-relatively_high/#:~:text=The%20fundamentals%20of%20the%20steel,the%20second%20half%20of%202018.&text=World%20crude%20steel%20production%20grew,third%20consecutive%20year%20of%20growth.)>. Acesso em: 19 jan. 2022.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FEAM. **Boletim Informativo do Cidadão Sobre a Qualidade da Água no rio Paraopeba: 31ª Edição**. jan. 2022. Disponível em: <<http://www.feam.br/component/content/article/15/1992-boletim-informativo-do-cidadao-sobre-a-qualidade-da-agua-no-rio-paraopeba>>. Acesso em: 19 jan. 2022.

FERRO, T. N; **Avaliação do Processo de Nitrificação e Desnitrificação de Efluente de Abatedouro Bovino em Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

FRANGOSO, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. D. M. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. São Paulo - SP: Oficina de Textos, 2009.



GEOSCAN. **Minério de Ferro: Conheça sua história e as principais jazidas do Brasil**, 2021. Disponível em: <<https://www.geoscan.com.br/blog/minerio-de-ferro/#:~:text=O%20Brasil%20%C3%A9%20um%20dos,ranking%20dos%20investimentos%20nesse%20min%C3%A9rio>>. Acesso em: 04 dez. 2021.

GOOGLE EARTH website. Google Earth. 2020. Disponível em:< <http://earth.google.com/>>. Acesso: set. 2021 e jan. 2022.

GOMES, N. C. *et al.* Caracterização das barragens de contenção de rejeitos situadas no estado de Minas Gerais, **Research: Society and Development**, Itajubá, v. 8, n. 2, 2019.

GONÇALVES, V. D.; FERNANDES, C. V. S. Interação água - sedimento e sua importância para o entendimento dos processos de poluição: estudo de caso seção fluvial do rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu. **Ambiência**, Guarapuava - PR, v.13 n.3, p. 583 – 599, 2017.

GUIMARÃES *et al.* Ciclo do Nitrogênio em Ambientes Dulcícolas e as Interferências Antrópicas: Review. **Multidisciplinary Reviews**. [s. l], 2020.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.T.; RYAN, P. D. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9-178, 2001. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acesso: 04 dez. 2021.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Estudos das Metas De Qualidade Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba**. 2005. Disponível em: < [http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/acordo\\_resultados/Estudo\\_Metas\\_Paraopeba.pdf](http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/acordo_resultados/Estudo_Metas_Paraopeba.pdf) Arquivado em 4 de agosto de 2007, no Wayback Machine >. Acesso em: 28 jul. 2021.

JETTEN, M. S. M., HORN, S.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., Towards a more sustainable wastewater treatment system. **Water Science and Technology** v. 35, p. 171-180, 1997.

KARAS L. P. *et al.* Impacto da contaminação de petróleo no potencial de fixação de nitrogênio e desnitrificação de bactérias do solo. *In: REUNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO*, 6., 2019, Ponta Grossa - PR. **Anais [...]**. Ponta Grossa – PR, 2019.

KNAPIK, H. G. *et al.* Dinâmica da Matéria Orgânica em Águas Naturais: Estudo de caso do Rio Iguaçu. *In: Simpósio Nacional de Recursos Hídricos*, 18, 2009, Curitiba. **Anais [...]** Campo Grande - MS: Abrhidro, 2009.

LEE, C.; SHIN, H.; HWANG, S. Characteristics of granular sludge in a single upflow sludge blanket reactor treating high levels of nitrate and simple organic compounds. **Water Science and Technology**, v.50, n.8, p.217-224, 2004.

LENZI, E.; FAVERO, L.O.B.; LUCHESE, E.D. **Introdução à química da água: ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro: LTC, 2012.

LIMA F. L. *et al.* Monitoramento de Bactérias Desnitrificantes em Reator em Batelada Sequencial Tratando Esgoto Doméstico. OLAM – **Ciência e Tecnologia**, v.2, p.152 -169. Rio Claro- SP, 2009.

MAMILOV, A. S; DILLY, O. M. Soil microbial eco-physiology as affected by short-term variations in environmental conditions. **Soil Biology and Biochemistry**. [s.l.], 2002, v.34, n.9, p. 1283-1290.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre, 2016.

MOURA R. B. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MUÑOZ, C. *et al.* Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 145, n. 3, p. 453-460, 2009.

NASCIMENTO D. *et al.* **Monitoramento da atividade desnitrificante da comunidade microbiana do reservatório de Retiro Baixo, Rio Paraopeba - MG**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas – MG, 2019.

NIXON, S.W. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. *In*: NEILSON, B.J.; CRONIN, L.E. (eds.) **Estuaries and Nutrients**. Clifton, NJ: Humana Press, p. 111-138, 1981.

