

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

RAFAELLA GOUVEIA MENDES

Análise dos impactos ambientais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, MG,  
Brasil: Uma abordagem baseada em dados geoespaciais.

UBERLÂNDIA, MG

2024

RAFAELLA GOUVEIA MENDES

Análise dos impactos ambientais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, MG,  
Brasil: Uma abordagem baseada em dados geoespaciais.

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação  
em Agronomia do Instituto de Ciências Agrárias da  
Universidade Federal de Uberlândia como requisito  
para obtenção do título de Doutora em Fertilidade  
do solo e nutrição de plantas.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Regina Maria Quintão  
Lana

UBERLÂNDIA, MG

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

---

M538a  
2024      Mendes, Rafaella Gouveia, 1997  
            Análise dos impactos ambientais da ruptura da barragem de  
            mineração em Brumadinho, MG, Brasil [recurso eletrônico] : uma  
            abordagem baseada em dados geoespaciais / Rafaella Gouveia Mendes. -  
            2024.

            Orientadora: Regina Maria Quintão Lana.  
            Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa  
            de Pós-graduação em Agronomia.  
            Modo de acesso: Internet.  
            Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.te.2024.5019>  
            Inclui bibliografia.  
            Inclui ilustrações.

            1. Agronomia. I. Lana, Regina Maria Quintão, 1958-, (Orient.). II.  
            Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em  
            Agronomia. III. Título.

---

CDU: 631

            André Carlos Francisco  
            Bibliotecário Documentalista - CRB-6/3408

RAFAELLA GOUVEIA MENDES

Análise dos impactos ambientais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, MG,  
Brasil: Uma abordagem baseada em dados geoespaciais.

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação  
em Agronomia do Instituto de Ciências Agrárias da  
Universidade Federal de Uberlândia como requisito  
para obtenção do título de Doutora em Fertilidade  
do solo e nutrição de plantas.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Regina Maria Quintão  
Lana

Banca Examinadora

---

Prof. Dr. José Luiz Rodrigues Torres - Universidade Federal de  
Uberlândia, Uberlândia, MG.

---

Prof. Dr. Reginaldo de Camargo - Universidade Federal de  
Uberlândia, Uberlândia, MG.

---

Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior - Instituto Federal de  
Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro, Uberaba,  
MG.

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva - Instituto  
Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo  
Mineiro, Uberaba, MG.





# UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Secretaria da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em  
Agronomia

Rodovia BR 050, Km 78, Bloco 1CCG, Sala 206 - Bairro Glória, Uberlândia-MG, CEP  
38400-902

Telefone: (34) 2512-6715/6716 - www.ppgagro.iciag.ufu.br - posagro@ufu.br



## ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Agronomia				
Defesa de:	Tese 004/2024, PPGAGRO				
Data:	Quinze de abril de dois mil e vinte e quatro	Hora de início:	14:30	Hora de encerramento:	18:00
Matrícula do Discente:	12213AGR008				
Nome do Discente:	Rafaella Gouveia Mendes				
Título do Trabalho:	Análise dos impactos ambientais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, Brasil: Uma abordagem baseada em dados geoespaciais				
Área de concentração:	Produção Vegetal				
Linha de pesquisa:	Uso e Recuperação de Solos e Resíduos na Agricultura				

Reuniu-se por videoconferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Agronomia, assim composta: Professores Doutores: José Luiz Rodrigues Torres - IFTM; Reginaldo de Camargo - UFU; Renato Farias do Valle Júnior - IFTM; Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva - IFTM; Regina Maria Quintão Lana - UFU orientadora da candidata.

Iniciando os trabalhos a presidente da mesa, Dra. Regina Maria Quintão Lana - UFU, apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu à discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir a senhora presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando a candidata:

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Regina Maria Quintão Lana, Professor(a) do Magistério Superior**, em 28/04/2024, às 13:13, 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 **Reginaldo de Camargo, Professor(a) do Magistério Superior**, em 29/04/2024, às 09:59, 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 **Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva, Usuário Externo**, em 29/04/2024, às 16:24, 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 **Jose Luiz Rodrigues Torres, Usuário Externo**, em 29/04/2024, às 17:15, 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 **Renato Farias do Valle Junior, Usuário Externo**, em 29/04/2024, às 19:57, 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://www.sei.ufu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **5347066** e o código CRC **F5A270E7**.

“Encontramos resiliência ao enfrentar as adversidades com coragem e perspicácia,  
transformando-as em degraus para uma vida rica em experiência e virtudes”.

SÊNECA, SOBRE A BREVIDADE DA VIDA, 17

**COM RESILIÊNCIA,**

*DEDICO*

*A Pequena Rafaella, que muito sonhou em  
completar os estudos.*

*OFEREÇO*

*A futura Rafaella, para que possa colher  
bons frutos desse título.*

## AGRADECIMENTOS

A DEUS. É Dele essa vitória, pois Ele me sustentou em todo o caminho. Seus planos foram maiores do que eu poderia imaginar e todos os dias Ele me supriu com mais que eu merecia.

Ao meu Marido, Dayan S. Alves, por toda compreensão e paciência. Aos meus filhotes pelos momentos de grande alegria, diante da exaustão.

A minha família, meu pai, Rogério Mendes, minha mãe, Leivia Gouveia M. Mendes, e minha irmã, Giovanna Gouveia Mendes, por acreditarem que tudo seria possível.

Aos meus avós, Angela Maria Alves e Abadio Moreira Matos, que, pelo orgulho que sentem, me motivaram.

Aos meus únicos e valiosos amigos, Josef Gastl Filho e Ana Cláudia Guimarães, sem vocês eu jamais teria conseguido; há um pedacinho de vocês nessa conquista.

A minha orientadora, Regina Maria Quintão Lana, pelo companheirismo, e ao meu mentor, Renato Farias do Valle Júnior, pelo conhecimento imensurável que me foi passado.

Aos membros da banca, pela disponibilidade e ensinamentos passados. Em especial ao Professor José Luiz Rodrigues Torres, pelos conselhos que serão valiosos nos tempos que virão.

À Universidade Federal de Uberlândia (UFU) pela oportunidade de realização do Doutorado. E a todo corpo docente por contribuírem com a minha formação acadêmica e profissional.

À Vale S. A pelo apoio financeiro, e às instituições colaboradoras: Instituto Federal do Triângulo Mineiro; Fundação de Apoio Universitário; Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e; Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram e que, embora não citados aqui, têm minha gratidão.

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I</b> .....	28
<b>RESUMO</b> .....	29
<b>ABSTRACT</b> .....	30
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	31
<b>2. HIPÓTESES</b> .....	32
<b>3. OBJETIVO GERAL</b> .....	33
<b>4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	33
<b>5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	33
<b>5.1 Atividades minerárias</b> .....	33
<b>5.2 Desastre em barragens</b> .....	35
<b>5.3 Impactos ambientais do rompimento das barragens</b> .....	37
<b>5.4 Plataforma Google Earth Engine</b> .....	40
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	42
<b>CAPÍTULO II</b> .....	52
<b>RESUMO</b> .....	53
<b>ABSTRACT</b> .....	54
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	55
<b>2. DESENVOLVIMENTO</b> .....	56
<b>2.1. Localização da área de estudo</b> .....	56
<b>3. FORMAÇÃO GEOLÓGICA E TIPOS DE SOLOS</b> .....	59
<b>4. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA FERRO-CARVÃO</b> .....	63
<b>5. CLIMA E HIDROLOGIA DA SUB-BACIA FERRO-CARVÃO</b> .....	66
<b>6. ZONA DE CAPACIDADE DESTRUTIVA</b> .....	68
<b>7. CARACTERIZAÇÃO PÓS-ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS B1</b>	72
<b>8. CONCLUSÕES</b> .....	76
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	77
<b>CAPÍTULO III</b> .....	82
<b>RESUMO</b> .....	83
<b>ABSTRACT</b> .....	84
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	85

<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	87
<b>2.1 Banco de dados</b> .....	87
<b>2.1.1 Plataforma Google Earth Engine</b> .....	87
<b>2.2 Fluxo de trabalho diagnóstico das zonas úmidas</b> .....	89
<b>2.3 Índices de diferença normalizada da água (NDWI)</b> .....	91
<b>2.4 Mapeamento de áreas úmidas</b> .....	93
<b>2.5 Mapeamentos do carbono orgânico do solo e das áreas de floresta</b> .....	93
<b>2.6 Validação de dados</b> .....	94
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	96
<b>3.1 Acurácias para o MNDWI e NDWI para as máscaras (0.0) e (0.1)</b> .....	96
<b>3.2 Avaliação dos valores limiares das máscaras</b> .....	98
<b>3.3 Alterações na extensão das áreas úmidas nas zonas de capacidade destrutiva</b> .....	99
<b>3.4 Alterações na extensão das áreas de floresta</b> .....	110
<b>3.5 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo nas zonas de capacidade destrutiva</b> .....	113
<b>3.6 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo (COS) na sub-bacia Ferro-Carvão</b> .....	115
<b>3.7 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo <i>in situ</i> nas zonas de capacidade destrutiva</b> .....	116
<b>3.7.1 Características físico-químicas do solo <i>in situ</i> nas ZCDs</b> .....	118
<b>4. CONCLUSÕES</b> .....	121
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	123
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR</b> .....	136
<b>ANEXOS</b> .....	149

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO II

- Figura 1.** Localização da área de estudo (Bacia do Paraopeba), contendo os pontos de coleta de água e sedimentos, utilizados no monitoramento e diagnóstico da qualidade hídrica no Rio Paraopeba, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 57
- Figura 2.** Localização da área de estudo (sub-bacia do Ferro-Carvão), contendo os pontos de coleta de água e sedimentos, utilizados no diagnóstico da qualidade hídrica do Ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 58
- Figura 3.** Distribuição Geológica na bacia do Rio Paraopeba, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 60
- Figura 4.** Distribuição de solos na bacia do Rio Paraopeba, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 62
- Figura 5.** Distribuição de solos na sub-bacia do Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 63
- Figura 6.** Distribuição do Uso e ocupação do Solo na bacia do Rio Paraopeba, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. . .... 65
- Figura 7.** Distribuição do Uso e ocupação do Solo na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. . .... 66
- Figura 8.** Distribuição hidrológica na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 67
- Figura 9.** Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas com base no comportamento dos rejeitos e localização dos pontos de sondagem para a caracterização granulométrica e química do material depositado na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 69
- Figura 10.** Distribuição espacial das frações de argila e silte no solo e na mistura de rejeitos com solo de enrocamento, além da espessura dos depósitos de rejeito e enrocamento. Mapeamento realizado desde a zona Z4, situada nas proximidades do local do rompimento da barragem B1, até a zona Z2, localizada perto da foz do Ribeirão Ferro-Carvão. .... 70



**Figura 11.** Localização da área de estudo (sub-bacia do Ferro-Carvão) contendo as estruturas de retenção usadas para gerenciamento de rejeitos no Ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 71

**Figura 12.** Perfis longitudinais representando o ano de 2019 no Rio Paraopeba: (a) concentrações de Al, Fe, Mn e As nas misturas sedimento-rejeito; (b) frações granulométricas em misturas sedimento-rejeito; (c) concentrações de Al, Fe, Mn e As na água do rio; (d) refletâncias de mata ciliar (NDVI). As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos e de transição (os mais impactados pelos rejeitos) do setor natural ou de linha de base, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A1. .... 73

**Figura 13.** Perfis longitudinais do comportamento da distribuição de rejeitos, qualidade hídrica e deterioração ambiental para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e; (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A2. .... 75

**Figura 14.** Perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e; (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A3. .... 76

### **CAPÍTULO III**

**Figura 1.** Framework adotado para avaliação das zonas úmidas envolve em uma rotina de seis etapas desenvolvida em JavaScript. .... 90

**Figura 2.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas zonas de capacidade destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A4 a A8. .... 101

<b>Figura 3.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A9 a A13.....	102
<b>Figura 4.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A14 a A18.....	103
<b>Figura 5.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A19 a A23.....	104
<b>Figura 6.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A24 a A28.....	107
<b>Figura 7.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A29 a A33.....	107
<b>Figura 8.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A34 a A38.....	108
<b>Figura 9.</b> Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A39 a A43.....	109

<b>Figura 10.</b> Áreas de floresta dos anos de 2017 a 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A44 a A48.....	112
<b>Figura 11.</b> Presença do carbono orgânico do solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A49 a A53.....	114
<b>Figura 12.</b> Gráfico do índice de Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, referente as cinco Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	115
<b>Figura 13.</b> Índice de Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, referente as cinco Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	116

## MATERIAL SUPLEMENTAR

<b>Figura MS1.</b> Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	145
<b>Figura MS2.</b> Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	145
<b>Figura MS3.</b> Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	146
<b>Figura MS4.</b> Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de	

Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 146

**Figura MS5.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 147

**Figura MS6.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 147

**Figura MS7.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 148

**Figura MS8.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 148

## ANEXO

**Figura A1.** Perfis longitudinais representando o ano de 2019 no Rio Paraopeba: (a) concentrações de Al, Fe, Mn e As nas misturas sedimento-rejeito; (b) frações granulométricas em misturas sedimento-rejeito; (c) concentrações de Al, Fe, Mn e As na água do rio; (d) refletâncias de mata ciliar (NDVI). As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos e de transição (os mais impactados pelos rejeitos) do setor natural ou de linha de base, conforme definido em Pacheco et al. (2022). .... 149

**Figura A2.** Perfis longitudinais do comportamento da distribuição de rejeitos, qualidade hídrica e deterioração ambiental para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em

função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022)..... 150

**Figura A3.** Perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022)..... 151

**Figura A4.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 152

**Figura A5.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 152

**Figura A6.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 153

**Figura A7.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 153

**Figura A8.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 154

**Figura A9.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva

(ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	154
<b>Figura A10.</b> Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	155
<b>Figura A11.</b> Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	155
<b>Figura A12.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	156
<b>Figura A13.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	156
<b>Figura A14.</b> Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	157
<b>Figura A15.</b> Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	157
<b>Figura A16.</b> Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	158

<b>Figura A17.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	158
<b>Figura A18.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	159
<b>Figura A19.</b> Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	159
<b>Figura A20.</b> Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	160
<b>Figura A21.</b> Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	160
<b>Figura A22.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	161
<b>Figura A23.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	161
<b>Figura A24.</b> Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva	

(ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 162

**Figura A25.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 162

**Figura A26.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 163

**Figura A27.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 163

**Figura A28.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 164

**Figura A29.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 164

**Figura A30.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 165

**Figura A31.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
..... 165



<b>Figura A32.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	166
<b>Figura A33.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	166
<b>Figura A34.</b> Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	167
<b>Figura A35.</b> Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	167
<b>Figura A36.</b> Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	168
<b>Figura A37.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	168
<b>Figura A38.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	169
<b>Figura A39.</b> Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva	

(ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	169
<b>Figura A40.</b> Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	170
<b>Figura A41.</b> Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	170
<b>Figura A42.</b> Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	171
<b>Figura A43.</b> Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	171
<b>Figura A44.</b> Áreas de floresta do ano de 2017, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	172
<b>Figura A45.</b> Áreas de floresta do ano de 2018, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	172
<b>Figura A46.</b> Áreas de floresta do ano de 2019, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	173
<b>Figura A47.</b> Áreas de floresta do ano de 2020, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .....	173

<b>Figura A48.</b> Áreas de floresta do ano de 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	174
<b>Figura A49.</b> Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2017, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	174
<b>Figura A50.</b> Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2018, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	175
<b>Figura A51.</b> Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2019, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	175
<b>Figura A52.</b> Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2020, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	176
<b>Figura A53.</b> Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	176

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO III

**Tabela 1.** Características da Banda, Comprimento de onda ( $\mu\text{m}$ ) e Resolução espacial (m) dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, utilizados para obtenção das imagens disponíveis na plataforma GEE. .... 88

**Tabela 2.** Informações espaço temporais, sobre as imagens de satélite utilizadas no diagnóstico das zonas úmidas, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 89

**Tabela 3.** Áreas úmidas mapeadas através dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 100

**Tabela 4.** Áreas úmidas mapeadas através dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 105

**Tabela 5.** Variações na extensão das áreas úmidas e áreas de floresta ( $\text{Km}^2$ ) e consequente variação do COS em ( $\text{t ha}^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 110

**Tabela 6.** Valores médios de parâmetros físico-químicos do solo, obtidos em análise laboratorial, referente as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 118

### MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 136

**Tabela S2.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. .... 136

<b>Tabela S3.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	137
<b>Tabela S4.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	137
<b>Tabela S5.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	138
<b>Tabela S6.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	139
<b>Tabela S7.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	139
<b>Tabela S8.</b> Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	140
<b>Tabela S9.</b> Variações na extensão das áreas úmidas (Km <sup>2</sup> ), obtidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	141
<b>Tabela S10.</b> Variações na extensão das áreas úmidas (Km <sup>2</sup> ), obtidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI,	

referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	141
<b>Tabela S11.</b> Variações na extensão das áreas úmidas (Km <sup>2</sup> ), obtidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	141
<b>Tabela S12.</b> Variações na extensão das áreas úmidas (Km <sup>2</sup> ), obtidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	141
<b>Tabela S13.</b> Variações do COS em (t ha <sup>-1</sup> ), referente aos anos de 2017 a 2021, obtidos em análise com base no Banco de Dados MapBiomas, referente as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	142
<b>Tabela S14.</b> Resultados das análises granulométricas, físicas e químicas das amostras de solo coletadas in situ, nos pontos amostrados conforme a Figura 9, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. ....	144

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Água
ANM	Agência Nacional de Mineração
APPs	Áreas de Preservação Permanente
C	Carbono
COS	Carbono Orgânico do Solo
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
CXa	Cambissolo Háptico Alumínico
CXbd	Cambissolo Háptico tb Distrófico
CXj	Cambissolo Háptico Perférico
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAPESPA	Fundação Amazônia de Amparo a Estudo e Pesquisa
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
FFlf	Plintossolo Pétrico Litoplântico
FN	Falso Negativo
FP	Falso Positivo
GEE	Google Earth Engine
GMG-SEMARH	Governo de Minas Gerais - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
GXbd	Gleissolo Háptico tb Distrófico
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICM-BIO	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade de Água
Km <sup>2</sup>	Quilômetros Quadrados
LSW	Água na Superfície Terrestre
LULC	Classificação de Uso e Cobertura da Terra
LVAd	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd)
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico

LVw	Latossolo Vermelho Ácrico
MCC	Coefficiente de Correlação de Mathews
MDGEO	Hidrogeologia, Monitoramento Ambiental e Hidrologia
MNDWI	Índice de Diferença Normalizada da Água Modificado
NDWI	Índice de Diferença Normalizada da Água
NIR	Banda do Infravermelho
AO	Acurácia Geral / Precisão Geral
PA	Precisão do Produtor
PLS-PM	Partial Least Squares - Path Modeling
PVAd	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico
PVd	Argissolo Vermelho Distrófico
PVe	Argissolo Vermelho Eutrófico
RF	Random Forest
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
RLd	Neossolo Litólico Distrófico
RPM	Redução de Pixels à Mediana
SACE	Sistema de Alerta de Eventos Críticos
SWIR	Banda Short-Wave Infrared
t ha <sup>-1</sup>	Toneladas por hectare
TOA	Reflectância de Topo de Atmosfera
UA	Precisão do Usuário / Precisão do Consumidor
V%	Saturação por Bases
VN	Verdadeiro Negativo
VP	Verdadeiro Positivo
WSI	Índice Espectral de Água
ZCD	Zona de Capacidade Destrutiva



## CAPÍTULO I

ANÁLISE DOS IMPACTOS DA RUPTURA DA BARRAGEM DE MINERAÇÃO EM  
BRUMADINHO, MG, BRASIL: UMA ABORDAGEM BASEADA EM DADOS  
GEOESPACIAIS

## RESUMO

MENDES, RAFAELLA GOUVEIA. Análise dos impactos da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, Brasil: Uma abordagem baseada em dados geoespaciais. 2024. 177f. Tese. Doutorado em Fertilidade do solo e nutrição de plantas, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, 2024<sup>1</sup>.

Em 2019, a ruptura da barragem de rejeitos de mineração da empresa Vale S.A. em Brumadinho (MG) representou um dos desastres mais trágicos e impactantes da história do Brasil. Desde então, um dos principais focos de estudo da área tem sido a avaliação dos danos ambientais decorrentes desse evento. Nesse contexto, o uso de dados geoespaciais emerge como uma ferramenta crucial para compreender a extensão e as nuances desses impactos. Os dados geoespaciais fornecem uma visão abrangente e detalhada do ambiente afetado pela ruptura da barragem, possibilitando a identificação e quantificação dos danos ambientais sobre a paisagem local. Neste estudo objetivou-se analisar os impactos temporais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho (MG), sobre as zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão. Como fonte de dados, foi utilizado a plataforma Google Earth Engine (GEE), sendo de grande valia, uma vez que ela dispõe de uma vasta coleção de imagens de satélite e conjuntos de dados que permitem a realização de análises avançadas por meio de scripts de processamento. Isso resulta em mapeamentos precisos, que possibilitam quantificar e avaliar a extensão dos danos causados à paisagem circundante. Além disso, a análise dos dados geoespaciais pela plataforma GEE permite acompanhar a evolução espaço-temporal dos impactos imediatamente após a ruptura, até as etapas de recuperação e reconstrução. Assim, este estudo teve como objetivo analisar os impactos espaço-temporais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho (MG) por meio de uma abordagem geoespacial na plataforma GEE. Adicionalmente, essa criação de metodologias de mapeamento geoespacial pode contribuir para a avaliação dos riscos associados à ruptura de barragens de mineração em outras regiões do Brasil e do mundo, favorecendo a mitigação de impactos ambientais.

**Palavras-chave:** monitoramento ambiental; mapeamento de superfície; satélites; Google Earth Engine; sensoriamento remoto; impactos ambientais; mitigação ambiental.

---

<sup>1</sup>Orientação: Dr<sup>a</sup>. Regina Maria Quintão Lana.

## ABSTRACT

MENDES, RAFAELLA GOUVEIA. Analysis of the impacts of the mining dam collapse in Brumadinho, Brazil: An approach based on geospatial data. 2024. 177f. Tese. PhD in Soil Fertility and Plant Nutrition, Federal University of Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brazil, 2024<sup>1</sup>.

In 2019, the collapse of Vale S.A.'s tailings dam in Brumadinho (MG) was one of the most tragic and impactful disasters in Brazilian history. This tragedy not only cost human lives, but also left a trail of environmental destruction that resonated throughout the nation. Since then, one of the main focuses of study in the area has been assessing the environmental damage caused by this event. In this context, the use of geospatial data emerges as a crucial tool for understanding the extent and nuances of these impacts. Geospatial data provides a comprehensive and detailed view of the environment affected by the dam collapse, making it possible to identify and quantify the environmental damage to the local landscape. To this end, the use of the Google Earth Engine (GEE) platform is of great value, as it has a vast collection of satellite images and data sets that allow advanced analysis to be carried out using processing scripts. This results in accurate mapping, which makes it possible to quantify and assess the extent of the damage caused to the surrounding landscape. In addition, the analysis of geospatial data by the GEE platform makes it possible to follow the spatio-temporal evolution of impacts, from immediately after the rupture to the recovery and reconstruction stages. Thus, this study aimed to analyze the spatio-temporal impacts of the mining dam collapse in Brumadinho (MG) using a geospatial approach on the GEE platform. In addition, this creation of geospatial mapping methodologies can contribute to the assessment of risks associated with mining dam ruptures in other regions of Brazil and the world, favoring the mitigation of environmental impacts.

**Keywords:** environmental mitigation; environmental monitoring; environmental impacts; Google Earth Engine; remote sensing; satellites; surface mapping.

---

<sup>1</sup>Supervisor: Dr<sup>a</sup>. Regina Maria Quintão Lana.

## 1. INTRODUÇÃO

Há muito tempo, sabe-se que o solo e a água são fundamentais na sustentação dos sistemas naturais e agrícolas, e o tipo de uso e manejo aplicado nesses sistemas assume vital importância para sua conservação (ANDRADE; FREITAS; LANDERS, 2010; PAVANELLI, 2012). Devido à sensibilidade dos sistemas, ações antrópicas estão causando grandes alterações ambientais, em que o declínio da qualidade ambiental culmina na degradação direta e intensa do solo e da água (CHAVES, 2016; GIACOMETTI e DOMINSCHECK, 2018). Atualmente, no que diz respeito às ações antrópicas que levam à degradação ambiental, a mineração está em evidência devido ao potencial deletério dessa atividade (LYU et al., 2019; VELASQUEZ et al., 2020; HAMILTON et al., 2020; CARMIGNANO; LAGO; SANTOS, 2023).

Tal potencial está relacionado com a exorbitante quantidade de rejeitos oriundos da atividade minerária, os quais são armazenados no local da mina, em estruturas denominadas barragens (LYU et al., 2019; HAMILTON et al., 2020). Embora estas estruturas sejam projetadas para durar mais do que o seu período de vida útil, e mesmo sendo objeto constante de estudos e projetos, as barragens estão sujeitas a rupturas por diversos motivos (OWUSU; OBOUR; NKANSAH, 2017; SÁNCHEZ et al., 2018). As circunstâncias que levam ao rompimento dessas barragens podem estar relacionadas com erros de precisão, que vão desde o projeto e construção, englobando fatores como instabilidade do talude, inadequações estruturais e defeitos de fundação, até falhas de instrumentação e monitoramento das operações (ESPÓSITO e DUARTE, 2010; KOSSOFF et al., 2014; AIRES et al., 2018; ISLAM e MURAKAMI, 2021).

Visto que o rompimento de barragens culmina na liberação de milhões de metros cúbicos de rejeitos para o meio, impactos sociais, econômicos e ambientais, são amplamente esperados (CARMO et al., 2017; GOMES et al., 2017). Por mais que, tais impactos, já sejam bem conhecidos por especialistas, pesquisas contínuas devem ser aplicadas, principalmente no que concerne ao monitoramento, o qual deve ser rápido, preciso e eficiente para guiar as tomadas de decisão após o desastre (FERNANDES et al., 2018; PACHECO et al., 2018). Por este motivo, após o rompimento da barragem de rejeitos B1, em Brumadinho, a empresa Vale S.A. firmou com o Ministério Público do Estado de Minas Gerais, um termo de compromisso, buscando identificar de forma rápida e eficiente as alterações morfológicas do entorno da área afetada pelo rompimento (PACHECO et al., 2021).

Para avaliar e monitorar os impactos do rompimento de barragem sobre a morfologia local, empregam-se tradicionalmente avaliações *in situ*, as quais, além de expor pessoas as áreas contaminadas, são laboriosas, em recursos e tempo, especialmente no que se refere ao exame de grandes áreas (GARÓFANO-GÓMEZ et al., 2013; FILHO et al., 2023). Nesse cenário, ferramentas alternativas podem ser utilizadas para identificar e classificar as alterações morfológicas na cobertura da terra, sendo o sensoriamento remoto uma maneira eficaz, rápida e de baixo custo para o monitoramento de grandes extensões em cenários de ruptura de barragens (ZHAO et al., 2022).

Em geral, o sensoriamento remoto fornece insights sobre uma alta gama de alterações morfológicas, onde, por meio de dados geoespaciais, é possível compreender interações entre o rompimento da barragem e as mudanças na paisagem da área afetada, em uma escala espaço-temporal precisa (BINZ ASTRACHAN; PATELB; WANZENRIED, 2014; FERNANDES et al., 2018). Desse modo, é de extrema importância desenvolver métodos de monitoramento por sensoriamento remoto para que, em um cenário de ruptura de barragem de mineração, possa-se realizar um monitoramento eficaz, com início imediato pós-desastre, preservando a exposição do capital humano e obtendo resultados esperados a curto, médio e longo prazo, abrangendo as múltiplas variáveis intervenientes ao evento e gerando a devida caracterização da área impactada.

## **2. HIPÓTESES**

1. O uso de máscaras binárias facilita a identificação e delimitação de áreas inundadas e úmidas após a ruptura de barragens de mineração;
2. As zonas de capacidade destrutiva (ZCDs) mostram uma correlação inversa entre o tamanho dos materiais particulados e a retenção de água superficial após a ruptura da barragem;
3. A ruptura da barragem de mineração em Brumadinho teve um impacto significativo sobre o conteúdo de carbono orgânico do solo (COS) nas zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão;
4. A variabilidade no tamanho dos materiais particulados, desde partículas mais grossas até as mais finas, presentes nas ZCDs, tem impacto sobre a dinâmica do carbono orgânico do solo (COS) nas zonas úmidas afetadas;

5. A análise de longo prazo dos mapas COS do MapBiomias permite avaliar a magnitude da influência da ruptura da barragem em Brumadinho sobre a dinâmica do carbono orgânico do solo (COS) na região afetada.

### **3. OBJETIVO GERAL**

Este estudo visa analisar os impactos temporais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho (MG) nas zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão, assim como desenvolver uma metodologia de análise dessas zonas por meio de sensoriamento remoto.

### **4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Quantificar as alterações no conteúdo de carbono orgânico do solo (COS) nas zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão antes e depois do rompimento da barragem de mineração em Brumadinho, utilizando a coleção beta de mapas anuais de COS do MapBiomias;
2. Investigar a correlação entre o tamanho dos materiais particulados, desde partículas mais grossas até as mais finas, presentes nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs) e a retenção de água superficial nas zonas úmidas após o rompimento da barragem;
3. Desenvolver e aplicar máscaras binárias para melhorar a identificação e delimitação de áreas inundadas e úmidas após a ruptura da barragem de mineração, visando otimizar o processo de detecção dessas áreas;
4. Analisar a influência da variabilidade no tamanho dos materiais particulados nas ZCDs sobre a dinâmica do COS nas zonas úmidas afetadas pela ruptura da barragem;
5. Avaliar a aplicabilidade e a eficácia dos mapas anuais de COS do MapBiomias no monitoramento do impacto da ruptura da barragem de Brumadinho, sobre a dinâmica do COS na região afetada.

### **5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **5.1 Atividades minerárias**

A indústria da mineração corresponde às atividades econômicas e industriais de pesquisa, exploração, extração e beneficiamento do minério encontrado no subsolo. Essas atividades são a base da sociedade em que vivemos, pois diversos dos produtos e recursos que

utilizamos, como computadores, cosméticos, estruturas metálicas e outros, são derivados dessas atividades (SOUSA, 2020).

A importância dos materiais metálicos no Brasil remonta à época colonial, quando as incursões realizadas pelos bandeirantes em busca de metais preciosos consolidaram uma nova rota de ocupação no interior do Brasil, levando inicialmente à prospecção de ouro na região de Minas Gerais. Atualmente, os materiais da classe metálica representaram cerca de 80% dos valores totais de mineração no Brasil, concentrada predominantemente no Pará e Minas Gerais (BRASIL, 2020).

Apenas em 2022, o Brasil arrecadou cerca de R\$7 bilhões, em que o minério de ferro detinha uma parcela de 76,1% do total arrecadado, representando R\$ 5,3 bilhões, por conseguinte, as outras quatro atividades que mais participaram na arrecadação, neste mesmo ano, foram o minério de ouro (5,1%), minério de cobre (4,3%), calcário (2,5%) e minério de alumínio (2,3%) (FAPESPA, 2023). Claramente, é possível afirmar que a mineração é uma atividade indispensável ao desenvolvimento socioeconômico brasileiro.

Mesmo que operando normalmente, a atividade minerária é responsável por diversos problemas provocados no meio ambiente, como a alteração da paisagem e a contaminação do solo, ar e recursos hídricos (SOUSA, 2020). Praticamente, toda atividade de mineração implica em supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial é removido e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar assoreamento dos corpos d'água do entorno (MECHI e SANCHES, 2010). Com frequência, a mineração provoca a poluição do ar por partículas suspensas pela atividade de lavra, beneficiamento e transporte, ou por gases emitidos da queima de combustível. Ainda, têm-se impactos ambientais associados a pressões e vibrações no solo, devido às operações de equipamentos e explosões da atividade (MECHI e SANCHES, 2010).

Além disso, é fatídico que a qualidade das águas dos rios e reservatórios da bacia, a jusante do empreendimento, possa ser prejudicada em razão da turbidez provocada pelos sedimentos finos em suspensão, assim como pela poluição causada por substâncias lixiviadas e carreadas ou contidas nos efluentes das áreas de mineração, tais como óleos, graxa e metais pesados. Essa contaminação pode, até mesmo, atingir as águas subterrâneas, alterando o regime hidrológico dos cursos d'água e dos aquíferos, além de causar o rebaixamento do lençol freático (MECHI e SANCHES, 2010). Dessa forma, entende-se que uma região com décadas de atividades de exploração minerária terá registros de altas concentrações de metais no solo e água, mesmo que não tenha ocorrido o rompimento de barragens (LOBATO et al., 1998; VEADO et al., 2000; REZENDE et al., 2011; CPRM, 2019).

Portanto, mesmo que a exploração minerária seja um segmento veemente reconhecido pela grande influência na economia mundial, ele se destaca, também, pelo alto potencial deletério ao meio ambiente (VELASQUEZ et al., 2020). Isso, pois, mesmo que inegáveis os benefícios da mineração, a extração de minérios resulta na produção simultânea de grandes volumes de rejeitos e, enquanto o minério é enviado para processamento adicional fora do local, os resíduos são descartados no local da mina, onde o adequado armazenamento é de responsabilidade das empresas de exploração minerária (KOSSOFF et al., 2014; HUDSON-EDWARDS, 2016; HAMILTON et al., 2020).

Comumente, este armazenamento de detritos minerários se dá em barragens de rejeitos, que consistem em reservatórios destinados a reter resíduos sólidos e água resultantes de processos de extração e beneficiamento de minérios (KOSSOFF et al., 2014; DNPM, 2017). Estas estruturas são construídas com os fins de contenção ou de acumulação de substâncias, com propósito de prevenir a contaminação do ambiente e consequentemente danos ambientais (BRASIL, 2020). É comum que, boa parte destas barragens sejam formadas a partir do seu próprio resíduo pelo processo de alteamento, ou seja, os rejeitos oriundos de todo o processo são reutilizados para aumentar a altura da barragem, formando novas camadas sobrepostas (DNPM, 2009; SOUSA, 2020).

Embora estas estruturas sejam projetadas para durar mais do que o seu período de vida útil e, mesmo sendo objeto constante de estudos e projetos, as barragens estão sujeitas a rupturas por diversos motivos (OWUSU; OBOUR; NKANSAH, 2017; SÁNCHEZ et al., 2018) e em todos os casos os danos ambientais são irreparáveis (ESPÓSITO e DUARTE, 2010; KOSSOFF et al., 2014; AIRES et al., 2018; ISLAM e MURAKAMI, 2021).

As barragens de mineração são frequentemente encontradas em território brasileiro. No Brasil há cerca de 769 barragens de mineração, sendo que apenas 55% destas se encontram inseridas na Política Nacional de Segurança de Barragens (ANM, 2019), das quais, 15% apresentam risco alto ou moderado e 20% foram construídas pelo método de alteamento a montante, considerado pouco seguro ou estável (PEREIRA, 2005; ANM, 2019). A empresa Vale S.A. possui 124 barragens de minério de ferro, sendo que dentre estas, 41 são barragens de rejeitos (VALE, 2021).

## **5.2 Desastre em barragens**

Ao longo dos anos, em todo mundo, foram registrados dezenas de desastres ambientais, oriundos do rompimento de barragens de resíduos (KOSSOFF et al., 2014; LIU et



al., 2015; LIU; YAN; HE, 2020; MEZGER; TÁNAGO; STEFANO, 2020). Tais tragédias ocorreram em países com os mais diversos níveis de desenvolvimento, a incluir desde países subdesenvolvidos como no desastre de Chenzhou, na China, em 2009, até mesmo países de primeiro mundo como o ocorrido em Aznalcóllar, na Espanha, em 1998 (GRIMALT; FERRER; MACPHERSON, 1999; MADEJÓN et al., 2010; RUYTERS et al., 2011; RENFORTH et al., 2012). Em todos os cenários é comum que as tragédias em barragens de resíduos promovam grandes impactos sociais, econômicos e ambientais, onde os recursos naturais são altamente impactados (KOSSOFF et al., 2014; CARMO et al., 2017; HATJE et al., 2017).

Ao longo de décadas, rompimentos de barragens de rejeitos têm causado graves desastres em todo o mundo, sendo que a intensidade dos impactos ambientais costuma estar relacionada com o grande volume de rejeitos liberados no ambiente (SITHARAM e HEGDE, 2016; FURLAN et al., 2020; LEBRON et al., 2020). Na Espanha, em 1998, o rompimento da barragem de Aznalcollar liberou mais de 2 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos tóxicos no Rio Agrio (DAVIES, 2002). Na Europa, em 2003, o rompimento de uma barragem na República da Macedônia liberou mais de 100.000 m<sup>3</sup> de rejeitos prejudiciais no vale do Rio Kamenica (VRHOVNIK et al., 2013). Já no Canadá, em 2014, o rompimento da barragem de Mount Polley liberou cerca de 24 milhões de metros cúbicos de rejeitos contaminantes ao longo dos cursos de águas (DA SILVA e RIBEIRO, 2020).

No Brasil, em um intervalo de apenas três anos, ocorreram dois grandes rompimentos de barragens, ambos com impactos ambientais devastadores (DIAS et al., 2018; PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019). Em novembro de 2015, o rompimento da barragem de rejeitos da mineradora Samarco, em Mariana (MG), liberou 52 milhões de m<sup>3</sup> de resíduos de mineração (FELIZARDO et al., 2021) que, de acordo com relatório técnico do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA, 2015), gerou danos ao meio ambiente, à economia e à sociedade. De acordo com Dias et al. (2018), os rejeitos de mineração de ferro percorreram uma extensão de 663,2 km, onde a lama atingiu a bacia hidrográfica do Rio Doce e parte dos 228 municípios dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo (JARDIM, 2016; OLIVEIRA et al., 2019).

Apenas três anos após o desastre em Mariana, no ano de 2019, foi registrado o catastrófico rompimento da Barragem B1 de rejeitos da mineradora Vale S.A. em Brumadinho, Minas Gerais (DU et al., 2020; FURLAN et al., 2020; THOMPSON et al., 2020). O incidente liberou cerca de 12 milhões de m<sup>3</sup> de detritos tóxicos, os quais, após cobrir parte do córrego Ferro-Carvão, atingiram a confluência com o Rio Paraopeba, causando danos

ambientais imensuráveis à bacia (TERAMOTO et al., 2021; PARENTE et al., 2021; PACHECO et al., 2022). O desastre da barragem de rejeitos de minério de ferro deixou mais de 240 mortos e danos ambientais estudados até hoje (GUARDIAN, 2019; PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019; FURLAN et al., 2020; THOMPSON et al., 2020).

Quase quatro anos após o rompimento da Barragem, riscos severos ainda se encontram no ambiente, com efeitos toxicológicos agudos (THOMPSON et al., 2020; VERGILIO et al., 2020; SOUZA et al., 2021) que variam constantemente devido à contínua liberação de poluentes para o ambiente e as contínuas modificações morfológicas na paisagem local (LEBRON et al., 2020; PACHECO et al., 2022; MENDES et al., 2022a,b).

### **5.3 Impactos ambientais do rompimento das barragens**

As tragédias em barragens de resíduos geram grande impacto aos níveis social, econômico e ambiental, sendo que, o impacto nos recursos naturais é regra, e, em geral, muito significativo e duradouro (CARMO et al., 2017; HATJE et al., 2017). Isso ocorre, pois, os resíduos dos rompimentos de barragens são potencialmente tóxicos, tanto para a biosfera, quanto para os humanos em particular, podendo assim, ser responsáveis por perdas de vidas humanas (KOSSOFF et al., 2014; CARMO et al., 2017).

Registros indicam que com o rompimento da Barragem B1 em Brumadinho, o sistema de abastecimento de água regional foi comprometido e, em decorrência, houve mudanças nos perfis microbiológicos com estímulo do crescimento de microrganismos patogênicos e aumento da concentração de elementos tóxicos como alumínio, ferro, manganês, mercúrio e chumbo, deliberando assim, riscos à saúde humana (THOMPSON et al., 2020). Essa situação se mostrou preocupante, pois, no que tange a contaminação da água de consumo humano, os rejeitos de mineração são potencialmente tóxicos (KOSSOFF et al., 2014; CARMO et al., 2017; IGAM, 2020; ROTTA et al., 2020; TERAMOTO et al., 2021), isto, pois, a ingestão de água contaminada é prejudicial à saúde, devido ao acúmulo de íons metálicos no organismo, que pode levar a disfunções respiratórias e renais, bem como, danos cerebrais e ao sistema nervoso (MAHMOUD et al., 2018; ROTTA et al., 2020).

Além do contato direto por ingestão, a contaminação humana também pode ocorrer de maneira indireta, como pela incorporação de elementos metálicos na cadeia trófica e através da poeira oriunda dos rejeitos de mineração (VERGILIO et al., 2020). De acordo com Teramoto et al. (2021), o risco associado da exposição humana aos rejeitos de mineração é

desconhecido e de difícil aferição, fato que está relacionado, em muito, a contaminação hídrica.

A intensidade dos impactos ambientais aos recursos hídricos costuma estar relacionada com o grande volume de rejeitos liberados no ambiente aquático, em decorrência do rompimento das barragens (FURLAN et al., 2020; LEBRON et al., 2020). Nesse caso a imensa carga de detritos difundida no corpo hídrico resulta na contaminação das águas superficiais e no aumento dos níveis de materiais particulados em suspensão, ocasionando uma alta no índice de turbidez e uma redução significativa nos níveis de oxigênio, o que, em um panorama, modifica completamente a complexidade do habitat (CIONEK et al., 2019; MENDES et al., 2022a).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), a força da passagem dos rejeitos pelo corpo hídrico tem potencial para revolver e turbilhonar os sedimentos contaminados do processo de mineração, contribuindo para elevações significativas nas concentrações de metais pesados como alumínio, arsênio, cádmio, cobre, cromo, manganês e níquel, deixando-os em níveis superiores ao limite permitido pela legislação (EMBRAPA, 2015; ANA, 2016; THOMPSON et al., 2020; VERGILIO et al., 2020; TERAMOTO et al., 2021). Como consequência da intensa contaminação hídrica, ocorre acúmulo de metais pesados nos zooplânctons, os quais, tornam-se biodisponíveis para assimilação pela fauna planctônica, organismos estes, que estão na base da cadeia alimentar. Como consequência de tal fato, peixes e crustáceos adquirem níveis de arsênio, cádmio e chumbo acima da legislação (ICM-BIO, 2016).

Normalmente os impactos no ambiente biológico consideram os altos índices de morte da fauna aquática, o impacto na fauna terrestre e principalmente a remoção e contaminação da flora das margens (POLIGNANO e LEMOS, 2020). Isto, pois, as zonas ribeirinhas, formadas pelas matas ripárias, desempenham papel importante na conservação da biodiversidade, reduzindo e filtrando cargas de poluentes (BING et al., 2019; ZHAO, 2021).

Quando os rejeitos são carregados e depositados ao longo da mata ripária perpendicular às calhas dos rios, eles se sedimentam, comprometendo a infiltração de água e o nível de matéria orgânica necessário para a vida microbiana do solo, isso afeta diretamente as condições para a germinação de sementes e o desenvolvimento radicular das plantas, comprometendo a variabilidade genética das áreas ciliares (EMBRAPA, 2015; BAI et al., 2016; PAVLOVIC et al., 2019). Assim, a contaminação hídrica reflete em perdas no ecossistema resultantes em impactos críticos na flora local (ROTTA et al., 2020).

De acordo com Thompson et al. (2020), o rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho comprometeu 133,27 ha de vegetação nativa da Mata Atlântica, 70,65 ha de Áreas de Proteção Permanente, além de causar a contaminação do solo por metais e sedimentos (CIONEK et al., 2019). Já em estudo de Rotta et al. (2020), verificou-se que a vegetação arbórea foi altamente afetada pela lama, seguida pelas áreas de pastagens e agricultura, originando mudanças significativas na cobertura da terra.

De fato, no que se refere a mudanças no uso e ocupação da terra, o rompimento de uma barragem de rejeitos atua fortemente como um agente transformador da paisagem (THOMPSON et al., 2020; PINTO-COELHO et al., 2021; MENDES et al., 2022a,b). Isso, pois, um alto volume de detritos com índices de toxicidade consideráveis são incorporados ao meio, causando mudanças drásticas no ecossistema, que refletem diretamente na cobertura da terra das regiões atingidas (LOZANO, 2006; AIRES et al., 2018).

Mudanças na cobertura da terra são motivo de grande preocupação, ao trazerem consigo problemas ambientais, sociais e econômicos, que frequentemente vêm em conjunto e se propagam por efeito cascata. Esse fenômeno pode ser visto em 1998, em Aznalcóllar, onde o rompimento da barragem de rejeitos gerou grande impacto ambiental com modificações intensas na cobertura da terra, condenando assim, quase 3 mil ha agrícolas, o que, por consequência, afetou a produção de alimentos e refletiu em problemas socioeconômicos na região (GRIMALT; FERRER; MACPHERSON, 1999; LOZANO, 2006; AIRES et al., 2018).

Com os inúmeros problemas que podem advir do rompimento das barragens de resíduos, é necessário que o monitoramento da tragédia seja realizado de maneira criteriosa (LIU; YAN; HE, 2020; MEZGER; TÁNAGO; STEFANO, 2020). Contudo, nem sempre as técnicas de monitoramento são viáveis, pois, tradicionalmente, envolvem avaliações *in situ*, as quais, além de expor pessoas as áreas contaminadas, são laboriosas em recursos e tempo, especialmente quando se trata de grandes áreas (GARÓFANO-GÓMEZ et al., 2013). Nesse cenário, o sensoriamento remoto surge como uma alternativa para identificar e classificar as alterações morfológicas na cobertura da terra, oriundas do rompimento de barragens.

O sensoriamento remoto oferece uma visão abrangente e detalhada das transformações na paisagem, permitindo uma gestão mais eficiente e sustentável dos recursos após um desastre, é uma maneira eficaz, rápida e de baixo custo para monitoramentos em grandes extensões (ZHAO et al., 2022). É possível, ainda, otimizar o sensoriamento remoto ao combiná-lo com plataformas de processamento de dados geoespaciais, como a Google Earth Engine (GEE), a qual oferece uma abordagem integrada e inovadora para o monitoramento e a gestão do uso da terra. Nesse sentido, os métodos presenciais de monitoramento tornam-se

secundários, sendo possível acompanhar as mudanças espaço-temporais na cobertura do solo, de forma remota e escalável (MUTANGA e KUMAR, 2019).

#### **5.4 Plataforma Google Earth Engine**

O Google Earth Engine (GEE) é uma plataforma de geoprocessamento revolucionária, com alta capacidade de processamento computacional alocada em nuvem, que favorece a coleta e o processamento imediato de imagens, possibilitando análises espaço-temporais de extensas regiões em escala global, por meio de um conjunto de dados prontamente disponíveis. O GEE disponibiliza um catálogo de mais de um trilhão petabytes de imagens de satélite e conjuntos de dados geoespaciais, possibilitando a coleta e classificação dos dados, auxiliando a monitorar mudanças e mapear tendências na superfície da terra e favorecendo a realização de análises espaciais e cronológicas (FILHO et al., 2023).

Com base nos princípios da dinâmica dos fluidos e da física atmosférica (LI e YU, 2008), uma variedade de algoritmos validados pode ser utilizada para trabalhar com imagens de satélite, em plataformas de geoprocessamento (WENG; LU; SCHUBRING, 2004; MAO et al., 2005; SOBRINO et al., 2008; WANG et al., 2015; DU et al., 2015). Quando este algoritmo é programado dentro do Google Earth Engine, é possível gerar mapas através da coleção de imagens e produtos de sensoriamento disponíveis publicamente na plataforma (GORELICK et al., 2017).

Nesse sentido, Filho et al. (2023) obtiveram resultados eficientes utilizando algoritmo classificador RF = Random Forest na plataforma GEE e concluíram que o algoritmo e as imagens conseguiram classificar com precisão o uso e cobertura da terra. Martins et al. (2023), mapeando o uso e cobertura do solo do município de Saboeiro - CE por meio de processamento na nuvem do GEE, encontraram bons resultados comprovados através da exatidão global e índice Kappa em um mapeamento complexo pelas condicionantes locais. De Sousa et al. (2023), ao classificar o uso e cobertura da terra, aplicando diferentes algoritmos de classificação supervisionados na plataforma do Google Earth Engine (GEE), encontrou um desempenho satisfatório no processamento computacional em larga escala, propiciando o reconhecimento das alterações do uso e cobertura da terra.

Mesmo diante da eficiência do uso de algoritmos validados na plataforma GEE, para obtenção de um mapeamento de classificação conciso é necessário atentar-se à resolução espacial a ser utilizada. Isso, pois, recursos limitados de espectro e textura podem levar a uma baixa precisão nas classificações de imagens de sensoriamento remoto (WANG et al., 2021).

Para tal, as técnicas de alta resolução espacial e temporal podem acrescentar uma melhoria substancial na qualidade da classificação multitemporal de uso e cobertura da terra (VUOLO et al., 2018). De acordo com Zhu, Geiss e So (2021), existe uma limitação na cobertura de conjuntos de dados de alta resolução, como os fornecidos pelo Sentinel-2, enquanto conjuntos de dados amplos, como Landsat, possuem a resolução espacial relativamente grosseira. Sendo assim, é necessário atentar-se à resolução espacial a ser utilizada, de modo a obter um mapeamento fidedigno na plataforma GEE.

Assim, o uso correto e validado da plataforma de processamento de dados, Google Earth Engine, configura-se como uma ferramenta com grande potencial para auxiliar na obtenção de informações de sensoriamento remoto (GORELICK et al., 2017), que ao ser trabalhada em conjunto com o satélite adequado, tem potencial para gerar um mapeamento eficiente, de forma completamente remota (GRIMM et al., 2008; YIGINI et al., 2018; SCHULZE e SCHÜTTE, 2020).

## REFERÊNCIAS

- AIRES, U.R.V.; SANTOS, B.S.M.; COELHO, C.D.; DA SILVA, D.D.; CALIJURI, M.L. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63-70, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>
- ANA - Agência Nacional de Águas. Encarte Especial Sobre a Bacia do Rio Doce-Rompimento da Barragem em Mariana MG. **Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR/Ministério de Meio Ambiente**, Brasília DF, v. 13, 2016.
- ANDRADE, A.G. DE A.; FREITAS, P.L.; LANDERS, J. Aspectos gerais do manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: PRADO, R.B; TURETTA, A.P.D.; ANDRADE, A.G. DE. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. 1. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 25-40, 2010. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/859117>. Acesso em: 23 nov. 2023.
- ANM - Agência Nacional de Mineração. **Classificação de Barragens de Mineração**. 2019. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/assuntos/barragens/planode-seguranca-de-barragens>. Acesso em: 23 nov. 2023.
- BAI, J.; JIA, J.; ZHANG, G.; ZHAO, Q.; LU, Q.; CUI, B.; LIU, X. Spatial and temporal dynamics of heavy metal pollution and source identification in sediment cores from the short-term flooding riparian wetlands in a Chinese delta. **Environ. Pollut**, v. 219, p. 379-388, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.016>
- BING, H.; WU, Y.; ZHOU, J.; SUN, H.; WANG, X.; ZHU, H. Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year flow regulation in the Three Gorges Reservoir, China. **Sci. Total Environ**, v. 649, p. 1004-1016, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.401>
- BINZ ASTRACHAN, C., PATELB, V., WANZENRIED, G. A comparative study of CB-SEM and PLS-SEM for theory development in family firm research. **J. Fam. Bus. Strateg**, v. 5, p. 116–128, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.JFBS.2013.12.002>
- BRASIL. 2020. Portal da Mineração: **Dados e Leis**. 2020. Disponível em: <https://portaldamineração.com.br/dados-e-leis/dados/>. Acesso em: 20 nov. 2023.
- CARMIGNANO, O.R.D.R.; LAGO, R.M.; SANTOS, U.P. DOS. Processos de inovação em rede como uma estratégia para a destinação de rejeitos da mineração de ferro: o caso da Plataforma R3 Mineral. **Revista Brasileira de Inovação**, v. 22, p. 1-3, 2023. DOI: <https://doi.org/10.20396/rbi.v22i00.8664705>
- CARMO, F.F. DO; KAMINO, L.H.Y.; JUNIOR, R.T.; CAMPOS, I.C. DE; CARMO, F.F. DO; SILVINO, G.; CASTRO, K.J. DA S.X. DE; MAURO, M.L.; RODRIGUES, N.U.A.; MIRANDA, M.P. DE S.; PINTO, C.E.F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspect. Ecol. Conserv**, v. 15, p. 145–151, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>

CHAVES, T.F. Uma análise dos principais impactos ambientais verificados no estado de Santa Catarina. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 611-634, 2016. DOI: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v5e22016611-634>

CIONEK, V.M.; ALVES, G.H.Z.; TÓFOLI, R.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; DIAS, R.M. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. **Biodivers. Conserv.**, v. 28, p. 1935–1938, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01762-3>

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Monitoramento especial da bacia do Rio Paraopeba – **Relatório 01: Monitoramento Hidrogeológico e Sedimentométrico**, 2019. Disponível em: [https://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/paraopeba/RT\\_01\\_2019\\_PARAOPEBA.pdf](https://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/paraopeba/RT_01_2019_PARAOPEBA.pdf). Acesso em: 25 out. 2023.

DA SILVA; K.B.C.; RIBEIRO, K.D.R. Ruptura em barragens de rejeitos: uma abordagem sobre monitoramento e fiscalização: breaks in waste dams: an approach to monitoring and surveillance. **Ignis Periódico Científico de Arquitetura e Urbanismo, Engenharias e Tecnologia da Informação**, v. 9, n. 3, p. 17-34, 2020.

DAVIES, M.P. Tailings Impoundment Failures: Are Geotechnical Engineers Listening? **Geotechnical News-Vancouver**, v. 20, n. 3, p. 31–36, 2002.

DE SOUSA, J.H.S.; RIBEIRO, G. DO N.; FRANCISCO, P.R.M.; NASCIMENTO, A.A.; ALVES, J.I.P; CAVALCANTI, M. Classificação e mapeamento do uso e cobertura das terras da bacia hidrográfica do rio Taperoá-PB utilizando o Google Earth Engine. **Revista Geama**, v. 9, n. 2, p. 44-52, 2023.

DIAS, C. A.; COSTA, A. S. V. DA; GUEDES, G. R.; UMBELINO, G. J. DE M.; SOUSA, L. G. DE; ALVES, J. H.; SILVA, T. G. M. Impactos do rompimento da barragem Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, v. 7, n. 1, p. 21-35, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3952940>

DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral. **Economia Mineral do Brasil. Coordenação**. Antonio Fernando da Silva Rodrigues. – Brasília-DF: 2009, 764 p. – Ilustradas. 2009.

DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral. Portaria Nº 70.389 de 17 de maio de 2017. **Ministério de Minas e Energia**, Brasília. 2017.

DU, C.; REN, H.; QIN, Q.; MENG, J.; ZHAO, S. A Practical Split-Window Algorithm for Estimating Land Surface Temperature from Landsat 8 Data. **Remote Sens**, v. 7, n. 1, p. 647-665, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs70100647>

DU, Z.; GE, L.; NG, A.H.M.; ZHU, Q.; FINBARR G.H.; ZHANG, Q., 2020. Risk assessment for tailings dams in Brumadinho of Brazil using InSAR time series approach. **Science of the Total Environment**, v. 717, p. 137125, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137125>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Avaliação dos impactos causados ao solo pelo rompimento de barragem de rejeito de mineração em Mariana, MG:



Apoio ao plano de recuperação agropecuária. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, 2015.

ESPÓSITO, T.J.; DUARTE, A.P. Classificação de barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais em relação a fatores de risco. **Rev. Esc. Minas**, v. 63, n. 2, p. 393-398, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0370-44672010000200026>

FAPESPA - Fundação Amazônia de Amparo a Estudo e Pesquisa. **Boletim da Mineração**, 46 p. 2023.

FELIZARDO, J.P.; MUNIZ, M.C.; VEZZONE, M.; CARDOSO, R.P.; WASSERMAN, J.; PADILLA, R.; MIGLIORI, A.; ANJOS, R.M. Sources of sedimentary organic matter and assessment of heavy-metal levels in estuarine sediments after Fundão dam breach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 261, p. 107507, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107507>

FERNANDES, A.; FERREIRA, A.; SANCHES FERNANDES, L.; CORTES, R.; PACHECO, F. Path modelling analysis of pollution sources and environmental consequences in river basins. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 228, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2495/WP180091>

FILHO, C.R.M.; DO VALLE JUNIOR, R.F.; DE MELO SILVA, M.M.A.P.; MENDES, R.G.; DE SOUZA ROLIM, G.; PISSARRA, T.C.T.; DE MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L.; FERNANDES, L. F. S. The Accuracy of Land Use and Cover Mapping across Time in Environmental Disaster Zones: The Case of the B1 Tailings Dam Rupture in Brumadinho, Brazil. **Sustainability**, v. 15, n. 8, p. 6949, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15086949>

FURLAN, J.P.R.; SANTOS, L.D.R.; MORETTO, J.A.S.; RAMOS, M.S.; GALLO, I.F.L.; ALVES, G.A.D.; PAULELLI, A.C.; ROCHA, C.C.S.; CESILA, C.A.; GALLIMBERTI, M.; DEVÓZ, P.P.; BARBOSA JÚNIOR, F.; STEHLING, E.G. Occurrence and abundance of clinically relevant antimicrobial resistance genes in environmental samples after the Brumadinho dam disaster, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138100, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138100>

GARÓFANO-GÓMEZ, V.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; BERTOLDI, A.; GURNELL, A.; ESTORNELL, J.; SEGURA-BELTRÁN, F. Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. **Ecohydrology**, v. 6, n. 4, p. 536-553, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1330>

GIACOMETTI, K. DE; DOMINSCHEK, D.L. Ações antrópicas e impactos ambientais: industrialização e globalização. **Caderno Intersaberes**, v. 7, n. 10, p. 1-17, 2018.