OCEAN CLEAN. **A Química do Aquário: Ciclo Biogeoquímico do Nitrogênio**. 2018. Disponível em: <<https://oceancleanimport.com.br/BLOG/2018/12/19/a-quimica-do-aquario-ciclo-biogeoquimico-do-nitrogenio/>>. Acesso em: 19 set. 2021.

PEREIRA, C. C. *In*: **Congresso de Iniciação Científica da Unicamp**, 28, 2020, São Paulo. Caracterização geotécnica e geoquímica dos rejeitos da barragem da Mina Córrego do Feijão, em Brumadinho (MG), em decorrência do desastre de 25/01/2019. São Paulo: Unicamp, 2020.

PEREIRA, S. D. Á. C. **O Mercado de Minério de Ferro**. 2012. Monografia (Especialização em Engenharia de Recursos Minerais) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PERRY, T. A. **Avaliação da Remoção de Azoto por Nitrificação e Desnitrificação Simultânea: Caso de Estudo: ETAR da Base Aérea nº5**. 2020. Licenciatura (Ciências de Engenharia do Ambiente) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2020.

PIÑA-OCHOA. *et al.* Widespread occurrence of nitrate storage and denitrification among Foraminifera and Gromiida. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, p. 1148-1153, 2010.

PNQA - Programa Nacional de Avaliação de Qualidade das Águas. **Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade da Água (IQA)**. 2021. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/indicador\\_indice\\_aguas.aspx#:~:text=Nitrog%C3%AAnio%20Total,Foto%3A%20Viviane%20dos&text=Nos%20corpos%20d'%C3%A1gua%20o,que%20%C3%A9%20letal%20para%20crian%C3%A7as..](http://pnqa.ana.gov.br/indicador_indice_aguas.aspx#:~:text=Nitrog%C3%AAnio%20Total,Foto%3A%20Viviane%20dos&text=Nos%20corpos%20d'%C3%A1gua%20o,que%20%C3%A9%20letal%20para%20crian%C3%A7as..) Acesso em: 19 set. 2022.

POLIGNANO, M. V.; LEMOS, R. S. Rompimento da Barragem da Vale em Brumadinho: Impactos Socioambientais na Bacia do Rio Paraopeba. **Brumadinho/Artigos**, [s.l.], 2020.

QUINTARELLI, J. M. **Avaliação da Influência do Rejeito Liberado no Desastre da Mina Córrego do Feijão sobre os Corpos Hídricos na Região de Brumadinho - MG**. 2020 Trabalho de Conclusão de Curso (Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

REZENDE, C. E.; Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Nature** ,2020.

SEITZINGER, S. P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance, by the American Society of Limnology and Oceanography. **Academy of Natural Science**, Philadelphia, p. 702-724, 1988.

SEMAD. **Relatório de Impacto Meio Ambiente- Projeto de continuidade das operações da Mina da Jangada de Córrego do Feijão Municípios de Brumadinho e Sarzedo- MG**. 2017. Disponível em: <<http://www.meioambiente.mg.gov.br/noticias/1/3740-nota-de-esclarecimento-5-brumadinho>> Acesso em: 27 jul. 2020.

SILVEIRA, Jéssica T. **Imagens da coleta de amostras para o projeto da Vale**. Mensagem eletrônica recebida por: <gmail.com > em 03 set. 2021.

SKIBA, U.; Ecological Processes: Denitrification. **Centre for Hydrology and Ecology**. Penicuik, UK, Elsevie, 2008.

SOARES, A. L. C. **Identificação dos Corpos d'Água mais Impactados das Bacias dos Rios Piracicaba e Paraopeba e Cálculo do Risco Relativo de Violação aos Limites Preconizados pela Legislação Ambiental**. 2017. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Belo Horizonte, 2017.

SURAM-SUBSECRETARIA DE REGULARIZAÇÃO AMBIENTAL. **Parecer Único nº 0786757/2018**. Minas Gerais, p. 1-112, 2018.

TEIXEIRA, S. P.: **Avaliação de Modelação do Comportamento de um Solo Arenoso Face ao Potencial de Liquefação**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2015.

VALE. **Biodiversidade na bacia do Rio Paraopeba**. 2021. Disponível em: <[http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/servicos-para-comunidade/minas-gerais/atualizacoes\\_brumadinho/Paginas/Biodiversidade.aspx](http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/servicos-para-comunidade/minas-gerais/atualizacoes_brumadinho/Paginas/Biodiversidade.aspx)>. Acesso em: 08 jan. 2022.

VALE. **Esclarecimentos sobre a Barragem I da Mina de Córrego do Feijão**, 2019. Disponível em: <<http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/news/Paginas/Esclarecimentos-sobre-a-barragem-I-da-Mina-de-Corrego-do-feijao.aspx>>. Acesso em: 17 mai. 2020.