GOMES, L.E.O.; CORREA, L.B.; SÁ, F.; NETO, R.R. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 120, p. 28-36, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sens, Environ**, 202, 18-27, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

GRIMALT, J.O.; FERRER, M.; MACPHERSON, E. The mine tailing accident in Aznalcollar. **Sci. Total Environ**, v. 242, n. 1-3 p. 3-11, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00372-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00372-1)

GRIMM, R.; BEHRENS, T.; MÄRKER, M.; ELSENBEEER, H. Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island—Digital soil mapping using Random Forests analysis. **Geoderma**, v. 146, n. 1-2, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.008>

GUARDIAN, 2019. **Brazilian mining company to pay out £86m for disaster that killed almost 300 people**. 2019. Disponível em: <https://www.theguardian.com/world/2019/jul/16/vale-brazil-mining-dam-collapse-brumadinho>. Acesso em: 14 nov. 2023.

HAMILTON, A.K.; LAVAL, B.E.; PETTICREW, E.L.; ALBERS, S.J.; ALLCHIN, M.; BALDWIN, S.A.; CARMACK, E.C.; DÉRY, S.J.; FRENCH, T.D.; GRANGER, B.; GRAVES, K.E.; OWENS, P.N.; SELBIE, D.T.; VAGLE, S. Seasonal Turbidity Linked to Physical Dynamics in a Deep Lake Following the Catastrophic 2014 Mount Polley Mine Tailings Spill. **Water Resour. Res**, v. 56, p. 1–21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019WR025790>

HATJE, V.; PEDREIRA, R.M.A.; DE REZENDE; C.E., SCHETTINI, C.A.F.; DE SOUZA, G.C.; MARIN, D.C.; HACKSPACHER, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Sci. Rep**, v. 7, p. 10706, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>

HUDSON-EDWARDS, K. Tackling mine wastes. **Science**, v. 352, n. 6283, p. 288-290, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf3354>

IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, 2015.**

ICM-BIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Ofício nº 22/2016-GABIN/PRESI/ICMBio**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2016. Disponível em: [http://www.mpf.mp.br/es/sala-de-imprensa/docs/doc-3\\_20160036149-1-ibama.pdf/view](http://www.mpf.mp.br/es/sala-de-imprensa/docs/doc-3_20160036149-1-ibama.pdf/view). Acesso em: 23 nov. 2023.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Informativo trimestral da qualidade das águas do Rio Paraopeba, após o desastre na barragem B1 no complexo da Mina Córrego Feijão da mineradora Vale/SA no município de Brumadinho. Minas Gerais. **Informativo no 59 59**, 314, 2020. Disponível em: [http://www.meioambiente.mg.gov.br/images/stories/2020/ACOES\\_RECUPERACAO\\_PARA\\_OPEBA/Informativo\\_Trimestral\\_59.pdf](http://www.meioambiente.mg.gov.br/images/stories/2020/ACOES_RECUPERACAO_PARA_OPEBA/Informativo_Trimestral_59.pdf). Acesso em: 23 nov. 2023.

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. **Glob. Environ. Chang**, v. 70, p. 102361, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102361>

JARDIM, W. DE F. **O desastre de Mariana é o retrato do Brasil**. 2016. Disponível em: <http://www.unicamp.br/unicamp/noticias/2015/11/23/artigo-o-desastre-demariana-e-o-retrato-do-brasil>. Acesso em: 14 nov. 2023.

KOSSOFF, D.; DUBBIN, W.E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S.J.; MACKLIN, M.G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Appl. Geochemistry**, v. 51, p. 229–245, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>

LEBRON, Y.A.R.; MOREIRA, V.R.; DRUMOND, G.P.; SILVA, M.M.; BERNARDES, R.O.; SANTOS, L.V.S.; JACOB, R.S.; VIANA, M.M.; VASCONCELOS, C.K.B., 2020. Graphene oxide for efficient treatment of real contaminated water by mining tailings: Metal adsorption studies to Paraopeba river and risk assessment. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 2, p. 100017, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2020.100017>

LI, K.; YU, Z. Comparative and Combinative Study of Urban Heat island in Wuhan City with Remote Sensing and CFD Simulation. **Sensors**, v. 8, n. 10, p. 6692-6703, 2008. DOI: <https://doi.org/10.3390/s8106692>

LIU, R.; LIU, J.; ZHANG, Z.; BORTHWICK, A.; ZHANG, K. Accidental water pollution risk analysis of mine tailings ponds in Guanting reservoir Watershed, Zhangjiakou city, China. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 12, p. 15269–15284, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph121214983>

LIU, W.; YAN, S.; HE, S. A simple method to evaluate the performance of an intercept dam for debris-flow mitigation. **Engineering Geology**, v. 276, p. 105771, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2020.105771>

LOBATO, L.M.; VIEIRA, F.W.D.R.; REBEIRO-RODRIGUES, L.C.; PEREIRA, L.M.M.; DE MENEZES, M.G.; JUNQUEIRA, P.A.; PEREIRA, S.L.M.. Styles of hydrothermal alteration and gold mineralizations associated with the Nova Lima Group, Quadrilátero Ferrífero: part I, description of selected gold deposits. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 28, n. 3, p. 339–354, 1998. DOI: <https://doi.org/10.25249/0375-7536.1998339354>

LOZANO, F.A.E. **Seleção de locais para barragens de rejeitos usando o método de análise hierárquica**. 2006. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

LYU, Z.; CHAI, J.; XU, Z.; QIN, Y.; CAO, J. A comprehensive review on reasons for tailings dam failures based on case history. **Adv. Civ. Eng**, p. 1–18, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/4159306>

MADEJÓN, P.; PÉREZ-DE-MORA, A.; BURGOS, P.; CABRERA, F.; LEPP, N. W.; MADEJÓN, E. Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? — Evidence from field experiments. **Geoderma**, v. 159, p. 174–181, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.07.009>

MAHMOUD, M.E.; OSMAN, M.M.; YAKOUT, A.A.; ABDELFATTAH, A.M., 2018. Water and soil decontamination of toxic heavy metals using amino silica functionalized-ionic

liquid nanocomposite. **J. Mol. Liq.**, v. 266, p. 834–845, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.06.055>

MAO, K.; QIN, Z.; SHI, J.; GONG, P. A practical split-window algorithm for retrieving land-surface temperature from MODIS data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, p. 3181-3204, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160500044713>

MARTINS, A.M.M.; LOURENÇO, P.M.S.; DA SILVA, D.V.S; CRUZ, C.B.M. Mapeamento do uso e cobertura do solo do município de Saboeiro (CE) através de processamento na nuvem do GE. **Revista Continentes (UFRRJ)**, v. 11, n. 22, 2023. DOI: <https://doi.org/10.51308/continentes.v1i22.410>

MECHI, A.; SANCHES, D.L. Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68 p. 209–220, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>

MENDES, R.G.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, 306, 119341, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>

MENDES, R.F.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; FERNANDES, G.H.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 158248, 2022b. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158248>

MEZGER, G.; TÁNAGO, M. G.; STEFANO, L. Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration down-stream from dams: The Spanish case. **Journal of Hydrology**, v. 598, p. 125732, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125732>

MUTANGA, O.; KUMAR, L. Google Earth Engine Applications. **Remote Sens**, v. 11, n. 5, p. 591, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11050591>

OLIVEIRA, T. R.; OLIVEIRA, V. S. DE; PONTES, M. A.; LIBÓRIO, M. P.; HADAD, R. M.; LAUDARES, S. Metodologia para análise de danos ambientais do rompimento da barragem de Fundão em Bento Rodrigues (MG). **Solos**, ano 35, v. 7, p. e6187, 2019. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2019.6187>

OWUSU, K.; OBOUR, P.B.; NKANSAH, M.A. Downstream effects of dams on livelihoods of river-dependent communities: the case of Ghana's Kpong Dam. *Geogr. Tidsskr. - Danish J. Geogr.*, v. 117, p. 1–10, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/00167223.2016.1258318>

PACHECO, F.A.L.; DO VALLE JUNIOR, R.F.; DE MELO SILVA, M.M.A.P.; PISSARRA, T.C.T.; CARVALHO DE MELO, M.; VALERA, C.A.; SANCHES FERNANDES, L.F. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of

Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Sci. Total Environ**, v. 809, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>

PACHECO, F.A.L.; MARTINS, L.M.O.; QUININHA, M.; OLIVEIRA, A.S.; SANCHES FERNANDES, L.F. An approach to validate groundwater contamination risk in rural mountainous catchments: the role of lateral groundwater flows. **MethodsX**, v. 5, p. 1447-1455, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.11.002>

PACHECO, F.A.L.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; SANCHES FERNANDES, L.F. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 809, p. 151157, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>

PARENTE, C.E.T.; LINO, A.S.; CARVALHO, G.O.; PIZZOCHERO, A.C.; AZEVEDO-SILVA, C.E.; FREITAS, M.O.; TEIXEIRA, C.; MOURA, R.L.; FERREIRA FILHO, V.J.M.; MALM, O. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. **Environmental Research**, v. 193, p. 110526, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>

PAVANELLI, J.A.P. **Educação do campo e ensino de ciências: desafios e propostas a partir de princípios agroecológicos**. 2012. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu - SP, 2012.

PAVLOVIĆ, P.; MARKOVIĆ, M.; KOSTIĆ, O.; SAKAN, S.; ĐORĐEVIĆ, D.; PEROVIĆ, V.; PAVLOVIĆ, D.; PAVLOVIĆ, M.; ČAKMAK, D.; JARIĆ, S.; PAUNOVIĆ, M.; MITROVIĆ, M. Evaluation of potentially toxic element contamination in the riparian zone of the River Sava. **Catena**, v. 174, p. 399-412, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.034>

PEREIRA, E. L. **Estudo do potencial de liquefação de rejeitos de minério de ferro sob carregamento estático**. 2005. 185 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

PEREIRA, L. F.; CRUZ, G. B.; GUIMARÃES, R. M. F. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.4.2.2019.2373.122-129>

PINTO-COELHO, R.M.; VIEIRA, E.M.; PIO, F.P.B.; DE ALMEIRA, V.F.; SANTOS, R.E. Atlas das barragens de mineração em Minas Gerais. **Cad. Geogr**, v. 31, p. 260, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2021v31nesp1p260>

POLIGNANO, M.V.; LEMOS, R.S. Rompimento da barragem da Vale em Brumadinho: impactos socioambientais na Bacia do Rio Paraopeba. **Ciência e Cultura**, v. 72, n. 2, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602020000200011>

RENFORTH, P.; MAYES, W. M.; JARVIS, A. P.; BURKE, I. T.; MANNING, D. A. C.; GRUIZ, K. Contaminant mobility and carbon sequestration downstream of the Ajka (Hungary) red mud spill: The effects of gypsum dosing. **Sci. Total Environ**, v. 421–422, p. 253–259, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.01.046>

REZENDE, P.S.; MOURA, P.A.; DURÃO JR., W.A.; NASCENTES, C.C.; WINDMÖLLER, C.C.; COSTA, L.M. Arsenic and mercury mobility in Brazilian sediments from the São Francisco River Basin. **J. Braz. Chem. Soc**, v. 22, n. 5, p. 910–918, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-50532011000500014>

ROTTA, L.H.S.; ALCÂNTARA, E.; PARK, E.; NEGRI, R.G.; LIN, Y.N.; BERNARDO, N.; MENDES, T.S.G.; SOUZA FILHO, C.R. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts os the worst human and environmental disaster in Brazil. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 90, p. 102119, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102119>

RUYTERS, S.; MERTENS, J.; VASSILIEVA, E.; DEHANDSCHUTTER, B.; POFFIJN, A.; SMOLDERS, E. The Red Mud Accident in Ajka (Hungary): Plant Toxicity and Trace Metal Bioavailability in Red Mud Contaminated Soil. **Environ. Sci. Technol**, v. 45, p. 1616–1622, 2011. <https://doi.org/10.1021/es104000m>

SÁNCHEZ, L. E.; ALGER, K.; ALONSO, L.; FRANCISCO, B.; RITO, M.C.; LAUREANO, F.; MAY, P.; ROESER, H.; KAKABADSE, Y. Impacts of the Fundão Dam failure: a pathway to sustainable and resilient mitigation. **IUCN**, v. 1, p. 38, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2018.18.en>

SCHULZE, R.E.; SCHÜTTE, S. Mapping soil organic carbon at a terrain unit resolution across South Africa. **Geoderma**, v. 373, p. 114447, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114447>

SITHARAM, T.G.; HEGDE, A. Stability analysis of rock-fill tailing dam: an Indian case study. **Int. J. Geotech. Eng**, v. 11, p. 332–342, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1080/19386362.2016.1221574>

SOBRINO, J.A.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C.; SÒRIA, G.; ROMAGUERA, M.; GUANTER, L.; MORENO, J.; PLAZA, A.; PABLO MARTÍNEZ, P. Land Surface Emissivity Retrieval From Different VNIR and TIR Sensors. **Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 46, n. 2, 2008. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2007.904834>

SOUSA, R. **Mineração**. Brasil Escola. 2020. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/geografia/mineracao.htm>. Acesso em: 23 nov. 2023.

SOUZA, T.S.; BARONE, L.S.F.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; OLIVEIRA, B.C.V.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Cytogenotoxicity of the water and sediment of the Paraopeba River immediately after the iron ore mining dam disaster (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 775, p. 145193, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145193>



TERAMOTO, E.H.; GEMEINER, H.; MELINA, B.T.; ZANATTA, M.B.T.; AMAURI, A.; MENEGÁRIO, A.A.; CHANG, H.K. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. **Science of the Environment**, v. 757, p. 143917, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143917>

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B.C.; CORDEIRO, M.C.; MASI, B.P.; RANGEL, T.P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B.S.; CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; LOPES-FERREIRA, M.; SILVA, C.L.; THOMPSON, C.; REZENDE, C.E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>

VEADO, M.A.R.; DE OLIVEIRA, A.H.; VEADO, J.C.C.; REVEL, G.; PINTE, G., 2000. Analysis and distribution of metals in the Paraopeba and the Das Velhas Rivers, Brazil. **Water S.A.**, v. 26, n. 2, p. 249-254, 2000.

VELASQUEZ, H.I.; OROZCO LOAIZA, C.A.; HASENSTAB, C.; CANO, N.A. Evaluation of the extractive gold process: open-pit mining through exergy analysis. **J. Sustain. Min.**, v. 19, 2020. DOI: <https://doi.org/10.46873/2300-3960.1014>

VERGILIO, C.S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B.C.V.; SARTORI, E.; CAMPOS, G.M.; PEREIRA, A.L.S.; AGUIAR, D.B.; SOUZA, T.S.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Sci. Rep.**, v. 10, p. 1–12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

VALE. **Plano de Monitoriamento Emergencial: Qualidade das Águas Superficiais e Sedimento**. Versão 11G. 2021.

VRHOVNIK, P.; DOLENEC, T.; SERAFIMOVSKI, T.; DOLENEC, M.; ŠMUC, N.R. The occurrence of heavy metals and metalloids in surficial lake sediments before and after a tailings dam failure. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 22, p. 1525–1538, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3906/yer-1205-1>

VUOLO, F.; NEUWIRTH, M.; IMMITZER, M.; ATZBERGER, C.; NG, W.-T. How much does multi-temporal Sentinel-2 data improve crop type classification? **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 72, p. 122–130, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.007>

WANG, B.; CHOI, S.-K.; HAN, Y.-K.; LEE, S.-K.; CHOI, J.-W. Application of IR-MAD using synthetically fused images for change detection in hyperspectral data. **Remote Sens. Lett.**, v. 6, p. 578–586, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/2150704X.2015.1062155>

WANG, C.; SHAO, F.; ZHANG, Z.; SUI, Y.; LI, S. Mining the features of spatial adjacency relationships to improve the classification of high resolution remote sensing images based on complex network. **Applied Soft Computing Journal**, v. 102, p. 107089, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2021.107089>

WENG, Q.; LU, D.; SCHUBRING, J. Estimation of land surface temperature–vegetation abundance relationship for urban heat island studies. **Remote Sens. Environ**, v. 89, p. 467–483, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.005>

YIGINI, Y.; OLMEDO, G.F.; REITER, S.; BARITZ, R.; VIATKIN, K.; VARGAS, R. (eds). Soil Organic Carbon Mapping. **Cookbook**. 2. Rome, FAO, 220, 2018.

ZHAO, Q. et al. Impacts of water-sediment regulation on spatial-temporal variations of heavy metals in riparian sediments along the middle and lower reaches of the Yellow River. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 227, p. 112943, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112943>

ZHAO, Y.; ZHU, W.; WEI, P.; FANG, P.; ZHANG, X.; YAN, N.; LIU, W.; ZHAO, H.; WU, Q. Classification of Zambian grasslands using random forest feature importance selection during the optimal phenological period. **Ecological Indicators**, v. 135, p. 108529, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108529>

ZHU, Y.; GEISS, C.; SO, E. Image super-resolution with dense-sampling residual channel-spatial attention networks for multi-temporal remote sensing image classification. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 104, p. 102543, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102543>



## **CAPÍTULO II**

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAOBEPÁ E  
SUB-BACIA DO RIBEIRÃO FERRO CARVÃO**

## RESUMO

Conhecer e caracterizar a área a ser estudada são passos cruciais em qualquer análise ecossistêmica, especialmente quando se trata de mapear e monitorar tragédias ambientais. Nesses casos, compreender a geografia, os ecossistemas, a topografia, tipo de solo, entre outros aspectos da área de estudo, nos fornece informações cruciais para o diagnóstico ambiental. Assim, é de extrema importância ter parâmetros comparativos da área infligida pelo desastre, a fim de contrastar o antes e depois, e então, calcular a extensão dos impactos ambientais resultantes da tragédia. A execução de um diagnóstico ambiental não apenas permite identificar os impactos resultantes do rompimento da barragem, mas também fornece subsídios para o desenvolvimento de novos estudos sobre a área. Assim, a realização de um diagnóstico ambiental detalhado é essencial para orientar a tomada de decisões no cenário pós-desastre. Portanto, este estudo teve como objetivo realizar o diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba e da sub-bacia do Ribeirão Ferro Carvão, após o rompimento da barragem de rejeitos B1 em Brumadinho (MG). Nos anos anteriores a 2019, a região de Brumadinho (MG) era conhecida por sua rica biodiversidade e relevância ambiental e a área circundante à barragem era composta por uma combinação de vegetação nativa, cursos d'água e terrenos montanhosos, formando uma paisagem que mesclava elementos naturais e atividades humanas relacionadas à mineração. Observou-se que com o rompimento da barragem B1, ocorreram mudanças expressivas na paisagem da região, onde, recursos hídricos e a biodiversidade foram altamente afetados, originando Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), que modificaram completamente a dinâmica ao longo da calha do Ribeirão Ferro Carvão.

**Palavras-chave:** caracterização ambiental; contaminação hídrica; distribuição de rejeitos; sedimentos; zonas de depósitos.

## ABSTRACT

Knowing and characterizing the area to be studied are crucial steps in any ecosystem analysis, especially when it comes to mapping and monitoring environmental disasters. In such cases, understanding the geography, ecosystems, topography, soil type, and other aspects of the study area provides crucial information for the environmental diagnosis. Thus, it is extremely important to have comparative parameters of the area affected by the disaster to contrast the before and after and then calculate the extent of the environmental impacts resulting from the tragedy. Conducting an environmental diagnosis not only allows the identification of impacts resulting from the dam failure but also provides support for the development of new studies on the area. Therefore, conducting a detailed environmental diagnosis is essential to guide decision-making in the post-disaster scenario. Hence, this study aimed to conduct an environmental diagnosis of the Rio Paraopeba watershed and the Ribeirão Ferro Carvão sub-watershed after the failure of the B1 tailings dam in Brumadinho (MG). In the years prior to 2019, the region of Brumadinho (MG) was known for its rich biodiversity and environmental significance. The area surrounding the dam consisted of a combination of native vegetation, watercourses, and mountainous terrain, forming a landscape that blended natural elements and human activities related to mining. It was observed that with the failure of the B1 dam, significant changes occurred in the region's landscape, where water resources and biodiversity were highly affected, creating Destructive Capacity Zones (DCZ), which completely altered the dynamics along the Ribeirão Ferro Carvão channel.

**Keywords:** deposit zones; environmental characterization; sediments; tailings distribution; water contamination.

## 1. INTRODUÇÃO

O estado de Minas Gerais, próximo à cidade de Belo Horizonte, tem um intenso histórico de extração de minérios, com dezenas de mineradoras instaladas, que contém inúmeras barragens para contenção de rejeitos, utilizadas para abrigar os resíduos oriundos desta atividade (CAMBRIDGE; MONROY; SHAW, 2019). Essa região está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, sendo uma das sub-bacias afluentes mais importante do Rio São Francisco, correspondendo a 2,5% da área total do estado (IBGE, 2009; COBRAPE, 2020).

O Rio Paraopeba apresenta extensão de 550 km desde sua nascente, localizada no extremo sul da Serra do Espinhaço, no município Cristiano Ottoni, até sua foz, localizada a jusante do reservatório de Três Marias, que deságua no Rio São Francisco. A Bacia hidrográfica do Paraopeba abriga mais de um milhão de pessoas, engloba 48 municípios, sendo que estes possuem 35 cidades que tem suas sedes municipais na bacia e o restante se mantém parcialmente ou ainda figuram na região Metropolitana da cidade de Belo Horizonte (FEAM, 2011).

No eixo sul, a aproximadamente 19 km de Belo Horizonte, encontra-se o município de Brumadinho, onde está localizado o Complexo da Mina Córrego do Feijão, da Mineradora Vale, cuja barragem de contenção de rejeitos B1 veio a se romper em 2019 (VALE, 2019; CASAGRANDE, 2019; CAMBRIDGE; MONROY; SHAW, 2019; DU et al., 2020; GOMES et al., 2020; CARVALHO et al., 2020). A barragem de rejeitos B1, foi construída em 1976, pela técnica de alteamento a montante e, após operar por 40 anos, foi desativada em 2016. Esta barragem possuía 86 m de altura e 720 m de comprimento, onde os rejeitos estavam dispostos em uma área de 249.500 m<sup>2</sup>, com volume aproximado de 12 Mm<sup>3</sup> (VALE, 2019; DU et al., 2020; GOMES et al., 2020).

Ao colapsar, a barragem B1, liberou cerca de 12 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de mineração sobre o Ribeirão Ferro-Carvão (TERAMOTO et al., 2021; PARENTE et al., 2021; ARCADIS, 2021; PACHECO et al., 2022). Com a grande carga de detritos difundida e a contínua liberação de poluentes, houve contaminação do ambiente, com sequelas que modificaram completamente a complexidade do local (VERGILIO et al., 2020; THOMPSON et al., 2020; SOUZA et al., 2021; TERAMOTO et al., 2021; PACHECO et al., 2022; MENDES et al., 2022a,b). De fato, no que se refere a mudanças ambientais, o rompimento de uma barragem de rejeitos, atua fortemente como um agente transformador da paisagem,

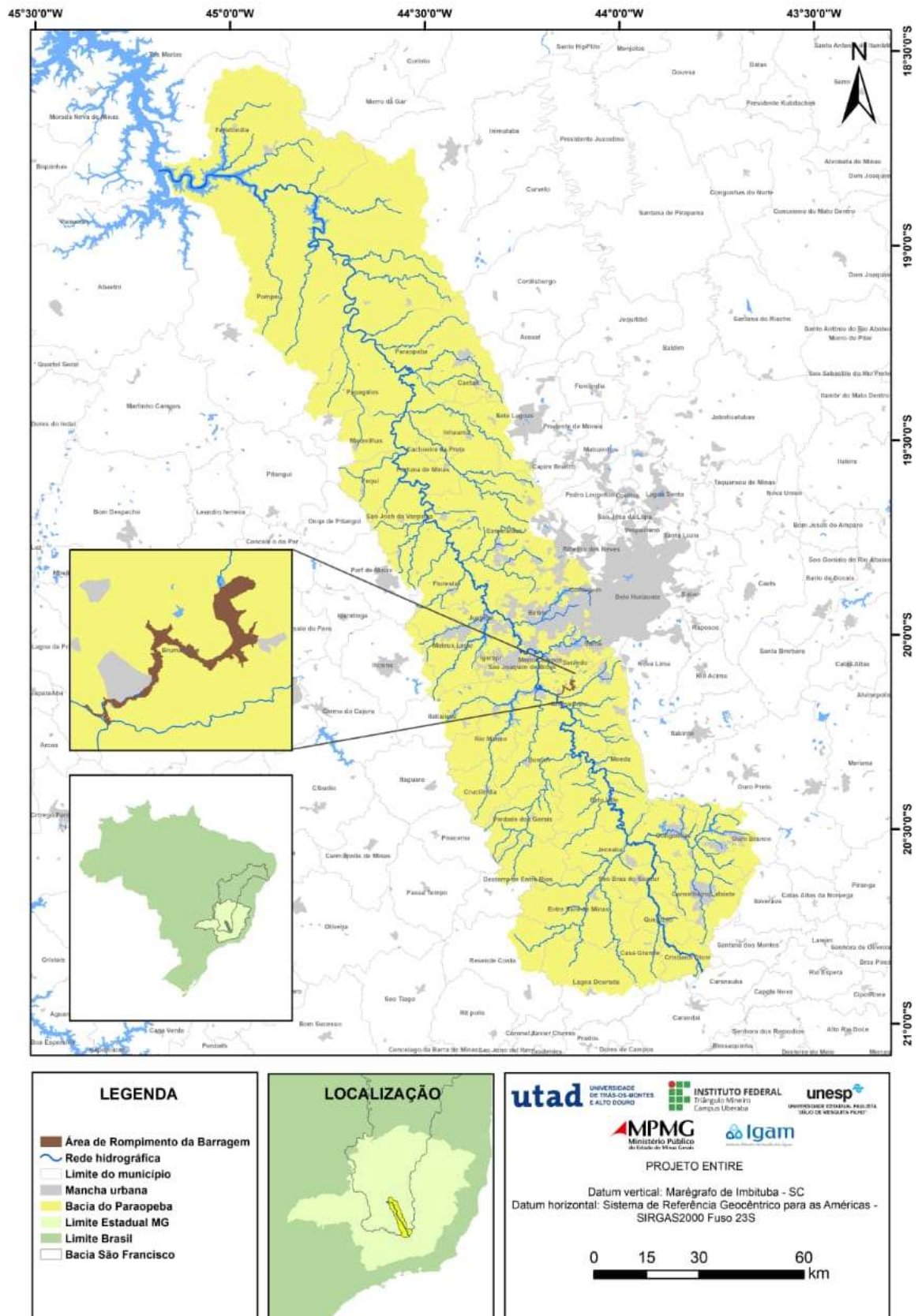
levando à necessidade de um diagnóstico ambiental abrangente que permita entender as consequências das transformações ocorridas (PINTO-COELHO et al., 2021).

A realização de um diagnóstico ambiental não apenas permite identificar os impactos resultantes do rompimento da barragem, mas também fornece subsídios para o desenvolvimento de novos estudos sobre a área, sendo essencial para orientar a tomada de decisões no cenário pós-desastre. Portanto, o presente estudo teve como objetivo realizar o diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba e sub-bacia do Ribeirão Ferro Carvão, após o rompimento da barragem de rejeitos B1 em Brumadinho (MG).

## **2. DESENVOLVIMENTO**

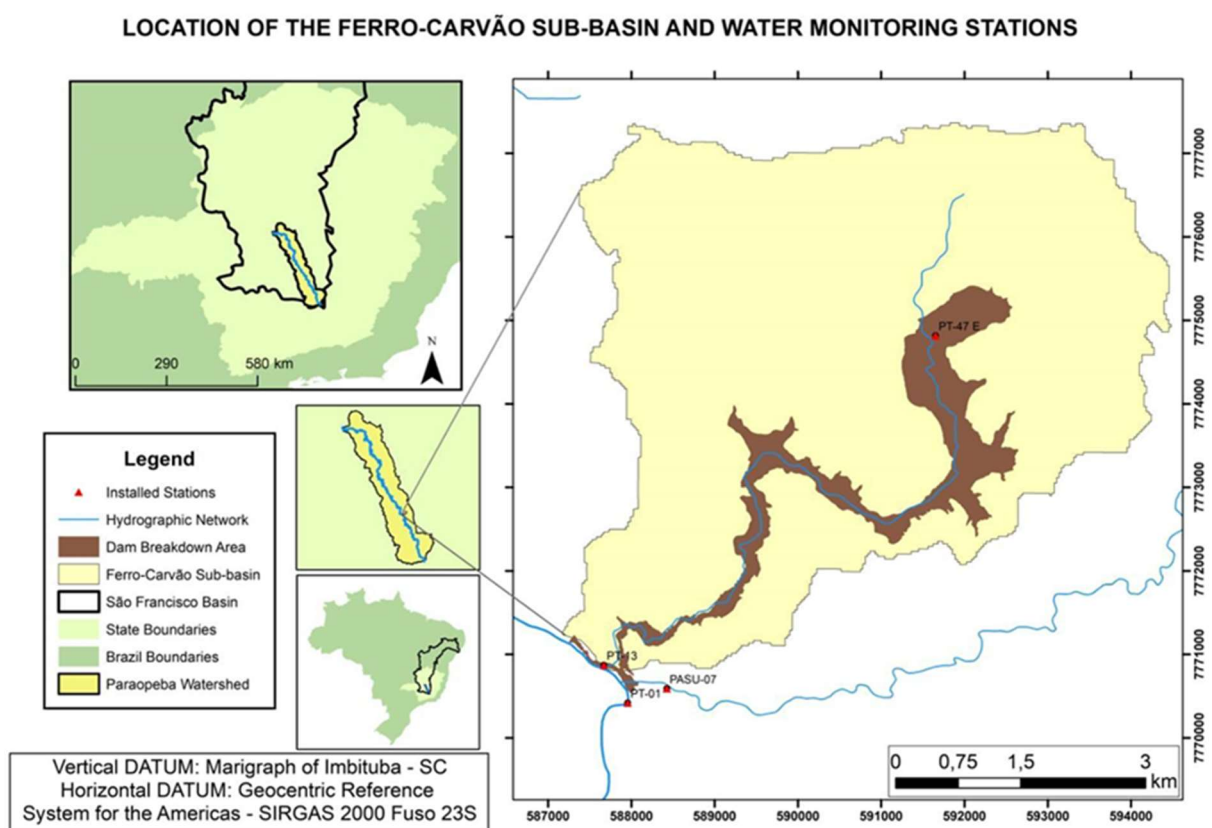
### **2.1. Localização da área de estudo**

A barragem de rejeitos B1, situada nas coordenadas geográficas de 20°07'07'' de latitude Sul, 44°07'13'' de longitude Oeste, foi construída em 1976 e, após operar por 40 anos, foi desativada em 2016, rompendo-se em 2019. Com o rompimento da barragem e a liberação desse grande volume de rejeitos no curso d'água, fez-se necessário que pontos de coleta de águas e sedimentos fossem estabelecidos ao longo do Rio Paraopeba para permitir o diagnóstico de parâmetros ambientais. Dessa forma, no trecho que liga a confluência do Rio Paraopeba com o afluente Ferro-Carvão à foz do rio, próximo ao reservatório de Três Marias, foram estabelecidos 22 pontos de amostragem, separados entre si em aproximadamente 15 km, distribuídos uniformemente ao longo deste perímetro com cerca de 330 km de extensão (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da área de estudo (Bacia do Paraopeba), contendo os pontos de coleta de água e sedimentos, utilizados no monitoramento e diagnóstico da qualidade hídrica no Rio Paraopeba, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2024.

O Ribeirão Ferro-Carvão é um afluente do Rio Paraopeba, que por sua vez é um tributário do Rio São Francisco e um dos formadores do reservatório de Três Marias (MG) (SACE, 2021). Essa área possui extrema importância ambiental, por compreender uma série de afluentes e ecossistemas associados, que desempenham um papel crucial na regulação do ciclo hidrológico e na manutenção da biodiversidade regional. Essa sub-bacia, com uma extensão de aproximadamente 33,702 km<sup>2</sup>, foi uma das mais afetadas pelo rompimento da barragem B1 e, por esse motivo, será o enfoque deste estudo (Figura 2).



**Figura 2.** Localização da área de estudo (sub-bacia do Ferro-Carvão), contendo os pontos de coleta de água e sedimentos, utilizados no diagnóstico da qualidade hídrica do Ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2024.

A região da sub-bacia do Ribeirão Ferro-Carvão possui declividade e hipsometria semelhantes. A declividade é predominantemente plana, com exceção do noroeste onde prevalece um relevo montanhoso e acidentado (DU et al., 2020). Desta forma, os terrenos com baixa declividade estão localizados majoritariamente no curso baixo do Rio Paraopeba e ao longo do curso do Rio Pardo, enquanto os maiores valores se concentram na porção média da bacia. A hipsometria é caracterizada por uma alternância de altitudes entre 900 e 1000

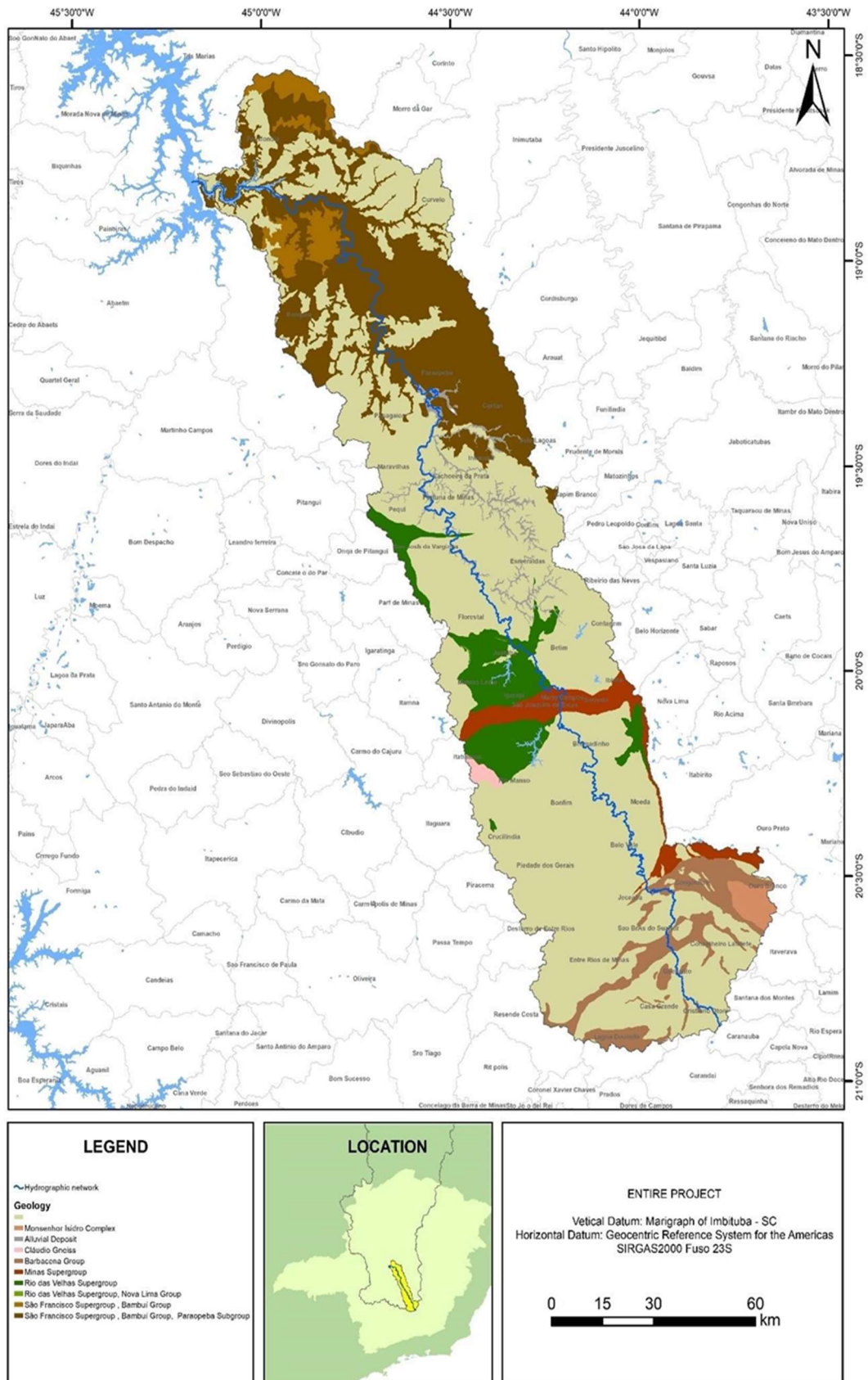
metros, com declividade variando de 45% a 75% nas áreas montanhosas (EDUARDO et al., 2021). Por fim, relevo caracteriza-se por planaltos, depressões e áreas dissecadas resultantes de atuação de processos morfoclimáticos, que resultaram em unidades geomorfológicas bem características (DURÃES, 2010).

### **3. FORMAÇÃO GEOLÓGICA E TIPOS DE SOLOS**

A formação geológica da bacia caracteriza-se pela unidade Gnaisse Souza Noschese, recortada em sua porção central e oeste por unidades de depósitos elúvio colúviais, enquanto na borda leste, têm-se unidades de depósitos Colúviais e do Complexo Bonfim. Ao norte da bacia, no sentido leste a oeste, verificam-se faixas litológicas de filito cinza e marrom, litologias de fino a médio quartzito cinza-claro, filito síltico cinzento a verde-acinzentado e filito vermelho-escuro, de origem carbonosa (BALTAZAR et al., 2005).

Parte da Bacia do Rio Paraopeba encontra-se na província mineral do Quadrilátero Ferrífero (QF), caracterizado pelo alinhamento de várias serras mineralizadas em ferro, com cinco unidades principais, o complexo metamórfico basal, supergrupo rio das velhas, supergrupo minas, grupo itacolomi e, por fim, granitóides arqueanos e paleoproterozóicos (ALKMIM, 2004). A outra parte da bacia está associada às rochas neoproterozóicas do Grupo Bambuí, pertencentes ao Supergrupo São Francisco, que constitui uma cobertura sedimentar neoproterozóica que recobre parte do Cráton do São Francisco, composta em sua maioria por rochas terrígenas e carbonáticas. Não obstante, ainda há coberturas sedimentares cenozóicas que se sobrepõem às rochas da área, juntamente com o embasamento cristalino, que está disperso por toda a bacia, sendo estes, os complexos gnaisse-migmatitos de Belo Horizonte, Divinópolis e Bonfim, do período Mesoarqueano (Figura 3) (CPRM, 2004a,b; MDGEO, 2020).





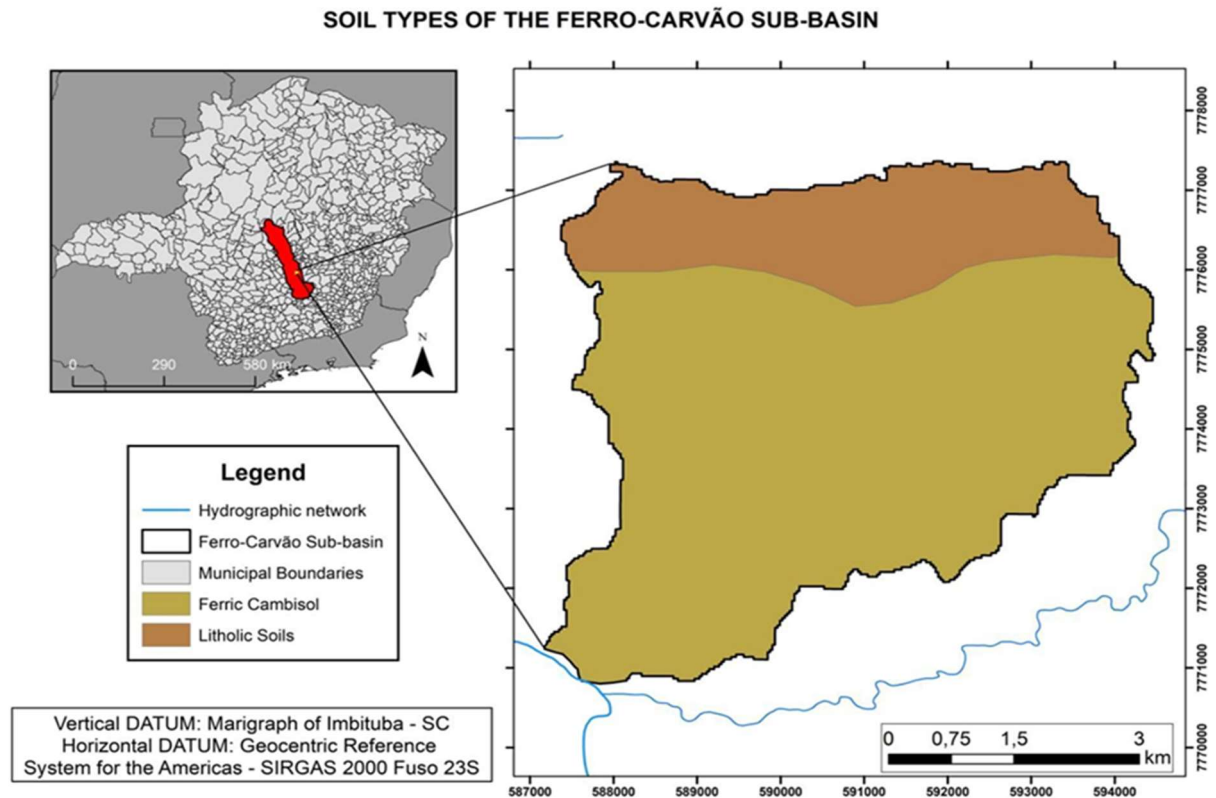
**Figura 3.** Distribuição Geológica na bacia do Rio Paraopeba, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
**Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado do CPRM (2004a,b).

Esta caracterização rochosa originou um solo denso com alto teor de óxido de ferro (PORSANI; JESUS; STANGARI, 2019), que se agrupou principalmente em quatro macro classes, conforme a Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos (COBRAPE, 2020), sendo elas, argissolo (16,97%), cambissolo (34,97%), latossolo (39,68%) e neossolo litólico (8,39%) (DURÃES, 2010).

Em uma classificação mais detalhada (Figura 4), os solos da Bacia do Paraopeba podem ser divididos em argissolo vermelho-amarelo distrófico (PVAd), argissolo vermelho distrófico (PVd), argissolo vermelho eutrófico (PVe), cambissolo háplico alumínico (CXa), cambissolo háplico tb distrófico (CXbd), cambissolo háplico perférrico (CXj), gleissolo háplico tb distrófico (GXbd), latossolo vermelho-amarelo distrófico (LVAd), latossolo vermelho ácrico (LVw), latossolo vermelho distrófico (LVd), neossolo litólico distrófico (RLd) e plintossolo pétrico litoplíntico (FFlf) (COBRAPE, 2020).



Em uma preparação mais direcionada aos solos da área da sub-bacia do Ferro-Carvão (Figura 5) observa-se que estes são pouco desenvolvidos, com presença marcante de solos litólicos e cambissolos, estes últimos com pouca diferença de textura (RIMA, 2017).



**Figura 5.** Distribuição de solos na sub-bacia do Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de IDE Sisema (2022).

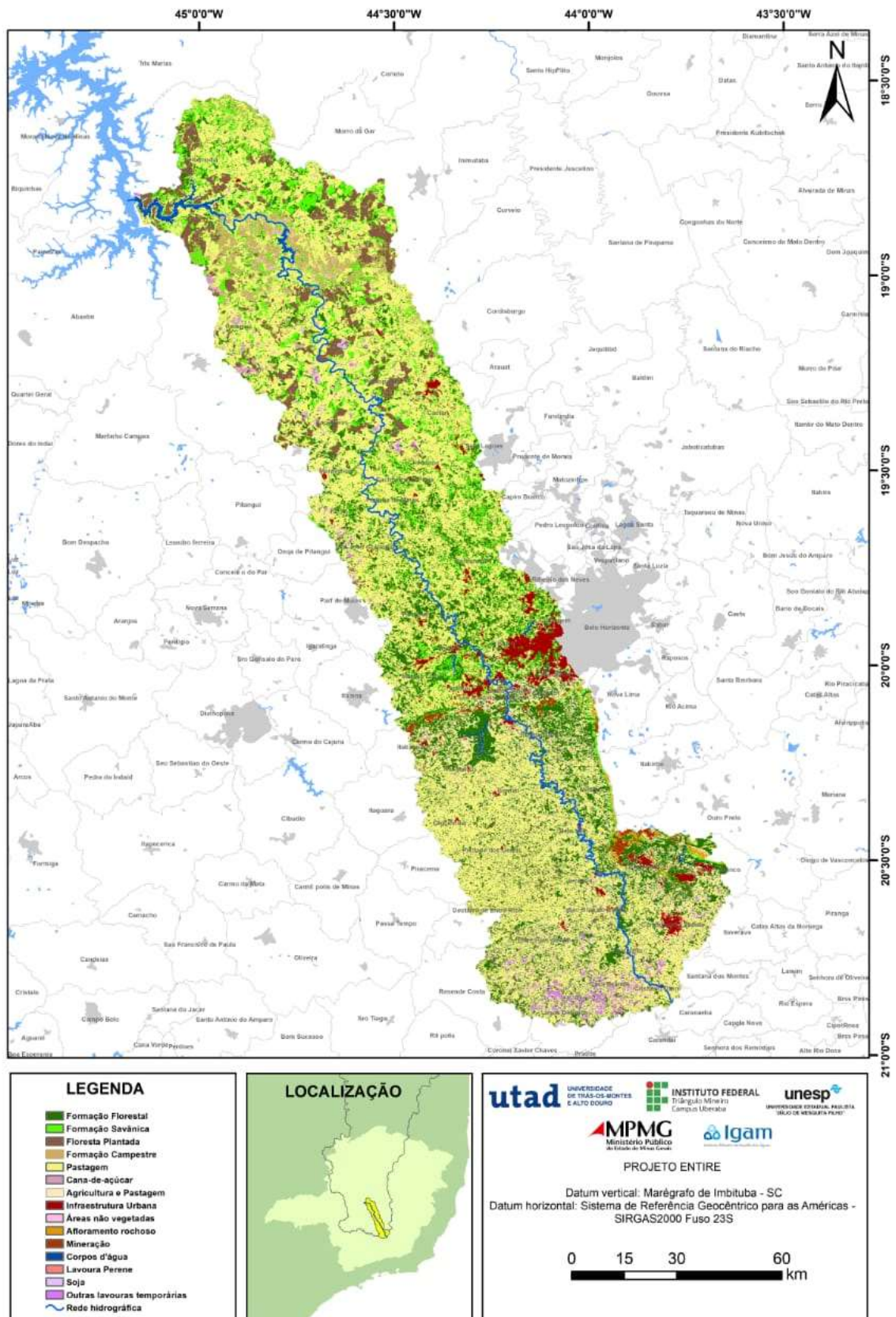
#### 4. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA FERRO-CARVÃO

A tipologia do solo, a topografia e o clima tiveram influência direta na vegetação local e nos Biomas nos quais a bacia se insere (BONANOMI et al., 2019; DU et al., 2020). A bacia do Paraopeba está localizada na área de transição entre os biomas Domínio Cerrado (54% da área total), incluindo floresta, savana e pastagens nativas, e bioma Mata Atlântica, que possui estrutura e composição florística característica, diretamente relacionadas às condições topográficas, climáticas e do solo (CIBAPAR, 2010; IBAMA, 2010; BONANOMI et al., 2019).

No que se refere a distribuição de uso e ocupação dos solos, as pastagens ocupam 38,8% da área da bacia, juntamente com 26% de áreas de florestas. A agricultura com

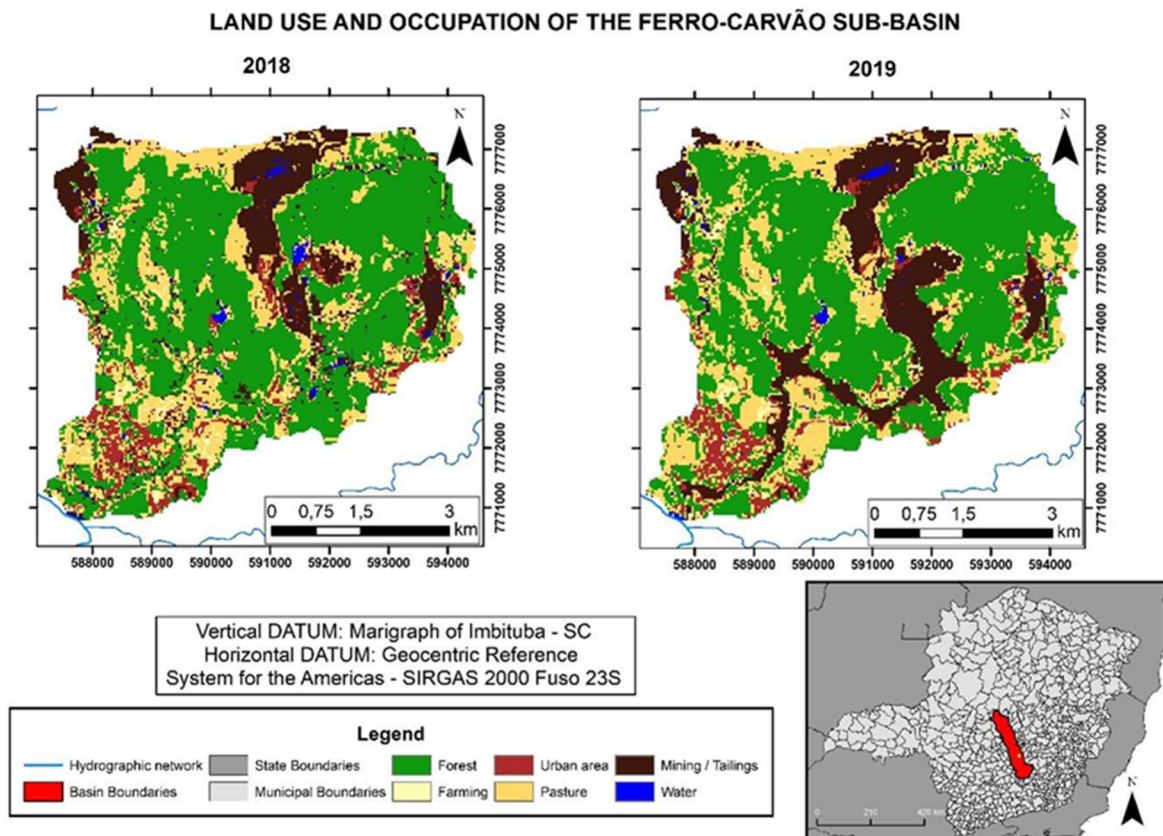
pastagem corresponde a 28,4%, a infraestrutura urbana a 0,2%, os corpos d'água a 0,6%, a vegetação campestre a 1,8%, as formações savânicas a 0,9%, as formações naturais não florestais a 0,01% e as áreas não vegetadas a 0,2%, distribuídos conforme a Figura 6 (COBRAPE, 2020; DU et al., 2020).





**Figura 6.** Distribuição do uso e ocupação do solo na bacia do Rio Paraopeba, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de MapBiomass (2019).

Mais especificamente para sub-bacia do Ferro-Carvão, em uma área total de 33,435 Km<sup>2</sup>, podemos ver o uso e ocupação do solo distribuídos em 50,4% de florestas, 5,23% de áreas com agricultura, 6,49% de áreas urbanas, 20,05% de pastagem, 17,37% de áreas de mineração e, por fim, 0,46% de água (figura 7).



**Figura 7.** Distribuição do uso e ocupação do solo na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de MapBiomias (2021).

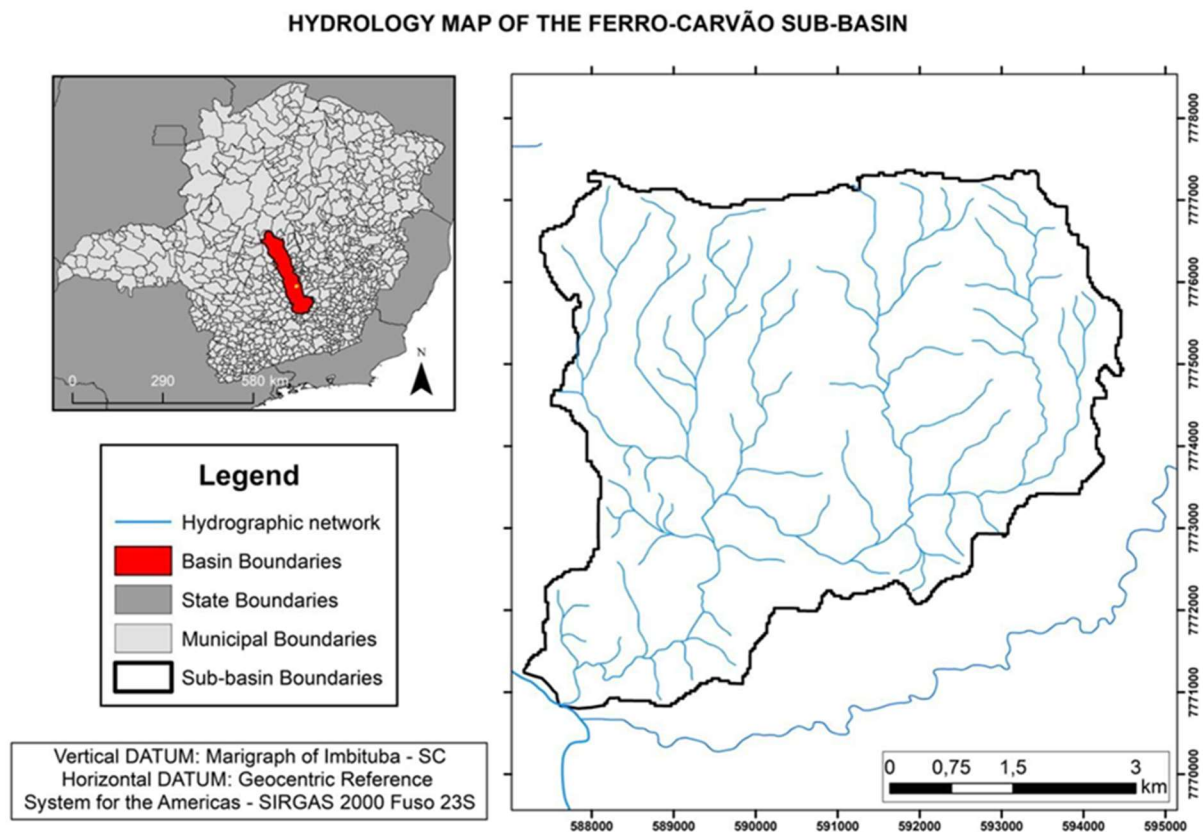
## 5. CLIMA E HIDROLOGIA DA SUB-BACIA FERRO-CARVÃO

Segundo a classificação de Köppen e Geiger, a Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba é dividida em dois subtipos climáticos, sendo eles Cwa e Cwb, ambos tropicais de altitude com verões amenos (IGAM, 2008; ALVARES et al., 2013). De modo geral, a temperatura média anual varia entre 19°C e 23°C (SOUZA, 2020), sendo que, próximo à foz encontra-se a área identificada com as maiores temperaturas, acima de 18°C durante todo ano, enquanto na porção central da Bacia, a temperatura média fica entre 15° e 18°C, tais áreas correspondem às regiões de clima Cwa segundo Köppen. As menores temperaturas são encontradas na porção sul, onde estão localizadas as maiores altitudes, na região das nascentes a temperatura média

fica entre 10° e 15°C, sendo classificada como zona mesotérmica branda e coincidente com o subtipo Cwb (COBRAPE, 2020).

Conforme Silva (2012), Brumadinho tem uma precipitação anual média de 1.488 milímetros de chuva, os quais possuem distribuição pluviométrica variada, conforme o típico regime pluviométrico de regiões tropicais, ou seja, ocorrência dos valores mínimos mensais no período do inverno e máximos no verão (DURÃES, 2010).

Em relação à distribuição geográfica, os valores de precipitação média anual crescem em direção às cabeceiras da Bacia, sendo observado o menor valor, de aproximadamente 1.050 mm, no município de Corinto e, o maior valor, de 2.000 mm, no município de Santa Bárbara, ambos em regiões limítrofes da Bacia (COBRAPE, 2020). De modo geral, a sub-bacia do Ferro-Carvão apresenta um período pluviométrico bem definido, distribuído em uma estação seca, de abril a setembro, e outra chuvosa, de outubro a março (Figura 8).



**Figura 8.** Distribuição hidrológica na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
**Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de MapBiomias (2021).

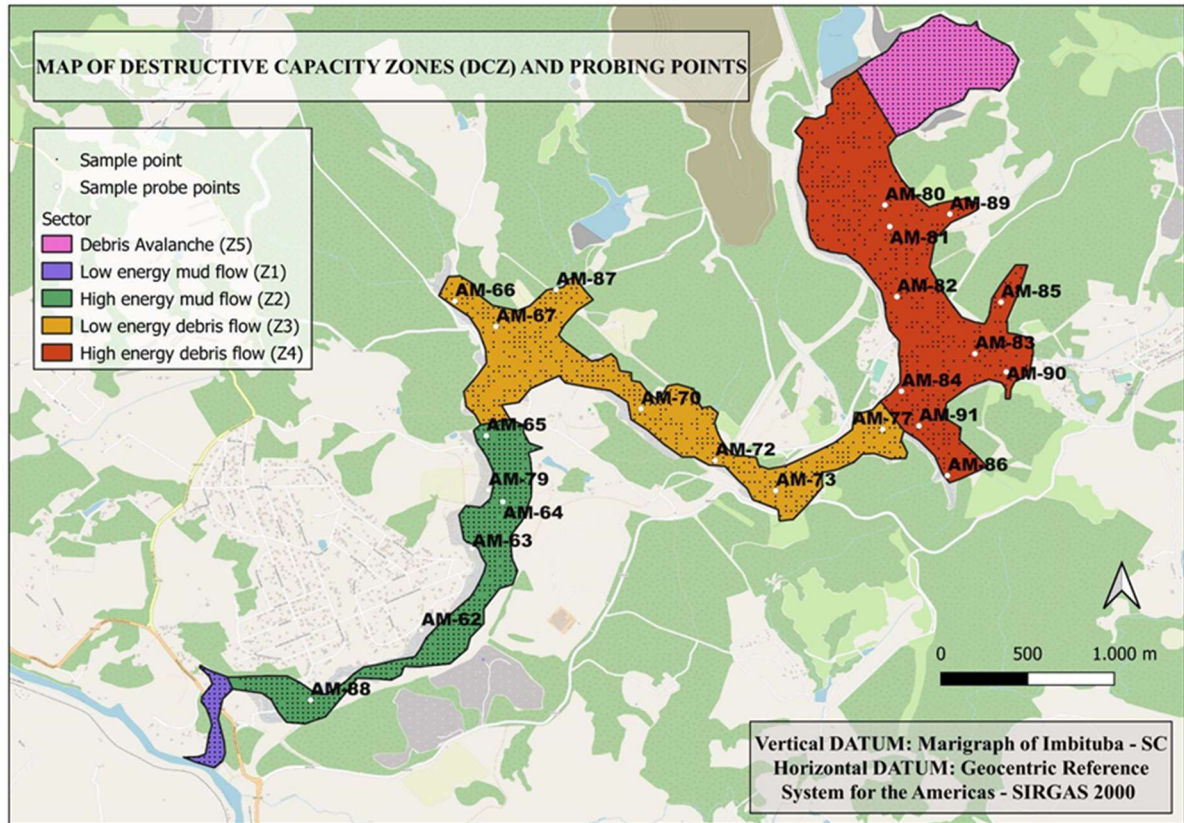


## 6. ZONA DE CAPACIDADE DESTRUTIVA

Buscando esclarecer como a variação no tamanho das partículas influencia no comportamento e depósito dos rejeitos, foram utilizados dados granulométricos das áreas atingidas para delinear zonas de depósito ao longo do leito do rio, conforme relatório fornecido pela empresa de monitoramento Arcadis (2021). Tal relatório fornece um exame abrangente das propriedades granulométricas, físicas e químicas dos materiais dispersos ao longo do curso do Ribeirão Ferro-Carvão, decorrentes do colapso da barragem B1. Este documento inclui dados obtidos a partir de análises granulométricas e químicas efetuadas em amostras de solos e rejeitos *in situ*, bem como em solo de enrocamento. Estas amostras foram coletadas por meio de perfurações mecânicas realizadas tanto no leito quanto nas margens do curso d'água. Os resultados destas análises estão detalhadamente apresentados na Tabela S14, já as localizações das perfurações seguem ilustradas na Figura 9.

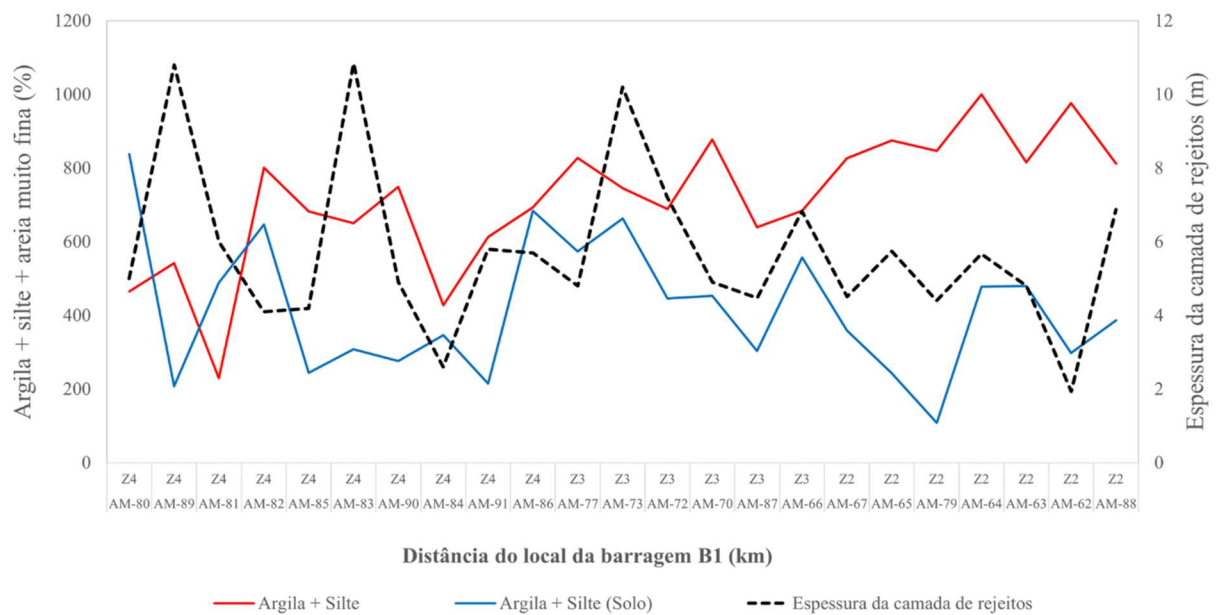
Conforme descrito por Lima et al. (2020), características específicas do fluxo de rejeitos após o rompimento da Barragem B1 foram empregues para identificar as seguintes zonas de capacidade destrutiva: a) Zona Z5: local da barragem B1 de rejeitos e área do rompimento; b) Zona Z4: nesta zona foi retratada a potência mais destruidora dos rejeitos, que começou com a ruptura da barragem, criando uma avalanche de rejeitos e detritos em grande velocidade, sendo dominante nesse local a erosão basal e lateral ao longo do córrego do Feijão. Constatado também nessa área, blocos de solos acima da massa de rejeitos, pois, os rejeitos apresentaram maior espessura que o solo; c) Zona Z3: nessa zona, o fluxo de rejeitos demonstrou grande poder de destruição, acometendo, em especial, construções, árvores, veículos, pontes, entre outros. Porém, ao longo do percurso, seu poder de destruição foi diminuindo. Sendo essa área apontada com uma grande mistura de rejeitos e detritos; d) Zona Z2: situada após uma extensa curva no córrego do Feijão, percorrendo a Vila Cachoeirinha, sendo esta a única área urbana na região. Nessa zona, o fluxo de rejeitos, lama e detritos atravessaram um extenso caminho com menos agitação do que a da zona anterior, mas ainda assim, apresentou uma significativa destruição, tomando as margens do córrego, empurrando a vegetação e destruindo construções, com domínio de deposição de rejeitos em vez de erosão; e) Zona Z1: apresentou um fluxo de lama com energia e velocidade mais baixa em comparação com as outras zonas, sendo essa zona a mais longe do rompimento da barragem. Sua destruição é considerada média para baixa, e igual à zona anterior, apresentou domínio de deposição de rejeitos em vez de erosão. Em casos pontuais, os resíduos acometeram casas,

mas sem força para destruí-las. Além disso, na Zona Z1 a mistura de rejeitos com detritos foi intensa ao ponto de ser impossível ver a fase de separação.



**Figura 9.** Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas com base no comportamento dos rejeitos e localização dos pontos de sondagem para a caracterização granulométrica e química do material depositado na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de Arcadis (2021).

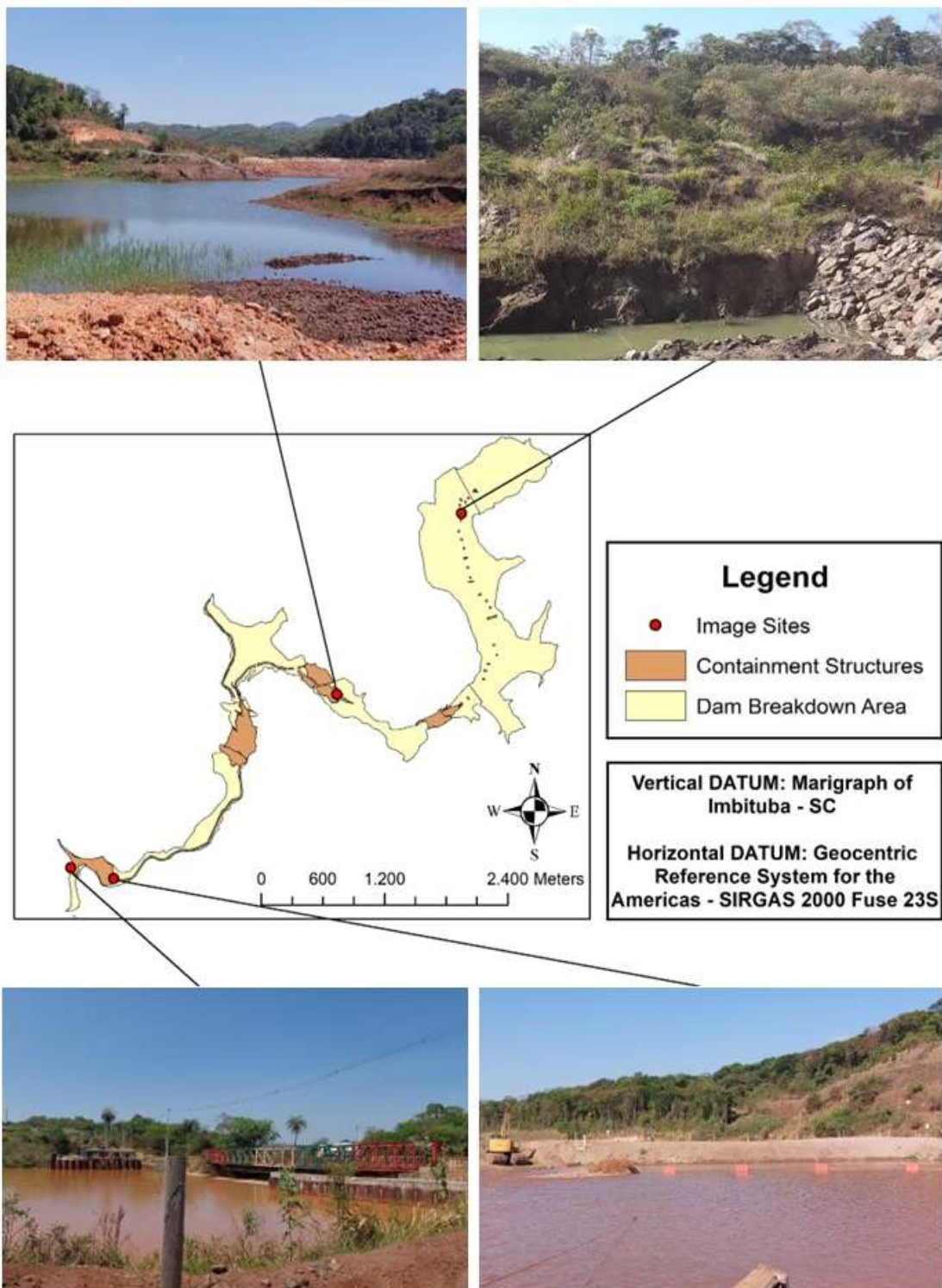
Os resultados apresentados na Figura 10 evidenciam um incremento progressivo na proporção de argila e silte, variando de um valor mínimo de 229,5% na zona Z4 até um máximo de 1000% na zona Z2, como indicado pela linha vermelha, tendência previamente relatada por Pacheco et al. (2023). Além disso, a análise da Figura 10, sugere que o aumento observado é predominantemente atribuível ao transporte dessas frações pela corrente de detritos e lama, resultando em sua acumulação na zona Z2. Isso é contrastado com a variação da granulometria do solo *in situ* a jusante, que, conforme ilustrado pela linha azul na figura, não demonstra uma tendência clara de aumento ou diminuição ao longo do percurso entre Z4 e Z2.



**Figura 10.** Distribuição espacial das frações de argila e silte no solo e na mistura de rejeitos com solo de enrocamento, além da espessura dos depósitos de rejeito e enrocamento. Mapeamento realizado desde a zona Z4, situada nas proximidades do local do rompimento da barragem B1, até a zona Z2, localizada perto da foz do Ribeirão Ferro-Carvão. **Fonte:** Acervo do próprio autor, adaptado de Arcadis (2021).

Após o rompimento, foi realizado um extenso trabalho de remoção dos detritos para recuperar a condição ambiental pré-existente na área afetada. Durante um período de quatro anos, aproximadamente 49 mil toneladas de detritos foram extraídas da área do Ribeirão Ferro-Carvão, conforme relatado pelo GMG-SEMARH em 2022. Os detritos coletados foram transportados para uma instalação de tratamento, onde foram classificados em uma fração mais grossa, que continha elementos como restos vegetais, e uma fração mais fina, composta majoritariamente por detritos minerais, a qual foi depositada em uma cava de mina.

Simultaneamente à remoção dos detritos, estruturas de contenção foram implementadas ao longo do canal do Ribeirão Ferro-Carvão para prevenir a erosão e a movimentação de sedimentos em direção ao Rio Paraopeba, impedindo, assim, o aumento na disseminação de contaminantes. Tais estruturas contribuíram significativamente para a preservação de áreas úmidas localizadas ao longo do curso d'água e suas margens (Figura 11).



**Figura 11.** Localização da área de estudo (sub-bacia do Ferro-Carvão) contendo as estruturas de retenção usadas para gerenciamento de rejeitos no Ribeirão Ferro-Carvão, em Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil.  
**Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

## 7. CARACTERIZAÇÃO PÓS-ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS B1

Com a modificação instantânea da dinâmica hídrica local, diversos estudos buscaram caracterizar, de forma rápida, os impactos impelidos à Bacia do Paraopeba após o rompimento da barragem B1 (CASAGRANDE, 2019). Sabe-se que com a ruptura, 11,7 milhões de m<sup>3</sup> de lama foram liberados na calha e devastaram uma extensão de aproximadamente 294 hectares, atingindo então, a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (CARVALHO et al., 2020; MENDES et al., 2022b).

Até outubro de 2019, estima-se que a lama tenha alcançado o Paraopeba 10 km a jusante, onde 2,8 Mm<sup>3</sup> de uma mistura de rejeitos e outros materiais arrancados da paisagem foram lançados na calha, sendo então, depositados entre a confluência do Rio Paraopeba com o Ribeirão Ferro-Carvão e a usina termelétrica de Igarapé, representando um trecho de 57 km. Durante o ano seguinte, cálculos de balanço de massa previram a mobilização deste depósito, com espessura máxima estimada em 1,5 m, para fora deste segmento, sendo 8,1% na média e 13,5% no panorama de vazão máxima do rio.

As análises petrográficas e de fluorescência de raios-x, dos materiais depositados, relataram o predomínio de frações mais finas nos rejeitos e mais grossas nos sedimentos naturais. Os rejeitos são compostos em sua maioria por óxido de manganês, magnetita e hematita, e por consequência, são ricos em manganês (0,5%) e ferro (48,7%), pobres em alumina (3,1%), além de possuírem quantidades substanciais de fósforo (1000 a 2500 ppm). Por sua vez, os sedimentos naturais eram compostos de quartzo, caulinita e hematita, o que significa serem ricos em sílica (59,0%), alumina (13,1%) e ferro (15,2%), contendo, também, manganês (0,2%) e fósforo (100 a 750 ppm) (PACHECO et al., 2022).

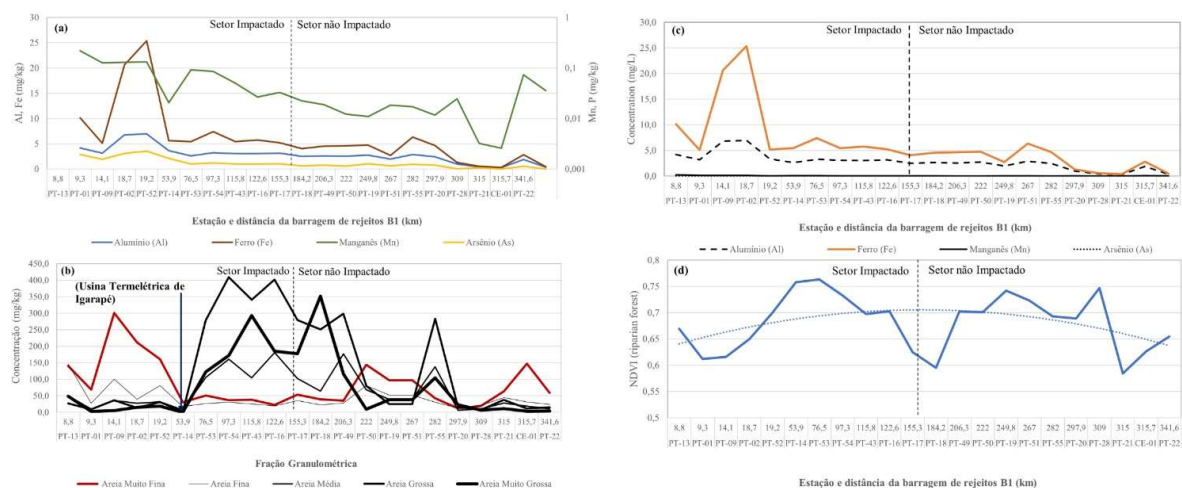
A Figura 12a descreve os perfis das concentrações de alumínio, ferro, manganês e arsênio nas misturas sedimento-rejeito mensuradas ao longo do Rio Paraopeba, referente ao ano de 2019. No trecho do Rio Paraopeba impactado diretamente pelo derramamento dos rejeitos, é evidente a presença dos minerais ferro, manganês e alumínio, de forma mais intensa, e do arsênio de forma mais suave. Contudo, verifica-se quebra e variações nas concentrações de tais minerais ao longo dos trechos impactados e não impactados, tais variações podem ser atribuídas às descargas hídricas advindas das variações hídricas ao longo do ano.

A Figura 12b ilustra os perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito, para o ano de 2019. Os registros demonstram grandes variações na pluma de sedimentos, ao longo da calha do Rio Paraopeba, tanto no



trecho impactado, como no trecho não impactado, o que se deve ao turbilhonamento da água ao longo do corpo hídrico. Conforme representação diagramática, as misturas apresentaram um ponto de mínima, no trecho atrás da usina termelétrica do Igarapé. Nos demais pontos, houve variação intensa das cargas sedimentares, sendo que a areia muito fina, areia grossa e areia muito grossa, se destacaram no setor impactado, enquanto no setor não impactado, a predominância foi de areia grossa e areia muito grossa.

A Figura 12c descreve a distribuição longitudinal das concentrações de alumínio, ferro, manganês e arsênio na água do Rio Paraopeba. Os diagramas mostram picos visíveis de Al e Mn no setor impactado, enquanto no setor não impactado o destaque foi um pico de arsênio no PT-19. A Figura 12d mostra a distribuição longitudinal do NDVI representando a refletância das matas ciliares ao longo dos setores impactados e não impactados, que, corroborando com Mendes et al. (2022a), sugere um aumento geral das refletâncias nos setores impactados e diminuição nos setores não impactados.



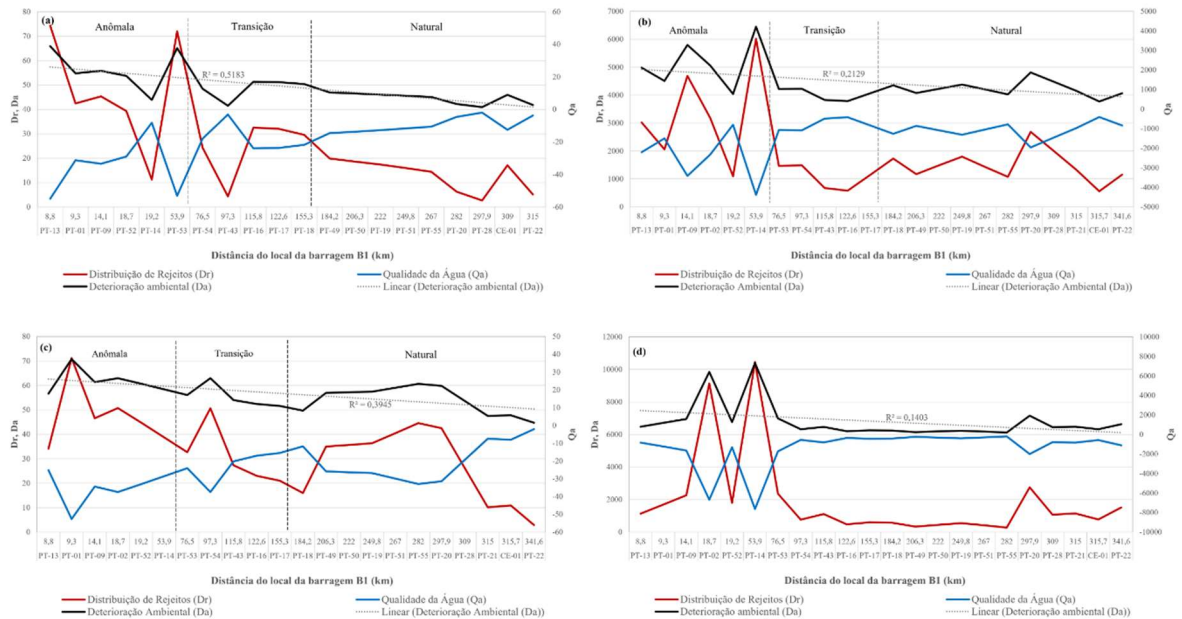
**Figura 12.** Perfis longitudinais representando o ano de 2019 no Rio Paraopeba: (a) concentrações de Al, Fe, Mn e As nas misturas sedimento-rejeito; (b) frações granulométricas em misturas sedimento-rejeito; (c) concentrações de Al, Fe, Mn e As na água do rio; (d) refletâncias de mata ciliar (NDVI). As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos e de transição (os mais impactados pelos rejeitos) do setor natural ou de linha de base, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A1. **Fonte:** Acervo do próprio autor, com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2022.

Polignano e Lemos (2020) observaram que, na primeira semana após o rompimento, os maiores impactos haviam sido sobre o Ribeirão Ferro-Carvão e sobre o Rio Paraopeba, com inviabilização total do uso da água, devido aos valores elevados de turbidez, ferro, manganês, alumínio e presença de metais pesados como chumbo e mercúrio. Nos meses que sucederam o rompimento, diversos estudos registraram valores acima do permitido para turbidez, ferro, manganês, alumínio, cobre, cádmio, chumbo, níquel, mercúrio e zinco

(RAMOS et al., 2020), e ainda foram observados níveis reduzidos de oxigênio, mudanças nos perfis metabólicos microbianos e aumento das taxas de mortalidade embrionária da ictiofauna (CIONEK et al., 2019; THOMPSON et al., 2020). De modo geral, a qualidade hídrica no ano de 2019 apresentou-se péssima, segundo classificação pela ANA (2020), além disso, o índice de qualidade de água (IQA) foi classificado como muito ruim (BELOTO, 2019; SANTOS et al., 2021).

Em estudo de Mendes et al. (2022a,b), os autores concluíram que o comportamento da contaminação varia em função da estação do ano e das condições de fluxo de água, fato que corrobora com as observações de Teramoto et al. (2021) e Polignano e Lemos (2020). Ainda, para proporcionar um entendimento mais aprofundado sobre o comportamento da contaminação hídrica, Pacheco et al. (2022) definiram áreas impactadas conforme os níveis de contaminação, sendo elas “anômalas” para distâncias  $\leq 63,3$  km do local da barragem B1, “transição” para distâncias entre 63,3 km e 155,38 km, e área “natural” considerada como não impactada e definida para distâncias  $> 155,3$  km do local da barragem B1.

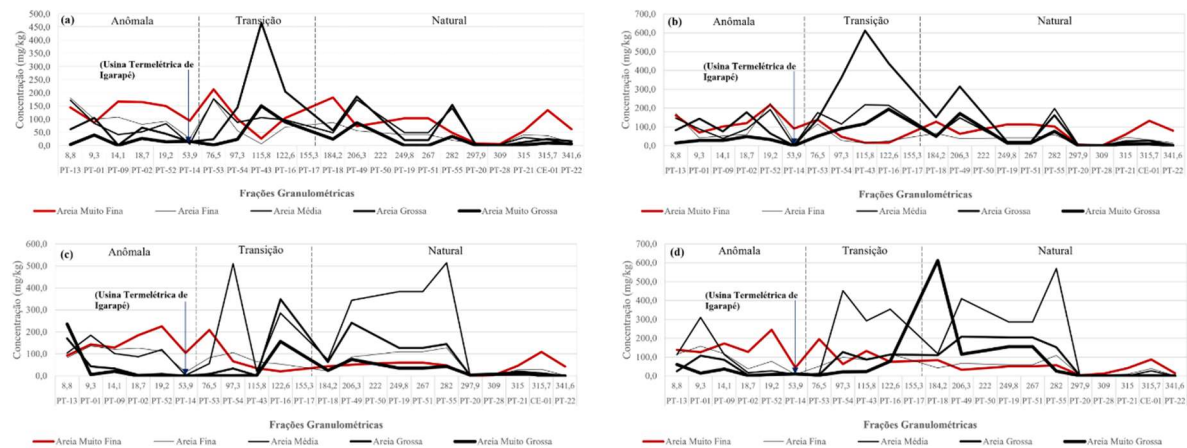
Observa-se na Figura 13 que, tanto para o ano de 2020, quanto para 2021, o comportamento da contaminação hídrica, e conseqüentemente da deterioração ambiental, permaneceram distintos entre os períodos de seca e chuva, com variações pontuais na pluma de sedimentos ao longo da calha do Rio Paraopeba, o que se atribui ao turbilhonamento da água causado pelo intenso aporte hídrico no curso d'água no período chuvoso. Corroborando, estudos associam que tais oscilações ocorram devido à contribuição das chuvas para a remobilização do material depositado no leito do rio e para novos aportes de rejeitos no Rio Paraopeba (POLIGNANO e LEMOS, 2020; TERAMOTO et al., 2021; MENDES 2022a,b).



**Figura 13.** Perfis longitudinais do comportamento da distribuição de rejeitos, qualidade hídrica e deterioração ambiental para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e; (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalo, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A2. **Fonte:** Acervo do próprio autor com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2022.

A validar a ação das chuvas para a remobilização do material sedimentar e dos contaminantes do Rio Paraopeba, a Figura 14 ilustra os perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito, para o período seco e chuvoso dos anos 2020 e 2021. Os registros demonstram grandes variações na pluma de sedimentos, ao longo da calha do Rio Paraopeba, tanto nos trechos impactados, como no trecho não impactado, o que se deve ao turbilhonamento da água causado pelo intenso aporte hídrico no curso d'água no período (MENDES et al., 2022a,b). Ressalta-se ainda que com a chegada do material sedimentar ao Rio Paraopeba, o sedimento desagregado em suas diferentes granulometrias terá comportamento diferenciado de acordo com suas próprias características (POLIGNANO e LEMOS, 2020).





**Figura 14.** Perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e; (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalo, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). Imagem referente ao anexo A3. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2022.

Dada a alta capacidade deletéria do derramamento de rejeitos, permite-se afirmar que o rompimento gerou mudanças severas na paisagem da sub-bacia do Ferro-Carvão, as quais devem ser monitoradas minuciosamente, ao resultarem em alterações significativas na cobertura da terra (LOZANO, 2006; AIRES et al., 2018). Essas mudanças podem ter impactos duradouros no ecossistema local, na biodiversidade, na qualidade da água e em outros aspectos ambientais, exigindo um acompanhamento contínuo para avaliar os efeitos a longo prazo e implementar medidas de mitigação adequadas.

## 8. CONCLUSÕES

Conclui-se que a ruptura da barragem de Brumadinho causou mudanças severas na paisagem da sub-bacia do Ribeirão Ferro-Carvão, onde a alta capacidade deletéria dos rejeitos liberados transformou o ecossistema local, afetando diversos aspectos ambientais. Portanto, é crucial que essas alterações sejam monitoradas minuciosamente e de forma contínua, a fim de possibilitar a implementação de medidas de mitigação adequadas para a recuperação e preservação do ambiente afetado.

## REFERÊNCIAS

- AIRES, U.R.V.; SANTOS, B.S.M.; COELHO, C.D.; DA SILVA, D.D.; CALIJURI, M.L. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63-70, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>
- ALKMIM, F.F. In: MANTESSO-NETO, V.; BARTORELLI, A.; CARNEIRO, C.D.; NEVER, B.B. (Eds.), O que faz de um cráton um cráton? O Cráton São Francisco e as revelações almeidianas ao delimitá-lo. **Em V.Geologia do continente Sul Americano**, São Paulo, Beca. p. 17–35, 2004.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n.6, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Portal da qualidade das águas**. 2020. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 14 nov. 2023.
- ARCADIS. Relatório Técnico – Caracterização geoquímica dos rejeitos em profundidade e solo sotoposto. 1.03.06.60506-GE-RT-0001-Rev.0 **Vale S.A. Brumadinho**. 2021.
- BALTAZAR, O.F.; BAARS, F.J.; LOBATO, L.M.; REIS, L.B.; ACHTSCHIN, A.B.; BERNI, G.V.; SILVEIRA, V.D. Mapa Geológico do Quadrilátero Ferrífero na Escala 1: 50.000 com Nota Explicativa. **Projeto Geologia do Quadrilátero Ferrífero—Integração e Correção Cartográfica em SIG com Nota Explicativa**; CODEMIG: Belo Horizonte, MG, Brazil, 2005.
- BELOTO, I.C. **Diagnóstico da situação do Rio Paraopeba após lançamento de rejeitos de mineração**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil). Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2019.
- BONANOMI, J.; TORTATO, F.R.; GOMES, R.S.R.; PENHA, J.M.; BUENO, A.S.; PERES, C.A. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 17, p. 26-31, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002>
- CAMBRIDGE, M.; MONROY, R.; SHAW, D. Preliminary reflections on the failure of the Brumadinho iron ore tailings dam at the Minas Córrego do Feijão, Minas Gerais, Brazil in January 2019. **Dams Reserv**, v. 29, n. 3, p. 113–123, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1680/jdare.19.00004>
- CARVALHO, A.P.M.; MARQUES, G.L.; CUNHA, J.R.; PEREIRA, R.A.; OLIVEIRA, T.S. A vigilância em saúde ambiental como resposta ao desastre do rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho. **Saúde debate**, v. 44, n. 2, p. 364–376, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-11042020E225>
- CASAGRANDE, P.B. **Geologia e geoprocessamento aplicados ao ordenamento territorial**. 2019. 86 f. Tese (Doutorado em Geologia Regional) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

CIBAPAR – Consórcio Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba. **Estudos preliminares para implementação do Plano Diretor das águas da bacia do Rio Paraopeba**. Betim, 346p, 2010.

CIONEK, V.M.; ALVES, G.H.Z.; TÓFOLI, R.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; DIAS, R.M. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. **Biodivers. Conserv**, v. 28, p. 1935–1938, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01762-3>

COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. **Plano diretor da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba**. v. 67, 2020.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Mapa Geológico Ao Milionésimo. **Folha Rio de Janeiro**, escala 1:1.000.000, 2004a.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Mapa Geológico Ao Milionésimo. **Folha Belo Horizonte**, escala 1:1.000.000, 2004b.

DU, Z.; GE, L.; NG, A.H.M.; ZHU, Q.; FINBARR, G.H., ZHANG, Q. Risk assessment for tailings dams in Brumadinho of Brazil using InSAR time series approach. **Science of the Total Environment**, v. 717, p. 137125, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137125>

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 ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 147 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

EDUARDO, C.C.; FELIPPE, M.F.; SILVA, T.M. DA. Proposta Metodológica para Mapeamento de Relevos Tecnogênicos em Áreas de Desastres Ambientais. **Espaço Aberto**, v. 11, p. 5–26, 2021. DOI: <https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2021.38470>

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Plano para Incremento do Percentual de Tratamento de Esgotos Sanitários na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba**. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Belo Horizonte, 524 p., 2011.

GMG-SEMARH - Governo de Minas Gerais - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2022. 4 anos Rio Paraopeba: Ações de recuperação desempenhadas em 2022. **Technical report**: Governo de Minas Gerais-Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 57p.

GOMES, F.B.R.; FAGUNDES, P.B.S.S.; CASTRO, S.R.; RIBEIRO, C.B.M., 2020. Avaliação de impactos ambientais do desastre de Brumadinho–MG pela proposição de valores de referência. **Rev. Min. Rec. Hidr**, v. 1, n. 1, p. 1–20, 2020. DOI: <https://doi.org/10.59824/rmrh.v1i1.185>

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Ecossistemas**. 2010. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata\\_atlantica.htm](http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata_atlantica.htm). Acesso em: 23 nov. 2023.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Vetores estruturantes da dimensão econômica da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **Estudos e pesquisas – Informações Geográficas**, n. 6, 2009. Disponível: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15785-informacoes.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: 14 nov. 2023.

IDE SISEMA. **Infraestrutura de dados espaciais**. 2022. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 23 nov. 2023.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Superficiais da Bacia do rio Doce Relatório Anual 2008**. 2008.

LIMA, R.E.; PICANÇO, J.L.; SILVA, A.F.; ACORDES, F.A. An anthropogenic flow type gravitational mass movement: the Córrego do Feijão tailings dam disaster, Brumadinho, Brazil. **Landslides**, v. 17, n. 12, p. 2895-2906, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10346-020-01450-2>

LOZANO, F.A.E. **Seleção de locais para barragens de rejeitos usando o método de análise hierárquica**. 2006. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MAPBIOMAS. **MapBiomas Brasil**. 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 23 nov. 2023.

MAPBIOMAS. **MapBiomas Brasil**. 2021. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em 20 nov. 2023.

MDGEO - Hidrogeologia, Monitoramento Ambiental e Hidrologia. **Avaliação dos impactos na qualidade da água subterrânea em função do rompimento da barragem B1 Bloco 2**. Vale, 176 pp., 2020.

MENDES, R.G.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, 306, 119341, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>

MENDES, R.F.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; FERNANDES, G.H.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 158248, 2022b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158248>

PACHECO, F.A.L.; DO VALLE JUNIOR, R.F.; DE MELO SILVA, M.M.A.P.; TARLÉ PISSARRA, T.C.; DE SOUZA ROLIM, G.; DE MELO, M.C.; VALERA, C.A.; MOURA, J.P.; SANCHES FERNANDES, L.F. Geochemistry and contamination of sediments and water in rivers affected by the rupture of tailings dams (Brumadinho, Brazil). **Appl.**

**Geochemistry**, v. 152, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105644>

PACHECO, F.A.L.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; SANCHES FERNANDES, L.F. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 809, p. 151157, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>

PARENTE, C.E.T.; LINO, A.S.; CARVALHO, G.O.; PIZZOCHERO, A.C.; AZEVEDO-SILVA, C.E.; FREITAS, M.O.; TEIXEIRA, C.; MOURA, R.L.; FERREIRA FILHO, V.J.M.; MALM, O. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. **Environmental Research**, v. 193, p. 110526, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>

PINTO-COELHO, R.M.; VIEIRA, E.M.; PIO, F.P.B.; DE ALMEIRA, V.F.; SANTOS, R.E. Atlas das barragens de mineração em Minas Gerais. **Cad. Geogr**, v. 31, n. 1, p. 260, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2021v31nesp1p260>

POLIGNANO, M.V.; LEMOS, R.S. Rompimento da barragem da Vale em Brumadinho: Impactos socioambientais na Bacia do Rio Paraopeba. **Cienc. Cult**, v. 72, p. 37–43, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602020000200011>

PORSANI, J.L.; JESUS, F.A.N.; STANGARI, M.C. GPR survey on an Iron mining area after the collapse of the tailings dam I at the Córrego do Feijão mine in Brumadinho-MG, Brazil. **Remote Sens**, v. 11, n. 7, p. 860, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11070860>.

RAMOS, A.M.; DA SILVA, L.S.; LIMA, T.G.; MARQUES, G.L.; GONTIJO, H.M. Monitoring the water quality of the paraopeba river and surroundings after the breakage of the waste dam in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. **Res. Soc. Dev**, v. 9, n. 9, p. e627997594, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i9.7594>.

RIMA - Relatório de Impacto Ambiental. **Projeto de Continuidade das Operações da Mina da Jangada de Córrego do Feijão. Municípios de Brumadinho e Sarzedo-MG**. 2017.

SACE - Sistema de Alerta de Eventos Críticos. **Monitoramento do Rio Paraopeba**. 2021. Disponível em: [http://www.cprm.gov.br/sace/index\\_rio\\_paraopeba.php](http://www.cprm.gov.br/sace/index_rio_paraopeba.php). Acesso em: 15 set. 2023.

SANTOS, L.A.B.D.; GOMES, N.S.; HUGO, K.S.; AMARAL, M.S.L.; ROSSONI, H.A.V. Qualidade da água no Médio Paraopeba e seus impactos socioambientais após rompimento da Barragem da Mina do Córrego do Feijão, Brumadinho, Minas Gerais, Brasil. **Rev. Bras. Gest. Ambient. Sustentabilidade**, v. 8, n. 18, p. 291–300, 2021. DOI: [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2021\)081818](https://doi.org/10.21438/rbgas(2021)081818)

SILVA, W.L. **Identificação de patologias correntes nas construções localizadas em áreas de risco da cidade de Brumadinho**. Monografia de Especialização. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte - MG, Brasil, 2012.

SOUZA, A.P.D. **Impacto na qualidade da água após a ruptura da barragem do Córrego do Feijão em Brumadinho – MG por meio de sensores orbitais**. 2020. 94 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2020.

SOUZA, T.S.; BARONE, L.S.F.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; OLIVEIRA, B.C.V.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Cytogenotoxicity of the water and sediment of the Paraopeba River immediately after the iron ore mining dam disaster (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 775, p. 145193, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145193>

TERAMOTO, E.H.; GEMEINER, H.; MELINA, B.T.; ZANATTA, M.B.T.; AMAURI, A.; MENEGÁRIO, A.A.; CHANG, H.K. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. **Science of the Environment**, v. 757, p. 143917, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143917>

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B.C.; CORDEIRO, M.C.; MASI, B.P.; RANGEL, T.P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B.S.; CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; LOPES-FERREIRA, M.; SILVA, C.L.; THOMPSON, C.; REZENDE, C.E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>

VALE. **Vale atualiza informações sobre o rompimento da barragem de Brumadinho**. 2019. Disponível em: <http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/news/Paginas/Vale-atualizainformacoes-sobre-o-rompimento-da-barragem-de-Brumadinho.aspx>. Acesso em: 10 nov. 2023.

VERGILIO, C.S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B.C.V.; SARTORI, E.; CAMPOS, G.M.; PEREIRA, A.L.S.; AGUIAR, D.B.; SOUZA, T.S.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Sci. Rep.**, v. 10, p. 1–12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

### **CAPÍTULO III**

**IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELA RUPTURA DA BARRAGEM DE  
MINERAÇÃO NAS ZONAS ÚMIDAS E NO CARBONO ORGÂNICO DO SOLO, EM  
BRUMADINHO, MG, BRASIL**

## RESUMO

Atualmente, no que diz respeito às ações antrópicas que levam à degradação ambiental, a mineração está em evidência, isso, devido ao potencial danoso das barragens de rejeitos, que ao romperem causam grandes alterações ambientais, culminando na degradação direta e intensa do solo e da água. Neste estudo objetivou-se analisar os impactos temporais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho (MG), sobre as zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão, com ênfase no conteúdo de Carbono Orgânico do Solo (COS), avaliando como o sistema zona úmida-COS sofre influência das Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs). Para tal, foram explorados dados entre os anos de 2017 e 2021, em que imagens do satélite Landsat 8 (30 m de resolução) e do Sentinel-2 (10 m de resolução) foram processadas por um script na plataforma Google Earth Engine, utilizando o método do índice espectral do NDWI e MNDWI para a criação de máscaras binárias para as imagens (representadas por valores 0.0 e 0.1), o que permitiu a distinção das zonas úmidas de outras coberturas terrestres. Em contrapartida, foram explorados os mapas anuais de COS do MapBiomas, gerados a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites Landsat. Assim, foi possível confrontar as áreas úmidas com a presença de COS e avaliar a influência ZCDs na relação Zona úmida-COS, já que cada zona contém material particulado distinto, que causa comportamento variável no sistema. Desse modo, foi possível avaliar os impactos temporais da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho, especificamente nas zonas úmidas que estão sob influência direta dos materiais particulados presentes nas ZCDs, e assim entender seus efeitos na dinâmica carbono orgânico do solo (COS). Ao correlacionar as descobertas com os resultados derivados do mapeamento das áreas úmidas, foi possível constatar que o satélite Sentinel-2 exibe uma precisão ligeiramente superior em comparação ao Landsat 8. Esse desempenho foi notavelmente aprimorado quando associado à utilização de uma máscara binária de limiar mais restritiva, com valor de 0.1, resultando em uma acurácia geral mais elevada. Esse refinamento é particularmente relevante em contextos relacionados a incidentes de mineração, ao favorecer a identificação de zonas frágeis e contribui para a mitigação dos impactos ambientais decorrentes de rompimentos de barragens de mineração.

**Palavras-Chave:** mapeamento de água de superfície; diagnóstico de áreas úmidas; carbono orgânico do solo; zonas de inundação; zona de capacidade destrutiva; índice de água de diferença normalizada; índice de água de diferença normalizada modificado.



## ABSTRACT

Currently, with regard to anthropogenic actions that lead to environmental degradation, mining is in the spotlight, due to the damaging potential of tailings dams, which when they break cause major environmental changes, culminating in the direct and intense degradation of soil and water. In view of this, the aim of this study was to analyze the temporal impacts of the collapse of the mining dam in Brumadinho (MG) on the wetlands along the Ribeirão Ferro-Carvão, with an emphasis on soil organic carbon (SOC) content, assessing how the wetland-SOC system is influenced by the Destructive Capacity Zones (DCZs). To this end, data between the years 2017 and 2021 were explored, where images from the Landsat 8 satellite (30 m resolution) and Sentinel-2 (10 m resolution) were processed by a script on the Google Earth Engine platform, using the NDWI and MNDWI spectral index method to create binary masks for the images (represented by 0.0 and 0.1 values), which allowed wetlands to be distinguished from other land covers. On the other hand, the annual SOC maps from MapBiomass, generated from the pixel-by-pixel classification of Landsat satellite images, were explored. In this way, it was possible to compare the wetlands with the presence of SOC, and assess the influence of DCZs on the wetland-SOC relationship, since each zone contains different particulate matter, which causes variable behavior in the system. In this way, it was possible to assess the temporal impacts of the mining dam collapse in Brumadinho, specifically on the wetlands that are under the direct influence of the particulate materials present in the DCZs, and thus understand their effects on soil organic carbon dynamics (SOC). By correlating the findings with the results derived from the mapping of wetlands, it was possible to see that the Sentinel-2 satellite shows slightly better accuracy than Landsat 8. This performance was notably improved when associated with the use of a more restrictive binary threshold mask, with a value of 0.1, resulting in a higher overall accuracy. This refinement is particularly relevant in contexts related to mining incidents, as it favors the identification of fragile zones and contributes to the mitigation of environmental impacts resulting from mining dam failures.

**Keywords:** destructive capacity zone; flood zones; modified normalized difference water index; normalized difference water index; soil organic carbon; surface water mapping; wetland diagnosis.

## 1. INTRODUÇÃO

Sabe-se que o solo e a água são fundamentais na sustentação dos sistemas naturais e agrícolas, que o tipo de uso e manejo assume importância crucial para sua conservação (ANDRADE; FREITAS; LANDERS, 2010; PAVANELLI, 2012). Devido à sensibilidade dos sistemas, ações antrópicas efetuadas sem o devido conhecimento técnico vem causando grandes alterações ambientais, em que o declínio da qualidade ambiental culmina na degradação direta e intensa do solo e da água (CHAVES, 2016; GIACOMETTI e DOMINSHECK, 2018). Dentre estas ações antrópicas, a mineração se encontra em evidência, devido ao potencial danoso das barragens que se destinam a armazenar os rejeitos de minério dessa atividade (LYU et al., 2019; VELASQUEZ et al., 2020; HAMILTON et al., 2020; CARMIGNANO; LAGO; SANTOS, 2023).

As barragens de rejeitos, mesmo projetadas para durar por período superior ao tempo de vida útil, estão sujeitas a rupturas (OWUSU; OBOUR; NKANSAH, 2017; AIRES et al., 2018; ISLAM e MURAKAMI, 2021), como ocorreu com a Barragem B1 em Brumadinho (MG), que ao colapsar, liberou cerca de 12 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de mineração sobre o Ribeirão Ferro-Carvão (TERAMOTO et al., 2021; PARENTE et al., 2021; ARCADIS, 2021; PACHECO et al., 2022). Com a grande carga de detritos difundida e a contínua liberação de poluentes para a coluna de água, houve contaminação do sistema fluvial, com sequelas que afetaram diretamente as zonas úmidas, modificando completamente a complexidade do habitat (VERGILIO et al., 2020; THOMPSON et al., 2020; SOUZA et al., 2021; TERAMOTO et al., 2021; PACHECO et al., 2022; MENDES et al., 2022a,b).

As zonas úmidas têm ecossistemas compostos por solos hidromórficos com níveis variáveis de água e vegetação característica, com importantes funções ecológicas, incluindo a conservação da biodiversidade, a regulação do clima e da disponibilidade de água (ANDERSON et al., 2009; ZHANG et al., 2016). Registros indicam que as atividades antropogênicas modificaram acentuadamente as zonas úmidas naturais e, eventos atípicos, como o derramamento de rejeitos de mineração nos recursos hídricos, tem potencial para modificar e até mesmo extinguir essas zonas (GARDNER et al., 2015; WANG et al., 2019).

Atualmente, existem algoritmos que permitem mapear as zonas úmidas, através da água na superfície terrestre (LSW) por meio do sensoriamento remoto, utilizando índices espectrais de água (WSI) e da classificação de imagens (OLIVEIRA, 2018; GELAIN, 2018; CHEN et al., 2020). Os métodos utilizados para extrair informações desses corpos d'água por meio de sensoriamento remoto podem ser classificados em diferentes categorias, como, o

método da classificação temática (LIRA, 2006; AHMED et al., 2021; DONG et al., 2022), o método Linear sem mistura (ROGERS e KEARNEY, 2004), o método de banda única (FRAZIER e PAGE, 2000; JAIN et al., 2005) e o método do índice espectral ou banda múltipla (McFEETERS, 1996; XU, 2006). No método de banda única, seleciona-se uma única banda de uma imagem multiespectral que representa características específicas da água, estabelecendo-se um limite para diferenciar a água de outras classes. Já no método do índice espectral de água, utiliza-se várias bandas para favorecer uma maior acurácia no diagnóstico do LSW, em comparação com o uso de banda única (MA et al., 2019).

O método de classificação de imagens utiliza algoritmos como máquina de vetor de suporte (AHMED et al., 2021), máxima verossimilhança (KINGSFORD et al., 1997), florestas aleatórias (RODRIGUES et al., 2023), entre outros, que podem favorecer a classificação de LSW e interferir nas zonas úmidas. Contudo, apesar de favorecer a classificação, a acurácia destes métodos está associada à seleção adequada da quantidade e qualidade de amostras de treinamento. Além disso, é necessário possuir conhecimento prévio sobre o número de classes presentes e suas respectivas assinaturas espectrais na cena em análise (SONG et al., 2014; MORAES et al., 2021).

Enquanto o WSI não requer amostras de treinamento para operar eficazmente, uma vez que se baseia no cálculo de índices específicos de água, projetados para realçar o contraste entre corpos d'água e outras coberturas terrestres (FEYISA et al., 2014). O WSI já foi utilizado no campo do sensoriamento remoto para detectar a presença de água em imagens ou dados espectrais em diversos estudos (FERREIRA et al. 1997; SLATER; LONG; TOOMAN, 2001; FEISTER et al., 2010; LIUZZO et al., 2020; SEKERTEKIN, 2021). Dessa forma, vários índices de água foram propostos com base em informações espectrais e, entre eles, os índices de diferença normalizada da água (NDWI) e diferença normalizada da água modificada (MNDWI) têm se apresentado eficientes para a identificação de corpos d'água e zonas úmidas (McFEETERS, 2013; DU et al., 2016; LIUZZO et al., 2020).

O NDWI é calculado pela diferença normalizada entre as bandas verde e infravermelho próximo (GAO, 1996), enquanto o MNDWI é uma modificação do NDWI que calcula a diferença normalizada entre as bandas verde e infravermelho médio, favorecendo o contraste entre solo e água (XU, 2006; XU-KAI et al., 2012). Os valores dos índices NDWI e MNDWI podem ser usados para criar máscaras a partir de algoritmos de extração de áreas de inundação, que distinguem áreas de água e zonas úmidas de outras coberturas terrestres. Assim, a determinação de um limiar para esses índices pode ser feito empiricamente ou por métodos automatizados que maximizam a variância entre corpos de água e outras coberturas

(FISHER; FLOOD; DANAHER, 2016; ZHANG et al., 2018; SEKERTEKIN, 2021). Portanto, o uso de índices espectrais de água, em conjunto com algoritmos de extração de áreas de inundação, desempenha um papel crucial no diagnóstico preciso das zonas úmidas, fornecendo informações valiosas para a tomada de decisões ambientais.

Nos últimos anos, as zonas úmidas naturais têm enfrentado cada vez mais perturbações antropogênicas, alterando grandemente o processo hidrológico e a composição ecológica local, o que, por consequência, afeta a função das zonas úmidas no ciclo global do carbono (WANG et al., 2019). Devido à alta biomassa vegetal, elevada umidade e fraca atividade microbiana, as zonas úmidas naturais são reservatórios primários de carbono (C) e estocam aproximadamente 18% a 30% do C mundial armazenado em solo (BELLAMY et al., 2005; STERN et al., 2007; BERNAL e MITSCH, 2012; WOOD et al., 2017; TANG et al., 2018; YU et al., 2020; DUNHAM-CHEATHAM et al., 2020). Com os estoques de C do solo condicionados e amplamente moldados pelas condições do ecossistema, alterações ambientais podem afetar significativamente os níveis de carbono orgânico do solo (MI et al., 2019; YU et al., 2020).

A ruptura da barragem de mineração em Brumadinho causou uma alteração significativa no conteúdo de carbono orgânico do solo (COS) nas zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão. Acredita-se que essas mudanças podem ser detectadas e mensuradas precisamente utilizando ferramentas de sensoriamento remoto, permitindo a avaliação dos impactos ambientais em escala temporal e espacial. O objetivo deste estudo é investigar as alterações no conteúdo de carbono orgânico do solo (COS) nas zonas úmidas ao longo do Ribeirão Ferro-Carvão, decorrentes da ruptura da barragem de mineração em Brumadinho (MG). Além disso, pretende-se desenvolver e validar uma metodologia para mensurar essas mudanças utilizando ferramentas de sensoriamento remoto, possibilitando uma análise detalhada e contínua dos impactos ambientais na região.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Banco de dados**

#### **2.1.1 Plataforma Google Earth Engine**

Utilizando a Plataforma Google Earth Engine (GEE), foi possível obter imagens da Coleção 1 Tier 1 do Landsat 8, bem como de dados de Reflectância de Topo de Atmosfera (TOA) em tempo real e do Instrumento Multiespectral Sentinel-2 MSI Nível 2, com intervalo

temporal entre 2017 e 2021, considerando resoluções espaciais de 10 e 30 metros e aplicando um filtro para selecionar as imagens com a menor porcentagem de pixels cobertos por nuvens, inferior a < 20% (Tabela 1).

**Tabela 1.** Características da Banda, Comprimento de onda ( $\mu\text{m}$ ) e Resolução espacial (m) dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, utilizados para obtenção das imagens disponíveis na plataforma GEE. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Satélite	Banda	Comprimento de onda ( $\mu\text{m}$ )	Resolução (m)
Landsat 8 (L8-30m)	1-Coastal Blue	0,43 – 0,45	30
	2-Visible Blue	0,45 – 0,51	30
	3-Visible Green	0,53 – 0,59	30
	4-Visible Red	0,64 – 0,67	30
	5-Near-Infrared	0,85 – 0,88	30
	6-Shortwave Infrared (SWIR)1	1,57 – 1,65	30
	7-Shortwave Infrared (SWIR)2	2,11 – 2,29	30
	8-Panchromatic	0,50 – 0,68	15
	9-Cirrus	1,36 – 1,38	30
	10- Thermal Infrared	10,60 – 11,19	30
	11-Thermal Infrared	11,50 – 12,51	30
Sentinel-2 (S2-10m)	2 – Blue	0,49	10
	3 – Green	0,56	10
	4 – Red	0,665	10
	8- Near-Infrared	0,842	10
	5 – Red Edge 1	0,705	20
	6 – Red Edge 2	0,740	20
	7 – Red Edge 3	0,783	20
	11- SWIR 1	1,610	20
	12 – SWIR 2	2,190	20

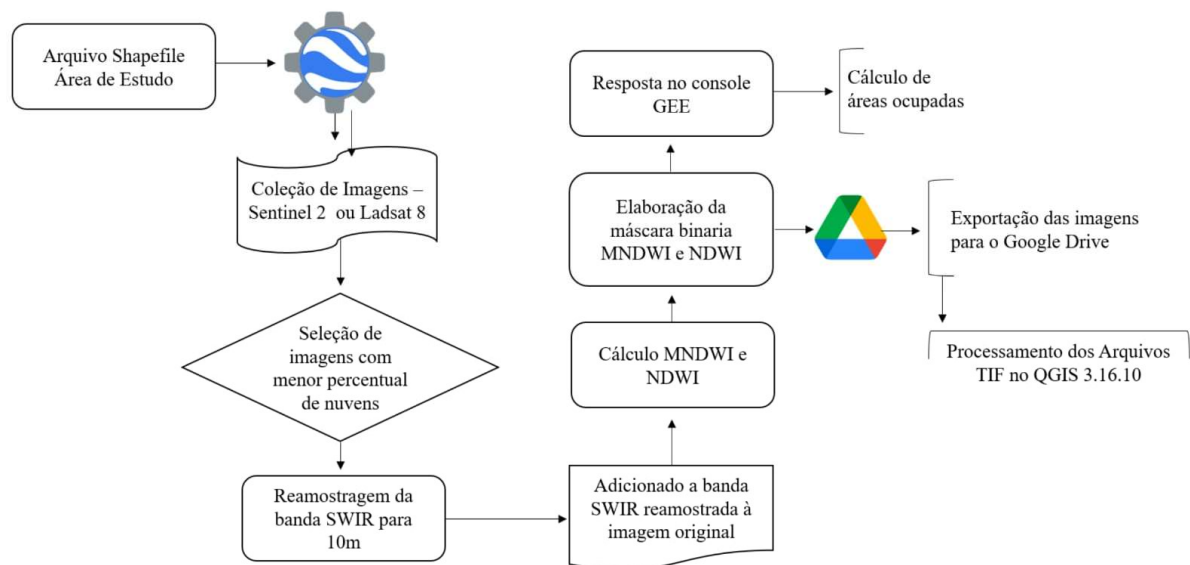
Os períodos espaço-temporais correspondentes à pré-falha (2017 e 2018) e pós-falha (a partir de 2019) foram importados e selecionados para gerar a composição de cada uma das imagens utilizadas, onde o pré-processamento foi realizado seguindo o método de Redução de Pixels à Mediana (RPM), sendo aplicado via script na plataforma Google Earth Engine (GEE), conforme a Tabela 2. Essa técnica de redução de pixels à mediana, de modo a gerar uma única imagem temporal, favorece uma maior precisão na imagem sintetizada (FLOOD, 2013; LUO et al., 2022), além disso, um algoritmo que seleciona a melhor cena para o topo das imagens é usado para garantir a mais alta qualidade (MARTA et al., 2018).

**Tabela 2.** Informações espaço temporais, sobre as imagens de satélite utilizadas no diagnóstico das zonas úmidas, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Satélite	Espaço-tempo		
		Começo	Fim	N
2017	L8-30m	01/01/2017	31/12/2017	21
	S2 – 10m	01/01/2017	31/12/2017	29
2018	L8-30m	01/01/2018	31/12/2018	22
	S2 – 10m	01/01/2018	31/12/2018	72
2019	L8-30m	25/01/2019	31/12/2019	20
	S2 – 10m	25/01/2019	31/12/2019	68
2020	L8-30m	01/01/2020	31/12/2020	19
	S2 – 10m	01/01/2020	31/12/2020	73
2021	L8-30m	01/01/2021	31/12/2021	21
	S2 – 10m	01/01/2021	31/12/2021	73

## 2.2 Fluxo de trabalho diagnóstico das zonas úmidas

O framework adotado para avaliação das zonas úmidas envolve seis etapas, sendo gerado a partir de uma rotina desenvolvida em JavaScript e inserida no editor de código do Google Earth Engine (GEE) (Figura 1).



**Figura 1.** Framework adotado para avaliação das zonas úmidas envolve em uma rotina de seis etapas desenvolvida em JavaScript. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2024.

Na etapa 1, fez-se a coleta e pré-processamento dos dados das imagens orbitais no GEE; na etapa 2, focou-se na construção da informação base empregando uma técnica de interpolação bicúbica para assegurar a consistência de resolução entre as bandas usadas nos cálculos; na etapa 3, os índices foram calculados e uma máscara binária do MNDWI foi gerada, considerando as imagens correspondentes ao espaço-tempo em análise; na etapa 4, avaliou-se a precisão do método de processamento de classificação para as diferentes resoluções espaciais; na etapa 5, tanto os índices quanto as máscaras binárias são adicionados como camadas no mapa, exportadas para o Google Drive; por fim, a etapa 6, calcula-se a extensão das áreas de água em quilômetros quadrados (km<sup>2</sup>) nas áreas de interesse. Esta rotina é composta por dois scripts dedicados para as imagens do Landsat 8 e do Sentinel-2, respectivamente, disponíveis gratuitamente em:

<https://code.earthengine.google.com/c4cccc1d17b0d0e1692bb156b117ce82;>

<https://code.earthengine.google.com/46921f362d8446849ddd4c3505971528.>

Inicialmente, o script define a área de interesse como 'areaOfInterest' e a centraliza no mapa através do comando 'Map.centerObject(areaOfInterest)'. Posteriormente, é carregada uma coleção de imagens do Sentinel-2 e do Landsat 8, filtradas pela área de interesse e pelas datas especificadas nas rotinas correspondentes. Para assegurar a qualidade dos dados, é aplicada uma função de mascaramento de nuvens a cada imagem, removendo pixels influenciados por nuvens e cirros. Após a filtragem, a imagem mediana dos valores de pixel é

selecionada como a imagem principal, a qual é recortada para a área de interesse e tem suas propriedades impressas no console.