VERGILIO, C. S. *et al.* Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil), **Nature** ,2020;

ZIELINSKA, M.; *et al.* Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A - Dados dos parâmetros físicos e físico-químicos utilizados nas análises de correlação de Pearson

Parâmetro	Unidade	Matriz	Concentração Média entre os 3 pontos de Amostragem						
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Condutividade	µS/cm	Água profunda	194,000	184,000	229,667	218,000	204,000	141,066	94,000
Cu	mg/L	Água profunda	0,177	0,097	0,027	0,044	0,013	0,000	0,227
Fe total	mg/L	Água profunda	0,610	0,507	0,203	0,323	0,053	0,027	1,053
Mn	mg/L	Água profunda	0,795	1,021	0,248	0,225	0,993	0,013	0,041
NO3-	mg/L	Água profunda	5,033	2,667	1,967	1,100	0,533	1,033	1,664
ORP	mV	Água profunda	-37,667	49,667	104,667	156,333	-29,580	78,110	166,000
Oxigênio dissolvido	mg/L	Água profunda	10,663	34,540	67,733	47,003	53,363	52,693	25,697
pH	-	Água profunda	6,220	6,687	6,893	6,213	6,140	7,033	6,500
PO42-	mg/L	Água profunda	0,493	0,453	0,280	0,140	0,357	0,130	0,430
SO42-	mg/L	Água profunda	2,667	3,000	3,667	6,667	1,667	2,667	5,333
Temperatura	°C	Água profunda	22,697	23,647	19,977	23,920	21,767	20,313	22,923
Carbono orgânico total	% p/p	Sedimento Superficial	2,293	1,480	1,420	2,033	1,393	1,787	32,955
Chumbo	mg/kg	Sedimento Superficial	26,233	44,233	33,167	35,133	29,833	31,433	28,650
Cobre	mg/kg	Sedimento Superficial	69,900	36,767	38,067	43,033	46,167	43,267	87,500
Ferro	mg/kg	Sedimento Superficial	68233,333	59314,000	69811,333	64034,000	71331,333	66635,667	52552,500
Fósforo	mg/kg	Sedimento Superficial	1142,667	700,333	997,000	759,667	796,000	712,000	488,500
Manganês	mg/kg	Sedimento Superficial	1008,333	1170,000	767,667	1132,000	1817,333	1628,667	554,100
Mercúrio	mg/kg	Sedimento Superficial	0,136	0,062	0,057	0,043	0,003	0,032	0,251
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/kg	Sedimento Superficial	1556,667	795,667	977,667	3409,333	1555,667	1526,667	1848,500
Potencial de óxido-redução em pasta	mg/kg	Sedimento Superficial	-158,739	-169,000	-187,000	-151,600	-216,333	-167,000	-61,500
Taxa de Desnitrificação	mg/kg	Sedimento Profundo	3,501	2,425	0,939	0,602	1,173	1,076	0,144
Parâmetro	Unidade	Matriz	Concentração Máxima obtida entre os pontos de amostragem						
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7

Condutividade	µS/cm	Água profunda	218,000	187,000	231,000	226,000	222,000	213,000	122,000
Cu	mg/L	Água profunda	0,250	0,190	0,040	0,130	0,030	0,000	0,300
Fe total	mg/L	Água profunda	0,980	0,900	0,370	0,830	0,100	0,060	1,330
Mn\	mg/L	Água profunda	1,346	2,315	0,717	0,528	2,950	0,014	0,053
NO3-	mg/L	Água profunda	6,000	5,200	2,300	1,700	0,900	1,100	2,010
ORP	mV	Água profunda	47,000	198,000	180,000	201,000	2,930	155,000	331,000
Oxigênio dissolvido	mg/L	Água profunda	15,060	43,860	119,400	71,820	82,160	82,160	53,130
pH	-	Água profunda	6,530	6,730	7,300	6,310	6,160	8,450	6,610
PO42-	mg/L	Água profunda	1,110	0,480	0,300	0,260	0,380	0,160	0,490
SO42-	mg/L	Água profunda	5,000	4,000	4,000	10,000	3,000	3,000	6,000
Temperatura	°C	Água profunda	23,820	24,330	20,800	26,120	22,600	21,970	24,260
Carbono orgânico total	% p/p	Sedimento Superficial	3,310	1,640	1,570	3,110	1,700	2,260	60,600
Chumbo	mg/kg	Sedimento Superficial	28,900	82,600	47,700	50,000	31,900	32,600	30,700
Cobre	mg/kg	Sedimento Superficial	76,800	39,600	44,500	55,500	54,500	49,100	87,500
Ferro	mg/kg	Sedimento Superficial	78700,000	65442,000	81300,000	76802,000	78593,000	76267,000	65403,000
Fósforo	mg/kg	Sedimento Superficial	1230,000	776,000	1260,000	930,000	855,000	776,000	977,000
Manganês	mg/kg	Sedimento Superficial	1310,000	1944,000	1328,000	2427,000	3146,000	2795,000	1096,000
Mercúrio	mg/kg	Sedimento Superficial	0,151	0,070	0,090	0,070	0,003	0,050	0,500
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/kg	Sedimento Superficial	1910,000	1170,000	1580,000	7110,000	2916,000	2511,000	2504,000
Potencial de óxido-redução em pasta	mg/kg	Sedimento Superficial	0,000	-169,000	-187,000	-129,900	-177,000	-163,000	83,000
Taxa de Desnitrificação	mg/kg	Sedimento Profundo	3,501	2,425	0,939	0,602	1,173	1,076	0,144