No caso das imagens do Sentinel-2, a banda Short-Wave Infrared (SWIR, B11) é reamostrada para uma resolução de 10 metros utilizando o comando 'resample('bicubic').reproject({})', aplicado à banda SWIR, empregando uma técnica de interpolação bicúbica para assegurar a consistência de resolução entre as bandas usadas no cálculo do índice MNDWI. O índice MNDWI é calculado utilizando as bandas verde e SWIR, e uma máscara binária do MNDWI é gerada baseada em um limite de 0.0.

Foram realizados três testes de limites binários na construção da máscara binária, tanto para o MNDWI quanto para o NDWI, considerando as imagens durante o período estimado. Para realizar esse teste, foram alcançados três valores limite binários: 0.0; 0.1 e 0.2. Esses valores foram usados para criar máscaras binárias para as imagens, onde pixels com valores acima do limite foram classificados como água e pixels com valores abaixo foram classificados como não água. Ambos, o MNDWI e a máscara binária, são adicionados como camadas no mapa. As imagens do MNDWI, máscara binária do MNDWI e a máscara do MNDWI são exportadas para o Google Drive.

De maneira similar, o índice NDWI é calculado utilizando as bandas verde e infravermelho próximo e uma máscara binária do NDWI é criada com o mesmo limiar apresentado. Tanto o NDWI, quanto a máscara binária, são adicionados como camadas no mapa. As imagens do NDWI, máscara binária do NDWI e a máscara do NDWI também são exportadas para o Google Drive.

Ao fim, é calculada a área da região de interesse em km<sup>2</sup>, onde a área de água estimada pelos índices é calculada com base na área dos pixels mascarados e a proporção de água na área de interesse é obtida ao dividir a área de água estimada pela área total da região de interesse.

### **2.3 Índices de diferença normalizada da água (NDWI)**

A determinação para esses índices de Diferença Normalizada da Água pode ser feita via métodos automatizados que maximizam a variância entre corpos de água e outras coberturas de terra (FISHER; FLOOD; DANAHER, 2016; ZHANG et al., 2018; SEKERTEKIN, 2021). O WSI é utilizado no campo do sensoriamento remoto para detectar a presença de água em imagens ou dados espectrais, mediante cálculos usando a resposta espectral da água em diferentes comprimentos de onda e fornece informações sobre a



absorção e reflexão da luz pela água, assim sendo, os índices de NDWI e o NDWI Modificado tem se apresentado eficientes para a identificação de corpos d'água e zonas úmidas (McFEETERS, 2013; DU et al., 2016; LIUZZO et al., 2020).

O NDWI é calculado pela diferença normalizada entre as bandas verde e infravermelho próximo (Eq. 1), sendo que o MNDWI é a modificação do NDWI a calcular a diferença normalizada entre as bandas verde e infravermelho médio (Eq. 2) a favorecer o contraste entre solo e água (GAO, 1996; XU, 2006). O NDWI proposto por McFEETERS (1996) é projetado para maximizar a refletância do corpo d'água na faixa verde e minimizar a refletância do corpo d'água na banda NIR (XU, 2006; SUN et al. 2012).

$$NDWI = \frac{\text{Green band} - \text{NIR band}}{\text{Green band} + \text{IR band}} \quad (\text{Eq.1})$$

**onde:** “Green band” representa a refletância medida na banda espectral do verde, enquanto “NIR band” refere-se à refletância na banda do infravermelho próximo.

$$MNDWI = \frac{\text{Green band} - \text{SWIR band}}{\text{Green band} + \text{SWIR band}} \quad (\text{Eq.2})$$

**onde:** “Green band” representa a refletância medida na banda espectral do verde, enquanto “SWIR band” se refere à refletância na banda do infravermelho de onda curta.

Uma limitação principal do NDWI de McFeeters é que ele não pode suprimir o ruído do sinal proveniente das características da cobertura do solo de áreas construídas eficientemente (XU, 2006). Xu (2006) notou que, o corpo d'água tem uma absorvibilidade mais forte na banda SWIR do que na banda NIR, e a classe construída tem maior radiação na banda SWIR do que na banda NIR. Em geral, em comparação com o NDWI, os corpos d'água têm valores positivos maiores no MNDWI, porque os corpos d'água geralmente absorvem mais luz SWIR do que luz NIR, em contrapartida, solo, vegetação e classes construídas têm valores negativos menores, porque refletem mais luz SWIR do que luz verde (SUN et al., 2012).

Os valores dos índices NDWI e MNDWI podem ser usados para criar máscaras a partir de algoritmos de extração de áreas de inundação, que distinguem áreas de água e zonas úmidas de outras coberturas terrestres. Geralmente, pixels com valores NDWI e MNDWI maiores que zero são classificados como água (FEYISA et al., 2014). No entanto, o valor do

limiar pode variar dependendo das condições específicas das zonas úmidas em função da altura da cobertura vegetal. Esses índices são desenvolvidos considerando as propriedades espectrais da água, que apresenta características distintas de absorção e reflexão em faixas espectrais específicas. O limite ideal para a detecção de água depende do contexto específico da aplicação e das características da imagem. Em geral, tal limite deve ser definido como máscara para maximizar a precisão da detecção de água, minimizando, ao mesmo tempo, a inclusão de pixels não relacionados à água (falsos positivos) e a exclusão de pixels de água (falsos negativos) (LI; ZHANG; XIAO, 2022).

## **2.4 Mapeamento de áreas úmidas**

Para as imagens Landsat 8, com resolução multiespectral de 30,0 m, tem-se frequência de revisita de 16 dias, enquanto para as imagens do Sentinel-2, com resolução espacial de 10,0 m, tem-se frequência de revisita de 5 dias. Desse modo, cada satélite gerou uma quantidade específica de imagens ao longo do período de 2017 a 2021, as quais, foram consolidadas em um único conjunto representativo da área de interesse. Isso, sabendo que, o agrupamento de imagens tem sido ampla e eficientemente utilizado (WHITE et al., 2014; GRIFFITHS; NENDEL; HOSTERT, 2019).

O conjunto de imagens de NDWI, MNDWI e máscaras binárias, obtidos por processamento por Script no GEE, foram exportados em arquivos TIF. Assim, através do software QGIS 3.16.10, foi possível alocar as zonas úmidas identificadas nas imagens sobre a área de rompimento, representando-as sobre um mapa que identifica onde estão localizadas as estruturas construídas após o rompimento, sendo essas, estruturas de manejo de rejeito, estruturas de contenção, estruturas de disposição de resíduos, depósitos temporários de rejeitos, delineadas ao longo das zonas de deposição de rejeitos do rompimento da barragem.

## **2.5 Mapeamentos do carbono orgânico do solo e das áreas de floresta**

O MapBiomass (<https://mapbiomas.org>) é um projeto multi-institucional, criado para desenvolver uma metodologia capaz de gerar mapas anuais de cobertura do solo utilizando um processo de classificação automática aplicado a dados de satélite, com base na coleção de imagens, num conceito de coleções de mapas de cobertura do solo em evolução progressiva (BAEZA et al., 2022; PEDRUZZI et al., 2022). O projeto utiliza de séries temporais do satélite Landsat, que passam por processamento na nuvem e em classificadores

automatizados, desenvolvidos e operados na plataforma Google Earth Engine (GEE) para produzir os mapas LULC anuais (SOUZA, 2020; SOUZA et al., 2021).

Recentemente o MapBiomias Solo desenvolveu a primeira coleção beta de mapas anuais de COS para o Brasil, contemplando o período de 1985 a 2021. Esses mapas representam a quantidade de carbono presente na camada superficial do solo, com profundidade de 30 centímetros. Sendo desenvolvidos com dados de amostras de solo coletadas em campo disponíveis no repositório SoilData (<http://soildata.mapbiomas.org/>), o produto foi gerado com alto rigor científico, a partir de dados de solo disponíveis, informações ambientais e técnicas de mapeamento.

Os mapas anuais de carbono orgânico do solo do MapBiomias são gerados a partir da classificação pixel a pixel de imagens dos satélites Landsat. O processo é realizado com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (machine learning) através da plataforma Google Earth Engine, que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem (MAPBIOMAS, 2023). Para o mapeamento do carbono orgânico do solo da subárea do Ferro-Carvão, um conjunto de imagens foi obtido junto ao MapBiomias e processado através do software QGIS 3.16.10, onde foi possível alocar as áreas de interesse nas zonas de capacidade destrutiva (ZCDs), relacionando em escala temporal os valores do COS sobre a área de rompimento.

Ainda utilizando o MapBiomias ([mapbiomas.org.br](http://mapbiomas.org.br)), o mapeamento das áreas de floresta dos anos de 2017 a 2021 foi realizado através do mapa de uso e ocupação dos solos do Brasil, oriundas da coleção de imagens Landsat 8 Collection 1 Tier 1 and Real-Time data TOA Reflectance. Após obtenção, o conjunto de imagens de florestas foi processado através do software QGIS 3.16.10, onde se alocou as áreas de floresta nas zonas de capacidade destrutiva (ZCDs).

## **2.6 Validação de dados**

Atualmente, a proposta de classificação brasileira de áreas úmidas não incorpora critérios geomorfológicos ou classes hidrogeomorfológicas, isso, pois, as especificidades regionais e locais devem ser consideradas na escala de detalhe, inseridas em um sistema hierárquico mais amplo, já que a classificação nacional busca apenas ordenar (PENTEADO, 2011; GOMES e MAGALHÃES JÚNIOR, 2018). Nesse contexto, com base nos objetivos específicos deste estudo, foi escolhido validar o diagnóstico das zonas úmidas por meio da avaliação *in situ*, bem como pelo uso de imagens de alta resolução de dados na área

delimitada para a pesquisa, técnica usualmente utilizadas na validação de mapeamentos (ASLAN et al., 2016).

Assim sendo, no processo de Planejamento e Coleta de Dados, foi selecionado um conjunto de 99 amostras aleatórias estratificadas em cada imagem mediante o plugin AcATaMa presente no Qgis (LLANO, 2019), semelhante ao empregado em vários estudos (UMARHADI et al., 2022; CHEN et al., 2022; GONDO; KOLAWOLE; MFUNDISI, 2023). As amostras foram checadas visualmente a partir de imagens Maxar de alta resolução (1m) coletadas no Google Earth Pro e mediante visita em campo, para verificação *in situ* das classes. Tal seleção visou assegurar uma representatividade equilibrada dos locais verificados. Em cada um desses pontos foram conduzidas observações minuciosas. Fatores como a presença de vegetação típica de zonas úmidas e indícios de retenção hídrica foram registrados, assim as classificações das zonas úmidas foram checadas também por interpretação visual, conforme Salari (2014), resultando na classificação do solo em classe 0, solo seco e sem umidade e classe 1, representando o solo com presença de água na superfície ou úmida (SAHOUR et al., 2021; LIU et al., 2022).

Na sequência, os dados coletados foram analisados mediante matriz de confusão, uma ferramenta essencial para confrontar as predições provenientes do sensoriamento remoto com as observações realizadas diretamente em campo (TANA; LETU; TATEISHI, 2012). Assim sendo, a matriz foi construída em uma disposição 2x2, abrangendo categorias de Verdadeiros Positivos (VP), Verdadeiros Negativos (VN), Falsos Positivos (FP) e Falsos Negativos (FN). A categorização dessas observações se dá da seguinte maneira: 1) Quando a detecção via sensoriamento e a observação em campo concordam em identificar uma área como zona úmida, classifica-se como Verdadeiro Positivo (VP); 2) Caso ambas as fontes (sensoriamento e campo) concordem na não identificação de uma zona úmida, o dado é categorizado como Verdadeiro Negativo (VN); 3) Discrepâncias onde o sensoriamento identifica uma zona úmida, porém a verificação em campo nega, são classificadas como Falso Positivo (FP); 4) Situações onde o sensoriamento não identifica uma zona úmida, mas a observação em campo confirma a zona como úmida, são categorizadas como Falso Negativo (FN).

Com a matriz de confusão devidamente preenchida (Figura MS1 a MS8), diversas métricas de avaliação são computadas, como a acurácia geral (OA), precisão do produtor (PA), precisão do usuário (UA), F-score e coeficiente de correlação de Mathews (MCC). O MCC é uma ferramenta para avaliar a eficácia de classificações multiclases, foi empregado na análise comparativa do desempenho em diferentes imagens. Este coeficiente é reconhecido por sua robustez estatística, uma vez que só atribui pontuações elevadas quando as previsões

demonstram confiabilidade consistente na matriz de confusão (CHICCO e JURMAN, 2020). As fórmulas aplicadas para esses cálculos são:

$$OA = \frac{(TP+TN)}{(TP+TN+FP+FN)} \quad (\text{Eq.3})$$

$$PA = \frac{TP}{(TP+FN)} \quad (\text{Eq.4})$$

$$UA = \frac{TP}{(TP+FP)} \quad (\text{Eq.5})$$

$$FSCORE = \frac{2 \times (PA \times UA)}{(PA+UA)} \quad (\text{Eq.6})$$

$$MCC = \frac{(TP \times TN) - (FP \times FN)}{\sqrt{(TP+FP) \times (TP+FN) \times (TN+FP) \times (TN+FN)}} \quad (\text{Eq.7})$$

A validação dos dados de COS foi realizada por meio de avaliação *in situ*, na área delimitada para a pesquisa (BRANNAKA e EVANS, 1997; RAPINEL et al., 2019). Para tal, foram selecionados 21 pontos georreferenciados no campo, caracterizados conforme as zonas de depósito, em que foram realizadas medições conforme a NBR 6457/2016. Em cada ponto foram coletadas 3 amostras simples, com auxílio de um trado de sonda, a 20 cm de profundidade, para gerar uma amostra composta, que foram envasadas e enviadas para análise físico-química em laboratório, imediatamente após a coleta.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Acurácias para o MNDWI e NDWI para as máscaras (0.0) e (0.1)

A avaliação da precisão na classificação de uso e cobertura da terra (LULC) utilizando imagens dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2 foi conduzida para a identificação de duas categorias: zonas úmidas e não úmidas. A análise baseou-se na matriz de confusão, abrangendo a precisão geral (OA), precisão do produtor (PA), precisão do consumidor (UA) e F-Score. Para tal, foram empregadas 99 amostras aleatórias estratificadas em cada imagem, selecionadas através do plugin AcATaMa no QGIS, conforme metodologias adotadas em estudos anteriores. As amostras foram validadas visualmente usando imagens de alta resolução (1m) da Maxar disponíveis no Google Earth Pro, facilitando a verificação das classes designadas.

Os valores de precisão geral (OA) variaram entre 0,93 e 1,0, estando alinhados com o limiar mínimo de aceitabilidade para classificação, estabelecido em 85% por Anderson et al.

(1976) (Tabelas S1 a S8). Já as métricas de PA, UA e F-Score e MCC para as categorias analisadas excederam em sua maioria os 70%. Desta forma, como a acurácia por categoria foi superior a 70% aceita-se a precisão do modelo (THOMLINSON et al., 1999), considerando que a classificação atendeu aos padrões mínimos estabelecidos.

Para compreender as variações temporais na acurácia do mapeamento, análises anuais de 2017 a 2021 foram realizadas. Utilizou-se o MNDWI em conjunto com as máscaras de limiar (0.0) e (0.1) para diferenciar entre as zonas úmidas e não úmidas. A comparação das acurácias gerais (OA) entre as máscaras (0.0) e (0.1) nos satélites Landsat 8 e Sentinel-2 mostrou variações ao longo dos anos. Em 2017, a máscara (0.1) no Landsat 8 apresentou uma melhoria de 3.03% na OA em relação à máscara (0.0), enquanto no Sentinel-2, a diferença foi mais acentuada, com a máscara (0.1) excedendo o (0.0) em 4.04%. Esta tendência manteve-se em 2018, com diferenças no OA de 3.04% no Landsat 8 e 1.01% no Sentinel-2, favorecendo a máscara (0.1). Em 2019, não se observaram diferenças nas acurácias entre os tratamentos em ambos os satélites, indicando um desempenho equivalente. Finalmente, em 2021, ambos os satélites demonstraram uma melhoria de 2.02% na máscara (0.1) em comparação com o (0.0).

De maneira geral, o satélite Sentinel-2 exibiu uma acurácia ligeiramente superior em comparação com o Landsat 8, uma tendência observada em ambos os tratamentos, mas particularmente mais acentuada na máscara (0.1). A comparação da eficácia do Sentinel-2 e do Landsat 8 na tarefa de classificar áreas úmidas e não úmidas demonstram capacidades de classificação similares, embora o Sentinel-2 tenha exibido um desempenho marginalmente superior, como já verificado em outros estudos (SÁNCHEZ-ESPINOSA e SCHRÖDER, 2019).

A comparação entre as máscaras (0.0) e (0.1) no mapeamento revelou que ao se elevar o limite da máscara, conseqüentemente se eleva a OA. Em estudo de Li; Zhang; Xiao (2022), o aumento do limiar da máscara do NDWI e do MNDWI de (0.0) para (0.3), gerou valores de OA altos, variando de 0,95 a 0,99. Isso ocorre porque, à medida que o limiar aumenta, apenas os pixels com valores mais altos são considerados como água, reduzindo a inclusão de pixels de outras classes que possam ter valores semelhantes.

Ao ser mais restritiva, a máscara (0.1) classifica uma área menor como zona úmida em comparação com a máscara (0.0), resultando em menos falsos positivos (áreas não úmidas erroneamente classificadas como úmidas). A precisão da classificação é maior em pixels de composição mais uniforme (JU e BOHRER, 2022). Assim, uma abordagem mais restritiva frequentemente aumenta a precisão, por limitar a classificação a áreas claramente definidas como zonas úmidas. Isso resulta em uma maior confiança na classificação das áreas

mapeadas, pois no sensoriamento remoto, uma maior granularidade implica na habilidade de distinguir e classificar variações sutis nas áreas mapeadas (BO, 2007).

Para o Landsat 8, usando o NDWI para mapeamento de zonas úmidas e não úmidas, a máscara (0.1) mostrou uma melhoria consistente na precisão em comparação com a (0.0). Em 2017, a máscara (0.1) alcançou uma acurácia geral 3.03% superior à máscara (0.0). Esta tendência se manteve em 2018, com uma diferença de 3.04% a favor de (0.1). Porém, em 2019, ambas as máscaras registraram uma acurácia geral de 100%, provavelmente devido ao impacto do rompimento da barragem em Brumadinho. Nos anos subsequentes, 2020 e 2021, a máscara (0.1) continuou a exibir acurácias superiores, com diferenças de 2.02% em cada ano.

Em relação ao Sentinel-2, observa-se um padrão similar. A máscara (0.1) superou a (0.0) em termos de acurácia geral. Em 2017, a diferença foi de 4.04%, indicando uma eficácia significativamente maior da máscara (0.1). Esta superioridade se manteve, embora em menor grau, em 2018, com uma diferença de 1.01%. Em 2019, tal como no Landsat 8, não houve diferença nas acurácias entre os tratamentos. Entretanto, em 2020 e 2021, a máscara (0.1) voltou a mostrar uma maior precisão, com uma diferença de 2.02% em cada ano.

### **3.2 Avaliação dos valores limiares das máscaras**

A análise dos valores limiares das duas máscaras (0.0 e 0.1), bem como os dados de ambos os satélites, Landsat 8 e Sentinel-2, possibilitou a comparação abrangente dos resultados. Na avaliação das máscaras (0.0) vs (0.1) para o Landsat 8, os dados de 2017 usando a máscara (0.0), o NDWI diagnosticou 0,02182 km<sup>2</sup> e o MNDWI 0,06035 km<sup>2</sup>. Com a máscara (0.1), os valores foram ligeiramente reduzidos para 0,02098 km<sup>2</sup> (NDWI) e 0,05008 km<sup>2</sup> (MNDWI). A diferença indica que a máscara (0.1), ao ser mais restritiva, pode ter filtrado algumas áreas marginais consideradas úmidas.

Em 2018 a máscara (0.0) detectou para o NDWI 0,01429 km<sup>2</sup> e para o MNDWI 0,06248 km<sup>2</sup>. Em contraste, usando a máscara (0.1), tanto o NDWI quanto o MNDWI identificaram uma área menor, sendo de 0.00756 km<sup>2</sup> e 0.045039 km<sup>2</sup>, respectivamente. Para o ano de 2019, ambas as máscaras detectaram uma ausência total de áreas úmidas, confirmando o impacto dramático do colapso da barragem. Nos anos de 2020 e 2021, ambas as máscaras detectaram uma recuperação das áreas úmidas, mas com valores inferiores para a máscara (0.1) em comparação com a (0.0). Isto sugere que a máscara (0.1) pode estar excluindo áreas marginais consideradas úmidas pela máscara (0.0).

Em uma análise comparativa das máscaras (0.0) e (0.1) aplicadas aos dados do Sentinel-2, constatou-se um padrão de resposta que se assemelha ao observado nos dados do Landsat 8. Assim, a máscara (0.1) tende a apresentar valores ligeiramente inferiores em comparação com a máscara (0.0), com exceção do ano de 2019, onde ambas as máscaras identificaram uma ausência total de áreas úmidas.

Comparando os satélites Landsat 8 e Sentinel-2 com a mesma máscara, observamos que a máscara (0.0) para a Sentinel-2 tende a identificar áreas úmidas ligeiramente maiores em comparação com o Landsat 8 em 2017 e 2018. No entanto, ambos os satélites confirmaram o impacto do colapso da barragem em 2019. Para a máscara (0.1) a tendência se mantém, onde o Sentinel-2, em geral, identifica áreas úmidas um pouco mais extensas do que o Landsat 8, exceto em 2019, onde ambos registraram uma ausência total de áreas úmidas.

A variação na capacidade de detecção de áreas úmidas entre diferentes satélites é influenciada por fatores como a resolução espacial e a frequência de revisita. O Sentinel-2, em particular, apresenta uma resolução espacial superior nas suas bandas ópticas em comparação com o Landsat 8, conforme indicado por Sánchez-Espinosa e Schröder (2019). Esta maior resolução permite que o Sentinel-2 identifique pequenas extensões de água ou áreas úmidas, as quais podem não ser detectadas ou podem ser subestimadas por satélites com resoluções inferiores. Além disso, o Sentinel-2 possui uma frequência de revista mais curta em relação ao Landsat 8, possibilitando o monitoramento mais frequente de alterações temporais em áreas úmidas (ZHOU et al., 2019). Esta característica, como apontado por Li e Roy (2017), permite uma representação mais precisa das condições no terreno, ao capturar mudanças mais frequentes do que o Landsat 8. Desta forma, o uso de uma abordagem restritiva, ao se utilizar a máscara (0.1) na classificação de zonas úmidas, aumenta a precisão, reduzindo falsos positivos, como discutido por Ju e Bohrer (2022). Isso, pois, os Pixels com composição mais homogênea tendem a melhorar a precisão da classificação (SU, 2016; ZEINALI e MAHDAVI-NASAB, 2018).

### **3.3 Alterações na extensão das áreas úmidas nas zonas de capacidade destrutiva**

Os dados gerados forneceram uma visão detalhada da progressão das áreas de águas ou úmidas na zona de capacidade destrutiva (ZCD) de 2017 a 2021 com uma máscara de limiar (0.0). Nos anos anteriores ao colapso da barragem (2017 e 2018), as áreas de águas ou úmidas adotaram tendências diferentes nos dois satélites. No caso do Sentinel-2, houve



aumento nas áreas úmidas em ambos os anos, enquanto no Landsat 8, o NDWI mostrou uma diminuição e o MNDWI um leve aumento (Tabela 3).

**Tabela 3.** Áreas úmidas mapeadas através dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

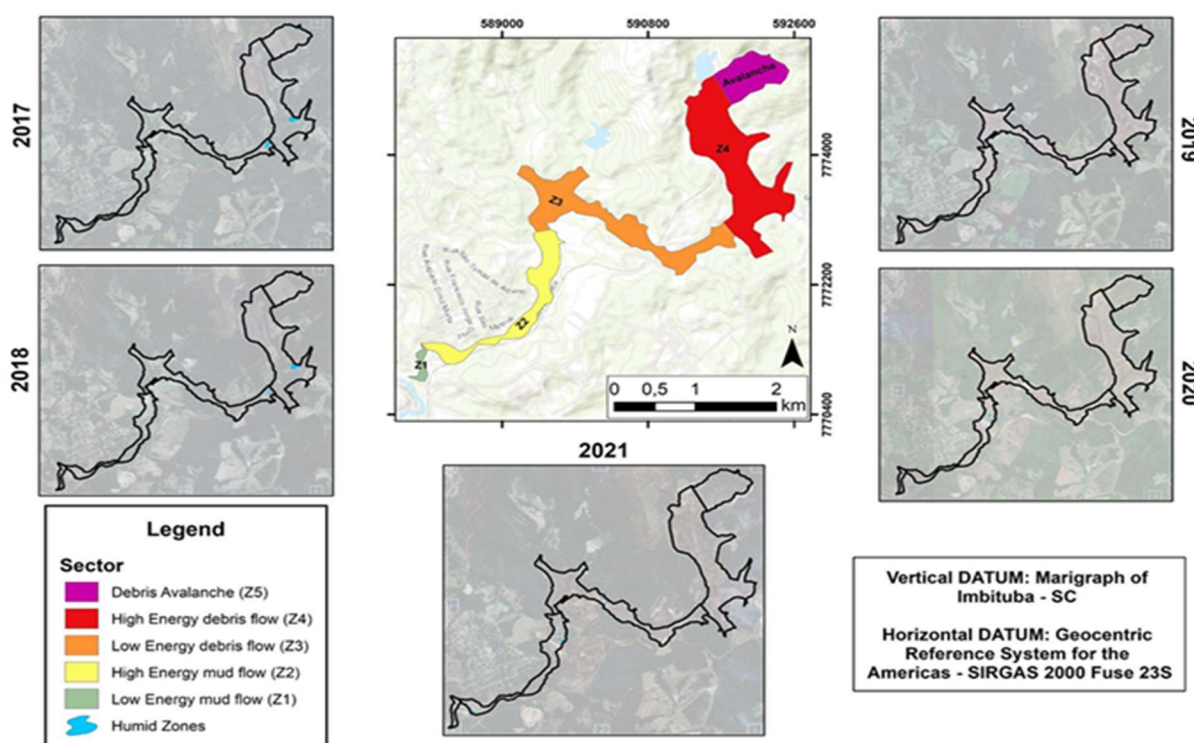
Satélite	Índice	Ano	Número de Imagens	Área com água (km <sup>2</sup> )	
Sentinel-2	NDWI	2017	29	0,04580	
	MNDWI			0,05361	
	NDWI	2018	72	0,05102	
	MNDWI			0,05739	
	NDWI	2019	68	0,00513	
	MNDWI			0,00074	
	NDWI	2020	73	0,05117	
	MNDWI			0,05421	
	NDWI	2021	73	0,06780	
	MNDWI			0,07989	
	Landsat 8	NDWI	2017	21	0,02182
		MNDWI			0,06035
NDWI		2018	22	0,01429	
MNDWI				0,06248	
NDWI		2019	20	0,00000	
MNDWI				0,00000	
NDWI		2020	19	0,00467	
MNDWI				0,02155	
NDWI		2021	21	0,00756	

MNDWI

0,05629

No ano do colapso, as áreas úmidas foram bruscamente afetadas, se aproximando em extensão a zero, diagnosticada em ambos os satélites. Nos anos seguintes ao colapso, as áreas úmidas retomam as extensões gradualmente.

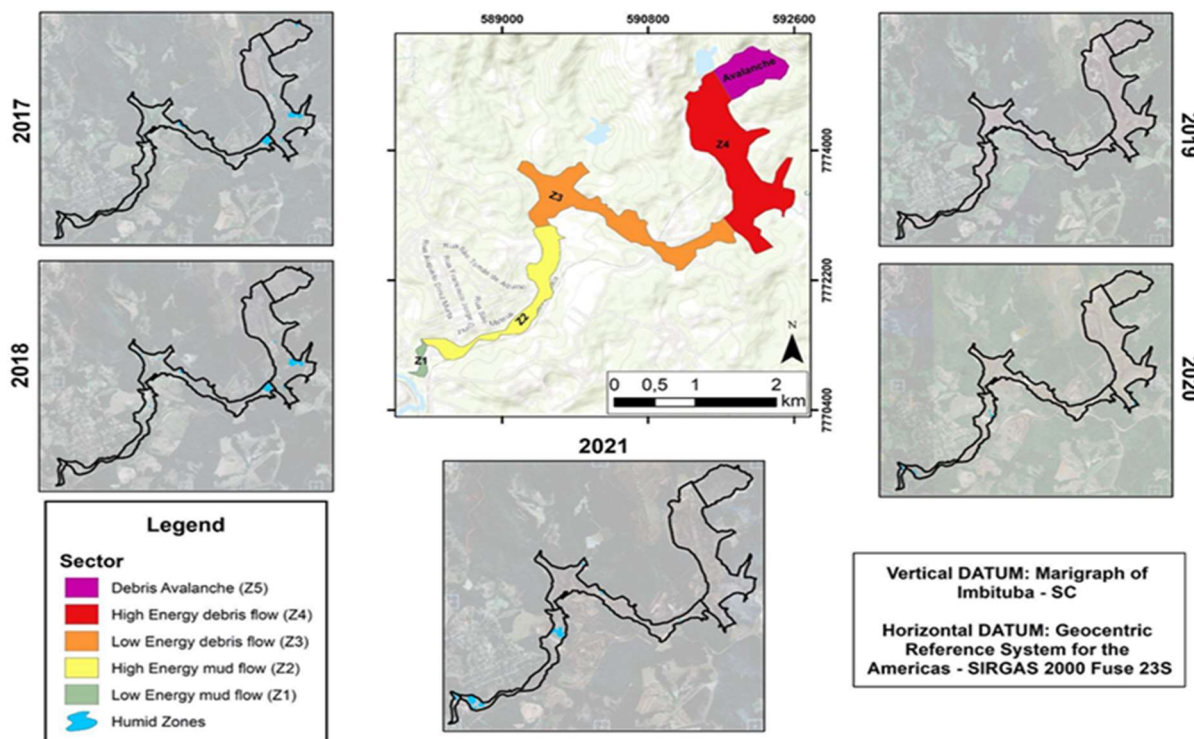
A análise dos dados sobre a extensão das áreas de águas ou úmidas na ZCD, derivados das imagens do satélite Landsat 8, demonstraram que em 2017, utilizando o índice NDWI, a área de água detectada foi de 0.02182 km<sup>2</sup> (Figura 2). Paralelamente, o índice MNDWI mostrou uma área ligeiramente maior de 0.06035 km<sup>2</sup>. Isso sugere que, neste ano, o MNDWI pode ter oferecido uma maior sensibilidade na identificação de áreas úmidas.



**Figura 2.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas zonas de capacidade destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A4 a A8. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Em 2018, também houve uma discrepância entre os índices, onde o NDWI registrou uma diminuição da área úmida para 0,01429 km<sup>2</sup>, enquanto o MNDWI mostrou um ligeiro aumento, com uma extensão de 0,06248 km<sup>2</sup> (Figura 3). Essa variação reforça a possibilidade de diferenças de sensibilidade entre os dois índices (KHALIFEH; ABBASI; RIYAH

BAKHTYARI, 2019), validando a ideia de que o MNDWI é mais eficaz para destacar corpos d'água (SZABÓ; GÁCSI; BALÁZS, 2016).



**Figura 3.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A9 a A13. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

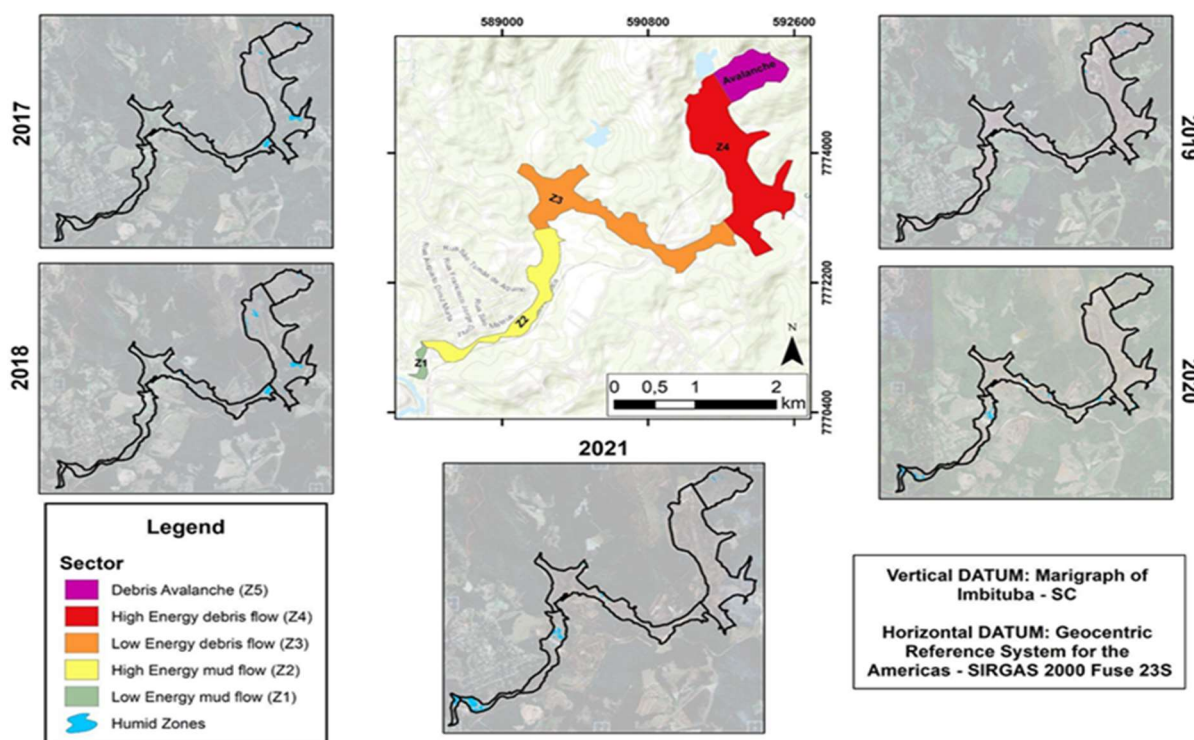
Em 2019, que foi o ano do colapso da barragem, tanto o NDWI quanto o MNDWI registraram a completa ausência de áreas úmidas, evidenciada por uma área de 0,0 km<sup>2</sup> em ambas as métricas. Esse resultado é uma clara indicação das implicações drásticas do colapso da barragem nas áreas úmidas da ZCD, pois, com o grande aporte de rejeitos para tais áreas, a refletância se mostrou completamente comprometida, resultando em ausência de áreas úmidas.

Os dados de 2020 revelam uma tímida recuperação da umidade, pois com o NDWI detectou-se uma área úmida de 0,00467 km<sup>2</sup>, enquanto com o MNDWI obteve-se 0,02155 km<sup>2</sup>. Em 2021, a tendência de recuperação continuou aumentando, pois o NDWI registrou uma área úmida de 0,00756 km<sup>2</sup> e o MNDWI, mais uma vez demonstrando sua possível maior sensibilidade, identificou 0,05629 km<sup>2</sup>.

Em síntese, os anos que antecederam o colapso da barragem evidenciaram uma presença significativa de áreas úmidas na ZCD. Já o ano do desastre, 2019, foi marcado por

uma devastadora perda dessas áreas. No entanto, os anos subsequentes, 2020 e 2021, mostraram sinais promissores de recuperação, embora não tenham alcançado os níveis anteriores ao colapso.

O diagnóstico realizado a partir de imagens Sentinel-2 com a máscara (0.0), também revelou mudanças significativas na área úmida durante o ano de 2019, que coincide com o período do colapso da barragem. O NDWI apresentou uma notável redução, decrescendo de 0,05102 km<sup>2</sup> no ano de 2018 para 0,00513 km<sup>2</sup> em 2019. Esta variação, que representa uma diminuição de 0,04589 km<sup>2</sup> em comparação ao ano anterior, é claramente ilustrada na Figura 4.



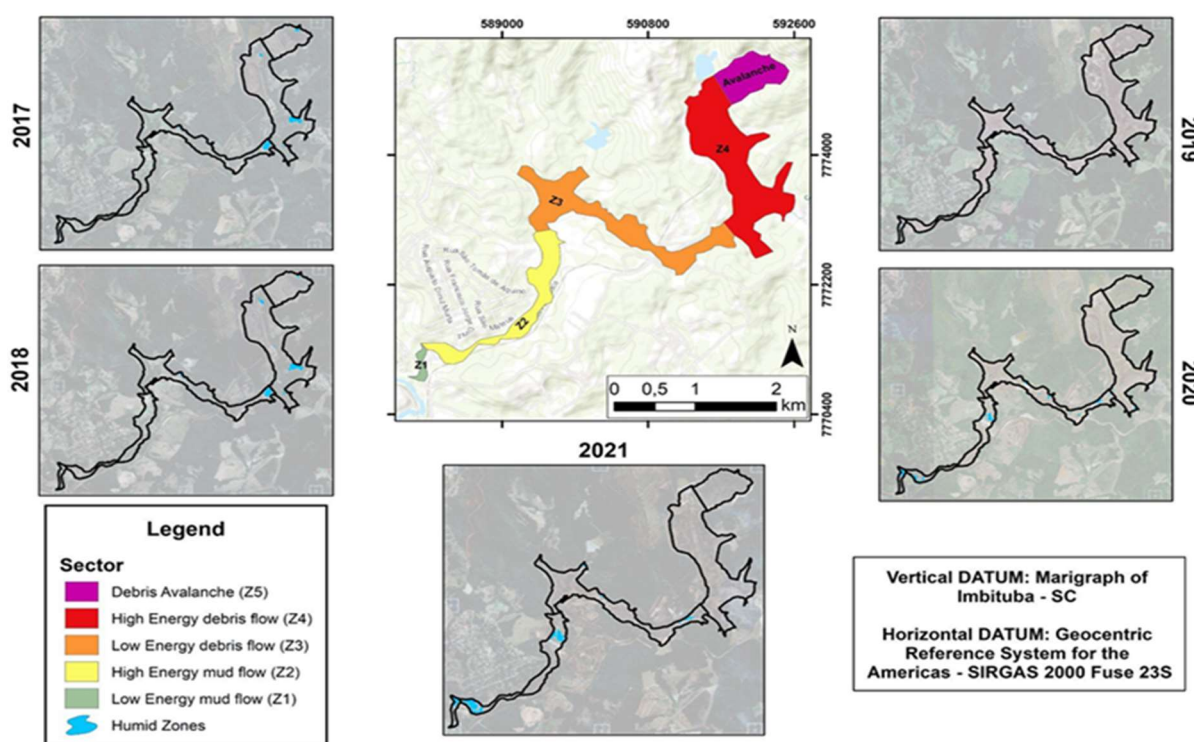
**Figura 4.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A14 a A18. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Concomitantemente, observou-se que no Sentinel-2 houve diminuição das áreas diagnosticadas no MNDWI no ano de 2019. Os dados revelaram uma redução de 0,05739 para 0,00074 km<sup>2</sup>. Este decréscimo acentuado sugere um desaparecimento quase total das áreas aquáticas ou úmidas. Acredita-se que tal fenômeno esteja relacionado ao impacto gerado pelo colapso da barragem (Figura 5).



As diferenças de áreas úmidas detectadas nos anos de 2017 a 2021, a partir do NDWI e MNDWI, obtidas do satélite Sentinel-2, foram apresentadas na Tabela S9. A partir de 2020, observou-se uma recuperação nas extensões das áreas úmidas, onde o NDWI indicou um aumento de 0,04604 km<sup>2</sup> e o MNDWI mostrou um incremento de 0,05347 km<sup>2</sup> em relação a 2019. Em 2021, houve um aumento contínuo nas áreas úmidas conforme o NDWI e o MNDWI de 0,01663 e 0,02751, respectivamente.

Para os dados do satélite Landsat 8, máscara (0.0), em 2019 as áreas úmidas apresentaram redução de 0,01429 Km<sup>2</sup> conforme o NDWI, e de 0,06248 Km<sup>2</sup> conforme o MNDWI (Tabela S10). Assim, em 2020, podemos observar uma recuperação de 0,00467 e 0,02155, indicada pelo NDWI e MNDWI, respectivamente. No ano de 2021, os índices continuaram a apresentar aumento das áreas de 0,00756 e 0,03474, pelos índices NDWI e MNDWI. Essa recuperação pode ser consequência de processos naturais e/ou de esforços de remediação.



**Figura 5.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A19 a A23. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Os dados analisados dos satélites Sentinel-2 e Landsat 8 para a máscara (0.0), fornecem uma visão detalhada da progressão das áreas de águas ou úmidas na ZCD de 2017 a

2021. Ao comparar as imagens dos anos anteriores ao colapso da barragem (2017 e 2018), notou-se um leve aumento na extensão das áreas úmidas, tanto pelo NDWI quanto pelo MNDWI. Nota-se que o rompimento da barragem em 2019 afetou drasticamente as áreas úmidas, contudo a partir do ano de 2021 as áreas começaram a se recuperar.

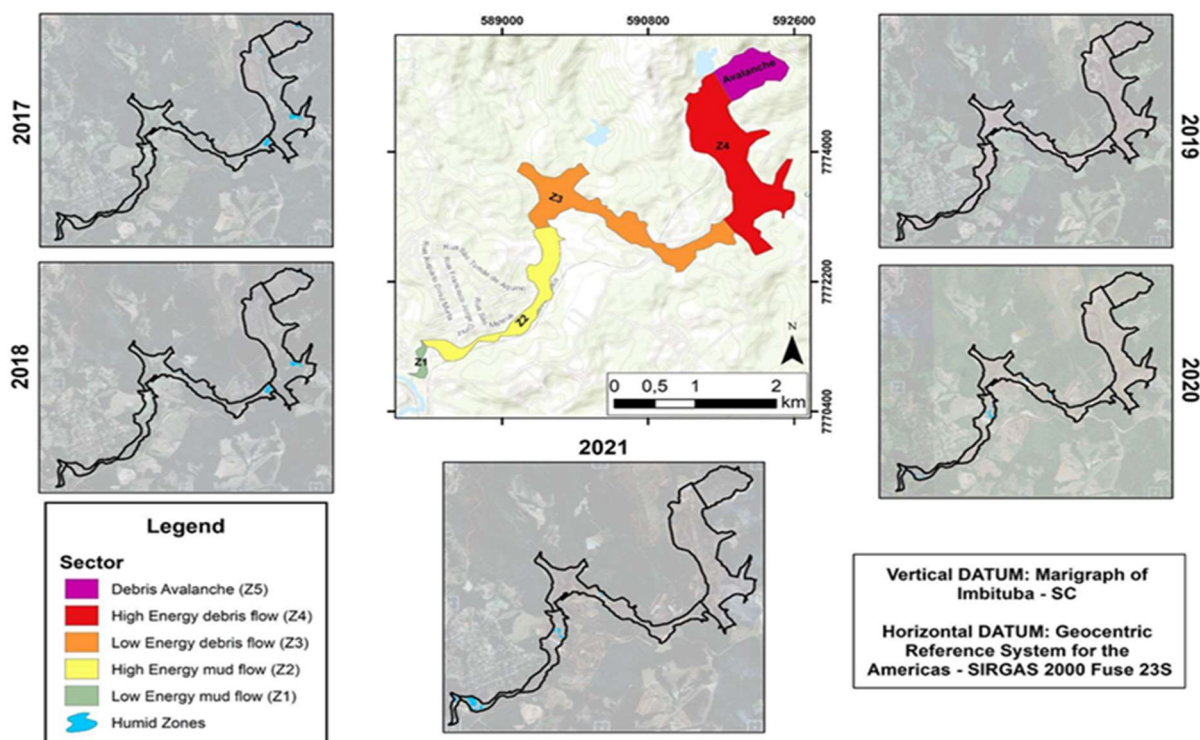
Do mesmo modo, para a máscara com limite (0.1), a utilizar o Sentinel-2 e Landsat 8, nos anos anteriores ao colapso da barragem (2017 e 2018), as áreas de águas ou úmidas estavam presentes no NDWI e MNDWI. No ano do colapso, as áreas úmidas foram bruscamente afetadas se aproximando a zero, já nos anos seguintes ao colapso, as áreas úmidas demonstraram uma recuperação gradual, retomando suas extensões iniciais (Tabela 4).

**Tabela 4.** Áreas úmidas mapeadas através dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

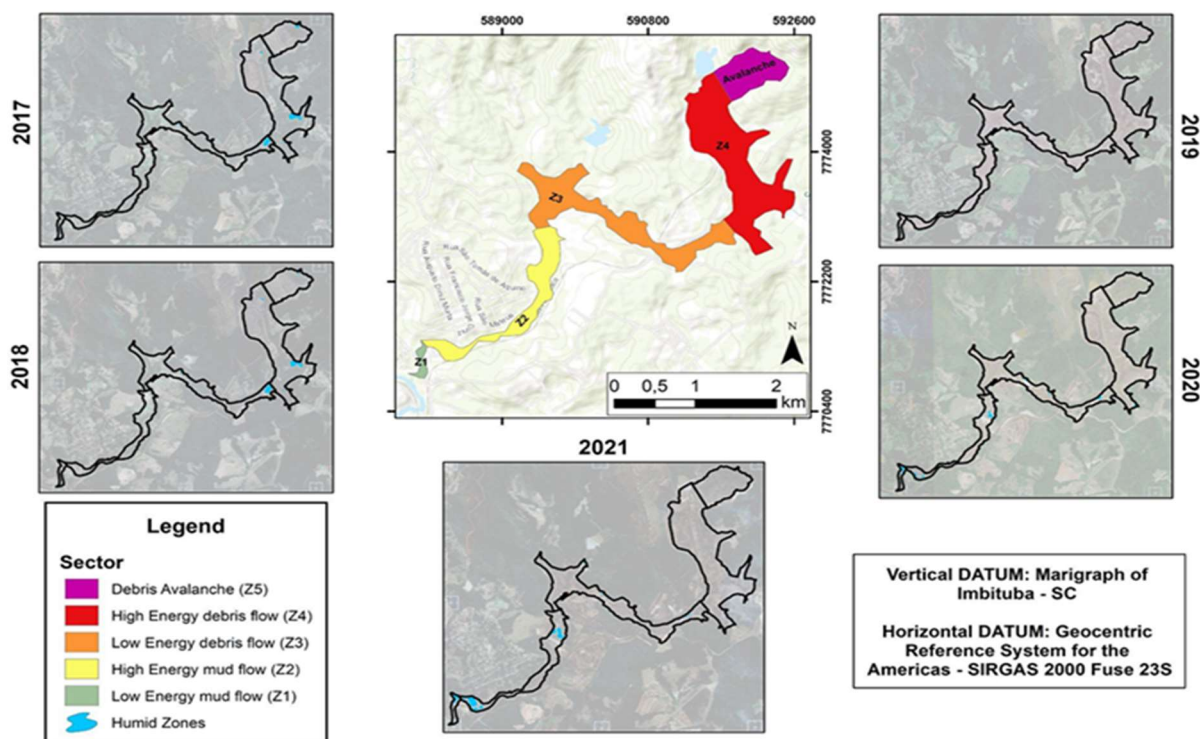
Satélite	Índice	Ano	Número de Imagens	Área com água (km <sup>2</sup> )	
Sentinel-2	NDWI	2017	29	0,03680	
	MNDWI			0,04312	
	NDWI	2018	72	0,02986	
	MNDWI			0,04057	
	NDWI	2019	68	0,00000	
	MNDWI			0,00000	
	NDWI	2020	73	0,02117	
	MNDWI			0,03189	
	NDWI	2021	73	0,03911	
	MNDWI			0,05650	
	Landsat 8	NDWI	2017	21	0,02098
		MNDWI			0,05008
NDWI		2018	22	0,00756	
MNDWI				0,045039	
NDWI		2019	20	0,00000	

MNDWI			0,00000
NDWI	2020	19	0,00215
MNDWI			0,01206
NDWI	2021	21	0,00252
MNDWI			0,03477

As flutuações nas áreas úmidas detectadas pelo satélite Sentinel-2, com a máscara (0.1), são apresentadas nas Tabelas 4 e S11, com base nos Índices NDWI e MNDWI. No ano de 2017, a aplicação do NDWI revelou a existência de uma área úmida abrangendo 0,03680 km<sup>2</sup> (Figura 6). A partir de 2020, observou-se uma recuperação nas extensões das áreas úmidas. O NDWI indicou um aumento de 0,02117 km<sup>2</sup> enquanto o MNDWI 0,03189 km<sup>2</sup> em relação a 2019 (Figura 7). Essa recuperação pode ser consequência de processos naturais e/ou de esforços de remediação. No ano de 2021 observou-se um incremento progressivo nas regiões de áreas úmidas, evidenciado pelos valores do NDWI e do MNDWI, que foram de 0,02461 e 0,01794 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em síntese, a análise das imagens do Sentinel-2, adaptada com a máscara (0.1), confirmou a trajetória observada anteriormente. Uma presença consistente de áreas úmidas antes do colapso da barragem em 2019, seguido por uma recuperação gradual em 2020 e 2021. Ademais, o padrão de maior sensibilidade do MNDWI em comparação ao NDWI foi reiterado.



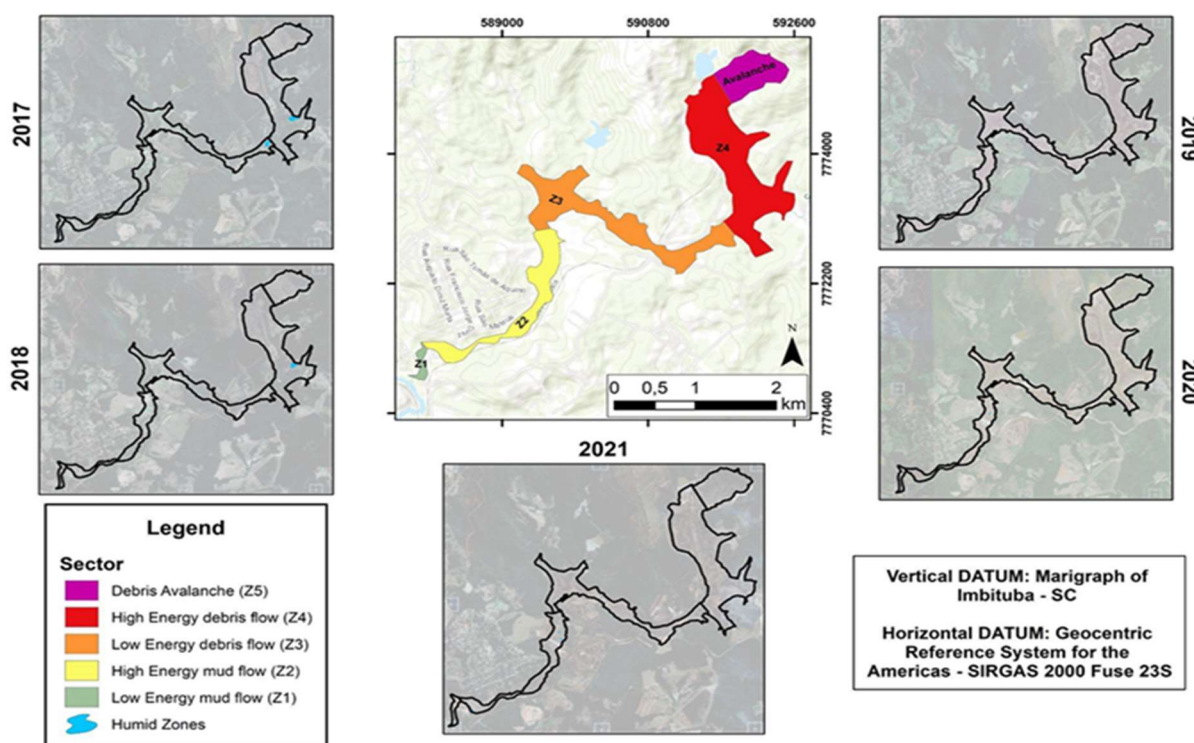
**Figura 6.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A24 a A28. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



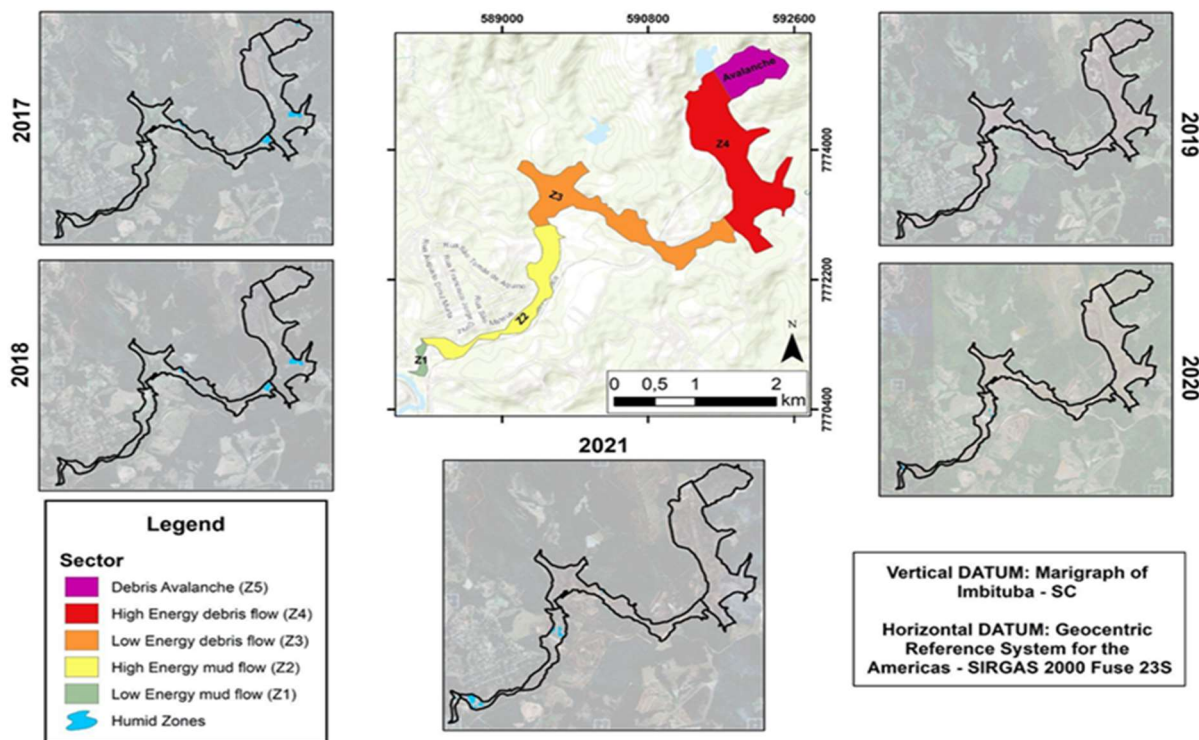
**Figura 7.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A29 a A33. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



Utilizando a máscara com limiar de (0.1) nas imagens adquiridas pelo satélite Landsat 8, foram obtidos resultados específicos para os anos analisados. Em 2017, a aplicação do índice NDWI com a referida máscara revelou uma área úmida de 0,02098 km<sup>2</sup> (Figura 8). Já o índice MNDWI apresentou uma área mais extensa, registrando 0,05008 km<sup>2</sup> (Figura 9). Esta diferença corrobora a ideia de que o MNDWI pode ter uma maior sensibilidade na detecção de áreas úmidas, considerando especialmente a mesma máscara. No ano de 2019, houve uma diminuição nas áreas úmidas, quantificada em 0,00756 km<sup>2</sup> para o NDWI e 0,045039 km<sup>2</sup> para o MNDWI (Tabela S12). Já em 2020, houve um incremento nas áreas úmidas, com o NDWI indicando um aumento de 0,00215 km<sup>2</sup> e o MNDWI de 0,01206 km<sup>2</sup>. Por fim, em 2021, observou-se a continuidade na tendência de aumento das áreas úmidas detectadas por ambos os índices NDWI e MNDWI, neste satélite.



**Figura 8.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A34 a A38. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



**Figura 9.** Áreas úmidas dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A39 a A43. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Em síntese, a análise das imagens do Landsat 8, adaptadas com a máscara (0.1), mostraram uma presença constante de áreas úmidas até 2018, com uma acentuada queda em 2019 devido ao colapso da barragem e uma lenta recuperação nos anos de 2020 e 2021. Além disso, ao longo dos anos, o índice MNDWI frequentemente detectou áreas úmidas mais extensas do que o NDWI, reforçando seu potencial de maior sensibilidade.

É revelado que a tecnologia de sensoriamento remoto é uma maneira eficaz de mapear corpos d'água abertos usando índices espectrais e valores de limite ótimos (MA et al., 2019). Sendo assim, a detecção da área de águas superficiais por imagens digitais pode ser feita utilizando software de processamento de imagem e índices espectrais, como o NDWI e MNDWI (McFEETERS et al., 1996). Neste, a comparação entre a precisão geral do NDWI e MNDWI indicou que os desempenhos dos dois índices são bastante semelhantes em termos de precisão geral, contudo, o MNDWI pode ser usado para delinear melhor as características da água misturadas com a vegetação em comparação com o NDWI (SINGH et al., 2015).

De modo geral, os índices espectrais de água (WSI) não requerem amostras de treinamento para operar eficazmente, uma vez que se baseia no cálculo de índices específicos, projetados para realçar o contraste entre corpos d'água e outras coberturas terrestres (FEYISA

et al., 2014). Dessa forma, os índices de Diferença Normalizada da Água (NDWI) e Diferença Normalizada da Água Modificada (MNDWI), podem ser combinados com o uso de máscaras binárias para se obter um método de mapeamento da água na superfície terrestre altamente simples e eficiente, podendo até mesmo ser considerado um método de avaliação rápida.

### 3.4 Alterações na extensão das áreas de floresta

Os dados obtidos indicam variações nas áreas úmidas, áreas de floresta e quantidade de carbono orgânico do solo entre os anos de 2017 e 2021 (Tabela 5). Antes do rompimento, já era possível notar redução nas áreas úmidas e as de floresta na bacia do Ferro-Carvão, sendo que, do ano de 2017 para 2018, esta redução foi de 0,00756 km<sup>2</sup> de área úmida e 290,73 km<sup>2</sup> de área de floresta, que equivale a 63,9% e 14,2% da área total. No ano do colapso, em 2019, a área úmida chegou a 0 km<sup>2</sup>, houve grande redução da área de floresta (-91,96 km<sup>2</sup>), resultando em uma diminuição expressiva do carbono orgânico do solo, com perdas equivalentes a 381.227.466 t ha<sup>-1</sup>.

De acordo com Carvalho, Júnior e De Paula Barros (2021), antes do colapso a área do vale era coberta por vegetação com caracterização paludial, com o solo hidromórfico e com influência fluvial, após o rompimento da barragem, ocorreu o soterramento das áreas úmidas e de floresta, com deposição de cerca de 20 metros de rejeitos sobre o fundo do vale, o que resultou a extinção da área úmida e na redução drástica das áreas de floresta no ano 2019.

**Tabela 5.** Variações na extensão das áreas úmidas e áreas de floresta (Km<sup>2</sup>) e consequente variação do COS em (t ha<sup>-1</sup>), referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

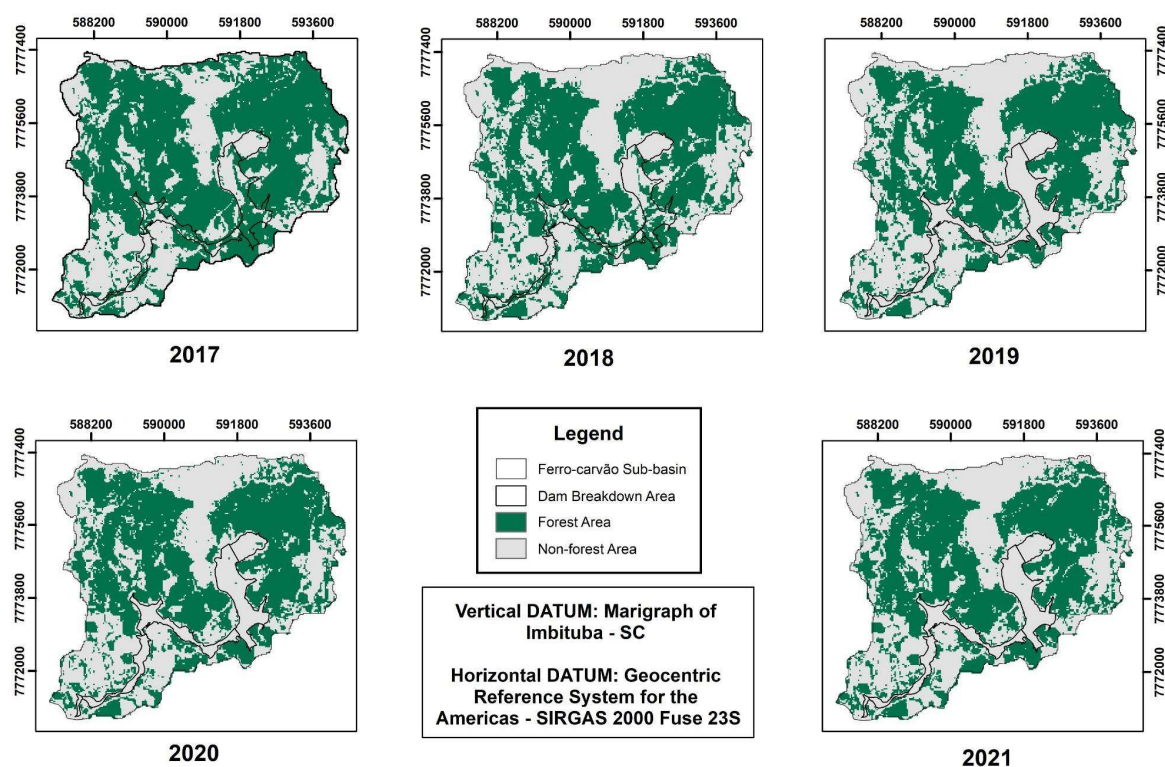
Ano	Área Floresta	Diferença	Carbono orgânico	Diferença
	.....km <sup>2</sup> .....		.....t ha <sup>-1</sup> .....	
2017	2046,57	-	42,69180515	-
2018	1755,84	-290,73	42,76331698	-0,07151183
2019	1663,88	-91,96	38,95104232	-3,81227466
2020	1707,61	43,73	38,41979994	-0,53124238
2021	1688,49	-19,12	37,91065087	-0,50914907

Após o rompimento, no ano de 2020, iniciou-se o aumento gradativo das áreas úmidas e de floresta, contudo o índice de carbono seguiu decrescendo, apresentando redução de -

0,53124238 t ha<sup>-1</sup>de carbono. Esse comportamento já era esperado, pois a degradação das áreas úmidas, bem como das áreas de floresta, influencia diretamente no estoque de carbono orgânico do solo (JOOSTEN e CLARKE, 2002; KEDDY, 2010; RYDIN e JEGLUM, 2013). Isso ocorreu devido às zonas úmidas naturais serem sumidouros primários de carbono devido à sua elevada biomassa vegetal, elevada umidade e fraca atividade microbiana (BELLAMY et al., 2005; BERNAL e MITSCH, 2012; WOOD et al., 2017; WANG et al., 2019).

No ano de 2021, observou-se a redução simultânea das áreas úmidas, áreas de floresta e carbono orgânico do solo, indicando a instabilidade do ecossistema após o rompimento. Pode-se atribuir esse comportamento as zonas úmidas, as quais são coberturas terrestres dinâmicas com regimes ecológicos complexos, capazes de influenciar em toda dinâmica local (KEDDY, 2010; SMARDON, 2014; VILLA e BERNAL, 2018; DEBANSHI e PAL, 2020; GUAN et al., 2020).

A importância das zonas úmidas para as funções ecossistêmicas é há muito reconhecida nas comunidades científicas, e quando afetadas, as perdas nas áreas úmidas, refletem diretamente em outros elementos do ecossistema em que estão inseridas (AHMED et al. 2021). Essa consequência pode ser vista na sub-bacia Ferro-Carvão, pois a ruptura da barragem B1 levou a variações significativas nas áreas de floresta (Figura 10). De acordo com Thompson et al. (2020), o desastre comprometeu 133,27 ha de vegetação nativa de Mata Atlântica e 70,65 ha de áreas de proteção permanente (APPs), além de causar contaminação do solo com metais pesados (CIONEK et al., 2019), que sucedem em modificações na cobertura da terra (LOZANO, 2006; AIRES et al., 2018).



**Figura 10.** Áreas de floresta dos anos de 2017 a 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A44 a A48. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2024.

De acordo com Dias et al. (2018), os impactos causados pela lama sobre a vegetação natural e às áreas de preservação permanente (APPs) destruiu 1.469 hectares ao longo de 77 km do curso d'água, incluindo as APPs e as matas ciliares. Ademais, os resíduos soterraram árvores de menor porte do sub-bosque, suprimindo indivíduos arbóreos e afetando o pH do solo, de modo a torná-lo impróprio para o crescimento do banco de sementes local. Rotta et al. (2020), destacam que a classe “vegetação arbórea” foi a mais afetada pela lama, compreendendo 49% da área analisada, seguida por perdas nas áreas de pastagens, que, juntas, implicaram em grande perda do ecossistema.

Em razão da eficiência fotossintética e do sistema radicular fasciculado e abundante, as Poáceas (gramíneas) proporcionam constante aporte de material orgânico ao solo (QASEM, 1992; FÁVERO; LOVO; MENDONÇA, 2008), por esse motivo, estudos revelam a maior presença de carbono orgânico em solos sob pastagens (CHONÉ et al., 1991; CERRI et al., 1992, 1996). Com o impacto do rompimento sobre uma extensa área de pastagem, o aporte de material orgânico ao solo foi drasticamente comprometido, justificando a perda crescente de COS, na bacia.

No mesmo sentido, a maior qualidade e diversidade dos resíduos orgânicos gerados por florestas nativas, aumentam a atividade biológica do solo e com isso elevam a velocidade de transformação desses resíduos em frações húmicas da matéria orgânica do solo (LIMA et al., 2008). Sem as adições de resíduos culturais na superfície e remanescentes de raízes na subsuperfície, a manutenção do estoque de carbono orgânico do solo é comprometida (SANTOS et al., 2013; ROCHA et al., 2015).

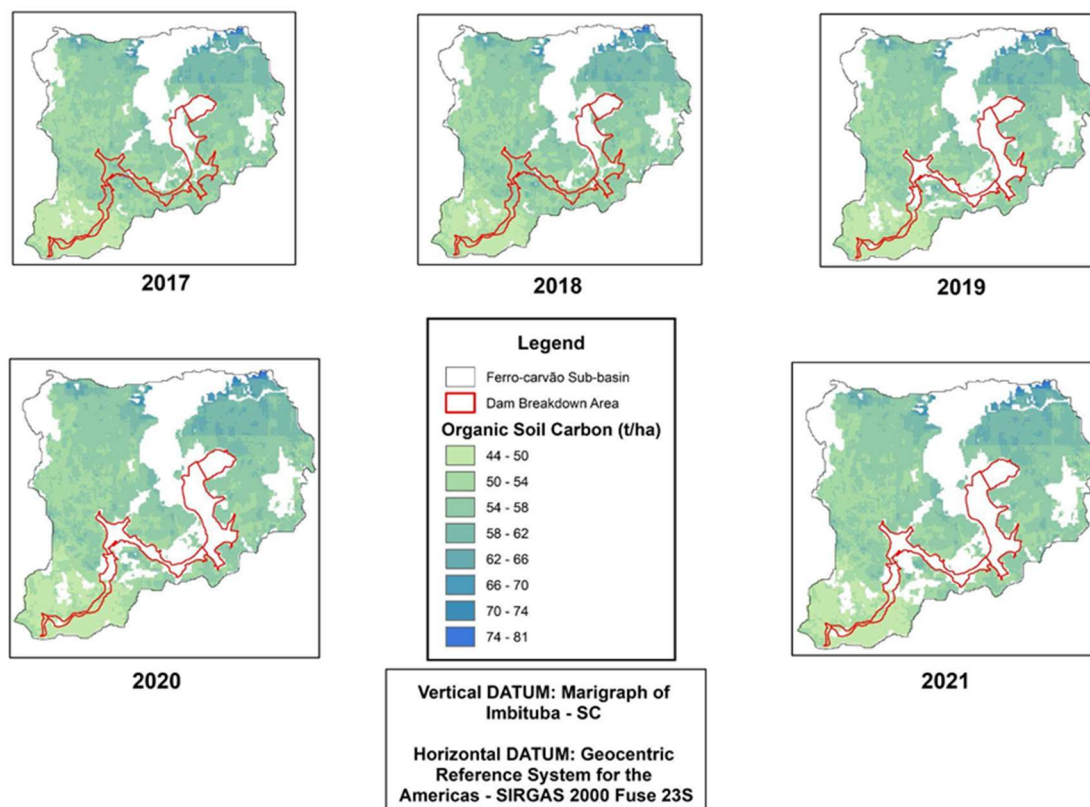
Para o restabelecimento das características originais da vegetação será necessária a implantação de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas, sobretudo para ecossistemas impactados com baixa ou nenhuma resiliência (IBAMA, 2015; ESPÍNDOLA et al., 2016). Dentre as estratégias utilizadas para reabilitação de áreas mineradas, a prática de revegetação é considerada um dos procedimentos mais eficazes por ser barato e de fácil aplicação, utilizando espécies nativas e/ou exóticas nesse processo (MATIAS et al., 2009; PENG et al., 2009; FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017). Além de recompor as comunidades vegetais, a revegetação é importante também na recuperação da diversidade das comunidades microbianas do solo (FINKENBEIN et al., 2013; ESCOBAR et al., 2015; QUADROS et al., 2016).

O estabelecimento de uma cobertura do solo bem planejada, com plantas de rápido crescimento, minimiza a ocorrência de processo erosivos, ao aumentar a estabilidade da superfície, com isso contribui com a sucessão ecológica e incorpora carbono no solo (ESCOBAR et al., 2015; QUADROS et al., 2016). Como a desflorestação é um dos principais motivos para redução dos estoques de carbono orgânico do solo (SANTINI et al., 2019), é de extrema importância medidas de recuperação da vegetação após desastres ambientais, de modo a refletir na recuperação do solo também. A incorporação, o acúmulo e a elevação dos teores de carbono orgânico do solo demandam tempo, e, portanto, devem ser considerados nos primórdios das medidas de recuperação ambiental (COSTA et al., 2008).

### **3.5 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo nas zonas de capacidade destrutiva**

A análise de estatística zonal realizada no software QGIS, utilizando dados do MapBiomass, permitiu a quantificação do carbono orgânico do solo (COS) em cinco zonas de capacidade destrutiva (ZCDs) distintas, ao longo do período de 2017 a 2021. Os resultados, expressos em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), forneceram uma visão detalhada e quantificável das variações do COS nessas zonas específicas ao longo do tempo (Figura 11).





**Figura 11.** Presença do carbono orgânico do solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. Imagem referente aos anexos A49 a A53. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Na Zona Z1, a análise mostra os níveis de Carbono Orgânico do Solo (COS) antes do rompimento da barragem, com registros similares nos anos de 2017 e 2018 ( $50,26$ ;  $50,66\ t\ ha^{-1}$ ). Contudo, no ano do desastre, 2019, houve diminuição para  $46,32\ t\ ha^{-1}$ , valor que se manteve próximo em 2020 ( $46,44\ t\ ha^{-1}$ ) e sofreu queda expressiva para  $31,3\ t\ ha^{-1}$  em 2021.

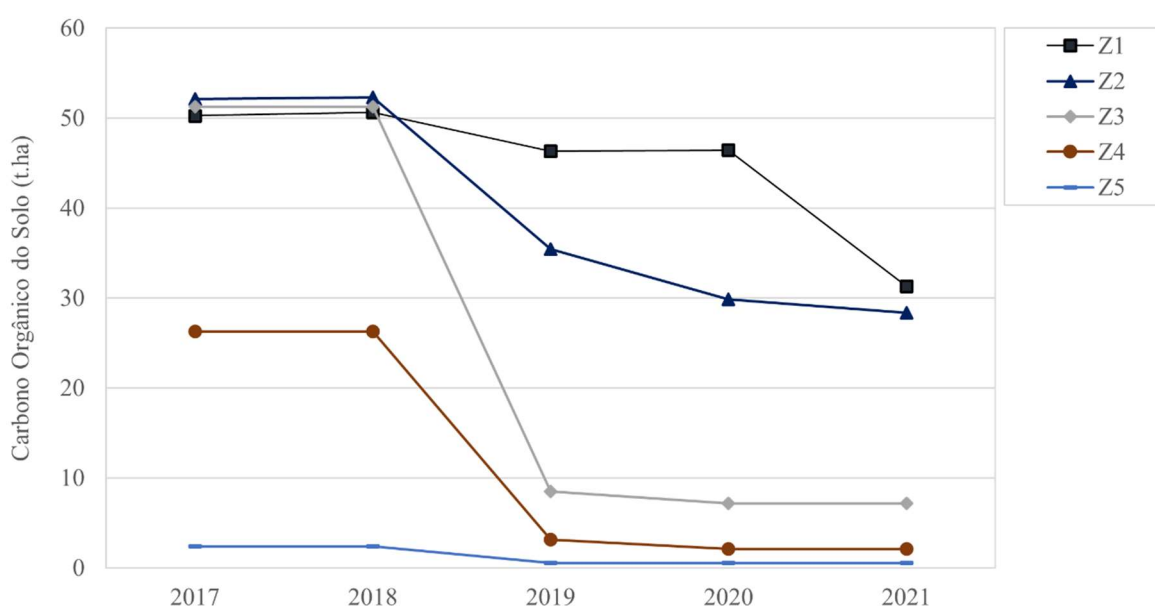
Na Zona 2, um padrão similar foi observado. Antes do rompimento nos anos de 2017 a 2018, os níveis de COS mantinham-se estáveis, com  $52,13$  e  $52,31\ t\ ha^{-1}$ . Contudo, nos anos de 2019 a 2021, após rompimento, foi marcado por uma queda acentuada para  $35,46$ ;  $29,87$ ;  $28,33\ t\ ha^{-1}$ , respectivamente.

O cenário na Zona 3 também refletiu alterações. Antes do evento do rompimento (2017 e 2018), os níveis de COS mostravam consistência, com registros de  $51,28$  e  $51,28\ t\ ha^{-1}$ . Todavia, o ano de 2019 apresentou uma redução expressiva para  $8,48\ t\ ha^{-1}$ , mantendo-se com alterações mínimas nos anos seguintes  $7,17$ ;  $7,16\ t\ ha^{-1}$  (2020 e 2021).

As Zonas 4 e 5 evidenciaram também diminuição nos níveis de COS após o rompimento. Na Zona 4, o COS nos anos de 2017 e 2018, antes do rompimento, eram de  $26,30$  e  $26,26\ t\ ha^{-1}$ . Após rompimento nos anos de 2019 a 2021, passaram para  $3,13$ ;  $2,13$  e

2,13 t ha<sup>-1</sup>. Já na Zona 5, os valores de COS apresentaram-se baixos antes do rompimento, 2,38 t ha<sup>-1</sup>, mantendo nos anos subsequentes após rompimento o valor 0,53 t ha<sup>-1</sup>.

Os dados analisados demonstram alterações expressivas nos níveis de COS antes e após este evento (Figura 12; Tabela S13). A partir da análise dos dados, observa-se que o rompimento da barragem em Brumadinho repercutiu de maneira significativa nos níveis de COS, desencadeando uma tendência geral de redução nas ZCDs. Este fenômeno pode ser atribuído a diversos fatores, como a perturbação do solo, alterações no uso da terra, perda de material orgânico do solo e deposição de rejeitos de mineração.

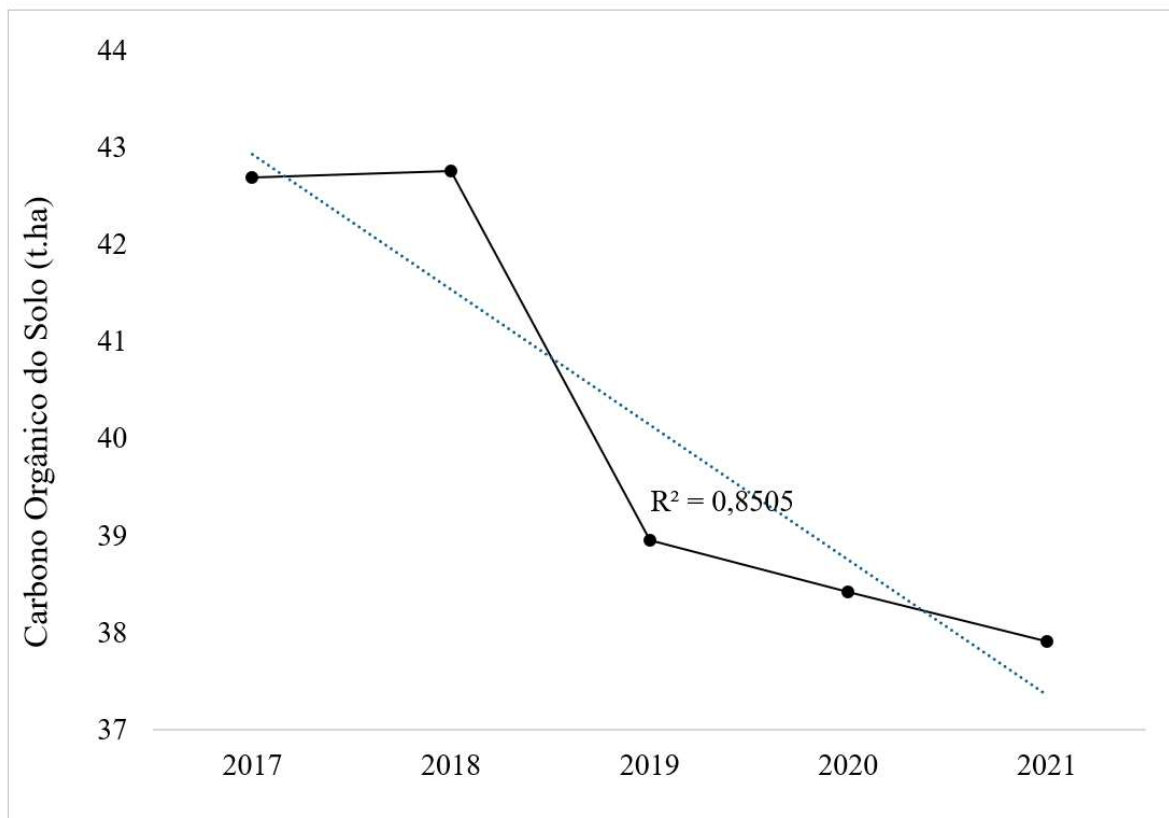


**Figura 12.** Gráfico do índice de Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare (t ha<sup>-1</sup>), referente aos anos de 2017 a 2021, referente as cinco Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

### 3.6 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo (COS) na sub-bacia Ferro-Carvão

A análise estatística zonal realizada utilizando o software QGIS forneceu valores médios importantes sobre a variação temporal do carbono orgânico do solo (COS) na sub-bacia Ferro-Carvão, de 2017 a 2021. Observou-se que, nos anos anteriores ao colapso da barragem (2017 e 2018), as médias de COS predominaram entre 42 e 44 t ha<sup>-1</sup> na maioria da área estudada. No entanto, a partir do ano de colapso da barragem em 2019, registou-se uma redução acentuada nos níveis de COS, uma tendência que persistiu até 2021, que representou uma diminuição média de 11,34% no COS médio da bacia (Figura 13).





**Figura 13.** Índice de Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente aos anos de 2017 a 2021, referente as cinco Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

O Carbono Orgânico do Solo (COS) é uma medida crucial para determinar a saúde e a fertilidade do solo. O COS provém de restos vegetais e animais em decomposição e é um componente vital da matéria orgânica do solo. Um alto teor de COS é geralmente indicativo de um solo fértil, com boa estrutura e capacidade de retenção de água (JOHANNES et al., 2017; 2023). Solos contaminados por rejeito de minério de ferro apresentam baixo teor de carbono orgânico e de nutrientes básicos, contendo excesso de partículas finas e altas concentrações de alguns metais, devido à redução da matéria orgânica do mesmo (HUDSON-EDWARDS et al., 2003).

### 3.7 Avaliação dos teores de carbono orgânico do solo *in situ* nas zonas de capacidade destrutiva

Ao se avaliar o Carbono Orgânico do Solo (COS) entre as amostras coletadas em campo em 2023 e os dados obtidos através do MapBiomias, revelou-se um padrão decrescente de COS nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs) ao se mover da Zona Z5 para a Zona Z1,

corroborando a hipótese inicial sobre as variações de COS nestas áreas distintas. Validando esse comportamento, a análise estatística dos dados coletados indicou diferenças significativas, para  $p < 0,01$  e Tukey 5% (Tabela S14).

A Zona 2 registrou o teor mais elevado de Carbono Orgânico do Solo (COS), atingindo  $10,71 \text{ t ha}^{-1}$ . Essa medida indica que o solo da Zona 2 possui uma quantidade de COS significativamente maior em comparação com a Zona 4. Esse elevado valor de COS na Zona 2 sugere uma maior fertilidade do solo e uma capacidade de retenção de água mais eficiente. Por outro lado, a Zona 4 apresentou o menor teor de COS, com  $2,93 \text{ t ha}^{-1}$  e a Zona 3 situou-se em um patamar intermediário.

Na Zona Z5, a coleta de amostras em 2023 foi impedida por restrições de segurança exigidas pela Vale S.A., resultando na ausência de dados para comparação com o MapBiomias (2021). Contudo, nas demais zonas, os dados coletados em campo mostraram uma tendência consistente de redução dos valores registrados do COS neste espaço temporal. Na Zona Z4, as amostras apresentaram um COS médio de  $2,936 \text{ t ha}^{-1}$ , ligeiramente acima do valor de  $2,13 \text{ t ha}^{-1}$  registrado pelo MapBiomias (2021), indicando uma estabilidade relativa do COS entre os anos avaliados. Na Zona Z3, o COS médio das amostras foi de  $4,188 \text{ t ha}^{-1}$ , enquanto os dados MapBiomias foi de  $7,16 \text{ t ha}^{-1}$  em 2021.

A tendência decrescente do COS torna-se mais evidente na Zona Z2, onde a média das amostras coletadas foi de  $10,71 \text{ t ha}^{-1}$ , significativamente menor do que os  $28,33 \text{ t ha}^{-1}$  reportados pelo MapBiomias (2021). Esta discrepância indica mudanças notáveis na distribuição e composição do COS, possivelmente devido a fatores ambientais ou intervenções humanas.

Esta tendência de diminuição do Carbono Orgânico do Solo (COS) observada ao se deslocar da Zona Z5 em direção à Zona Z1 confirma a hipótese de existirem variações substanciais no COS nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs) analisadas. O padrão de decréscimo no COS, consistentemente identificado tanto nos dados coletados diretamente em campo quanto nos registros do MapBiomias, reitera a validade e importância da hipótese proposta sobre as diferenças no COS entre as diversas ZCDs. Corroborando, em estudo de Rossi et al. (2015), sobre os atributos químicos e físicos do solo após um desastre ambiental, os autores registraram os menores valores de carbono na zona impactada diretamente pelo transbordamento do rio, na qual há grande deposição de areia.

O carbono orgânico, associado às frações silte e argila, apresenta avançado grau de humificação (BAYER et al., 2004), que normalmente é menos sensível às alterações de manejo, principalmente a curto prazo. Todavia, em zonas cujo volume de areia depositado, é

expressivo, há uma baixa capacidade da fração mineral em manter maior estoque relativo de carbono. Assim, considerando a relação da granulometria com a dinâmica de carbono, entende-se a importância do estudo das características físico-químicas dos solos nas ZCDs.

### 3.7.1 Características físico-químicas do solo *in situ* nas ZCDs

As ZCDs apresentam uma diversidade nas condições físico-químicas do solo, as quais são fundamentais para a manutenção de regiões úmidas (Tabela 6). Essa diversidade é essencial para entender como os ecossistemas respondem a distúrbios ambientais resultantes do rompimento de barragens. Variáveis do solo como o pH, capacidade de troca catiônica, conteúdo de matéria orgânica e textura do solo, distintas em cada zona, desempenham um papel vital. Estes aspectos determinam a habilidade do solo em reter água, um fator-chave para o suporte e a sustentabilidade de ecossistemas úmidos nas ZCDs. A compreensão dessas variáveis é, portanto, crucial para avaliar o impacto e as consequências de eventos de rompimento em tais ecossistemas.

Na Zona 4, a composição do solo é predominantemente arenosa, com um teor médio de 580,8 g dm<sup>-3</sup>. Esta característica contrasta significativamente com a Zona 3, onde o teor de areia foi medido em 363,2 g dm<sup>-3</sup>, sendo consideravelmente inferior ao da Zona 4, porém semelhante ao encontrado na Zona 2. Esta variação nas propriedades físicas do solo entre as zonas é notável. De acordo com Rossi et al. (2015), a textura muito arenosa não fornece proteção física para a matéria orgânica, justificando a perda de carbono orgânico do solo da Zona Z5 para Zona Z1. Corroborando em estudos sobre fracionamentos químico e físico da matéria orgânica, Santos et al. (2013) verificaram que, em decorrência do baixo teor de argila do solo a capacidade de proteção da matéria orgânica é baixa, sendo a formação de agregados estáveis prejudicada pela presença de minerais de tamanho areia.

Solos arenosos costumam apresentar baixos níveis de carbono orgânico, devido ao crescimento limitado das plantas e à rápida decomposição de matéria no solo (SCHAPEL; MARSCHNER; CHURCHMAN, 2018). Consequentemente, à medida que o teor de areia diminui da Zona 4 para a Zona 2, espera-se um aumento correspondente nos níveis de carbono orgânico do solo (COS) entre as zonas.

**Tabela 6.** Valores médios de parâmetros físico-químicos do solo, obtidos em análise laboratorial, referente as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Parâmetro	Zonas	Médias	Agrupamentos
-----------	-------	--------	--------------

Areia (g dm <sup>-3</sup> )	4	580,8	A
	3	363,2	B
	2	259,8	B
Silte (g dm <sup>-3</sup> )	2	512,2	A
	3	455,8	AB
	4	296,2	B
Argila (g dm <sup>-3</sup> )	2	228	A
	3	181	A
	4	123	B
V%	4	81,6	A
	3	76,3	A
	2	48,3	B
Cálcio (%)	4	54,9	A
	3	54,3	A
	2	37,0	B
pH	4	7,0	A
	3	6,4	B
	2	5,2	C
H+Al (mmolc/dm <sup>3</sup> )	2	21,6	A
	3	12,4	B
	4	7,8	B
Magnésio (%)	4	26,0	A
	3	20,8	A
	2	8,8	B
COS (Tukey5%)	2	10,71	A
	3	4,188	AB
	4	2,936	B

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey ( $p < 0,01$  e  $0,05$ ).

O teor de silte e argila é o principal fator que define um nível superior de COS, para estimar o potencial de sequestro de C no solo (MATUS, 2021). Na análise da ZCD, a Zona 2 possui o maior teor de silte (512,2 g dm<sup>-3</sup>), seguida pela Zona 3 e Zona 4, com 455,8 g dm<sup>-3</sup> e 296,6 g dm<sup>-3</sup>, respectivamente (Tabela 6). Assim, solos com maior teor de argila e silte e menor teor de areia apresentam maior retenção de água (CHEN et al., 2021).

A Zona 2 se destacou com o maior teor de argila,  $228 \text{ g dm}^{-3}$ , enquanto a Zona 3 e a Zona 4 apresentaram teores de  $181 \text{ g dm}^{-3}$  e  $123 \text{ g dm}^{-3}$ , respectivamente (Tabela 6). A menor concentração de argila na Zona 4 sugere uma melhor drenagem e menor capacidade de retenção de água e nutrientes comparada às outras zonas.

Entre as zonas estudadas, a Zona 4 exibiu o maior V%, sugerindo a mais elevada saturação por bases. A Zona 3 apresentou um V% ligeiramente inferior ao da Zona 4, mas ambos estão no mesmo agrupamento estatístico, indicando uma diferença não significativa e sugerindo que a Zona 3 também possui boa fertilidade. Em contraste, a Zona 2, com o menor V% e classificada em um agrupamento diferente, mostra uma fertilidade significativamente menor em comparação com as Zonas 4 e 3 (Tabela 6).

Em solos de regiões de clima tropical a matéria orgânica do solo, mesmo que em pequenas quantidades, contribui com mais de 50% da capacidade de troca catiônica (CTC) devido à reduzida atividade das argilas (PREZOTTI, 2007), quando a matéria orgânica é comprometida, a fertilidade entra em declínio rapidamente, afetando capacidade de troca catiônica do solo. A análise da concentração de cátions cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) em relação à capacidade de troca catiônica total (CTC) do solo, enfatiza condições distintas nas zonas avaliadas. A análise revela que as Zonas 4 e 3, classificadas no mesmo agrupamento, exibem valores mais elevados tanto para Ca% quanto para Mg%, indicando uma maior disponibilidade destes nutrientes essenciais para as plantas. Esta similaridade na concentração sugere um perfil nutricional equilibrado e benéfico para o crescimento vegetal nestas áreas. Por outro lado, a Zona 2, pertencente ao agrupamento B, apresenta os menores valores tanto em Ca% quanto em Mg%, refletindo uma disponibilidade significativamente menor desses nutrientes.

Em validação aos parâmetros que indicaram baixa fertilidade do solo, a acidez trocável ( $\text{H}^+\text{Al}$ ), demonstrou-se extremamente elevada na Zona 2, e mesmo que os valores das Zonas 3 e 4, sejam inferiores à Zona 2, ainda sim, são considerados anormais para um solo fértil. A acidez trocável  $\text{H}^+\text{Al}$  elevada, é um indício de que o solo possui um alto potencial de liberação de íons de hidrogênio e de alumínio, tornando-o mais ácido.

O potencial hidrogeniônico (pH) influencia diretamente a disponibilidade de nutrientes e a atividade biológica do solo. Na Zona 4, o pH registrado foi 7,0, caracterizando um solo neutro, ideal para a maioria das culturas devido à otimização da disponibilidade de nutrientes e condições favoráveis à atividade biológica. Por outro lado, a Zona 3 apresentou pH ligeiramente alcalino de 6,44, denotando uma diferença estatística significativa em comparação com a Zona 4. A Zona 2 exibe o menor pH, 5,22, indicando uma acidez

moderada. Este nível de acidez pode restringir a disponibilidade de alguns nutrientes e aumentar a de elementos potencialmente tóxicos, como o alumínio, exigindo práticas de manejo como a calagem nas diferentes zonas.

Em estudos das áreas impactadas do rompimento da Barragem de Fundão (MG), Varella (2015), constatou que apesar do material na parte superior do solo ser classificá-lo como não tóxico, a terra não apresenta condições para o desenvolvimento do sistema radicular de plantas, pois, além da baixa fertilidade do solo, criou-se uma camada impermeabilizante na superfície, que impede a infiltração de água.

Assim como em outras tragédias, a recuperação do solo após o rompimento da barragem em Brumadinho é um processo complexo e desafiador que envolve diversas etapas e técnicas. Na visão de Carvalho et al. (2022), as consequências do rompimento da barragem para o meio ambiente natural de Brumadinho, foram profundas, onde a recuperação da região devastada, constitui uma tarefa a ser encabeçada pelo Poder Público e que, dada sua capilaridade, necessitará da cooperação de variados atores para obter êxito.

#### **4. CONCLUSÕES**

Ao integrar todas as descobertas do mapeamento das áreas úmidas por meio dos satélites Landsat 8 e Sentinel-2, observamos uma acurácia ligeiramente superior do Sentinel-2. Esta tendência foi observada ao longo dos anos analisados e em ambas as máscaras de limiar utilizadas, destacando a precisão da classificação. A máscara de limiar mais restritiva (0.1) mostrou-se possuir maior acurácia geral (OA) na classificação das zonas úmidas, resultando em menos falsos positivos e sugerindo uma abordagem mais restritiva. A comparação entre a precisão geral do NDWI e MNDWI indicou que o MNDWI pode ser usado para delinear melhor as características da água misturadas com a vegetação.

Considerando a melhor combinação metodológica, satélite Sentinel-2, máscaras de limiar (0.1), e o índice MNDWI, registramos uma redução na casa de 5% para as áreas úmidas, ao longo do período de 2017 a 2023, formando assim, um padrão decrescente para as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs).

De modo semelhante, às áreas de floresta revelaram um padrão decrescente ao longo do período de 2017 a 2023, com redução de 17,49% nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs).

Por fim, as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCDs) e na sub-bacia Ferro-Carvão, os teores de Carbono Orgânico do Solo (COS) revelaram um padrão decrescente ao longo do

período de 2017 a 2023. Na sub-bacia Ferro-Carvão também se observou uma redução significativa nos níveis médios de COS de 11,19% após o rompimento da barragem.

## REFERÊNCIAS

- AHMED, K.R.; AKTER, S.; MARANDI, A.; SCHÜTH, C. A simple and robust wetland classification approach by using optical indices, unsupervised and supervised machine learning algorithms. **Remote Sens. Appl. Soc. Environ**, v. 23, p. 100569, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100569>
- AIRES, U.R.V.; SANTOS, B.S.M.; COELHO, C.D.; DA SILVA, D.D.; CALIJURI, M.L. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63-70, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>
- ANDERSON, B.J.; HARDY, E.E.; ROACH, J.T.; WITMER, R.E. A Land Use And Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. U.S. **Geological Survey Professional Paper**, p. 964, n. 2001, 1976. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/pp/0964/report.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2023.
- ANDERSON, N.J.; D'ANDREA, W.; FRITZ, S.C. Holocene carbon burial by lakes in SW Greenland. **Global Change Biol**, v. 15, p. 2590–2598. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01942.x>
- ANDRADE, A.G. DE A.; FREITAS, P.L.; LANDERS, J. Aspectos gerais do manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: PRADO, R.B.; TURETTA, A.P.D.; ANDRADE, A.G. DE. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. 1. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 25-40, 2010. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/859117>. Acesso em: 20 set. 2023.
- ARCADIS. Relatório Técnico – Caracterização geoquímica dos rejeitos em profundidade e solo sotoposto. 1.03.06.60506-GE-RT-0001-Rev.0. **Vale S.A. Brumadinho**. 2021.
- ASLAN, A.; RAHMAN, A.F.; WARREN M.W.; ROBESON, S.M. Mapping spatial distribution and biomass of coastal wetland vegetation in Indonesian Papua by combining active and passive remotely sensed data. **Remote Sens. Environ**, v. 183, p. 65–81, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.026>
- BAEZA, S.; VÉLEZ-MARTIN, E.; ABELLEYRA, D.D.; BANCHERO, S.; GALLEGO, F.; SCHIRMBECK, J.; VERON, S.; VALLEJOS, M.; WEBER, E.; OYARZABAL, M.; BARBIERI, A.; PETEK, M.; LARA, M.G.; SARRAILHÉ, S.S.; BALDI, G.; BAGNATO, C.; BRUZZONE, L.; RAMOS, S., HASENACK, H. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 28, p. 100834, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesq Agropec Bras**, v. 39, p. 677-83, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700009>



BELLAMY, P.H.; LOVELAND, P.J.; BRADLEY, R.I.; LARK, R.M.; KIRK, G.J. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. **Nature**, v. 437, p. 245–248, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature04038>

BERNAL, B.; MITSCH, W.J. Comparing carbon sequestration in temperate freshwater wetland communities. **Global Change Biol**, 18, 1636–1647, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02619.x>

BO, Y. Improving the accuracy of classified land use map by exploiting the multiscale properties of the remotely sensed data. MIPPR 2007 Remote Sens. GIS Data Process. Appl. Innov. **Multispectral Technol. Appl**, v. 6790, p. 679034, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.748831>

BRANNAKA, L.K.; EVANS, C.V. **Suitability of Non-hydric Soils for Wetland Mitigation** (No. NETCR 5), 1997.

CARMIGNANO, O.R.D.R.; LAGO, R.M.; SANTOS, U.P. DOS. Processos de inovação em rede como uma estratégia para a destinação de rejeitos da mineração de ferro: o caso da Plataforma R3 Mineral. **Revista Brasileira de Inovação**, v. 22, p. 1-3, 2023. DOI: <https://doi.org/10.20396/rbi.v22i00.8664705>

CARVALHO, M.M.; BRAZ, S.N.; DA SILVA, L.H.V.; RODRIGUES, P.P.; GALVÃO, P.H.G.; DE SOUZA, C.F.C.; LONGO, R.M. Brumadinho-MG após o rompimento da barragem: uma discussão à luz dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. **Humanidades & Inovação**, v. 9, n. 13, p. 365-375, 2022.

CARVALHO, R.P.B.; JÚNIOR, A.P.M.; DE PAULA BARROS, L.F. Implicações hidrogeomorfológicas do rompimento da barragem de rejeito da Mina do Córrego do Feijão–MG. **Caderno de Geografia**, v. 31, n. 65, p. 518-518, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2021v31n65p518>

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; MORAES, J.L. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVAREZ, V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.) O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, MG: SBCS, Universidade Federal de Viçosa, p.61-69, 1996.

CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B. Dinâmica do carbono orgânico em solos vinculados a pastagens da Amazônia brasileira. **Investigation Agrária**, v. 1, p. 95-102, 1992.

CHAVES, T.F. Uma análise dos principais impactos ambientais verificados no estado de Santa Catarina. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 611-634, 2016. DOI: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v5e22016611-634>

CHEN, C.; ARTHUR, E.; TULLER, M.; ZHOU, H.; WANG, X.; SHANG, J.; HU, K.; REN, T. Estimation of soil specific surface area from adsorbed soil water content. **Eur. J. Soil Sci**, v. 72, p. 4, p. 1718-1725, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.13068>

CHEN, Y.; TANG, L.; KAN, Z.; BILAL, M.; LI, Q. A novel water body extraction neural network (WBE-NN) for optical high-resolution multispectral imagery. **J. Hydrol**, v. 588, p. 125092, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125092>

CHEN, X.; AVTAR, R.; UMARHADI, D.A.; LOUW, A.S.; SHRIVASTAVA, S., YUNUS, A.P.; KHEDHER, K.M.; TAKEMI, T.; SHIBATA, H. Post-typhoon forest damage estimation using multiple vegetation indices and machine learning models. **Weather Clim. Extrem**, v. 38, p. 100494, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100494>

CHICCO, D.; JURMAN, G. The advantages of the Matthews correlation coefficient (MCC) over F1 score and accuracy in binary classification evaluation. **BMC Genomics**, v. 21, p. 1–13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12864-019-6413-7>

CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J.C.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B. Changes in organic matter in an Oxisol from the central Amazon forest during eight years as pasture, determined by <sup>13</sup>C isotopic composition. **Developments in Geochemistry**, v. 6, p. 397-405, 1991. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88900-3.50043-6>

CIONEK, V.M.; ALVES, G.H.Z.; TÓFOLI, R.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; DIAS, R.M. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. **Biodivers. Conserv**, v. 28, p. 1935–1938, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01762-3>

COSTA, F. DE S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 323–332, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100030>

DEBANSHI, S.; PAL, S. Wetland delineation simulation and prediction in deltaic landscape. **Ecol. Indicat**, v. 108, p. 105757, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105757>

DIAS, C. A.; COSTA, A. S. V. DA; GUEDES, G. R.; UMBELINO, G. J. DE M.; SOUSA, L. G. DE; ALVES, J. H.; SILVA, T. G. M. Impactos do rompimento da barragem Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, v. 7, n. 1, p. 21-35, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3952940>

DONG, Y.; FAN, L.; ZHAO, J.; HUANG, S.; GEIß, C.; WANG, L.; TAUBENBÖCK, H. Mapping of small water bodies with integrated spatial information for time series images of optical remote sensing. **J. Hydrol**, v. 614, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128580>

DU, Y.; ZHANG, Y.; LING, F.; WANG, Q.; LI, W.; LI, X. Water bodies' mapping from Sentinel-2 imagery with Modified Normalized Difference Water Index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the swir band. **Remote Sens**, v. 8, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs8040354>

DUNHAM-CHEATHAM, S.M.; ZHAO, Q.; OBRIST, D.; YANG, Y. Unexpected mechanism for glucose-primed soil organic carbon mineralization under an anaerobic–aerobic transition. **Geoderma**, v. 376, p. 114535, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114535>

ESCOBAR, I.E.C.; SANTOS, V.M.; DA SILVA, D.K.A.; FERNANDES, M.F.; CAVALCANTE, M.T.; MAIA, L.C. Changes in microbial community structure and soil biological properties in mined dune areas during revegetation. **Journal of Environmental**

**Management**, New York. v. 55, p. 1433-1445, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0470-8>

ESPÍNDOLA, H.S.; CAMPOS, R.B.F.; LAMOUNIER, K.C.C.; SILVA, R.S. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. *Fronteiras. Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 5, p. 3, p. 72- 00, 2016. DOI: <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2016v5i3.p72-100>

FAUCON, M.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. Plant functional traits: soil and ecosystem services. *Trends in Plant Science*, Oxford, v. 22, n. 5, p. 385-394, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.01.005>

FÁVERO, C.; LOVO, I.C.; MENDONÇA, E. DE S. Recuperação de área degradada com sistema agroflorestal no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 32, p. 861-868, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000500011>

FEISTER, U.; MÖLLER, H.; SATTLER, T.; SHIELDS, J.; GÖRSDORF, U.; GÜLDNER, J. Comparison of macroscopic cloud data from ground-based measurements using VIS/NIR and IR instruments at Lindenberg, Germany. *Atmospheric Research*, v. 96, p. 395–407, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.01.012>

FERREIRA, R.; MOON, B.; HUMPHRIES, J.; SUSSMAN, A.; SALTZ, J.; MILLER, R.; DEMARZO, A.B. The virtual microscope. in Proc. AMIA Annu. **Fall Symp**, p. 449–453, 1997.

FEYISA, G.L.; MEILBY, H.; FENSHOLT, R.; PROUD, S.R. Automated Water Extraction Index: a new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sens. Environ*, v. 140, p. 23–35, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029>

FINKENBEIN, P. et al. Soil enzymatic activities as bioindicators for substrate quality in revegetation of a subtropical coal mining dump. *Soil Biology & Biochemistry*, Elmsford, v. 56, p. 87-89, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.012>

FISHER, A.; FLOOD, N.; DANAHER, T. Comparing Landsat water index methods for automated water classification in eastern Australia. *Remote Sens. Environ*, v. 175, p. 167–182, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.055>

FLOOD, N. Seasonal composite landsat TM/ETM+ Images using the medoid (a multi-dimensional median). *Remote Sens*, v. 5, p. 6481–6500, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs5126481>

FRAZIER, P.S.; PAGE, K.J. Water body detection and delineation with Landsat TM data. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, v. 66, p. 1461–1467, 2000.

GAO, B.C. NdwI—a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Rem. Sens. Environ*, v. 58, n. 3, p. 257–266, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

GARDNER, R.C.; BARCHIESI, S.; BELTRAME, C.; FINLAYSON, C.M.; GALEWSKI T.; HARRISON, I.; PAGANINI, M.; PERENNOU, C.; PRITCHARD, D.E.; ROSENQVIST, A.;

WALPOLE, M. State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. Ramsar Briefing Note no. 7. **Ramsar Convention Secretariat**, Gland, Switzerland, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2589447>

GELAIN, B.P. **Análise sazonal de sedimentos nas lagoas do estuário de Tramandaí – Tramandaí – RS**. 2018. 48 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências, Porto Alegre, 2018.

GIACOMETTI, K. DE; DOMINSCHKE, D.L. Ações antrópicas e impactos ambientais: industrialização e globalização. **Caderno Intersaberes**, v. 7, n. 10, p. 1-17, 2018.

GOMES, C.S.; MAGALHÃES JÚNIOR, A.P. Sistemas de classificação de áreas úmidas no Brasil e no mundo: Panorama atual e importância de critérios hidrogeomorfológicos. **Geo UERJ**, v. 33, p. e34519, 2018. DOI: <http://doi.org/10.12957/geouerj.2018.34519>

GONDO, R.; KOLAWOLE, O.D.; MFUNDISI, K.B. Land use and land cover changes along the Boteti-Thamalakane River system in Ngamiland District, Botswana. **Sci. African**, v. 20, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01595>

GRIFFITHS, P.; NENDEL, C.; HOSTERT, P. Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping. **Remote Sens. Environ**, v. 220, p. 135–151, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.031>

GUAN, J.; QI, K.; WANG, J.; ZHUANG, J.; YUAN, X.; YAN, B.; LU, N.; QU, J. Effects of conversion from boreal natural wetlands to rice paddy fields on the dynamics of total dissolved iron during extreme precipitation events. **Chemosphere**, v. 242, p. 125153, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125153>

HAMILTON, A.K.; LAVAL, B.E.; PETTICREW, E.L.; ALBERS, S.J.; ALLCHIN, M.; BALDWIN, S.A.; CARMACK, E.C.; DÉRY, S.J.; FRENCH, T.D.; GRANGER, B.; GRAVES, K.E.; OWENS, P.N.; SELBIE, D.T.; VAGLE, S. Seasonal Turbidity Linked to Physical Dynamics in a Deep Lake Following the Catastrophic 2014 Mount Polley Mine Tailings Spill. **Water Resour. Res**, v. 56, p. 1–21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019WR025790>

HUDSON-EDWARDS, K.A.; MACKLIN, M.G.; JAMIESON, H.E.; BREWER, P.A.; COULTHARD, T.J.; HOWARD, A.J.; TURNER, J.N. The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Rios Agrio–Guadamar, Aznalcóllar, Spain. **Applied Geochemistry**, v. 18, n. 2, p. 221-239, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00122-1](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00122-1)

IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015.

ISLAM, K.; MURAKAMI, S. Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. **Glob. Environ. Chang**, v. 70, p. 102361, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102361>

JAIN, S.K.; SINGH, R.D.; JAIN, M.K.; LOHANI, A.K. Delineation of flood-prone areas using remote sensing techniques. **Water Resour. Manag**, v. 19, p. 333–347, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-005-3281-5>

JOHANNES, A.; MATTER, A.; SCHULIN, R.; WEISSKOPF, P.; BAVEYE, P.C.; BOIVIN, P. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? **Geoderma**, v. 302, p. 14–21, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>

JOHANNES, A.; SAUZET, O.; MATTER, A.; BOIVIN, P. Soil organic carbon content and soil structure quality of clayey cropland soils: A large-scale study in the Swiss Jura region. **Soil Use Manag**, v. 39, p. 707–716, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12879>

JOOSTEN, H.; CLARKE, D. Wise use of mires and peatlands -Background and principles including a framework for decision-making. **International Mire Conservation Group and International Peat Society**, Canadá, v. 304, 2002.

JU, Y.; BOHRER, G. Classification of Wetland Vegetation Based on NDVI Time Series from the HLS Dataset. **Remote Sens**, v. 14, n. 9, p. 2107, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14092107>

KEDDY, P.A. **Wetland Ecology: Principles and Conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778179>

KHALIFEH S.F.; ABBASI, M.; RIYAH BAKHTYARI, H.R. Flood monitoring using ndwi and ndwi spectral indices: A case study of aghqala flood-2019, Golestan Province, Iran. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* ISPRS Arch, v. 42, p. 605–607, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W18-605-2019>

KINGSFORD, R.T.; THOMAS, R.F.; WONG, P.S.; KNOWLES, E. GIS Database for Wetlands of the Murray Darling Basin. **Final Report of the Murray Darling Basin Commission National Parks and Wildlife Service**. Sydney, Australia, 1997.

LI, J.; ROY, D.P. A global analysis of Sentinel-2a, Sentinel-2b and Landsat-8 data revisit intervals and implications for terrestrial monitoring. **Remote Sens**, v. 9, n. 9, p. 902, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs9090902>

LI, Z.; ZHANG, X.; XIAO, P. Spectral index-driven FCN model training for water extraction from multispectral imagery. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens*, v. 192, p. 344–360, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.08.019>

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R.; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; MENDONÇA, E.S. et al. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1053-1063, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300014>

LIRA, J. Segmentation and morphology of open water bodies from multispectral images. **Int. J. Remote Sens**, v. 27, p. 4015–4038, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160600702384>

LIU, Y.; ZHANG, H.; ZHANG, M.; CUI, Z.; LEI, K.; ZHANG, J.; YANG, T.; JI, P. Vietnam wetland cover map: using hydro-periods Sentinel-2 images and Google Earth Engine to explore the mapping method of tropical wetland. **Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf**, v. 115, p. 103122, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.103122>

LIUZZO, L.; PULEO, V.; NIZZA, S.; FRENI, G. Parameterization of a Bayesian normalized difference water index for surface water detection. **Geosciences**, v. 10, n. 7, p. 260-277, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/geosciences10070260>

LLANO, X.C. **AcATaMa-QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps, version 19.11.21**. 2019. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Acesso em: 21 nov. 2023.

LOZANO, F.A.E. **Seleção de locais para barragens de rejeitos usando o método de análise hierárquica**. 2006. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

LUO, C.; ZHANG, X.; MENG, X.; ZHU, H.; NI, C.; CHEN, M.; LIU, H. Regional mapping of soil organic matter content using multitemporal synthetic Landsat 8 images in Google Earth Engine. **Catena**, v. 209, p. 105842, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105842>

LYU, Z.; CHAI, J.; XU, Z.; QIN, Y.; CAO, J. A comprehensive review on reasons for tailings dam failures based on case history. **Adv. Civ. Eng**, p. 1–18, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/4159306>

MA, S.; ZHOU, Y.; GOWDA, P.H.; DONG, J.; ZHANG, G.; KAKANI, V.G.; WAGLE, P.; CHEN, L.; FLYNN, K.C.; JIANG, W. Application of the water-related spectral reflectance indices: A review. **Ecol. Indic**, v. 98, p. 68–79, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.049>

MAPBIOMAS. **MapBiomias Brasil**. 2021. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em 20 nov. 2023.

MAPBIOMAS. **MapBiomias Brasil**. 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 23 nov. 2023.

MARTA, S. **Planet imagery product specifications. Planet Labs: San Francisco, CA, USA**. v. 91, 2018. Disponível em: <https://assets.planet.com/docs/Combined-Imagery-Product-Spec-Dec-2018.pdf>. Acesso em: 15 set. 2023.

MATIAS, S.R. et al. Effect of rhizobia, mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. **European Journal of Soil Biology, Montrouge**, v. 45, p. 259-266, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.02.003>

MATUS, F.J. Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis. **Sci. Rep**, v. 11, p. 1–17, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>



McFEETERS, S.K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **Int. J. Remote Sens**, v. 17, p. 1425–1432, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>

McFEETERS, S.K. Using the normalized difference water index (ndwi) within a geographic information system to detect swimming pools for mosquito abatement: A practical approach. **Remote Sens**, v. 5, p. 3544–3561, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs5073544>

MENDES, R.G.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, 306, 119341, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>

MENDES, R.F.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; FERNANDES, G.H.M.; SANCHES FERNANDES, L.F.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, F.A.L. A partial least squares-path model of environmental degradation in the Paraopeba River, for rainy seasons after the rupture of B1 tailings dam, Brumadinho, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 851, p. 158248, 2022b. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158248>

MI, W.; SUN, Y.; ZHAO, C.; WU, L. Soil organic carbon and its labile fractions in paddy soil as influenced by water regimes and straw management. **Agricultural Water Management**, v. 224, p. 105752, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105752>

MORAES, D.; BENEVIDES, P.; COSTA, H.; MOREIRA, F.; CAETANO, M. Assessment of the introduction of spatial stratification and manual training in automatic supervised image classification. Proc. SPIE 11863. **Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications XII**, 1186311, v. 36, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1117/12.2599740>

OLIVEIRA, V.L. **Aplicação de geotecnologias para seleção de áreas urbanas destinadas à implantação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas em Mossoró**. Monografia de Graduação. Universidade Federal Rural do Semi-árido. Mossoró - RN, Brasil, 2018.

OWUSU, K.; OBOUR, P.B.; NKANSAH, M.A. Downstream effects of dams on livelihoods of river-dependent communities: the case of Ghana's Kpong Dam. Geogr. **Tidsskr. Danish J. Geogr**, v. 117, p. 1–10, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/00167223.2016.1258318>

PACHECO, F.A.L.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; PISSARA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; SANCHES FERNANDES, L.F. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 809, p. 151157, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>

PARENTE, C.E.T.; LINO, A.S.; CARVALHO, G.O.; PIZZOCHERO, A.C.; AZEVEDO-SILVA, C.E.; FREITAS, M.O.; TEIXEIRA, C.; MOURA, R.L.; FERREIRA FILHO, V.J.M.; MALM, O. First year after the Brumadinho tailings' dam collapse: Spatial and seasonal

variation of trace elements in sediments, fishes and macrophytes from the Paraopeba River, Brazil. **Environmental Research**, v. 193, p. 110526, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110526>

PAVANELLI, J.A.P. **Educação do campo e ensino de ciências: desafios e propostas a partir de princípios agroecológicos**. 2012. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu - SP, 2012.

PEDRUZZI, R.; ANDREÃO, W.L.; BAEK, B.H.; HUDKE, A.P.; GLOTFELTY, T.W.; DE FREITAS, E.D.; MARTINS, J.A.; BOWDEN, J.H.; PINTO, J.A.; ALONSO, M.F.; ABUQUERQUE, T.T.A. Update of land use/land cover and soil texture for Brazil: Impact on WRF modeling results over São Paulo. **Atmospheric Environment**, v. 268, p. 118760, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118760>

PENG, J.F. et al. The remediation of heavy metals contaminated sediment. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 161, n. 2-3, p. 633-640, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>

PENTEADO, A.F. **Mapeamento e análise geomorfológicos como subsídio para identificação e caracterização de terras inundáveis: Estudo de caso da bacia hidrográfica do rio dos Sinos – RS**. 2011. 314 f. Tese (Doutorado em Geografia). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

PREZOTTI, L.C. Manual de recomendação de calagem e adubação para o Estado do Espírito Santo. Vitória, ES: SESA, 305 p., 2007.

QUADROS, P.D.; ZHALNINA, K.; DAVIS-RICHARDSON, A.G.; DREW, J.C.; MENEZES, F.B.; CAMARGO, F.A. DE O.; TRIPLETT, E.W. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam. v. 98, p. 195–203, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.016>

QASEM, J. R. Nutrient accumulation by weeds and their associated vegetable crops. **Journal of Horticultural Science**, v. 67, n. 2, p. 189-195, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1080/00221589.1992.11516236>

RAPINEL, S.; MONY, C.; LECOQ, L.; CLÉMENT, B.; THOMAS, A.; HUBERT-MOY, L. Evaluation of Sentinel-2 time-series for mapping floodplain grassland plant communities. **Remote Sensing of Environment**, v. 223, p. 115–129, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.018>

ROCHA, J.H.T.; SANTOS, A.J.M.; DIOGO, F.A.; BACKES, C.; DE MELO, A.G.C.; BORELLI, K.; GODINHO, T. DE O. Reflorestamento e recuperação de atributos químicos e físicos do solo. **Floresta e ambiente**, v. 22, p. 299-306, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041613>

RODRIGUES, F.H.; CERRI, R.I.; DE ANDRADE KOLYA, A.; VEIGA, V.M.; GOMES VIEIRA REIS, F.A. Comparison of vegetation indices and image classification methods for mangrove mapping at semi-detailed scale in southwest of Rio de Janeiro, Brazil. **Remote**



**Sens. Appl. Soc. Environ**, v. 30, p. 1–18, 2023. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100965>

ROGERS, A.S.; KEARNEY, M.S. Reducing signature variability in unmixed coastal marsh Thematic Mapper scenes using spectral indices. **Int. J. Remote Sens**, v. 25, p. 2317–2335, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160310001618103>

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; DE AQUINO, A.M.; DE LIMA, S.S.; BERBARA, R.L.L. Atributos químicos e físicos de solo cultivado com oleráceas em microbacia hidrográfica, após desastre ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1764–1775, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbs20140253>

ROTTA, L.H.S.; ALCÂNTARA, E.; PARK, E.; NEGRI, R.G.; LIN, Y.N.; BERNARDO, N.; MENDES, T.S.G.; SOUZA FILHO, C.R. The 2019 Brumadinho tailings dam collapse: Possible cause and impacts of the worst human and environmental disaster in Brazil. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 90, p. 102119, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102119>

RYDIN, H.; JEGLUM, J.K. **The Biology of Peatlands**. Oxford University Press, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199602995.001.0001>

SAHOUR, H.; GHOLAMI, V.; VAZIFEDAM, M.; SAEEDI, S. Machine learning applications for water-induced soil erosion modeling and mapping. **Soil and Tillage Research**, v. 211, p. 105032, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105032>

SALARI, A. **Habitat modeling of non-migratory waterfowl in Paya Indah Wetland**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) – Universidade Putra Malaysia, Malaysia, 2014.