## APÊNDICE C - Resultado das análises de nitrito, nitrato e sólidos

## CONCENTRAÇÃO DE NITRITO (mg/L)

TEMPO (h)	C1			C2			C3			C4			C5			C6			C7		
	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3
0	0,007	0,020	0,009	0,065	0,021	0,019	0,051	0,027	0,025	0,026	0,023	0,015	0,033	0,027	0,025	0,019	0,013	0,015	0,034	0,030	0,022
1,5	0,016	0,019	0,020	0,038	0,030	0,041	0,026	0,032	0,041	0,067	0,052	0,039	0,075	0,067	0,056	0,033	0,021	0,032	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000	0,000
3	0,022	0,025	0,012	0,041	0,070	0,054	0,082	0,068	0,070	0,055	0,053	0,058	0,059	0,043	0,036	0,050	0,041	0,049	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000	0,000
4,5	0,007	0,007	0,006	0,058	0,062	0,058	0,051	0,054	0,047	0,067	0,061	0,060	0,052	0,043	0,063	0,042	0,028	0,048	-	-	-
6	0,028	0,037	0,019	0,077	0,078	0,076	0,077	0,061	0,068	0,078	0,072	0,075	0,063	0,046	0,070	0,028	0,032	0,054	0,000	0,000	0,000
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,026	0,038	0,031
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	0,000
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,026	0,034	0,032
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,920	0,879	0,973
24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,120	3,602	3,310	3,310	3,195	3,060	-	-	-

## CONCENTRAÇÃO DE NITRATO (mg/L)

TEMPO (h)	C1			C2			C3			C4			C5			C6			C7		
	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3
0	28,536	31,490	30,833	27,223	46,752	30,177	34,608	42,649	35,756	29,684	30,669	27,715	46,095	26,074	36,413	36,905	32,310	35,428	29,228	28,030	29,570
1,5	24,105	20,166	21,807	22,135	32,638	17,868	29,028	32,638	29,520	28,207	31,490	29,028	31,818	22,956	38,546	35,756	29,848	36,905	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29,399	28,886	28,373
3	15,571	7,529	21,971	35,264	37,233	14,586	22,792	24,761	24,105	37,726	28,043	7,529	24,761	27,715	29,520	32,967	33,787	26,730	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,083	28,886	30,426
4,5	23,284	7,037	6,545	28,043	25,582	16,720	35,756	17,212	15,571	38,874	23,776	33,623	30,669	21,479	28,536	32,474	32,146	24,925	-	-	-
6	9,991	9,171	8,678	14,094	28,536	17,868	33,951	33,951	28,207	26,566	27,059	23,612	31,654	14,258	31,654	32,146	37,233	36,249	28,544	34,532	31,965
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27,346	30,426	32,137
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27,346	30,255	26,833
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26,833	27,688	30,255
23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24,608	26,833	25,464
24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,750	9,335	0,064	9,335	10,319	7,529	-	-	-

## SÓLIDOS

	C1			C2			C3			C4			C5			C6			C7		
	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3	FE1	FE2	FE3
SSF	29,350	30,520	26,880	25,870	32,500	28,820	23,280	23,720	23,830	33,330	32,070	29,030	32,480	31,300	30,510	35,870	36,280	43,510	49,000	52,090	47,800
SST	33,120	34,660	29,860	29,080	37,030	32,910	26,060	27,310	30,820	37,380	37,090	33,720	36,850	35,600	34,900	40,220	41,100	48,870	55,400	58,990	52,740
SSV	3,770	4,140	2,980	3,210	4,530	4,090	2,780	3,590	6,990	4,050	5,020	4,690	4,370	4,300	4,390	4,350	4,820	5,360	6,400	6,900	4,940