SÁNCHEZ-ESPINOSA, A.; SCHRÖDER, C. Land use and land cover mapping in wetlands one step closer to the ground: Sentinel-2 versus landsat 8. **J. Environ. Manage**, v. 247, p. 484–498, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.084>

SANTINI, N.S.; ADAME, M.F.; NOLAN, R.H.; MIQUELAJAUREGUI, Y.; PIÑERO, D.; MASTRETTA-YANES, A.; CUERVO-ROBAYO, A.P.; EAMUS, D. Storage of organic carbon in the soils of Mexican temperate forests. **Forest Ecology and Management**, v. 446, p. 115–125, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.029>

SANTOS, D.C.; FARIAS, M.C.; LIMA, C.L.R.; KUNDE, R.K.; PILLON, C.N.; FLORES, C.A. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Ci Rural**, v. 43, n. 5, p. 838–44, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013005000037>

SCHAPEL, A.; MARSCHNER, P.; CHURCHMAN, J. Clay amount and distribution influence organic carbon content in sand with subsoil clay addition. **Soil Tillage Res**, v. 184, p. 253–260, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.001>

SEKERTEKIN, A. A Survey on Global Thresholding Methods for Mapping Open Water Body Using Sentinel-2 Satellite Imagery and Normalized Difference Water Index. **Arch. Comput. Methods Eng**, v. 28, p. 1335–1347, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11831-020-09416-2>

SINGH, K.V.; SETIA, R.; SAHOO, S.; PRASAD, A.; PATERIYA, B. Evaluation of NDWI and MNDWI for assessment of waterlogging by integrating digital elevation model and groundwater level. *Geocarto Int*, v. 30, p. 650–661, 2015. DOI:

<https://doi.org/10.1080/10106049.2014.965757>

SLATER, D.W.; LONG, C.N.; TOOMAN, T.P., 2001. Total sky imager/whole sky imager cloud fraction comparison. In: **Proceedings of the Eleventh ARM Science Team Meeting**, Atlanta, Georgia, p. 1–11, 2001.

SMARDON, R. Wetland Ecology Principles and Conservation. *Water*, v. 6, n. 4, p. 813–817, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/w6040813>

SONG, C.; HUANG, B.; KE, L.; RICHARDS, K.S. Remote sensing of alpine lake water environment changes on the Tibetan Plateau and surroundings: A review. *ISPRS. J. Photogramm. Remote Sens*, v. 92, p. 26–37, 2014. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.03.001>

SOUZA, A.P.D. **Impacto na qualidade da água após a ruptura da barragem do Córrego do Feijão em Brumadinho – MG por meio de sensores orbitais**. 2020. 94 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2020.

SOUZA, T.S.; BARONE, L.S.F.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; OLIVEIRA, B.C.V.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Cytogenotoxicity of the water and sediment of the Paraopeba River immediately after the iron ore mining dam disaster (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Science of the Total Environment*, v. 775, p. 145193, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145193>

STERN, J.; WANG, Y.; GU, B.; NEWMAN, J. Distribution and turnover of carbon in natural and constructed wetlands in the Florida Everglades. *Appl. Geochem*, v. 22, p. 1936–1948, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.04.007>

SU, T.C. A filter-based post-processing technique for improving homogeneity of pixel-wise classification data. *Eur. J. Remote Sens*, v. 49, p. 531–552, 2016. DOI:

<https://doi.org/10.5721/EuJRS20164928>

SUN, F.D.; SUN, W.X.; CHEN, J.; GONG, P. Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery. *Int. J. Remote Sens*, v. 33, p. 6854–6875, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.692829>

SZABÓ, S.; GÁCSI, Z.; BALÁZS, B. Specific features of NDVI, NDWI and MNDWI as reflected in land cover categories. *Landsc. Environ*, v. 10, p. 194–202, 2016. DOI:

<https://doi.org/10.21120/LE/10/3-4/13>

TANA, G.; LETU, H.; TATEISHI, R. Validation of the wetlands map derived from MODIS imagery in North America. *L. Surf. Remote Sens*, v. 8524, p. 852407, 2012. DOI:

<https://doi.org/10.1117/12.977222>

TANG, X.; ZHAO, X.; BAI, Y.; TANG, Z.; WANG, W.; ZHAO, Y.; WAN, H.; XIE, Z.; SHI, X.; WU, B.; WANG, G.; YAN, J.; MA, K.; DU, S.; LI, S.; HAN, S.; MA, Y.; HU, H.; HE, N.; YANG, Y.; HAN, W.; HE, H.; YU, G.; FANG, J.; ZHOU, G. Carbon pools in China's terrestrial ecosystems: new estimates based on an intensive field survey. **Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am**, v. 115, p. 4021–4026, 2018. DOI:

<https://doi.org/10.1073/pnas.170029111>

TERAMOTO, E.H.; GEMEINER, H.; MELINA, B.T.; ZANATTA, M.B.T.; AMAURI, A.; MENEGÁRIO, A.A.; CHANG, H.K. Metal speciation of the Paraopeba river after the Brumadinho dam failure. **Science of the Environment**, v. 757, p. 143917, 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143917>

THOMLINSON, J.R.; BOLSTAD, P.V.; COHEN, W.B. Coordinating Methodologies for Scaling Landcover Classifications from Site-Specific to Global. **Remote Sensing of Environment**, v. 70, n. 1, p. 16-28, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00055-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00055-3)

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B.C.; CORDEIRO, M.C.; MASI, B.P.; RANGEL, T.P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B.S.; CABRAL, A.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C.S.; LOPES-FERREIRA, M.; SILVA, C.L.; THOMPSON, C.; REZENDE, C.E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135914, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>

UMARHADI, D.A.; WIDYATMANTI, W.; KUMAR, P.; YUNUS, A.P.; KHEDHER, K.M.; KHARRAZI, A.; AVTAR, R. Tropical peat subsidence rates are related to decadal LULC changes: Insights from InSAR analysis. **Sci. Total Environ**, v. 816, p. 151561, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151561>

VARELLA, M. Tragédia em Mariana: produção agropecuária em áreas atingidas está comprometida. Brasília: **EMBRAPA**, 2015. Disponível em: <https://goo.gl/oEdXbZ>. Acesso em 23 nov. 2023.

VELASQUEZ, H.I.; OROZCO LOAIZA, C.A.; HASENSTAB, C.; CANO, N.A. Evaluation of the extractive gold process: open-pit mining through exergy analysis. **J. Sustain. Min**, v. 19, 2020. DOI: <https://doi.org/10.46873/2300-3960.1014>

VERGILIO, C.S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B.C.V.; SARTORI, E.; CAMPOS, G.M.; PEREIRA, A.L.S.; AGUIAR, D.B.; SOUZA, T.S.; ALMEIDA, M.G.; THOMPSON, F.; REZENDE, C.E. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Sci. Rep**, v. 10, p. 1–12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

VILLA, J.A.; BERNAL, B. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: an overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. **Ecol. Eng**, v. 114, p. 115–128, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.037>

WANG, X.; XU, J.; WU, Z.; SHEN, Y.; CAI, Y. Effect of annual prescribed burning of wetlands on soil organic carbon fractions: A 5-year study in Poyang, China. **Ecological Engineering**, v. 138, p. 219–226, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.028>

- WHITE, J.C.; WULDER, M.A.; HOBART, G.W.; LUTHER, J.E.; HERMOSILLA, T.; GRIFFITHS, P.; COOPS, N.C.; HALL, R.J.; HOSTERT, P.; DYK, A.; GUINDON, L. Pixel-based image compositing for large-area dense time series applications and science. **Can. J. Remote Sens**, v. 40, p. 192–212, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2014.945827>
- WOOD, S.E.; WHITE, J.R.; ARMBRUSTER, C.K. Microbial processes linked to soil organic matter in a restored and natural coastal wetland in Barataria Bay, Louisiana. **Ecol. Eng**, v. 106, p. 507–514, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.028>
- XU, H.Q. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **Int. J. Remote Sens**, v. 27, p. 3025–3033, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>
- XU-KAI, Z.; XIA, Z.; QIONG-QIONG, L.; ALI BAIG, M.H. Automated detection of coastline using Landsat TM based on water index and edge detection methods. **2012 Second International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications**. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1109/eorsa.2012.6261155>
- YU, T.; FU, Y.; HOU, Q.; XIA, X.; YAN, B.; YANG, Z. Soil organic carbon increase in semi-arid regions of China from 1980s to 2010s. **Applied Geochemistry**, p. 104575, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104575>
- ZEINALI, M.; MAHDAVI-NASAB, H. Estimating the class composition of mixed pixels using a self-addressed lookup table. **Remote Sens. Lett**, v. 9, p. 886–895, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/2150704X.2018.1492168>
- ZHANG, C.; YUAN, Y.; ZENG, G.; LIANG, J.; GUO, S.; HUANG, L.; HUA, S.; WU, H.; ZHU, Y.; AN, H.; ZHANG L. Influence of hydrological regime and climatic factor on waterbird abundance in Dongting Lake Wetland, China: implications for biological conservation. **Ecol. Eng**, v. 90, p. 473–481, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.076>
- ZHANG, F.; LI, J.; ZHANG, B.; SHEN, Q.; YE, H.; WANG, S.; LU, Z. A simple automated dynamic threshold extraction method for the classification of large water bodies from landsat-8 OLI water index images. **Int. J. Remote Sens**, v. 39, p. 3429–3451, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1444292>
- ZHOU, Q.; ROVER, J.; BROWN, J.; WORSTELL, B.; HOWARD, D.; WU, Z.; GALLANT, A.L.; RUNDQUIST, B.; BURKE, M. Monitoring landscape dynamics in central U.S. grasslands with harmonized Landsat-8 and Sentinel-2 time series data. **Remote Sens**, v. 11, n. 3, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11030328>

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	AO	MCC
2017	Zona não úmida	0,9775	0,9666	0,9720		
	Zona úmida	0,7000	0,7777	0,7368		
	Média	0,8387	0,8721	0,8544	0,9494	0,7101
2018	Zona não úmida	0,9780	0,9888	0,9834		
	Zona úmida	0,8750	0,7777	0,8235		
	Média	0,9265	0,8832	0,9034	0,9696	0,8086
2019	Zona não úmida	1,0000	1,000	1,000		
	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,000	1,000
2020	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	
2021	Zona não úmida	0,9772	0,9555	0,9662		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8774	0,8666	0,8719	0,9393	0,8777

**Tabela S2.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	AO	MCC
2017	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
2018	Zona não úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Zona úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2019	Zona não úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Zona úmida	---	---	---	---	

	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2020	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9595	0,7555
2021	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9595	0,7555

**Tabela S3.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
2017	Zona não úmida	0,9772	0,9555	0,9662		
	Zona úmida	0,6363	0,7777	0,6999		
	Média	0,8067	0,8666	0,8330	0,9393	0,6708
2018	Zona não úmida	0,9888	0,9777	0,9832		
	Zona úmida	0,8888	0,7777	0,8295		
	Média	0,9388	0,8777	0,9063	0,9595	0,7555
2019	Zona não úmida	1,0000	1,000	1,000		
	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2020	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9595	0,7555
2021	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9595	0,7555

**Tabela S4.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice MNDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		

2017	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	1,0000	0,9666	0,9830		
2018	Zona úmida	0,7500	1,0000	0,8571		
	Média	0,8750	0,9833	0,9200	0,9696	0,8514
	Zona não úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
2019	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2020	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2021	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777

**Tabela S5.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
	Zona não úmida	0,9885	0,9555	0,9717		
2017	Zona úmida	0,6666	0,8888	0,7618		
	Média	0,8275	0,9221	0,8667	0,9494	0,7438
	Zona não úmida	1,0000	0,9565	0,9778		
2018	Zona úmida	0,6363	1,0000	0,7777		
	Média	0,8181	0,9782	0,8777	0,9596	0,7801
	Zona não úmida	1,0000	1,000	1,000		
2019	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2020	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	1,0000	0,9555	0,9772		

2021	Zona úmida	0,6923	1,0000	0,8182		
	Média	0,8461	0,9777	0,8977	0,9595	0,8133

**Tabela S6.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2017	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	1,0000	0,9556	0,9773		
2018	Zona úmida	0,6923	1,0000	0,8182		
	Média	0,8461	0,9778	0,8977	0,9596	0,8133
	Zona não úmida	1,0000	1,000	1,000		
2019	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2020	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	1,0000	0,9666	0,9830		
2021	Zona úmida	0,7500	1,0000	0,8571		
	Média	0,8750	0,9833	0,9200	0,9696	0,8515

**Tabela S7.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
2017	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
2018	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9393	0,7555



2019	Zona não úmida	1,0000	1,000	1,000		
	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2020	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,9388	0,9388	0,9797	0,8777
2021	Zona não úmida	0,9888	0,9888	0,9888		
	Zona úmida	0,8888	0,8888	0,8888		
	Média	0,9388	0,8888	0,8888	0,9797	0,8777

**Tabela S8.** Precisão estatística relacionada ao mapeamento das áreas úmidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelo índice NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Classificação	PA	UA	F <sub>score</sub>	OA	MCC
2017	Zona não úmida	1,0000	0,9888	0,9944		
	Zona úmida	0,9000	1,0000	0,9474		
	Média	0,9500	0,9944	0,9709	0,9898	0,9433
2018	Zona não úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Zona úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2019	Zona não úmida	1,0000	1,0000	1,0000		
	Zona úmida	---	---	---	---	
	Média	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
2020	Zona não úmida	1,0000	0,9888	0,9944		
	Zona úmida	0,9000	1,0000	0,9474		
	Média	0,9500	0,9944	0,9709	0,9898	0,9433
2021	Zona não úmida	0,9777	0,9777	0,9777		
	Zona úmida	0,7777	0,7777	0,7777		
	Média	0,8777	0,8777	0,8777	0,9595	0,7555

**Tabela S9.** Variações na extensão das áreas úmidas (Km<sup>2</sup>), obtidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Área Úmida NDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença NDWI (km <sup>2</sup> )	Área Úmida MNDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença MNDWI (km <sup>2</sup> )
2017	0,04580	-	0,05361	-
2018	0,05102	+0,00522	0,05739	+0,00378
2019	0,00513	-0,04589	0,00074	-0,05665
2020	0,05117	+0,04604	0,05421	+0,05347
2021	0,06780	+0,01663	0,07989	+0,02571

**Tabela S10.** Variações na extensão das áreas úmidas (Km<sup>2</sup>), obtidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Área Úmida NDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença NDWI (km <sup>2</sup> )	Área Úmida MNDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença MNDWI (km <sup>2</sup> )
2017	0,02182	-	0,06035	-
2018	0,01429	-0,00753	0,06248	+0,00213
2019	0,00000	-0,01429	0,00000	-0,06248
2020	0,00467	+0,00467	0,02155	+0,02155
2021	0,00756	-0,00289	0,05629	+0,03474

**Tabela S11.** Variações na extensão das áreas úmidas (Km<sup>2</sup>), obtidas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Área Úmida NDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença NDWI (km <sup>2</sup> )	Área Úmida MNDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença MNDWI (km <sup>2</sup> )
2017	0,03680	-	0,04312	-
2018	0,02986	-0,00694	0,04057	-0,00255
2019	0	-0,02986	0	-0,04057
2020	0,02117	+0,02117	0,03189	+0,03189
2021	0,03911	+0,01794	0,05650	+0,02461

**Tabela S12.** Variações na extensão das áreas úmidas (Km<sup>2</sup>), obtidas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas pelos índices de MNDWI e NDWI, referente aos anos de 2017 a 2021, na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Ano	Área Úmida NDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença NDWI (km <sup>2</sup> )	Área Úmida MNDWI (km <sup>2</sup> )	Diferença MNDWI (km <sup>2</sup> )
2017	0,02098	-	0,05008	-

2018	0,00756	-0,01342	0,045039	-0,005041
2019	0	-0,00756	0	-0,045039
2020	0,00215	+0,00215	0,01206	+0,01206
2021	0,00252	+0,00037	0,03477	+0,02271

**Tabela S13.** Variações do COS em (t ha<sup>-1</sup>), referente aos anos de 2017 a 2021, obtidos em análise com base no Banco de Dados MapBiomias, referente as Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, 2023.

Zonas	Ano	Área ha	Media .....t ha <sup>-1</sup> .....	Mediana	Desvio	Min .....t ha <sup>-1</sup> .....	Max
Avalanche de detritos - Z5	2021	38,29	0,53	0	5,45	0	58
Fluxo de detritos de alta energia - Z4	2021	127,11	2,13	0	10,58	0	59
Fluxo de detritos de baixa energia- Z3	2021	87,53	7,16	0	18,28	0	57
Fluxo de lama de alta energia - Z2	2021	48,41	28,33	48	24,70	0	55
Fluxo de lama de baixa energia - Z1	2021	4,44	31,3	48	23,49	0	51
Avalanche de detritos - Z5	2020	38,29	0,53	0	5,47	0	58
Fluxo de detritos de alta energia- Z4	2020	127,11	2,13	0	10,58	0	59
Fluxo de detritos de baixa energia- Z3	2020	87,53	7,17	0	18,30	0	57
Fluxo de lama de alta energia - Z2	2020	48,41	29,87	48	24,48	0	55
Fluxo de lama de baixa energia - Z1	2020	4,44	46,44	49	11,82	0	52
Avalanche de detritos - Z5	2019	38,29	0,53	0	5,47	0	58
Fluxo de detritos de alta energia - Z4	2019	127,11	3,13	0	12,69	0	60
Fluxo de detritos de baixa energia- Z3	2019	87,53	8,48	0	19,60	0	57
Fluxo de lama de alta energia - Z2	2019	48,41	35,46	49	23,22	0	57
Fluxo de lama de baixa energia - Z1	2019	4,44	46,32	49	11,81	0	52
Avalanche de detritos - Z5	2018	38,29	2,38	0	11,34	0	58
Fluxo de detritos de alta energia - Z4	2018	127,11	26,26	0	27,23	0	60
Fluxo de detritos de baixa energia - Z3	2018	87,53	51,28	54	12,44	0	61
Fluxo de lama de alta energia - Z2	2018	48,41	52,31	52	2,55	47	60

Fluxo de lama de baixa energia - Z1	2018	4,44	50,66	51	1,50	46	53
Avalanche de detritos - Z5	2017	38,29	2,37	0	11,31	0	58
Fluxo de detritos de alta energia - Z4	2017	127,11	26,30	0	27,19	0	58
Fluxo de detritos de baixa energia - Z3	2017	87,53	51,28	54	12,31	0	61
Fluxo de lama de alta energia - Z2	2017	48,41	52,13	52	2,72	46	59
Fluxo de lama de baixa energia - Z1	2017	4,44	50,26	51	1,71	45	53

**Tabela S14.** Resultados das análises granulométricas, físicas e químicas das amostras de solo coletadas *in situ*, nos pontos amostrados conforme a Figura 9, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Próprio autor, com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2023.

Zonas	Amostras	Coord X	Coord Y	Carbono total (t/há)	Areia	Argila	Silte	pH	Ca	H+Al	V%	Mg
2	2-1	589319	7772215	4,78	149	260	591	5,8	31,2	18	68,17	12,36
2	2-2	589309	7772211	20,66	469	290	241	4,9	18,2	29	43,74	5,82
2	2-3	589294	7772291	12,88	273	210	517	4,9	11,8	24	38,99	6,85
2	2-4	589312	7772250	5,98	301	160	539	5	6,5	16	32,59	3,31
2	2-5	589345	7772222	9,28	107	220	673	5,5	18,8	21	58,46	15,77
3	3-1	591067	7772559	4,78	339	195	466	6	26,6	16	66,72	10,77
3	3-2	591061	7772560	4,48	321	185	494	6,4	46,3	13	83,29	22,99
3	3-3	591053	7772555	5,38	279	200	521	6,5	30,6	12	78,13	20,01
3	3-4	591064	7772544	2,7	281	175	544	6,6	19,6	11	70,99	18,25
3	3-5	591059	7772527	3,6	596	150	254	6,7	28,9	10	82,84	32,26
4	4-1	592053	7773534	2,4	635	125	240	7	17,6	9	73,17	19,55
4	4-2	592036	7773524	2,7	582	120	298	7	28,9	7	85,48	24,64
4	4-3	592018	7773531	1,2	620	110	270	7	20,2	8	79,32	26,44
4	4-4	592028	7773563	6,28	563	105	332	6,9	16	8	73,73	20,6
4	4-5	592045	7773540	2,1	504	155	341	7,1	124,9	7	96,77	38,96

<b>Landsat 8</b>			<i>2017</i>	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	87	2
			Zona úmida	3	7
<i>2018</i>	Zona não úmida	Zona úmida	<i>2019</i>	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	2	Zona não úmida	99	0
Zona úmida	1	7	Zona úmida	0	0
<i>2020</i>	Zona não úmida	Zona úmida	<i>2021</i>	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1	Zona não úmida	86	2
Zona úmida	1	8	Zona úmida	4	7

**Figura MS1.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

<b>Landsat 8</b>			<i>2017</i>	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	1
			Zona úmida	1	8
<i>2018</i>	Zona não úmida	Zona úmida	<i>2019</i>	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	90	0	Zona não úmida	99	0
Zona úmida	0	9	Zona úmida	0	0
<i>2020</i>	Zona não úmida	Zona úmida	<i>2021</i>	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	2	Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7	Zona úmida	2	7

**Figura MS2.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Sentinel 2			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	86	2
Zona úmida	4	7			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7

2019	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	99	0
Zona úmida	0	0

2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7

2021	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7

**Figura MS3.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Sentinel 2			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	87	0
Zona úmida	3	9

2019	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	99	0
Zona úmida	0	0

2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8

2021	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8

**Figura MS4.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Landsat 8			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	86	1
Zona úmida	4	8			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	0
Zona úmida	4	7

2019	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	98	0
Zona úmida	1	0

2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8

2021	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	86	0
Zona úmida	4	9

**Figura MS5.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Landsat 8			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	86	0
Zona úmida	4	9

2019	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	99	0
Zona úmida	0	0

2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8

2021	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	87	0
Zona úmida	3	9

**Figura MS6.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



Sentinel 2			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7

Sentinel 2			2019	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	99	0
Zona úmida	0	0			

2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8

Sentinel 2			2021	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	1
Zona úmida	1	8			

**Figura MS7.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

Sentinel 2			2017	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	89	0
Zona úmida	1	9			

2018	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	90	0
Zona úmida	0	9

Sentinel 2			2019	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	98	0
Zona úmida	1	0			

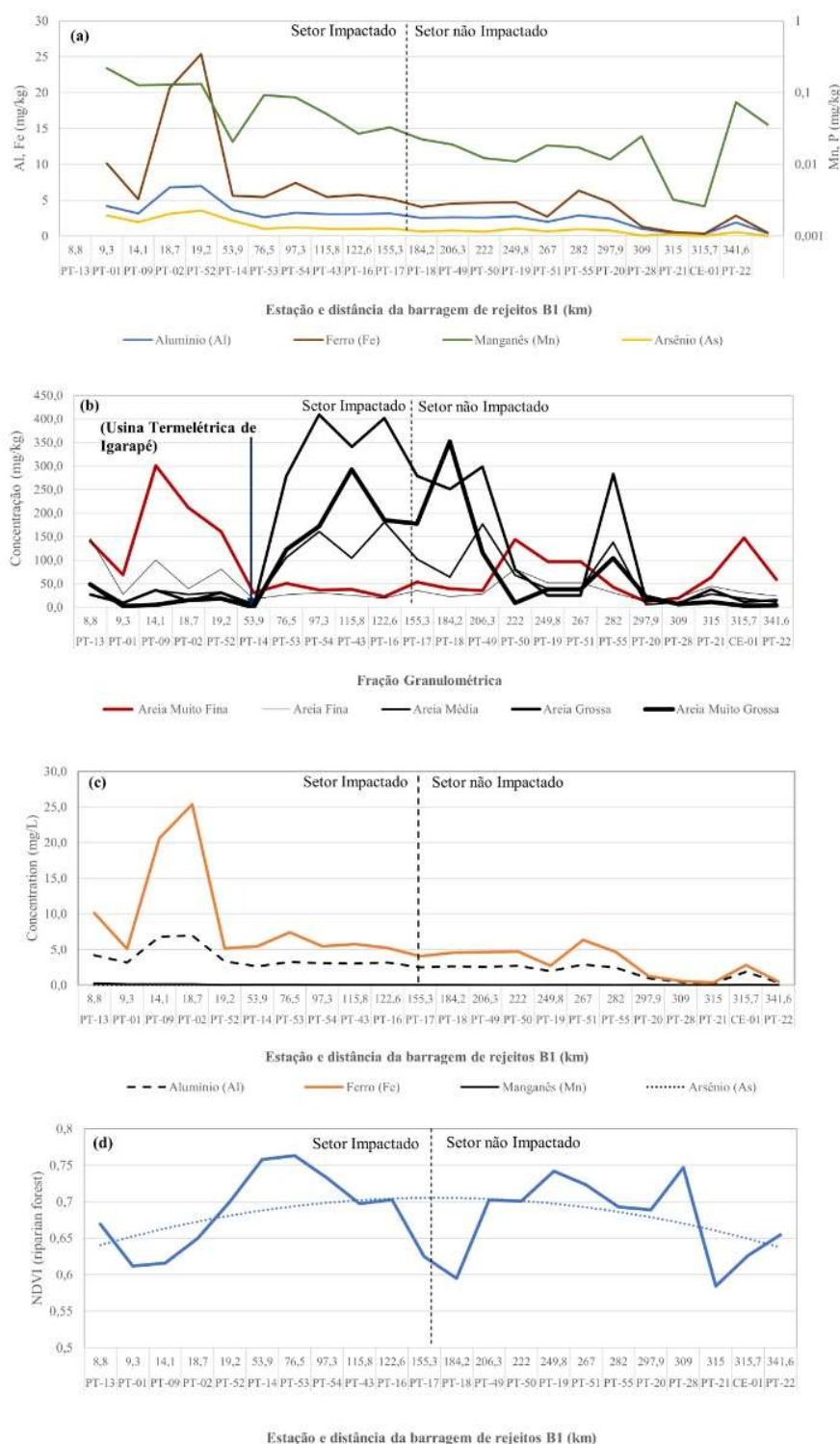
2020	Zona não úmida	Zona úmida
Zona não úmida	89	0
Zona úmida	1	9

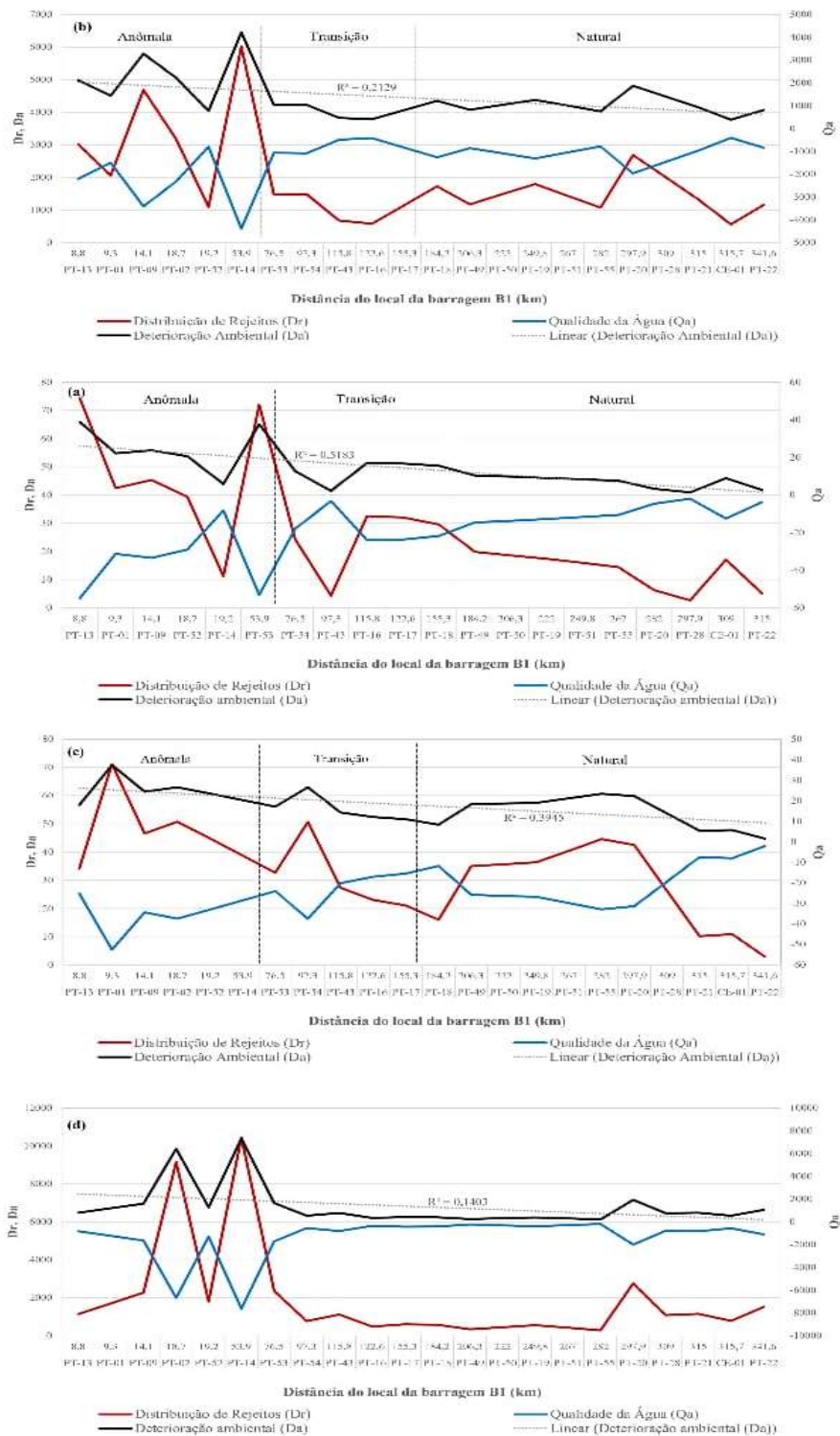
Sentinel 2			2021	Zona não úmida	Zona úmida
			Zona não úmida	88	2
Zona úmida	2	7			

**Figura MS8.** Matriz de confusão para imagens dos anos de 2017 a 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

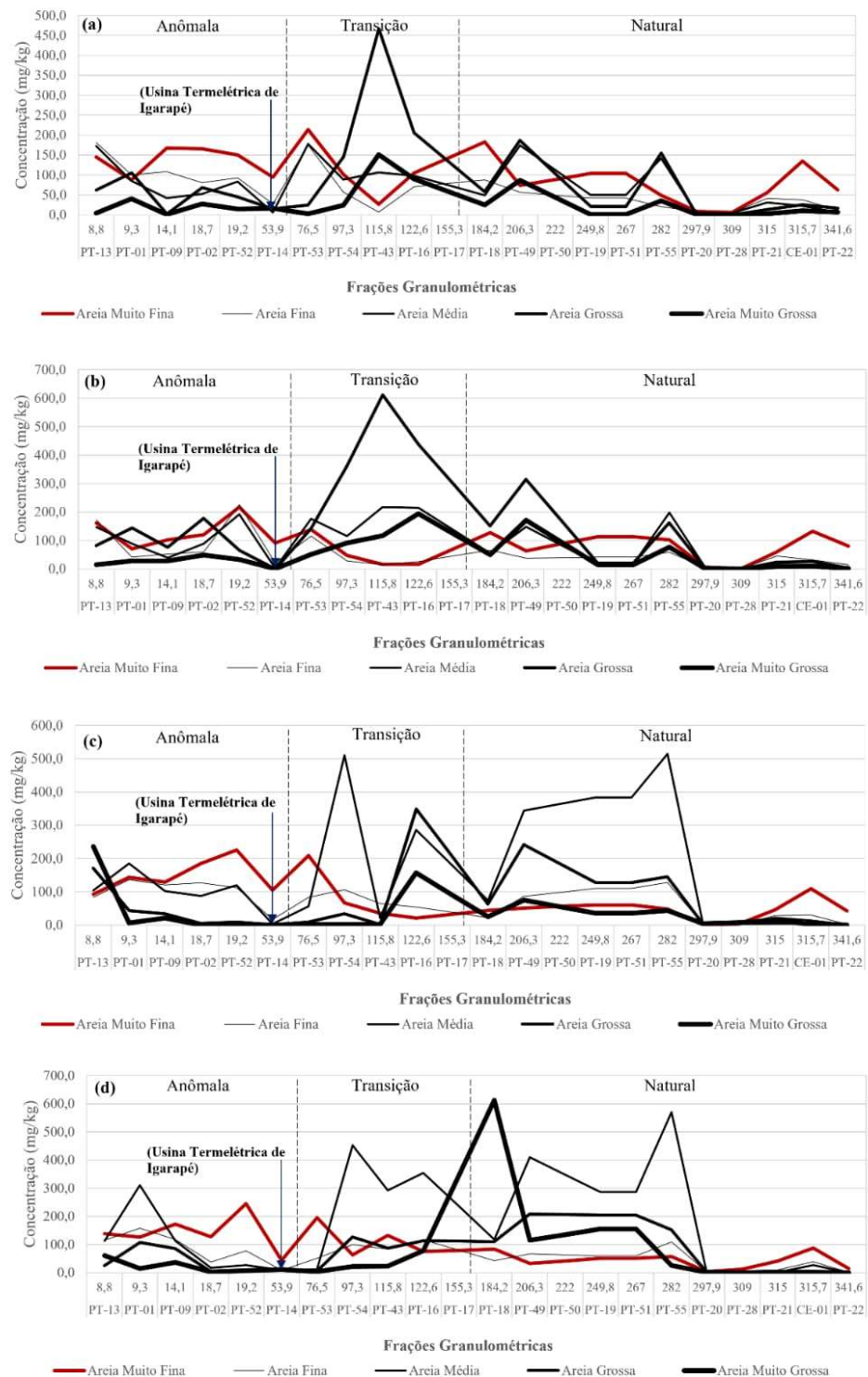
## ANEXOS



**Figura A1.** Perfis longitudinais representando o ano de 2019 no Rio Paraopeba: (a) concentrações de Al, Fe, Mn e As nas misturas sedimento-rejeito; (b) frações granulométricas em misturas sedimento-rejeito; (c) concentrações de Al, Fe, Mn e As na água do rio; (d) refletâncias de mata ciliar (NDVI). As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalos e de transição (os mais impactados pelos rejeitos) do setor natural ou de linha de base, conforme definido em Pacheco et al. (2022). **Fonte:** Acervo do próprio autor, com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2022.

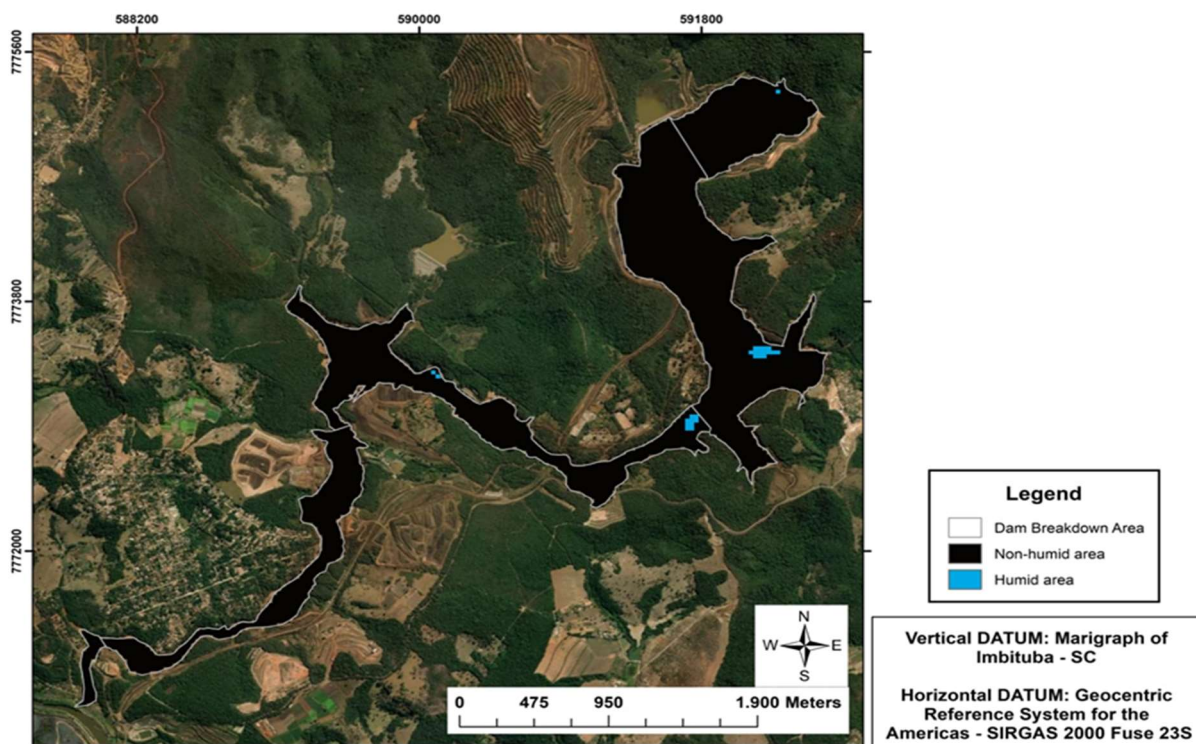


**Figura A2.** Perfis longitudinais do comportamento da distribuição de rejeitos, qualidade hídrica e deterioração ambiental para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalo, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). **Fonte:** Acervo do próprio autor, com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2022.

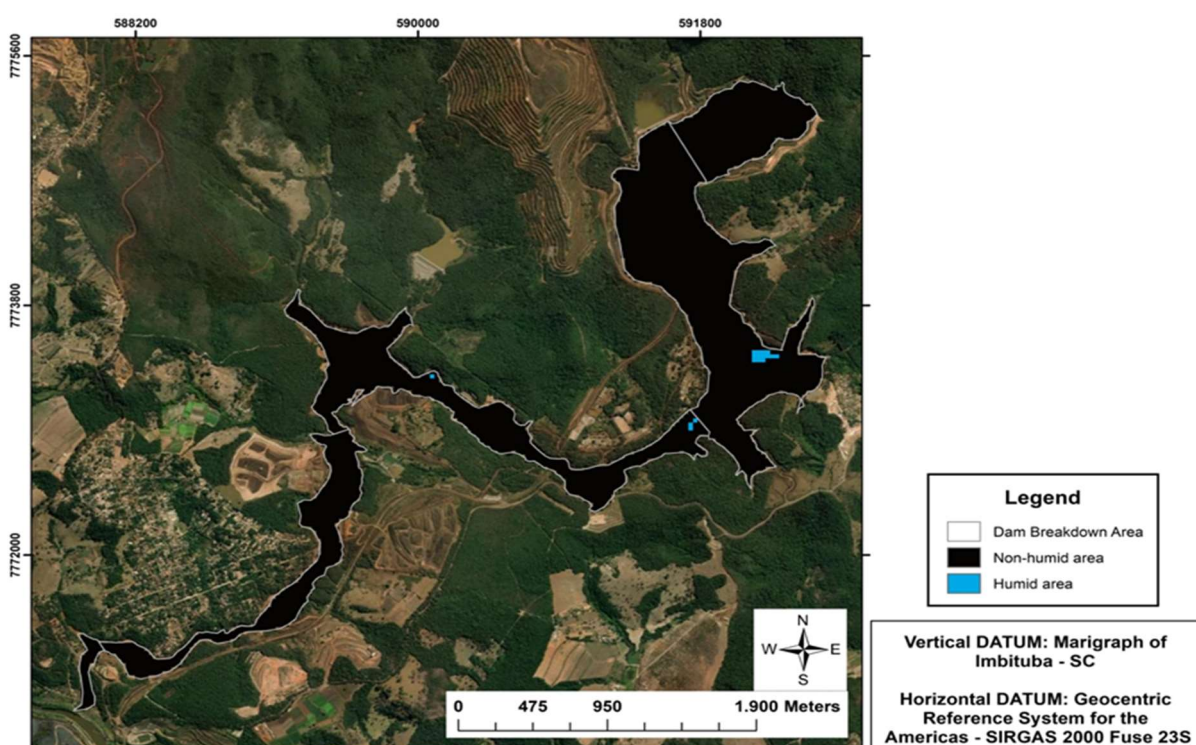


**Figura A3.** Perfis longitudinais das frações granulométricas que compuseram as misturas sedimento-rejeito para o período seco e chuvoso de 2020 e 2021 no Rio Paraopeba, onde, (a) Período chuvoso de 2020; (b) Período seco de 2020; (c) Período chuvoso de 2021 e (d) Período seco de 2021. As linhas verticais tracejadas dividem os diagramas em função da distância ao local da barragem B1, separando os setores anômalo, de transição e natural, conforme definido em Pacheco et al. (2022). **Fonte:** Acervo do próprio autor, com base nas análises internas da Vale S.A. e Arcadis, 2022.



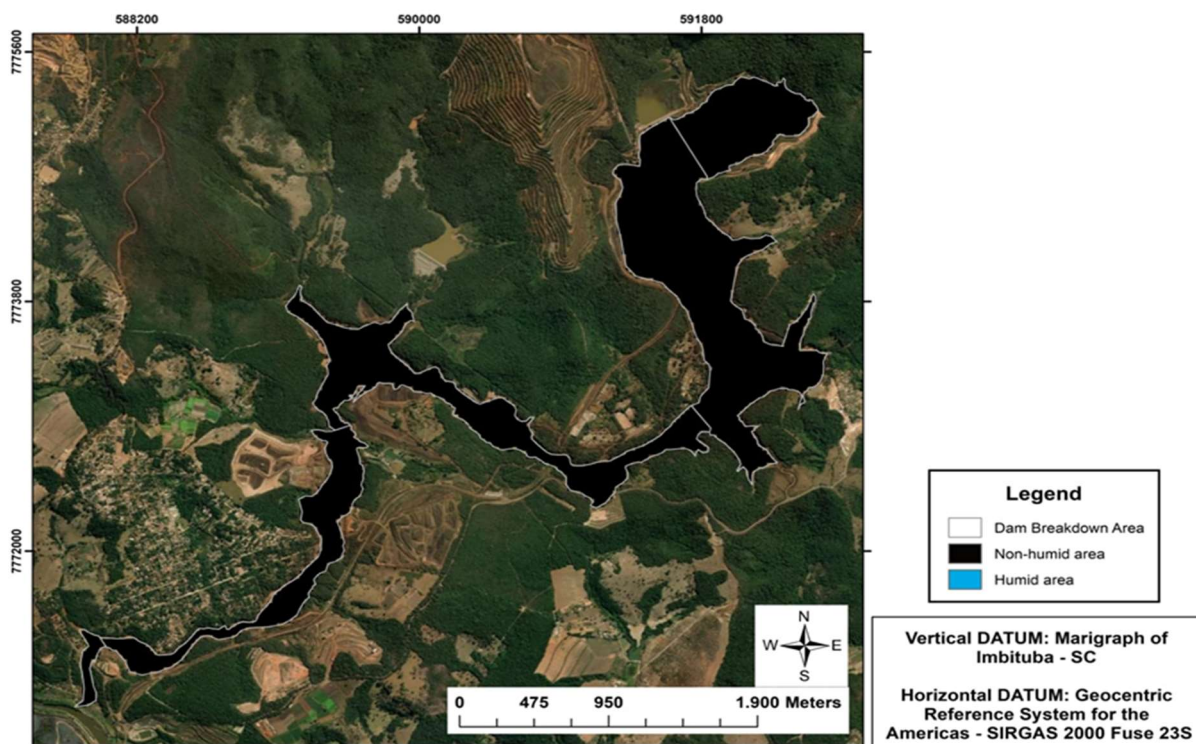


**Figura A4.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

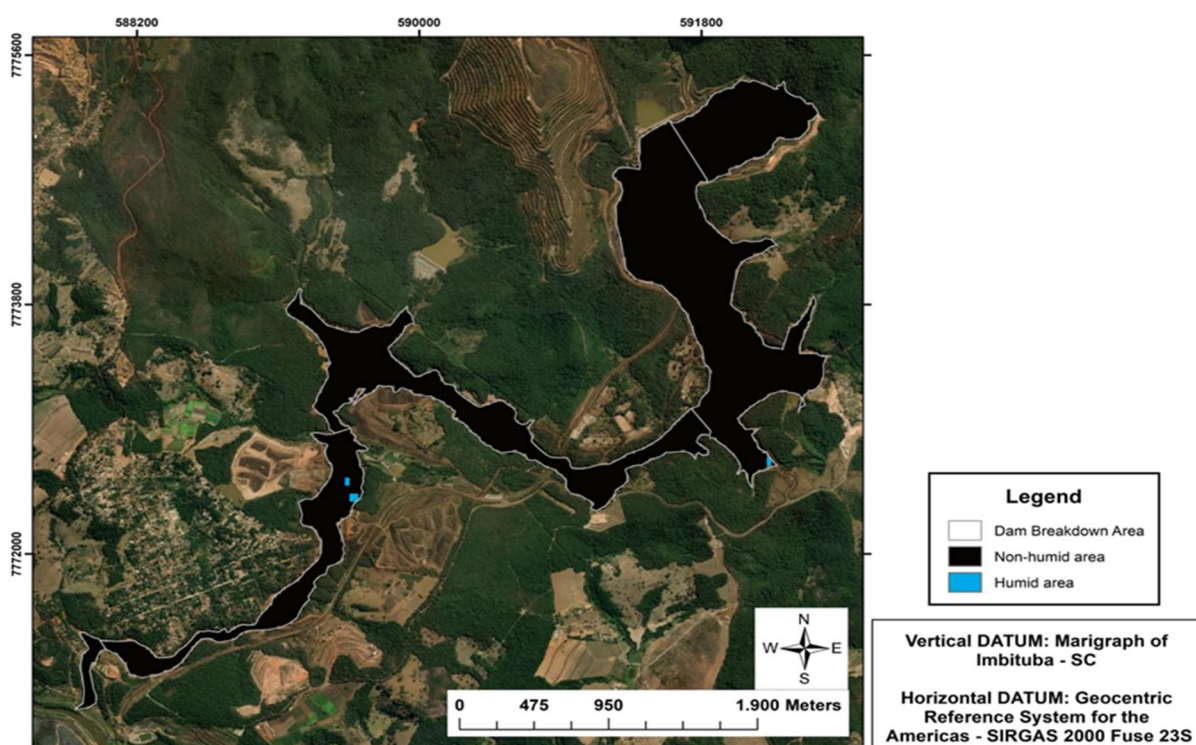


**Figura A5.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



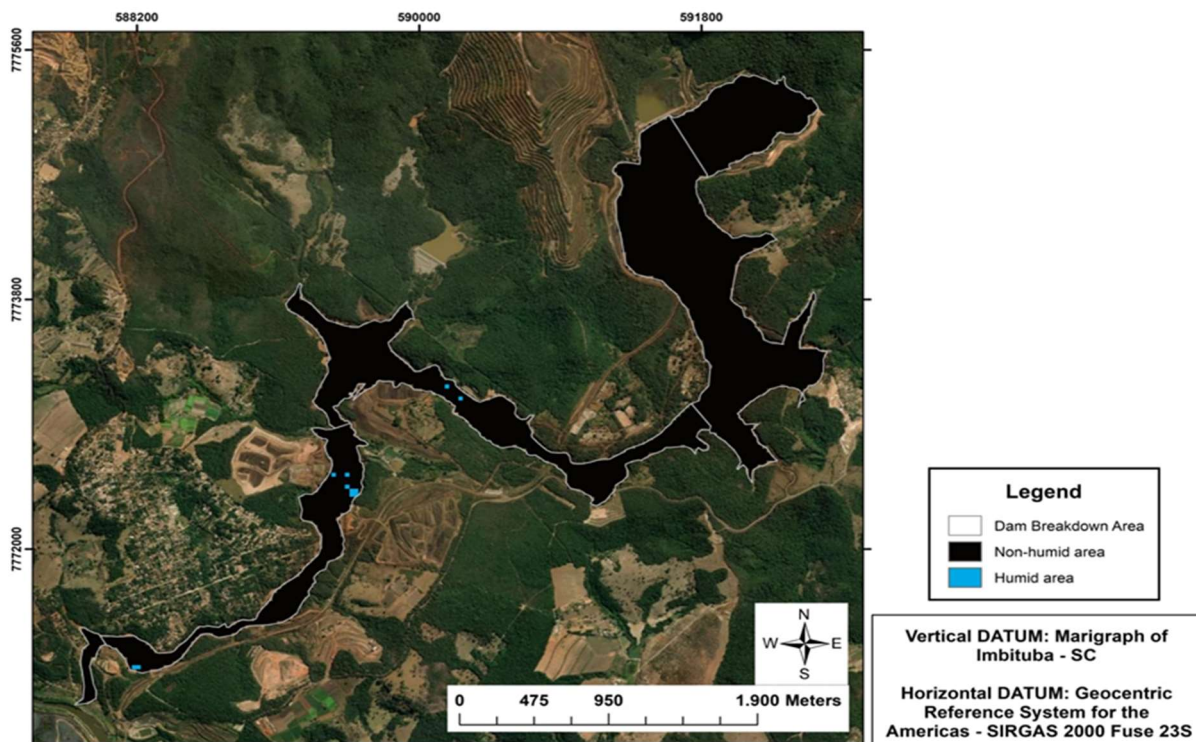


**Figura A6.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

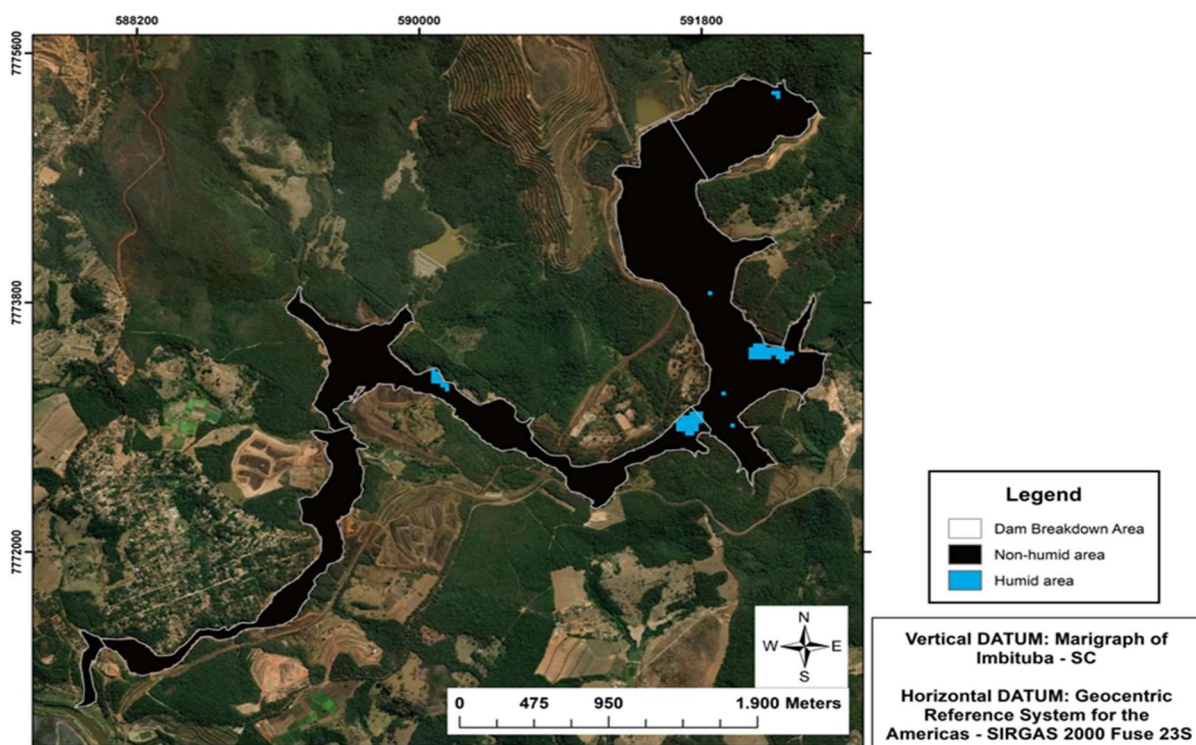


**Figura A7.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



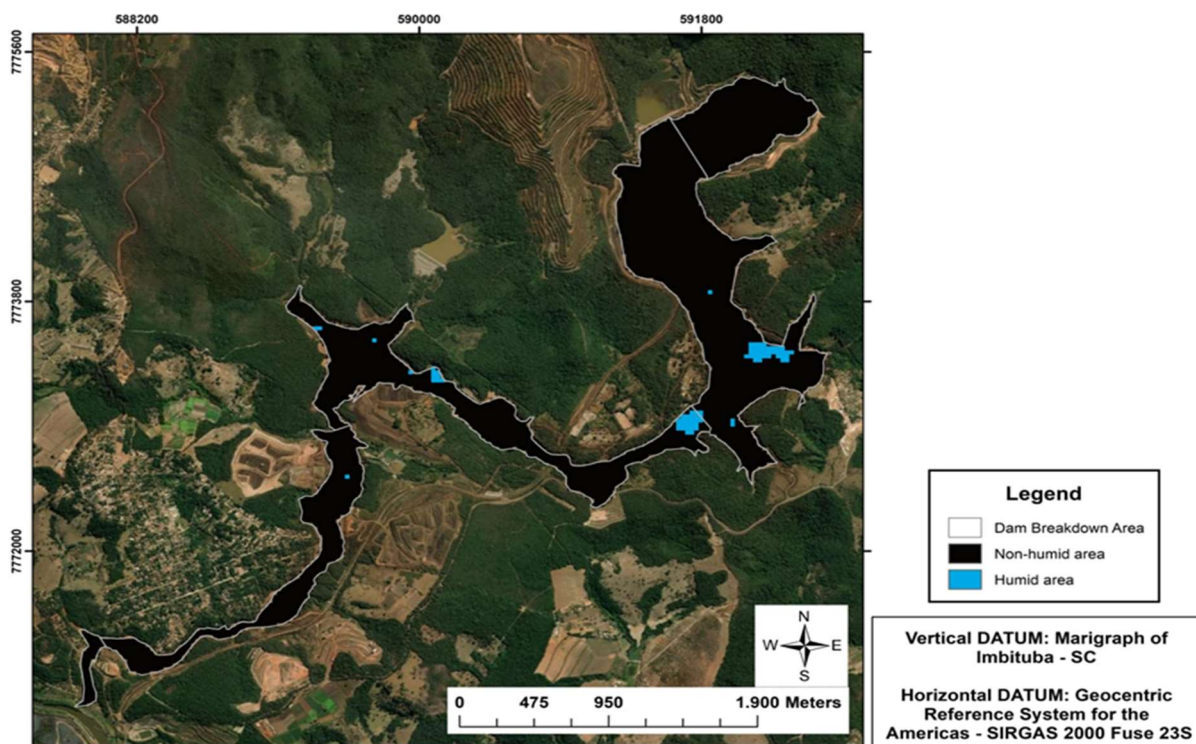


**Figura A8.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

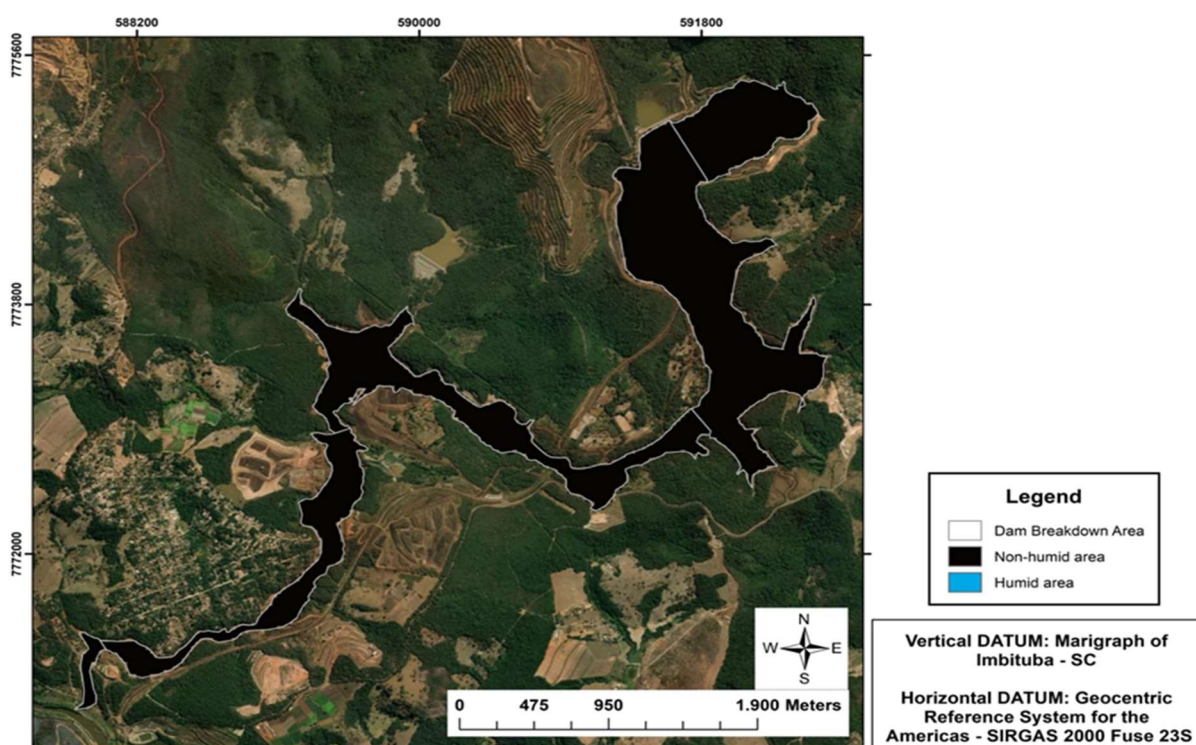


**Figura A9.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



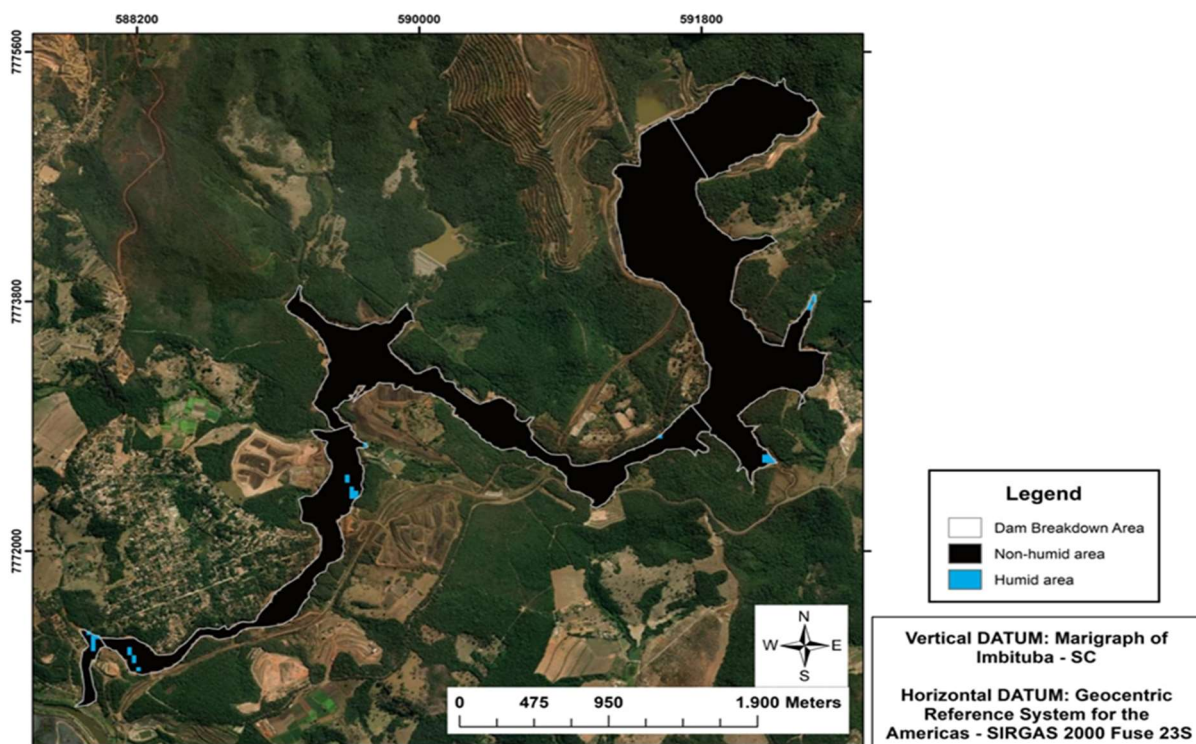


**Figura A10.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

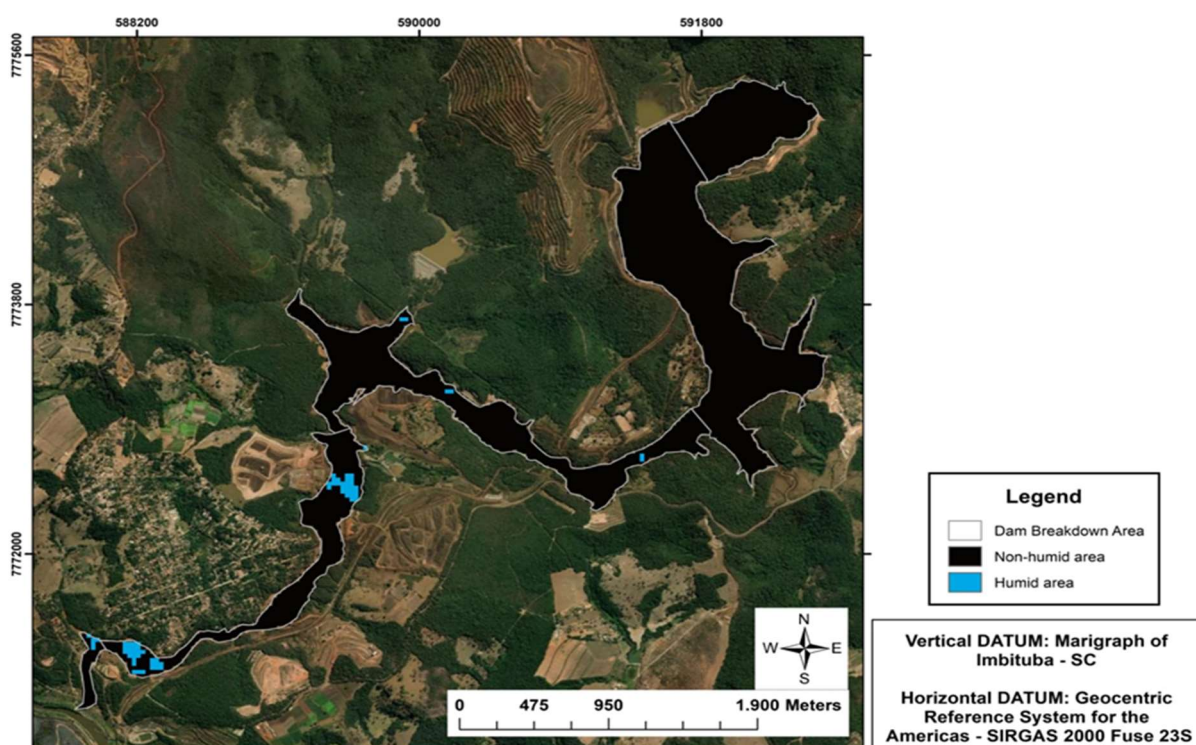


**Figura A11.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



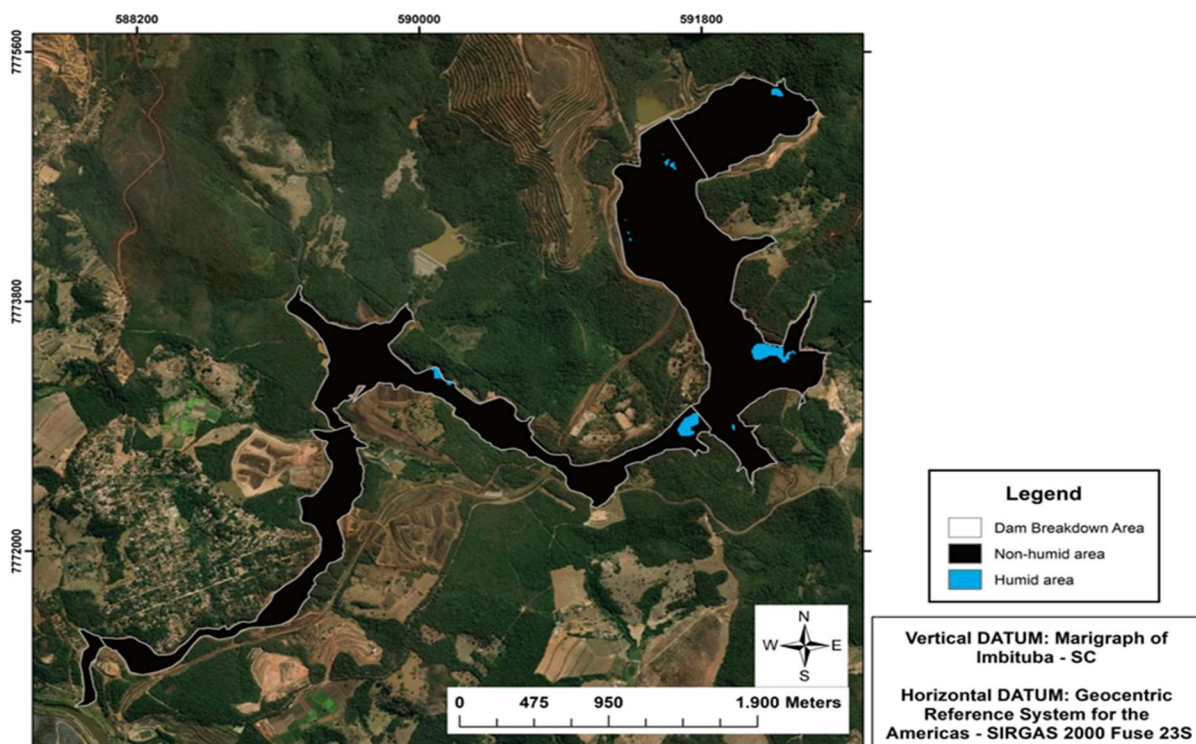


**Figura A12.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

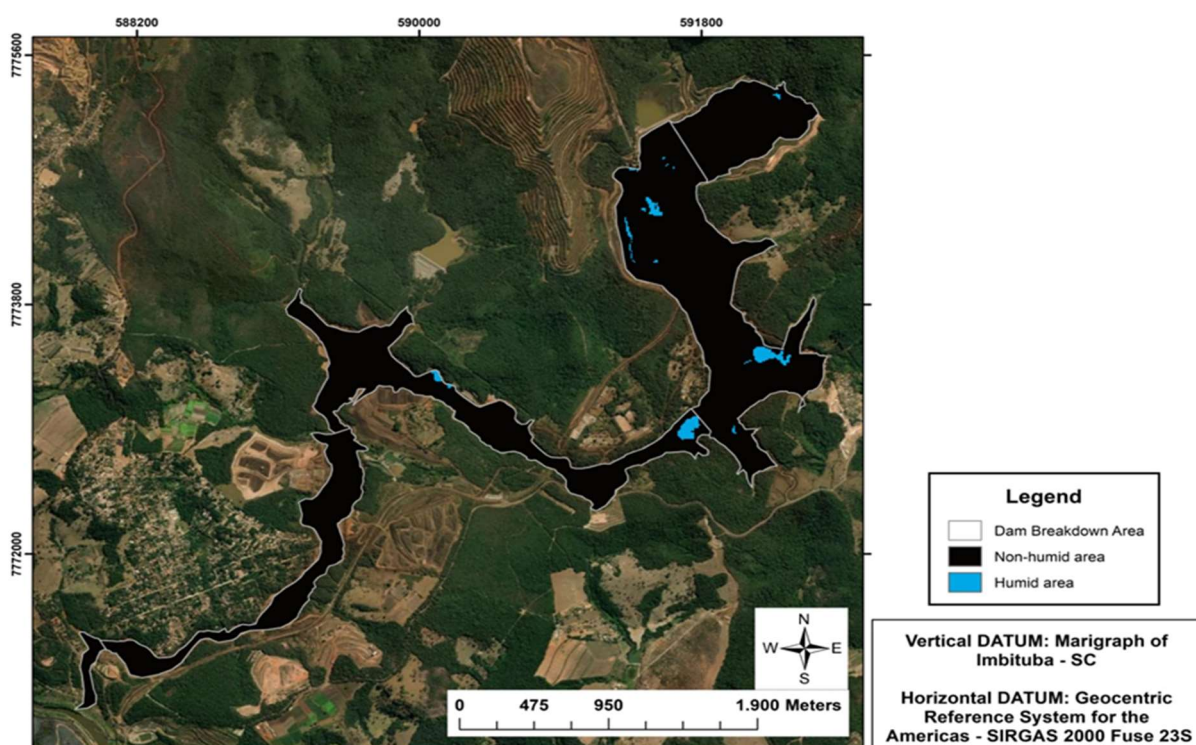


**Figura A13.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



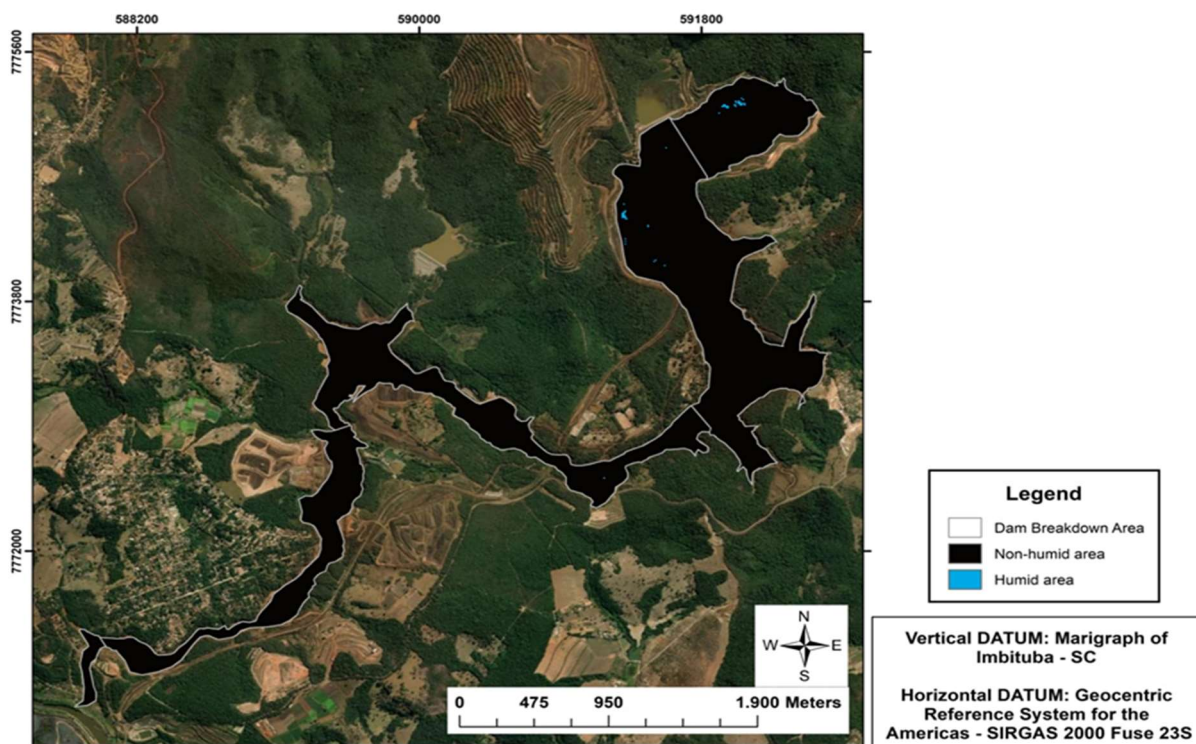


**Figura A14.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

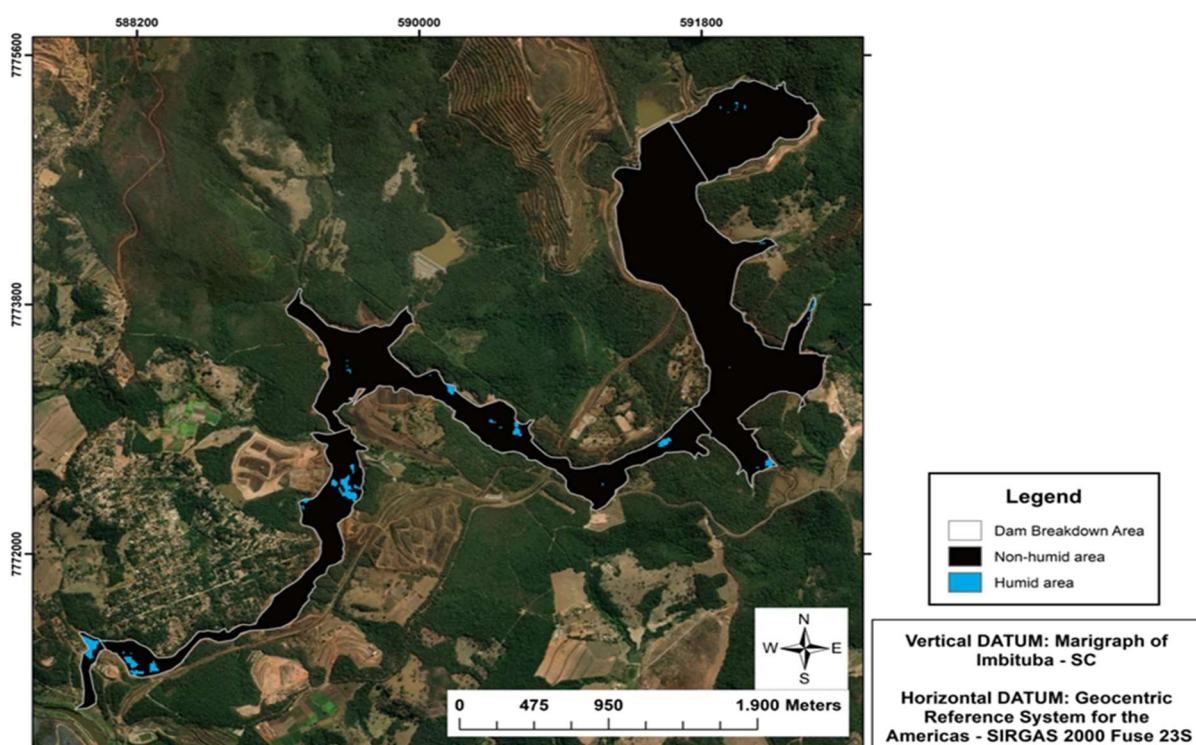


**Figura A15.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



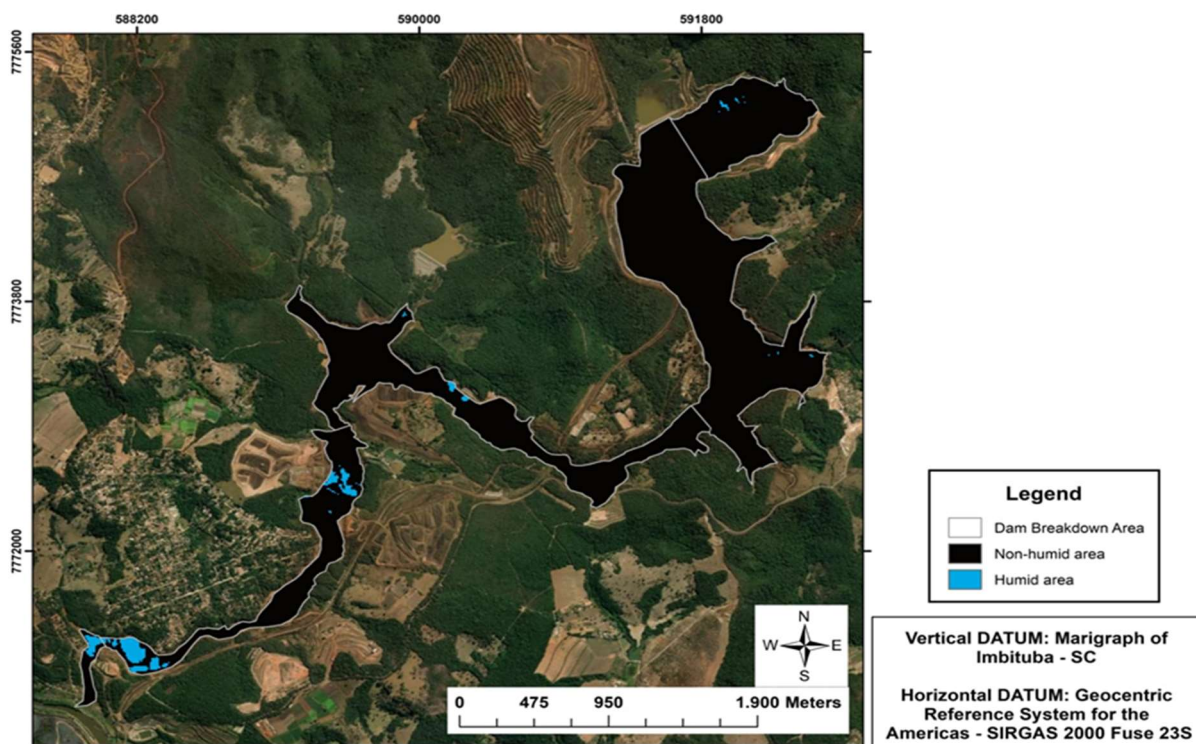


**Figura A16.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

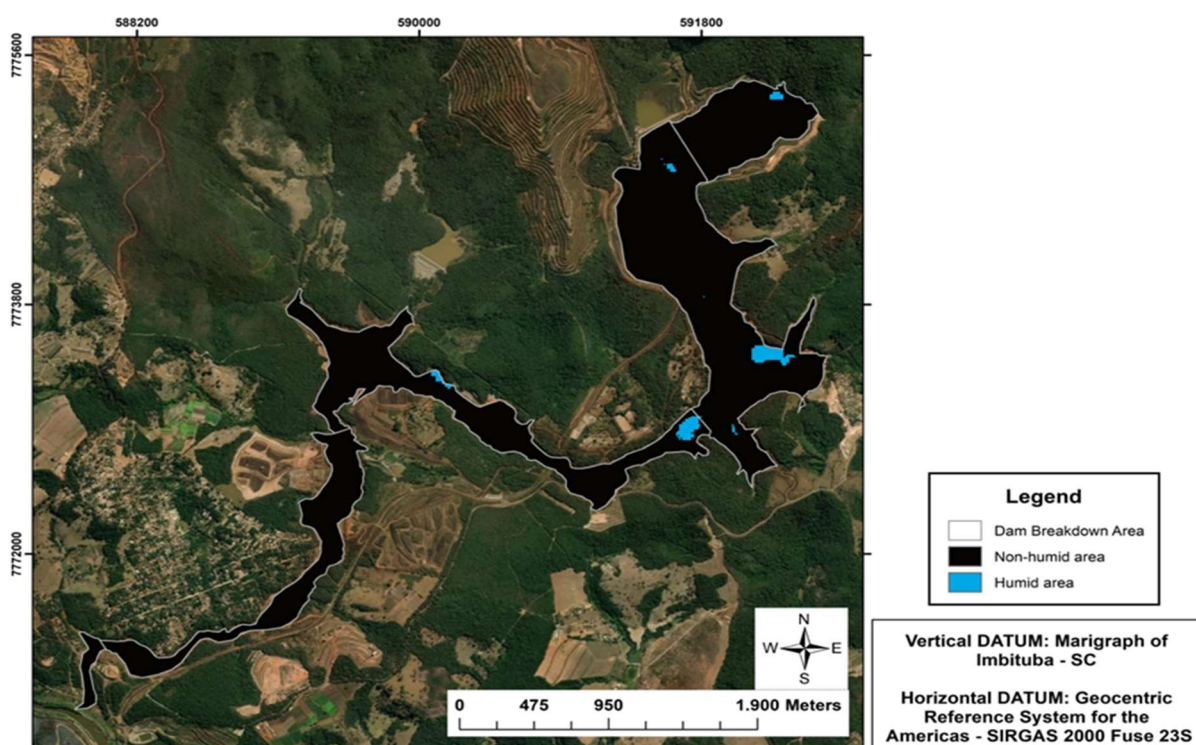


**Figura A17.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



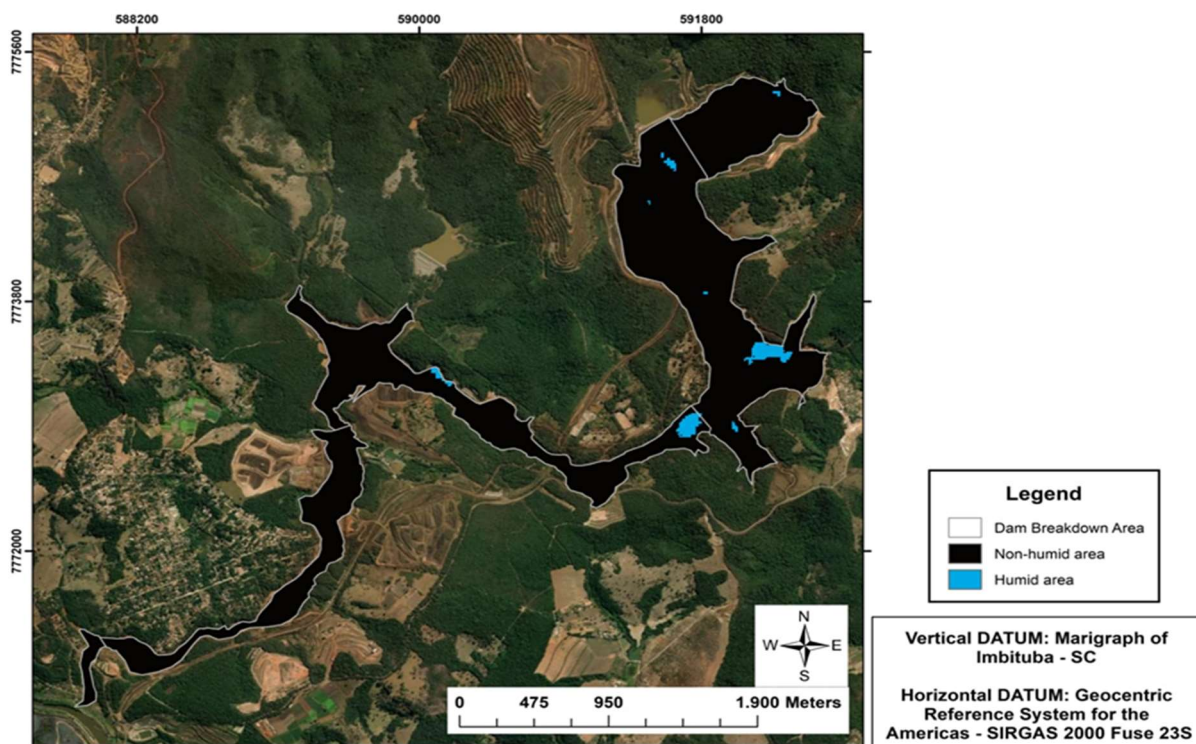


**Figura A18.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

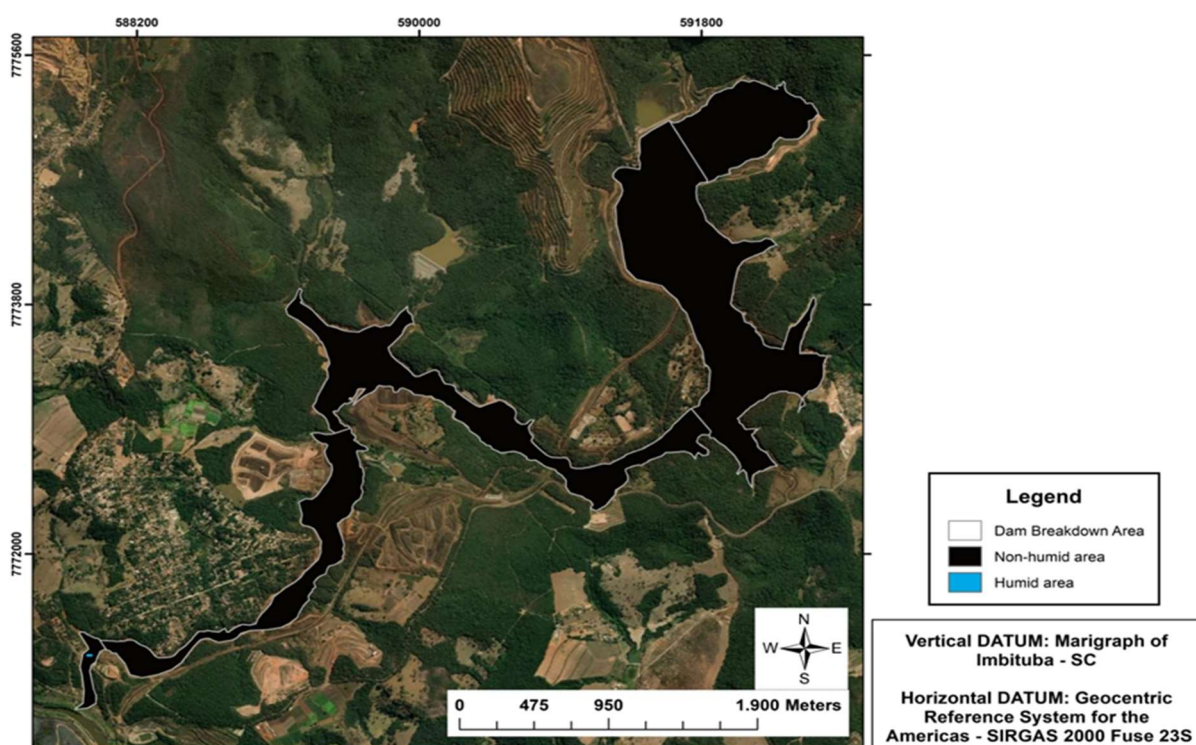


**Figura A19.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



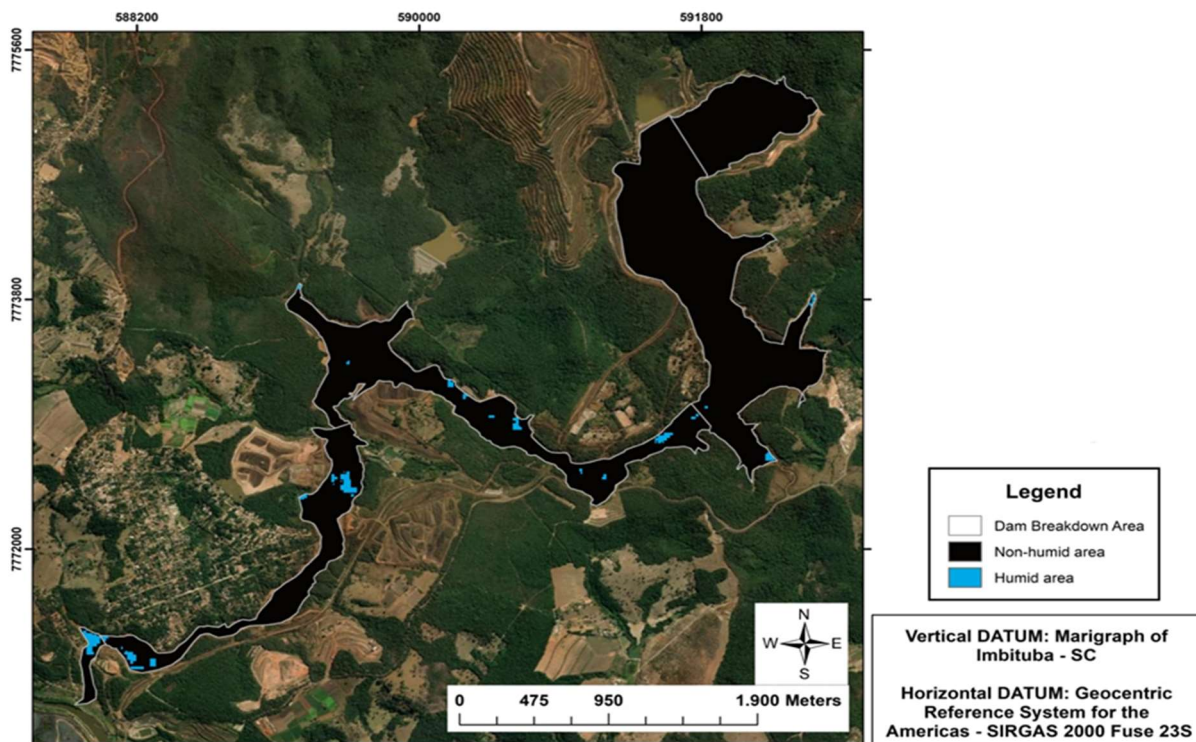


**Figura A20.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

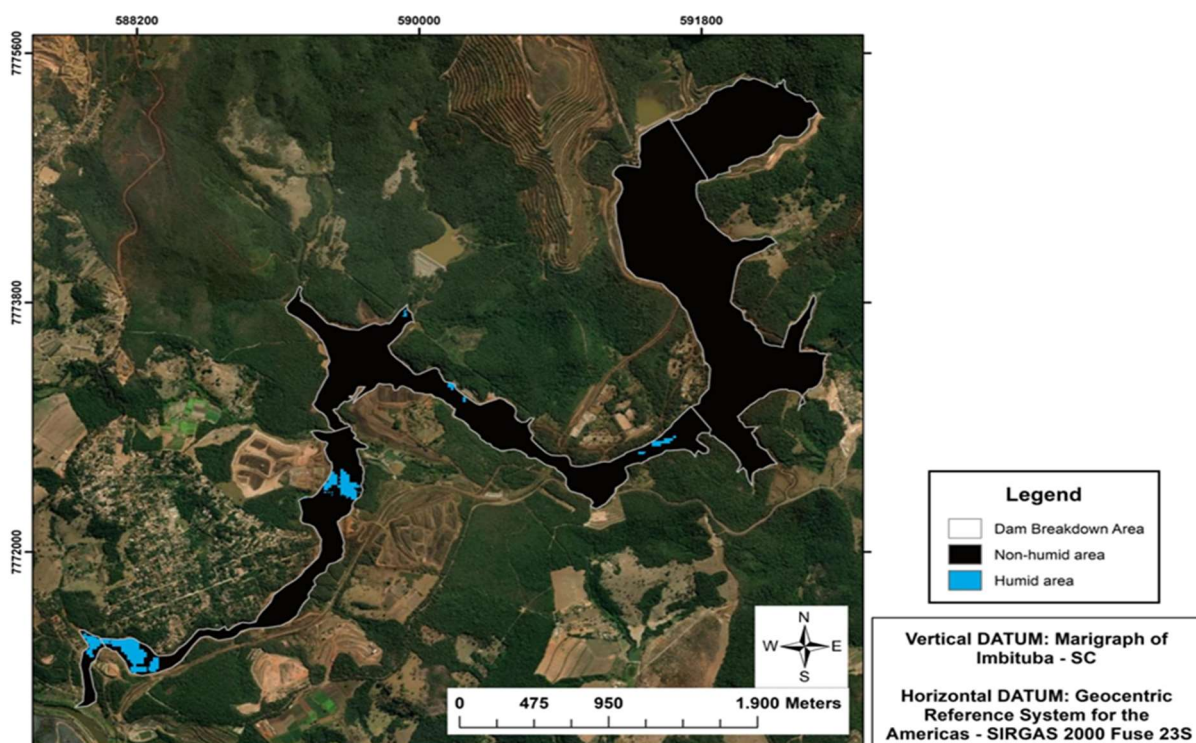


**Figura A21.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



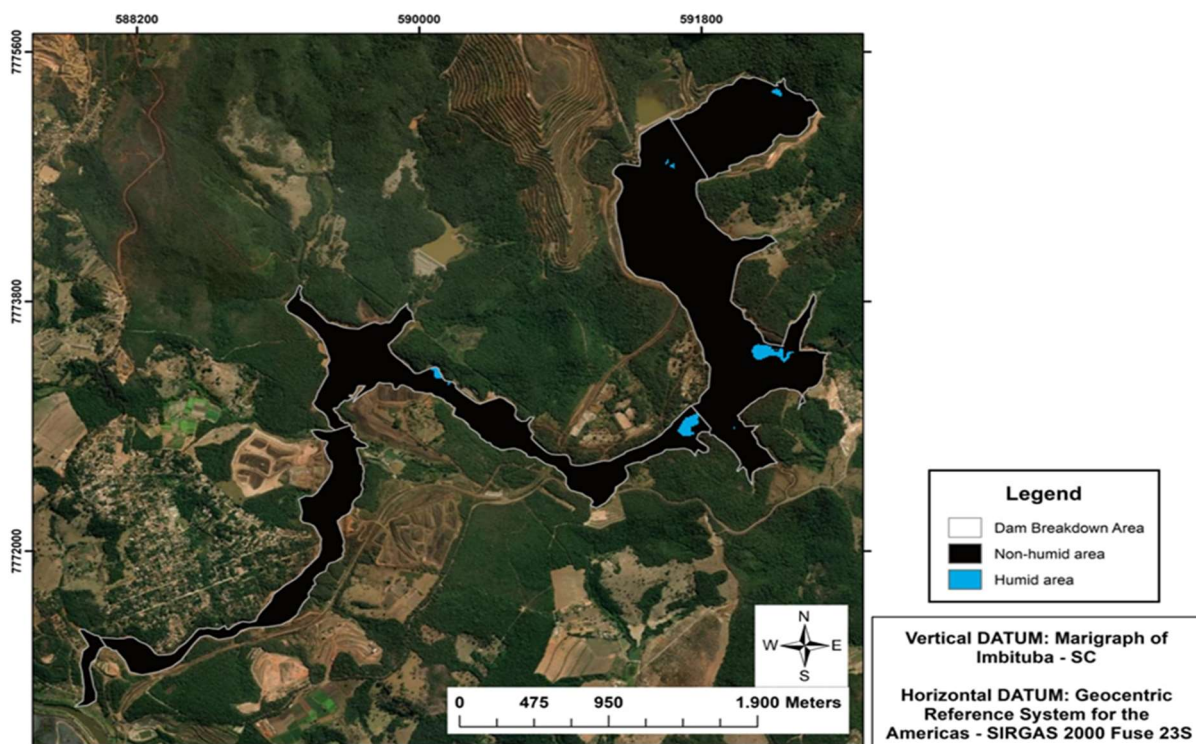


**Figura A22.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

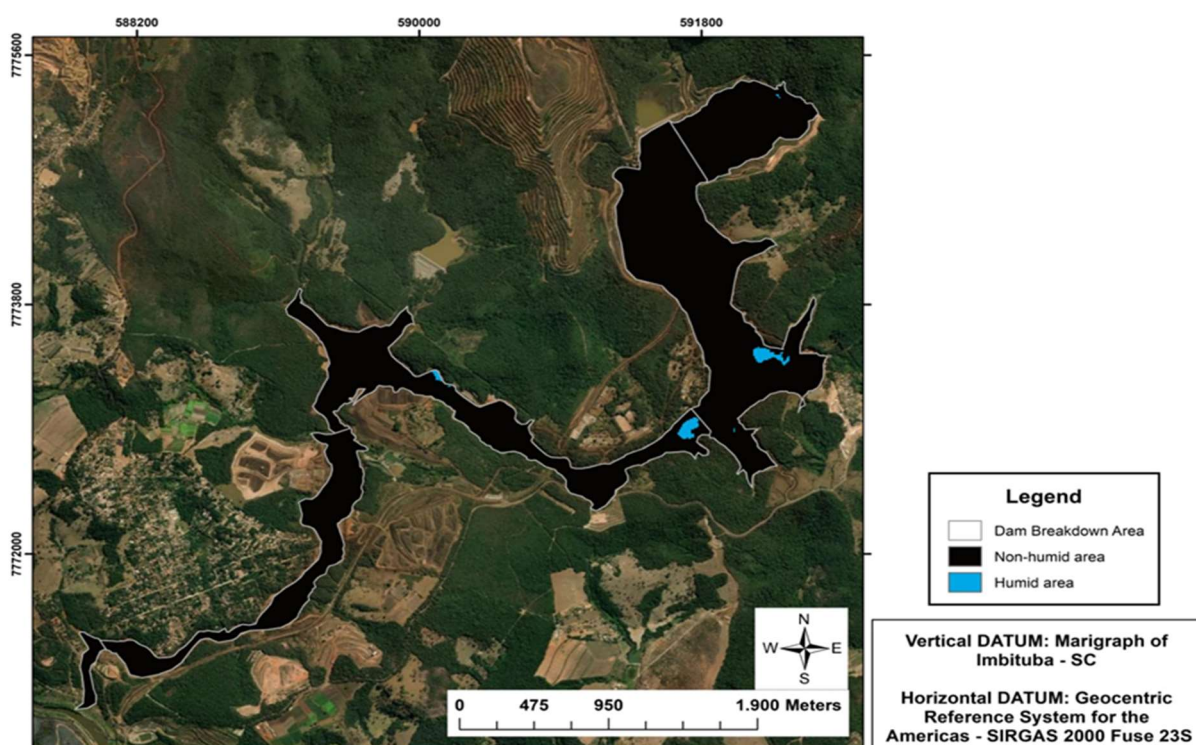


**Figura A23.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.0) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



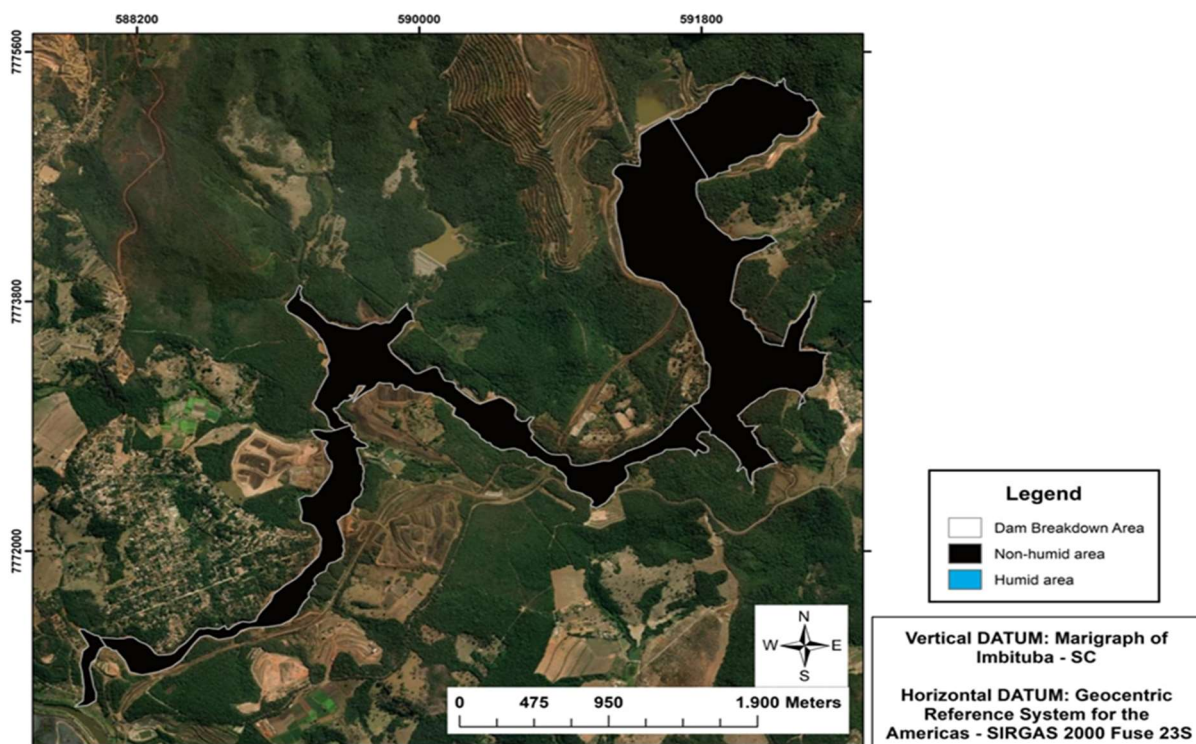


**Figura A24.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

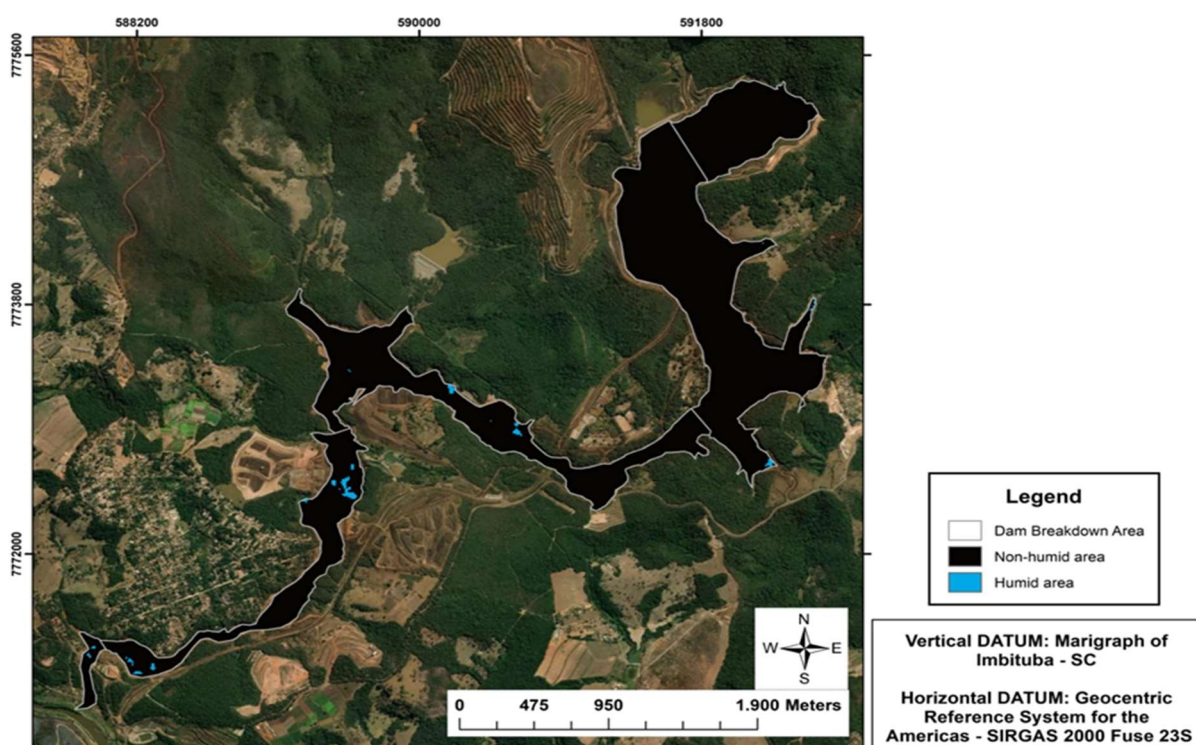


**Figura A25.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



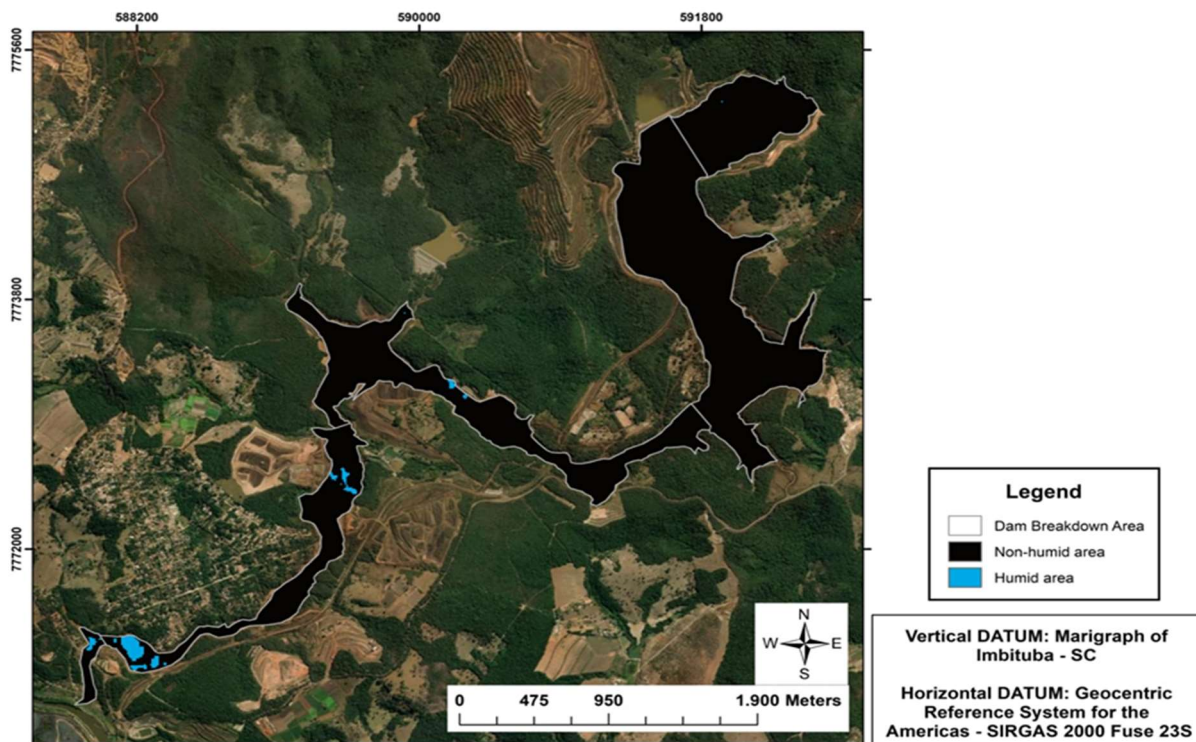


**Figura A26.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

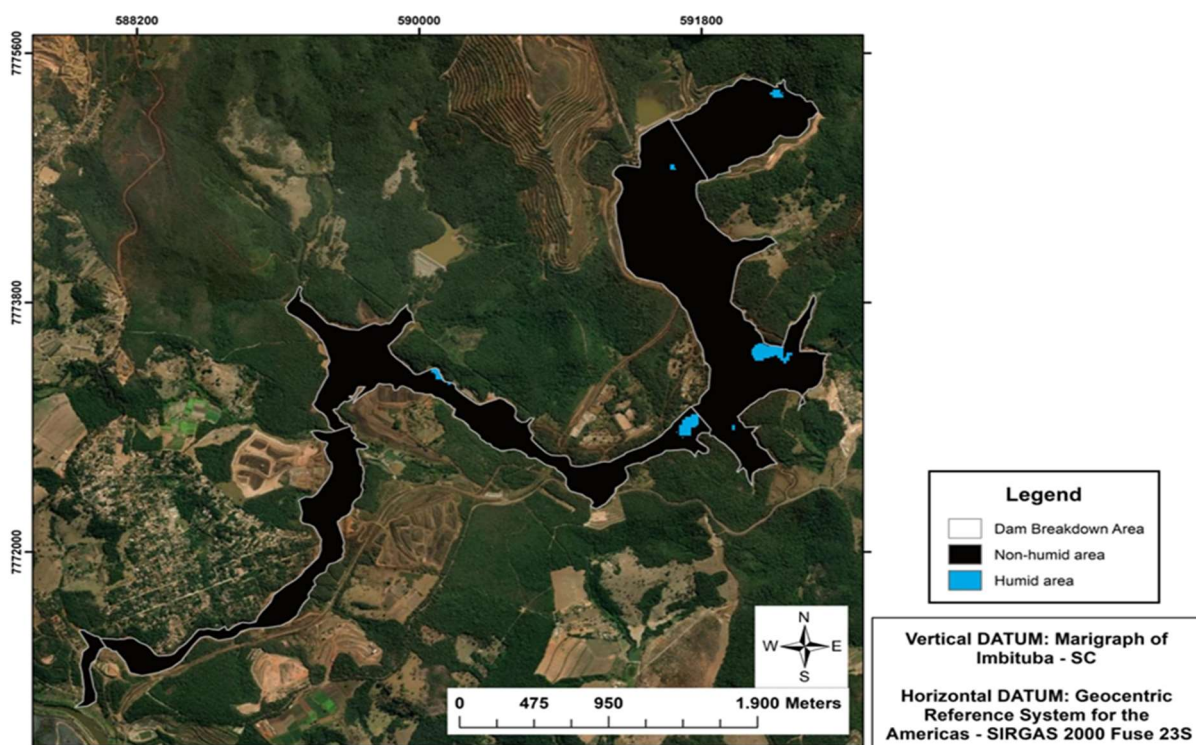


**Figura A27.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



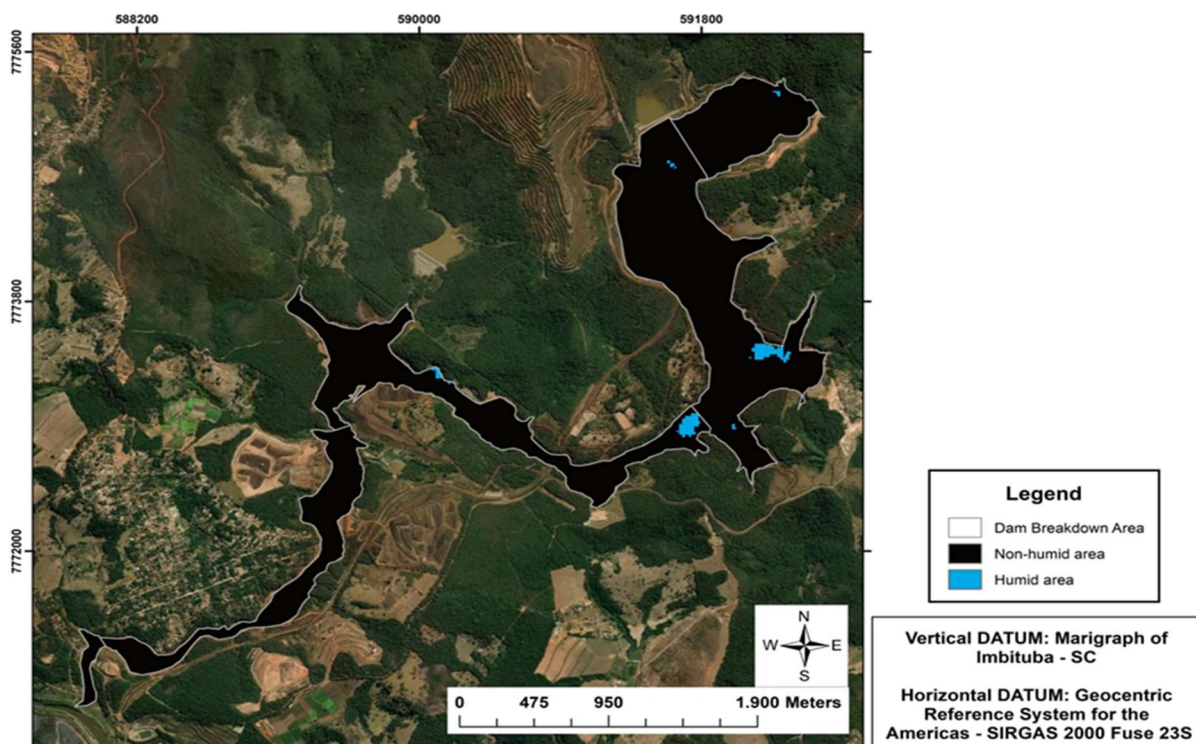


**Figura A28.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

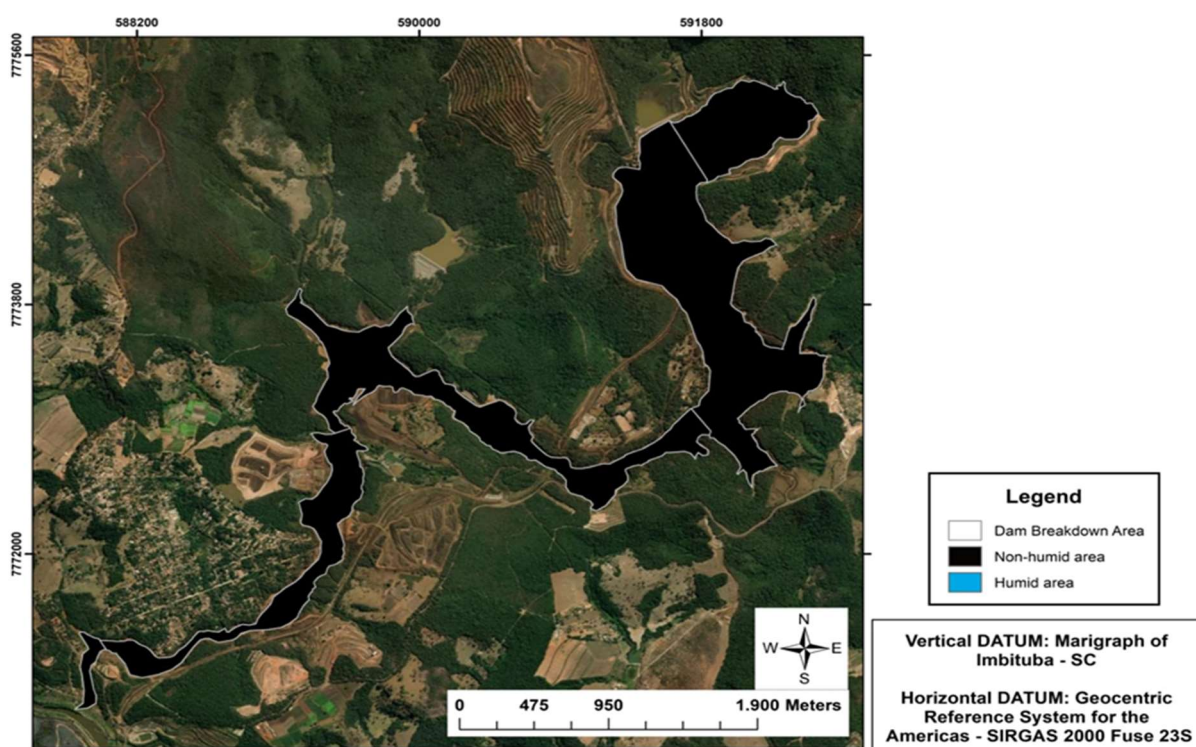


**Figura A29.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



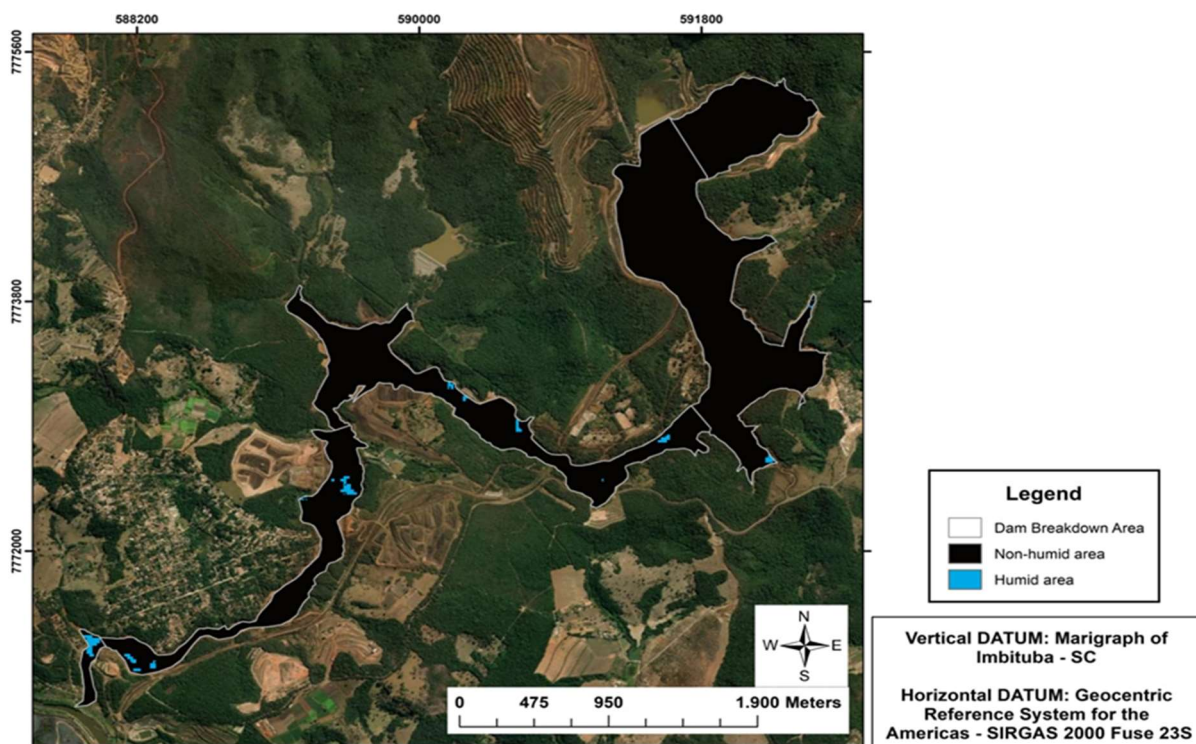


**Figura A30.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

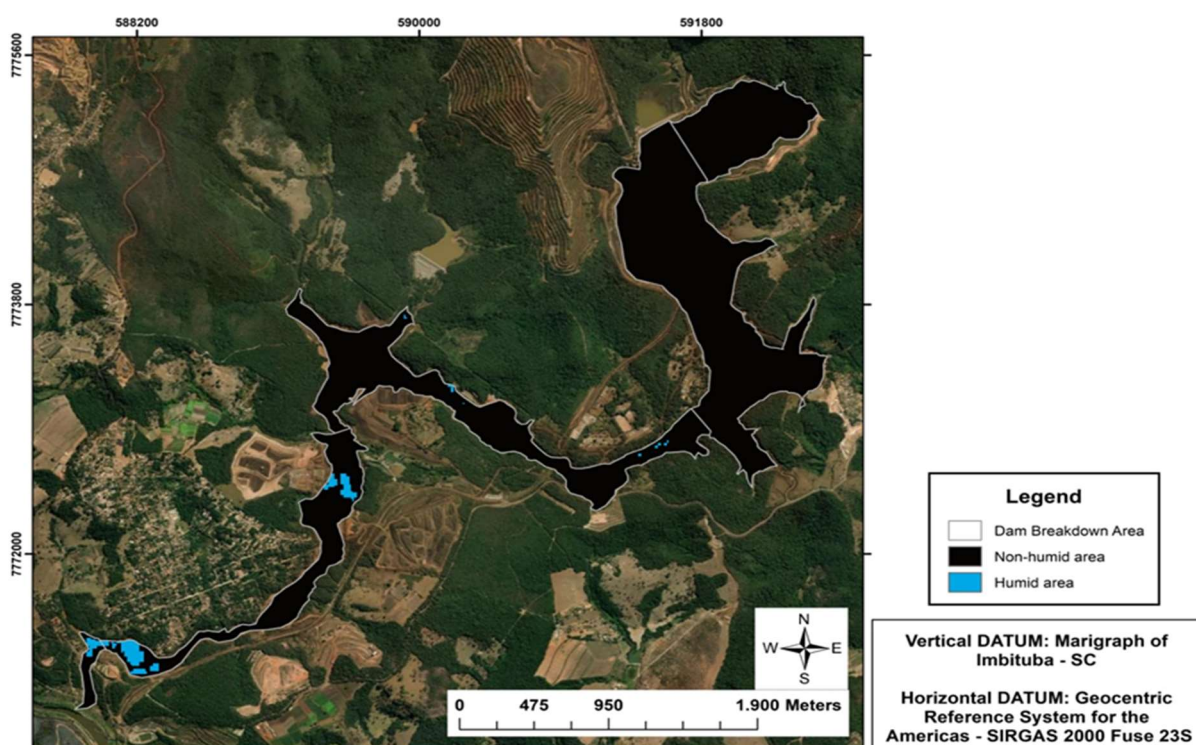


**Figura A31.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



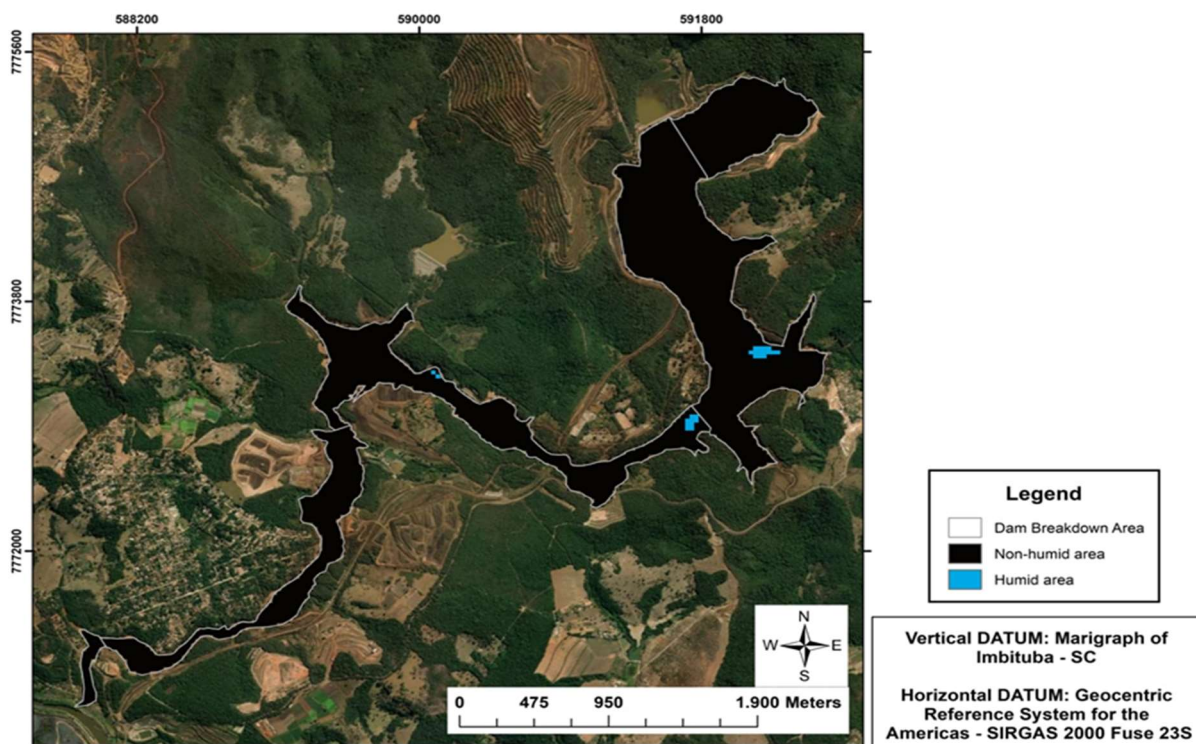


**Figura A32.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

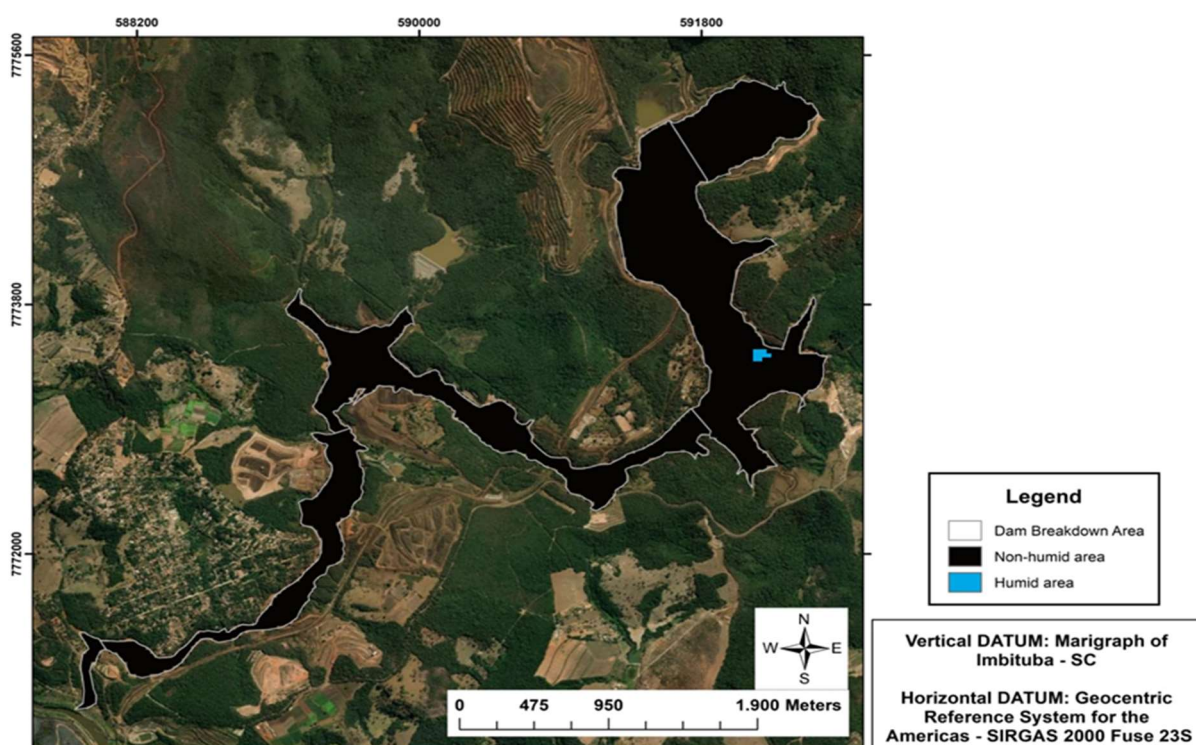


**Figura A33.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Sentinel-2, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



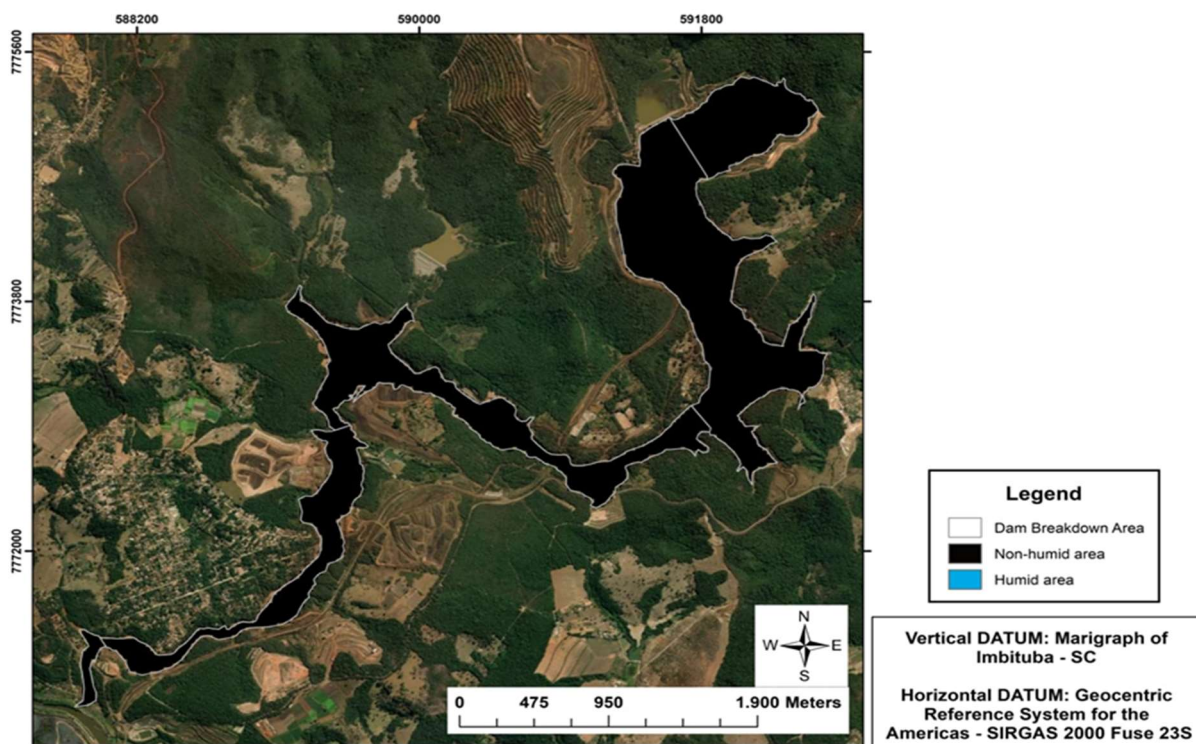


**Figura A34.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

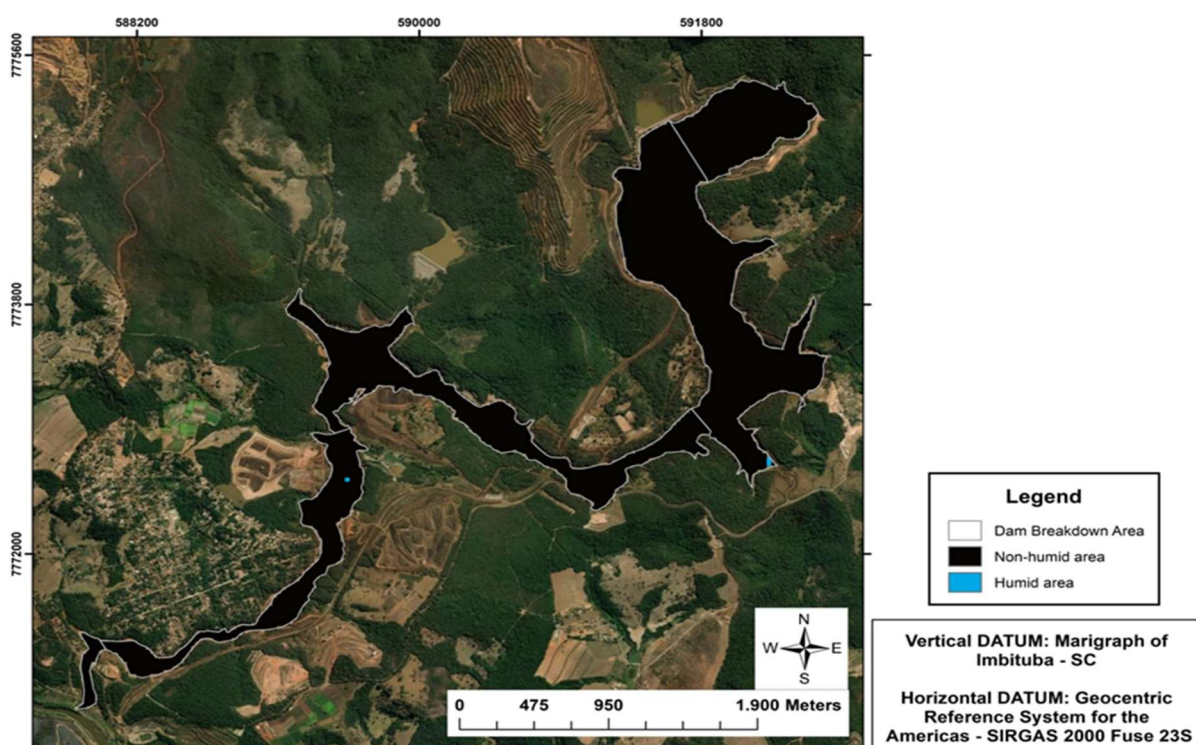


**Figura A35.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



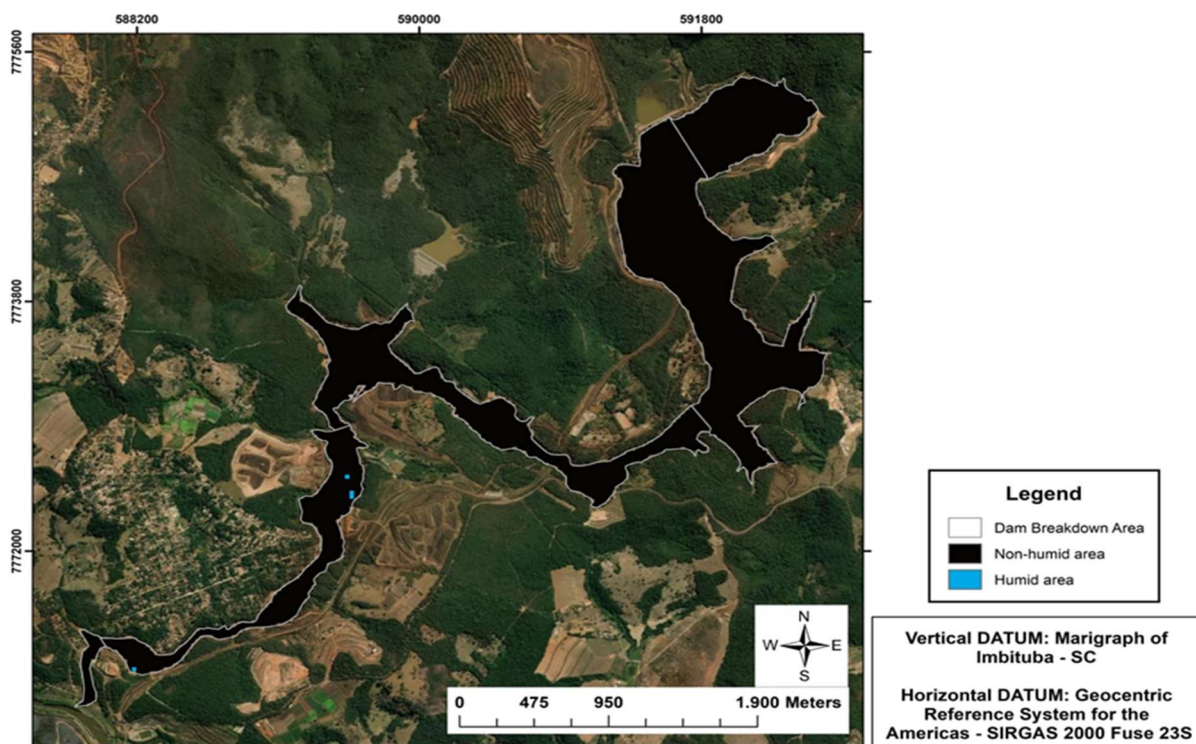


**Figura A36.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

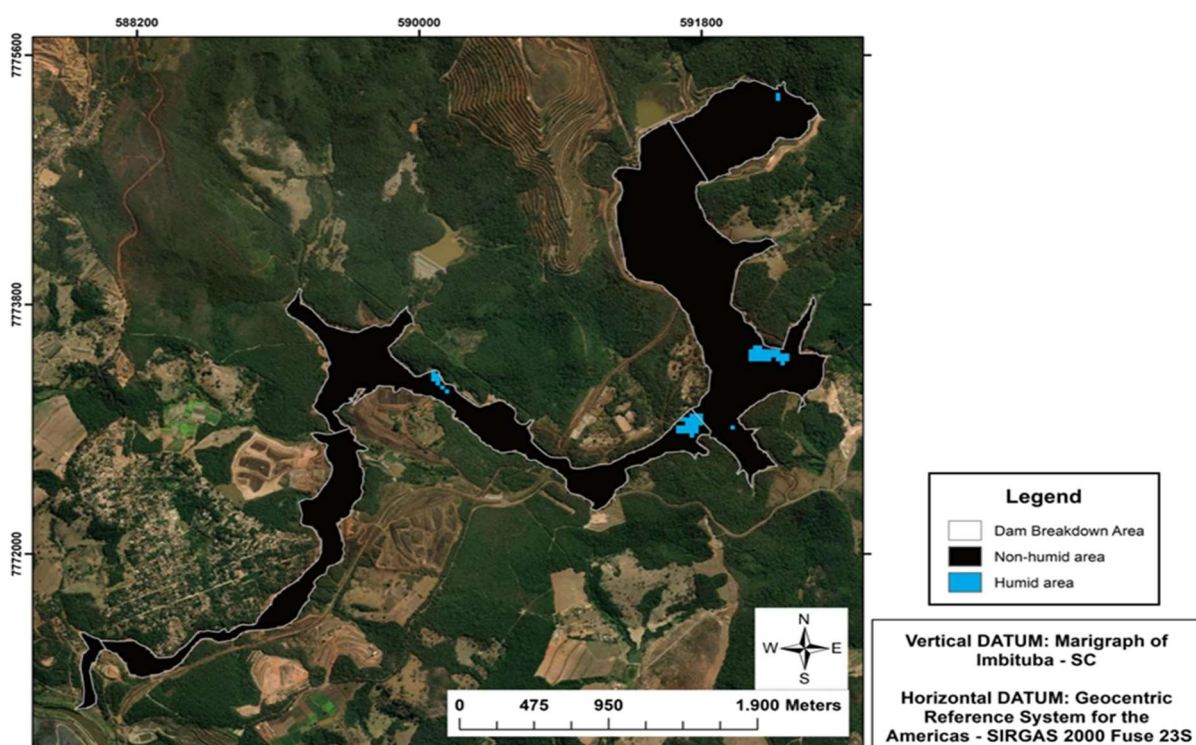


**Figura A37.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



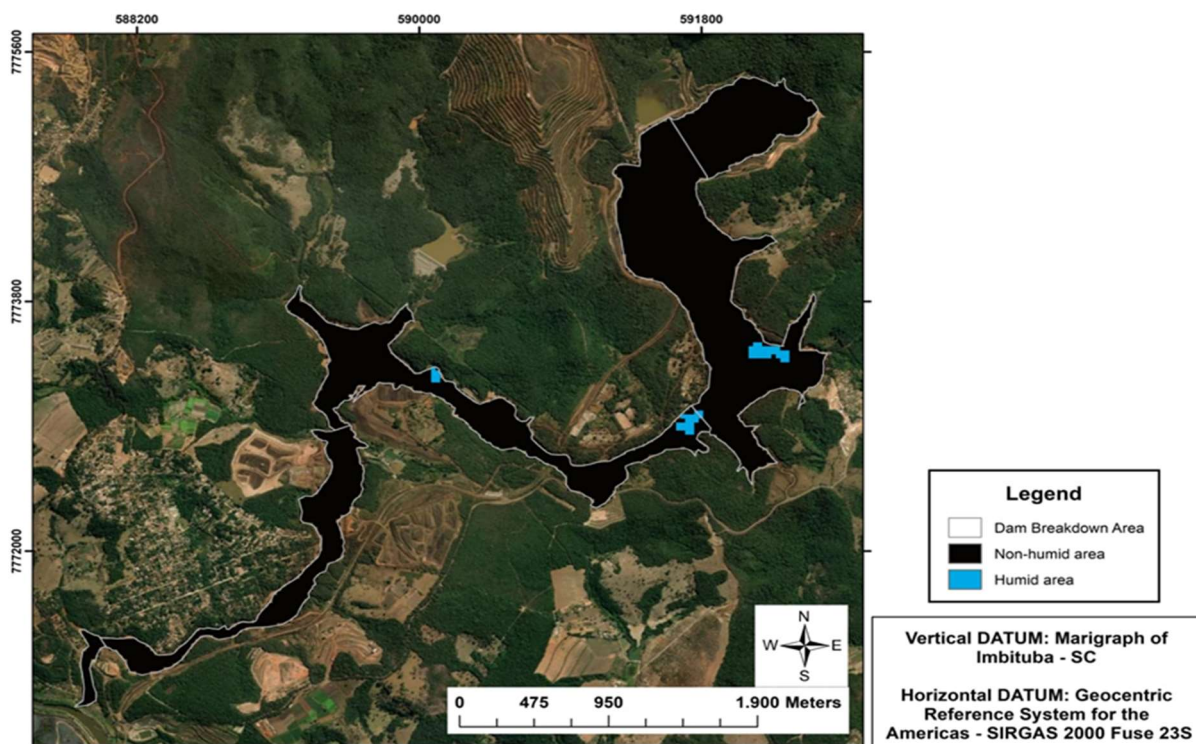


**Figura A38.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por NDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

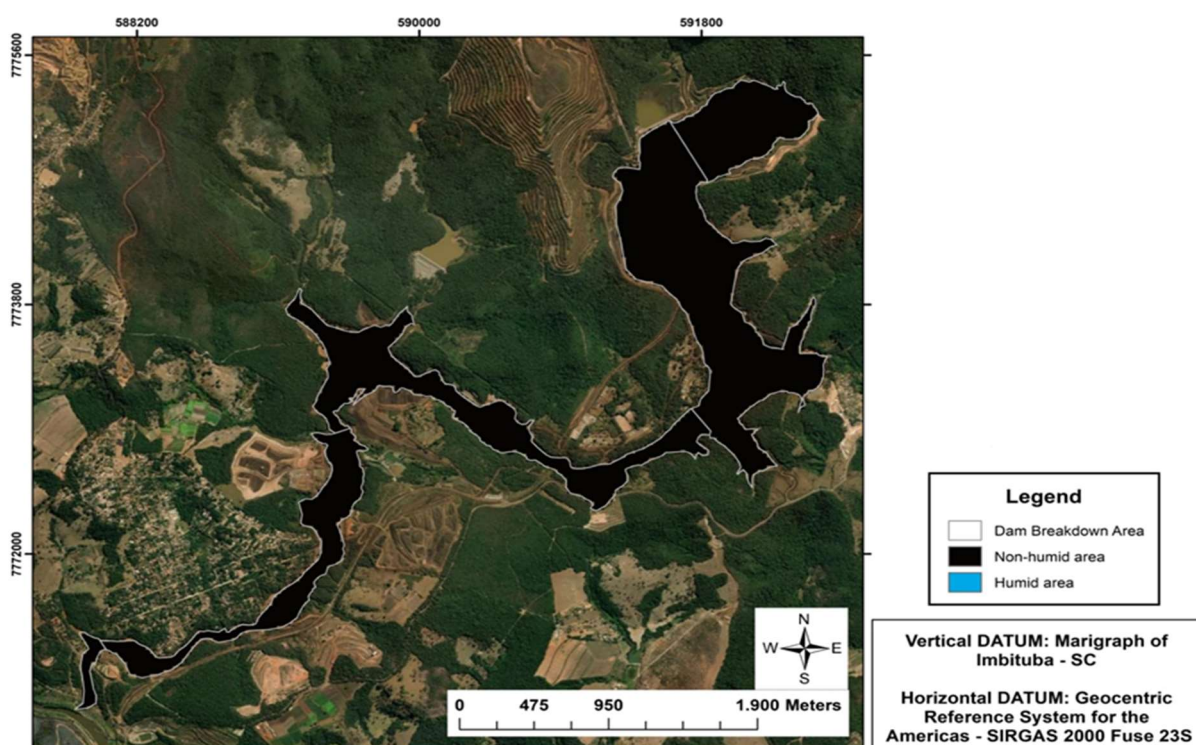


**Figura A39.** Áreas úmidas do ano de 2017, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delimitadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



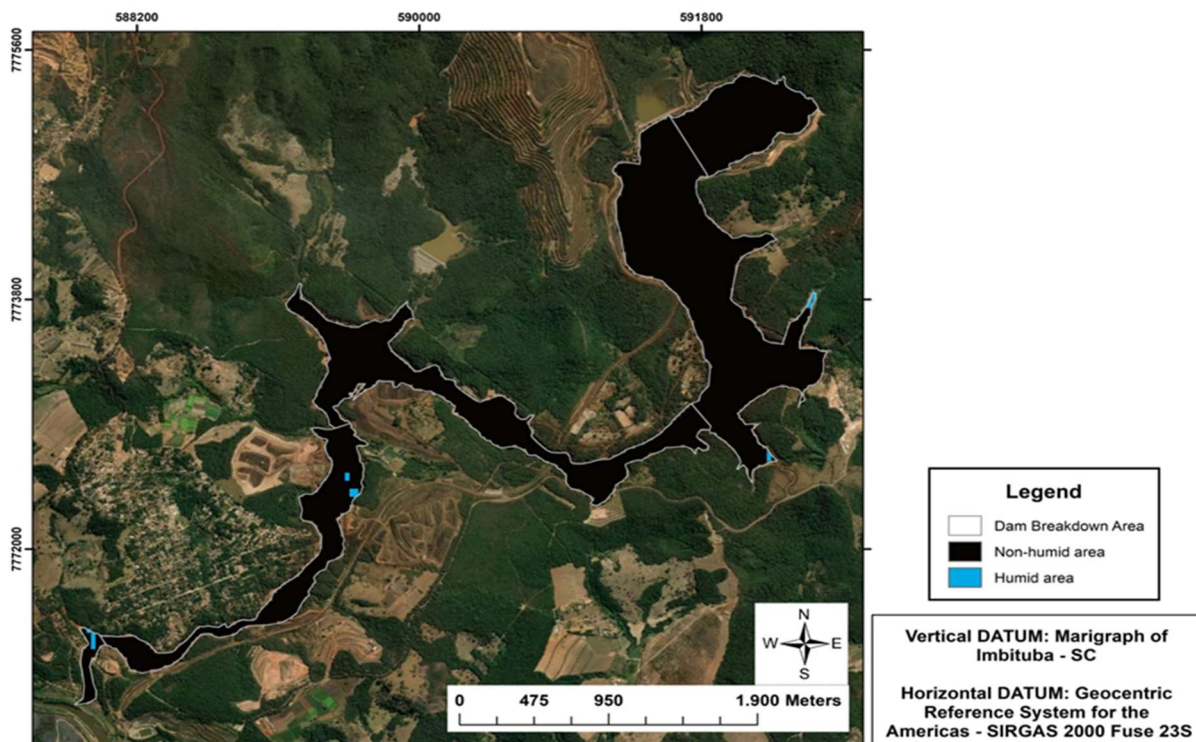


**Figura A40.** Áreas úmidas do ano de 2018, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

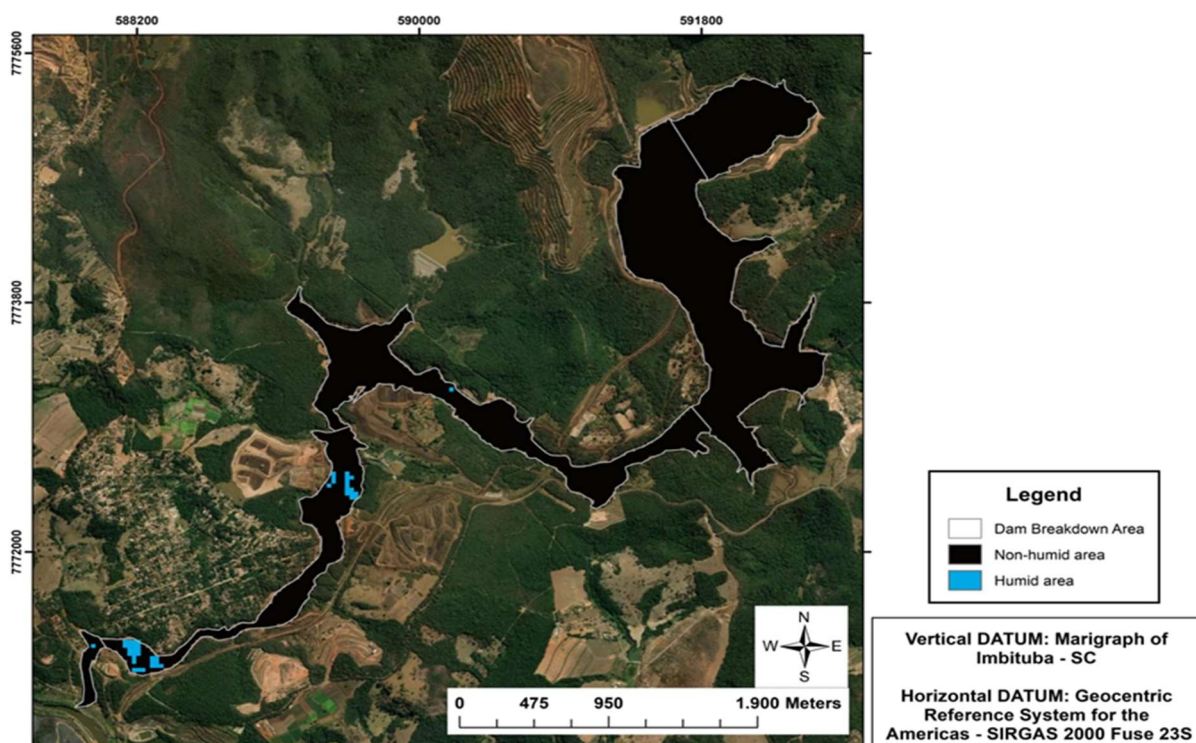


**Figura A41.** Áreas úmidas do ano de 2019, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

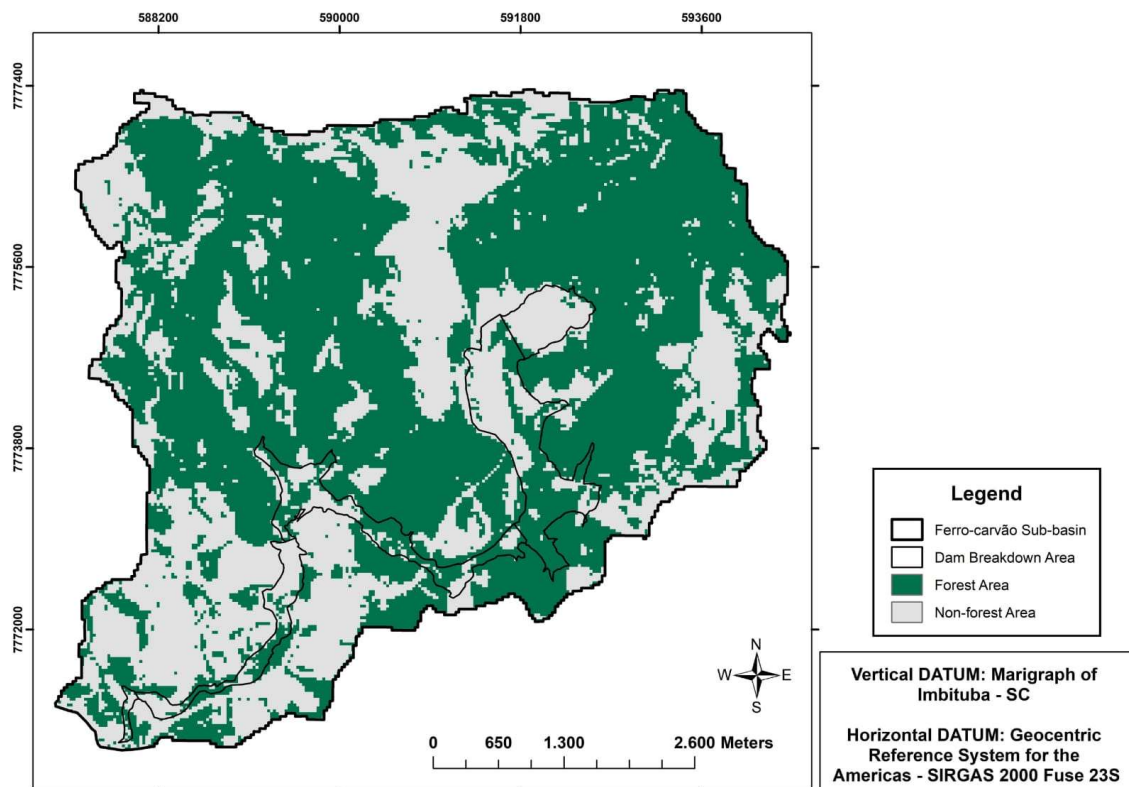




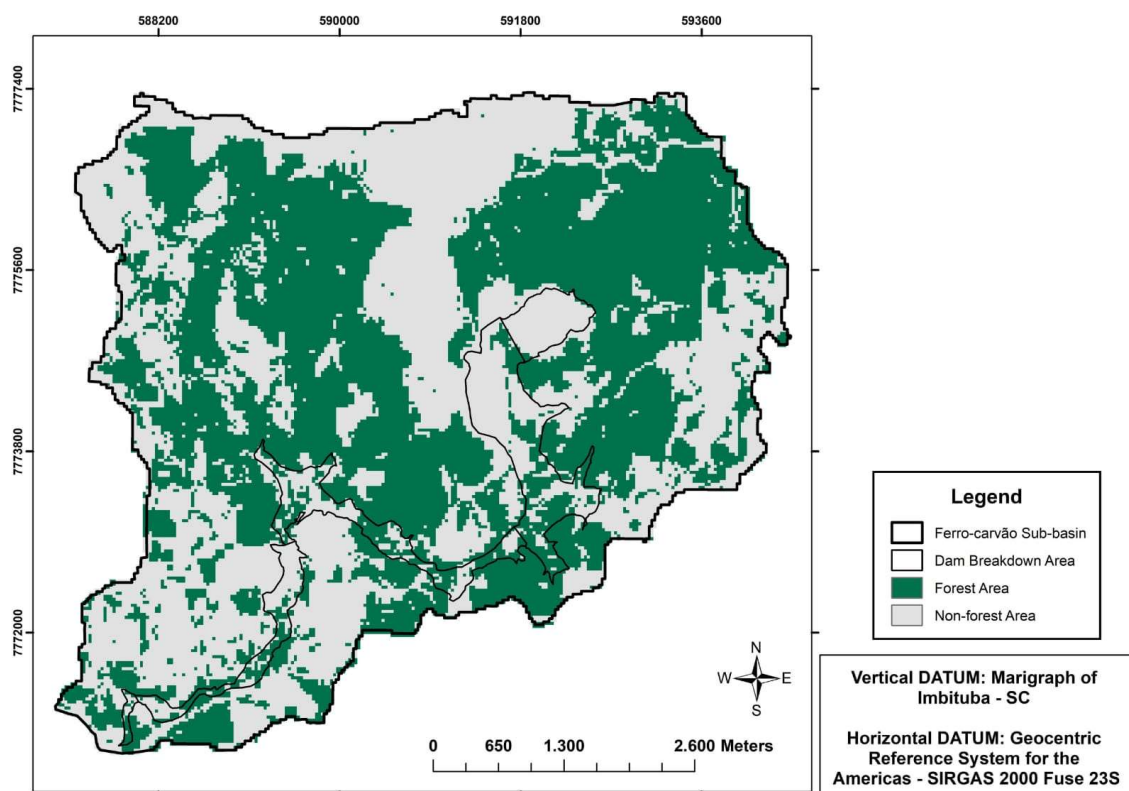
**Figura A42.** Áreas úmidas do ano de 2020, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



**Figura A43.** Áreas úmidas do ano de 2021, mapeadas através do satélite Landsat 8, submetidas à máscara (0.1) e calculadas por MNDWI, nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD) delineadas na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

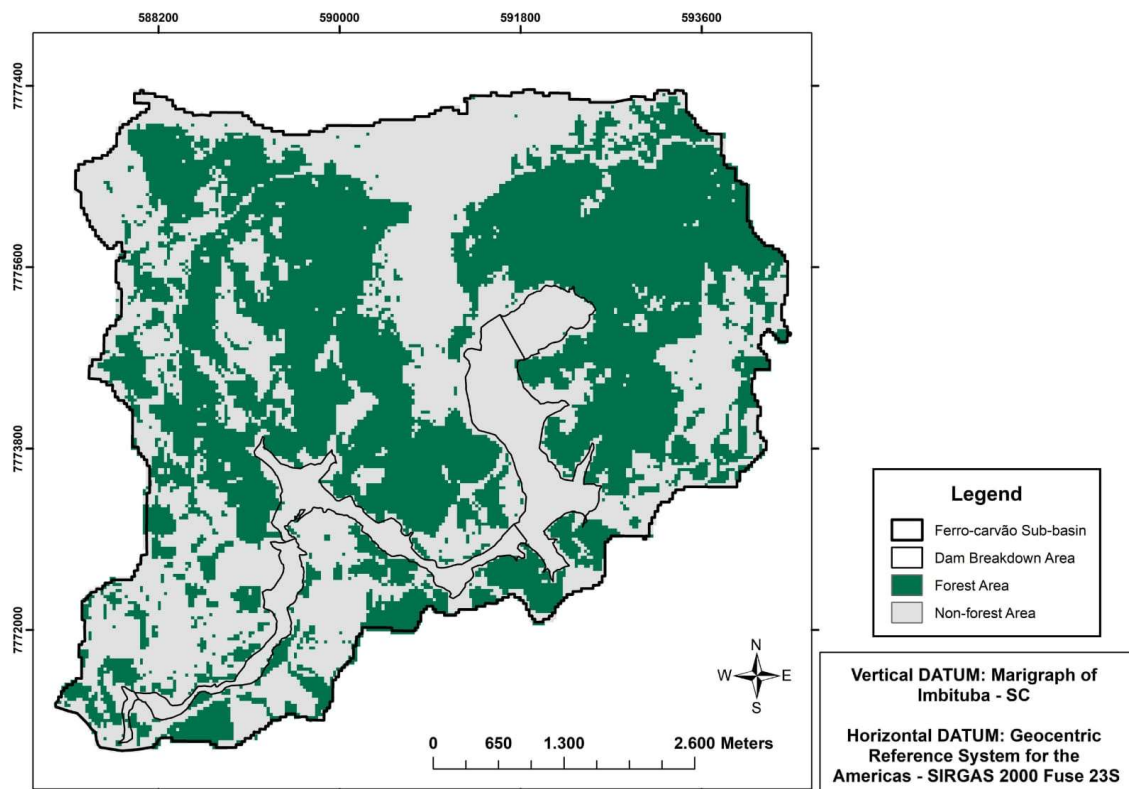


**Figura A44.** Áreas de floresta do ano de 2017, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

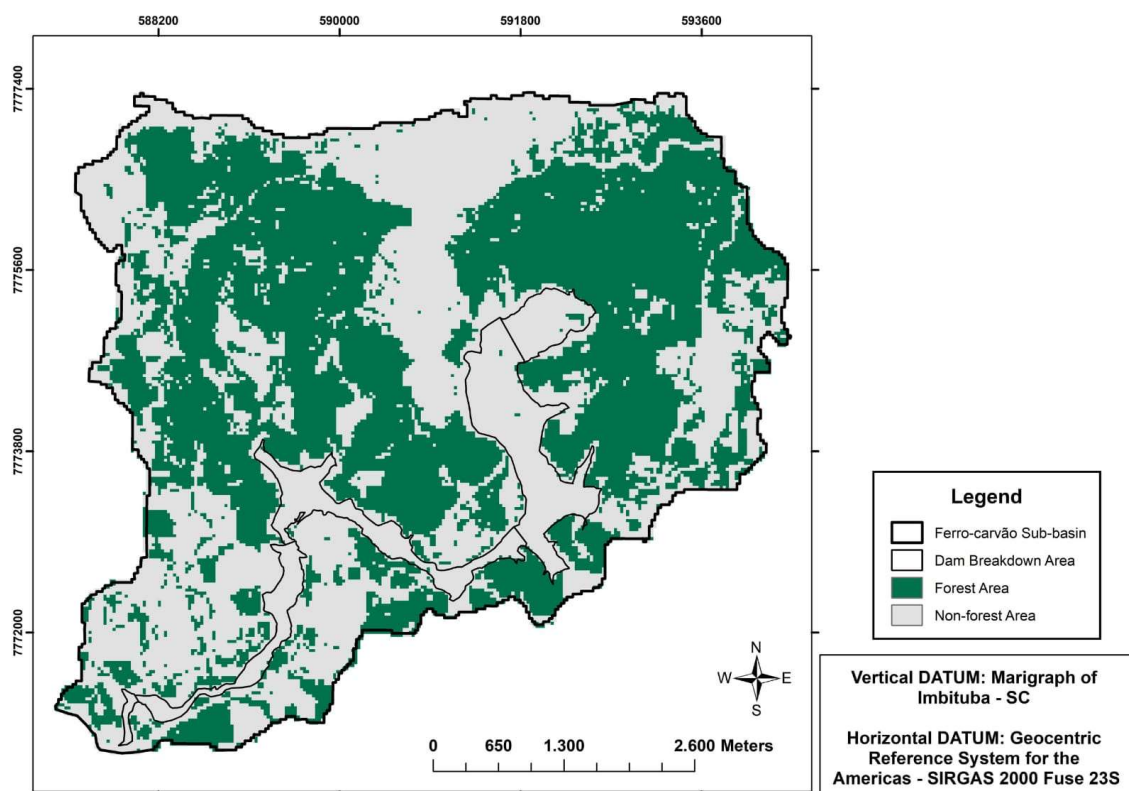


**Figura A45.** Áreas de floresta do ano de 2018, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

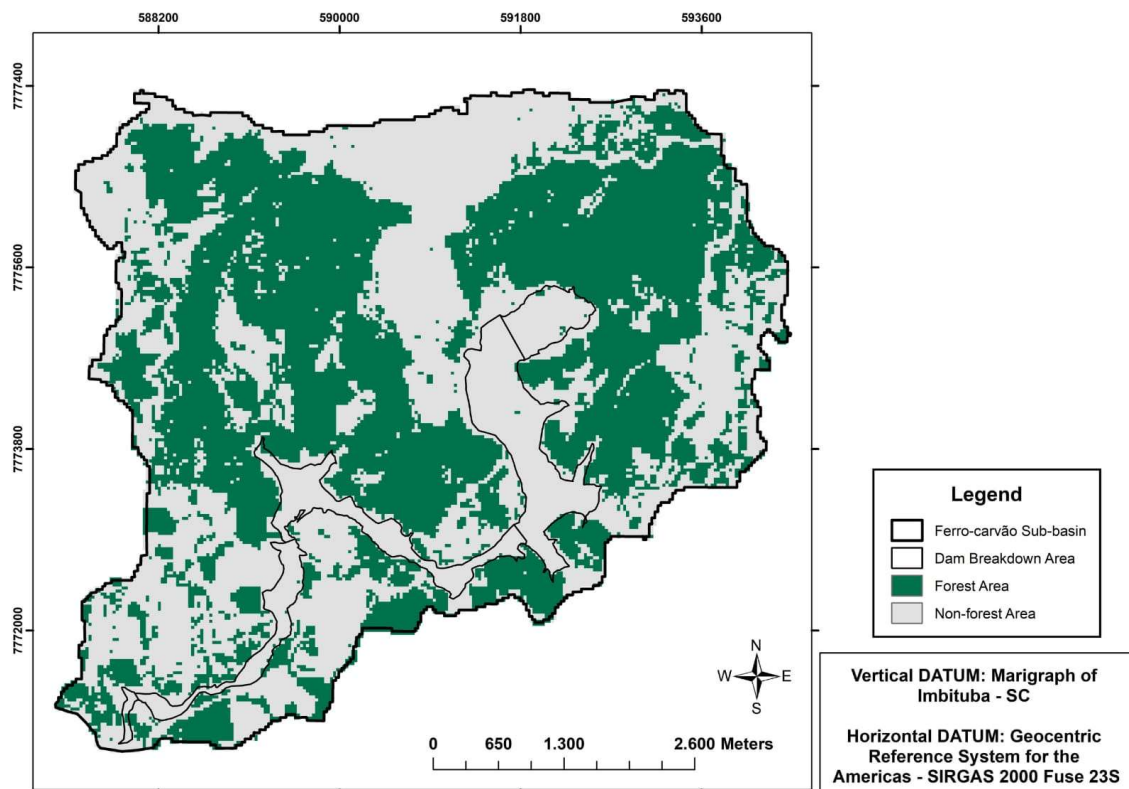




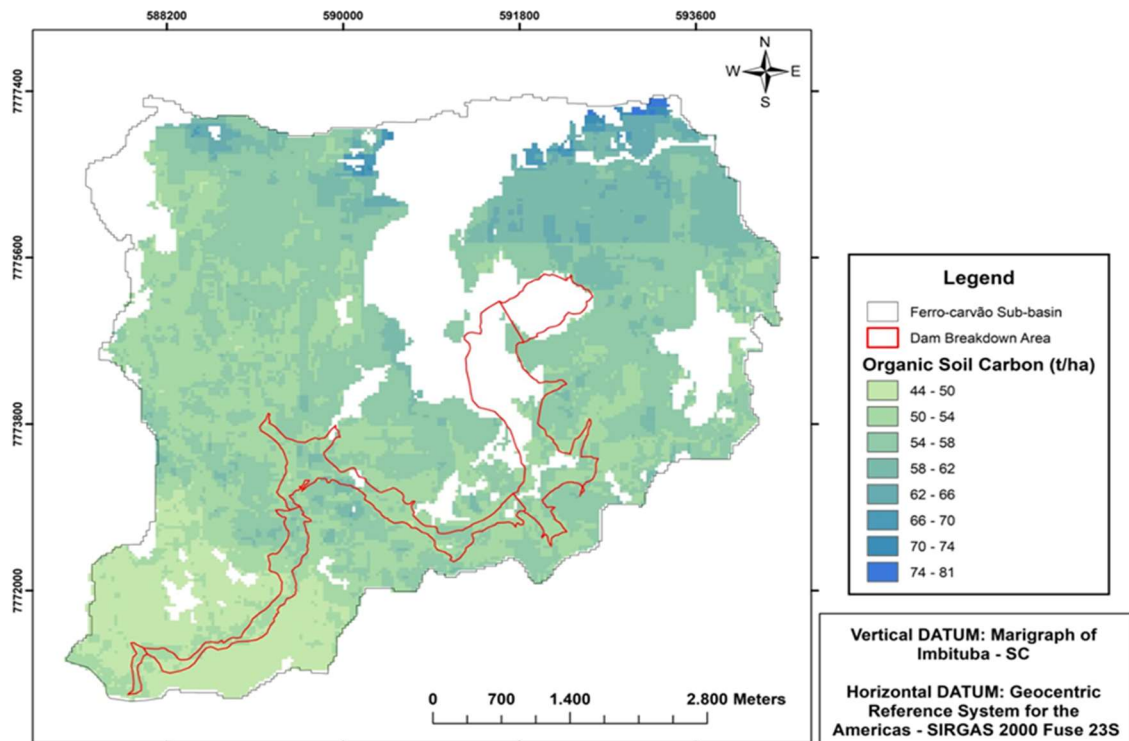
**Figura A46.** Áreas de floresta do ano de 2019, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



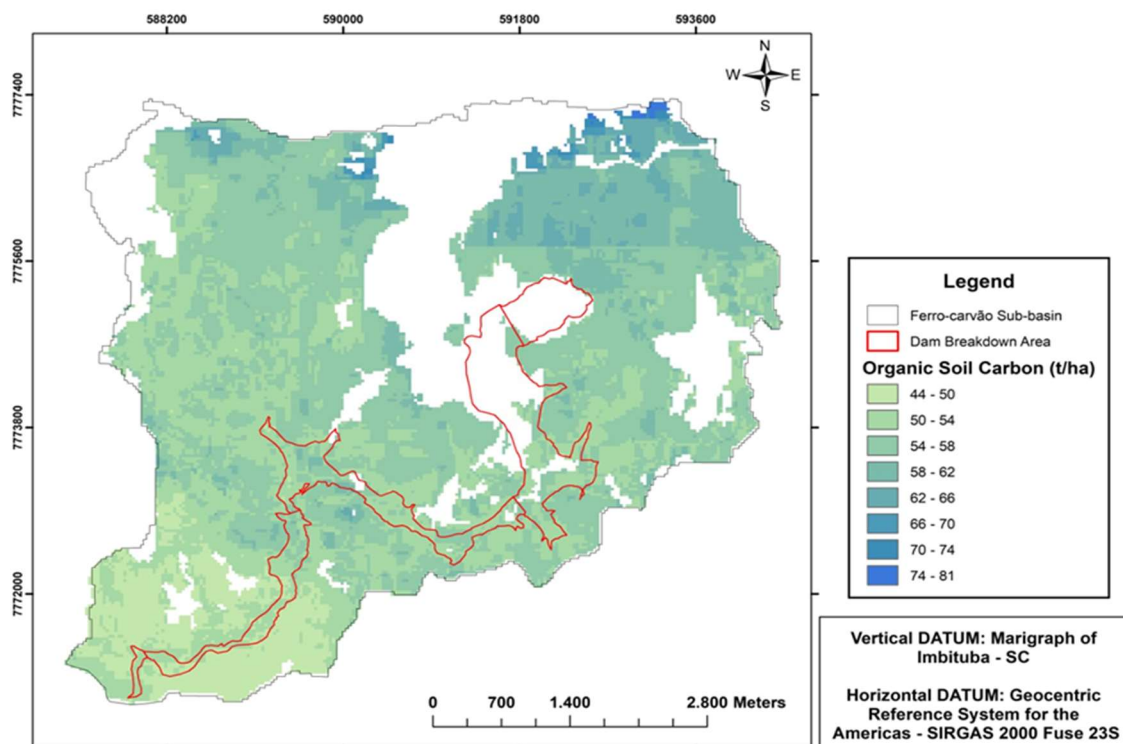
**Figura A47.** Áreas de floresta do ano de 2020, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



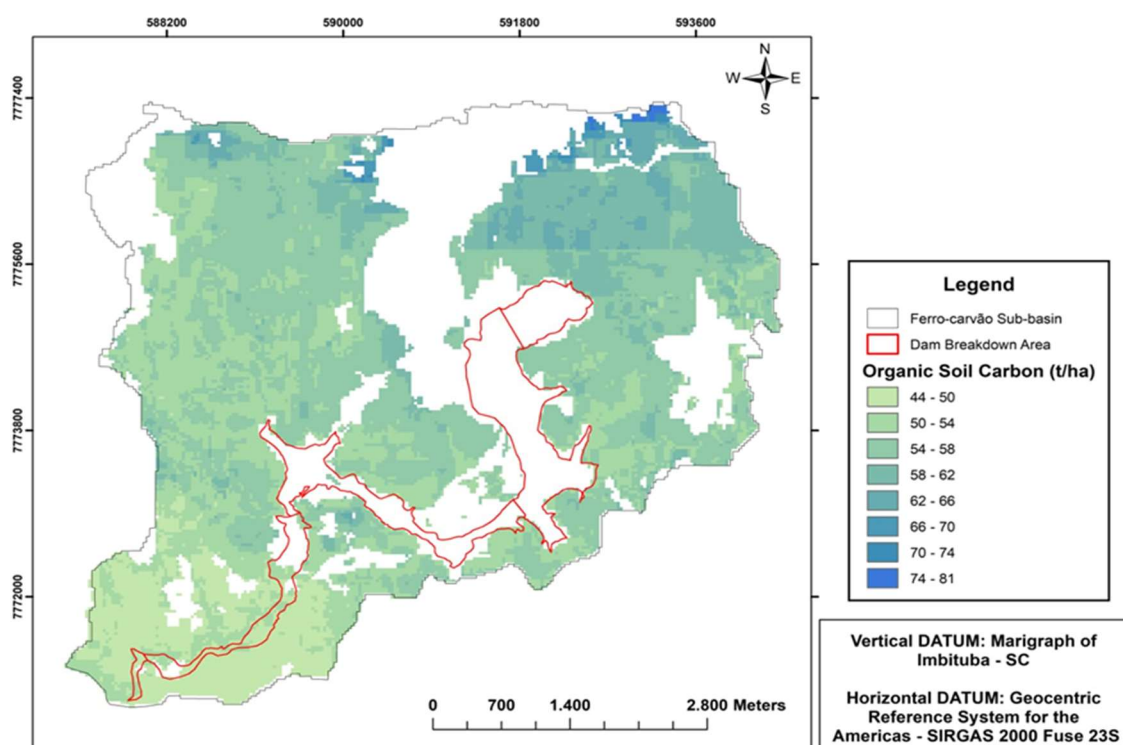
**Figura A48.** Áreas de floresta do ano de 2021, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



**Figura A49.** Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2017, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

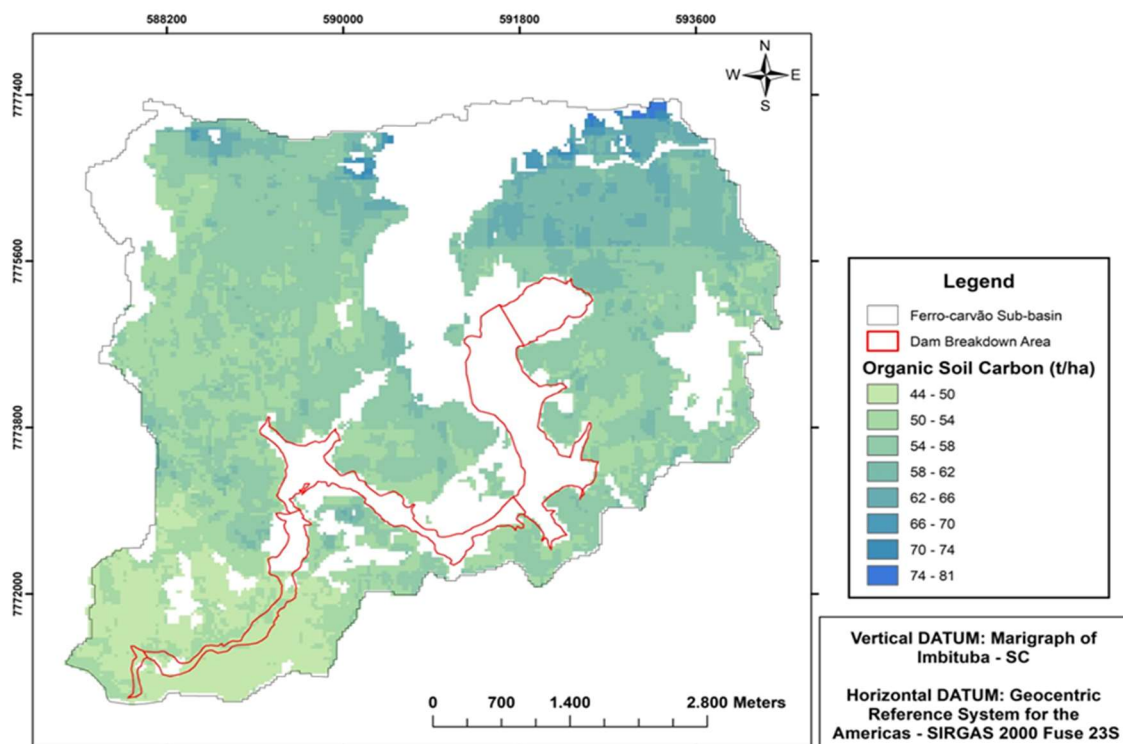


**Figura A50.** Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2018, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.

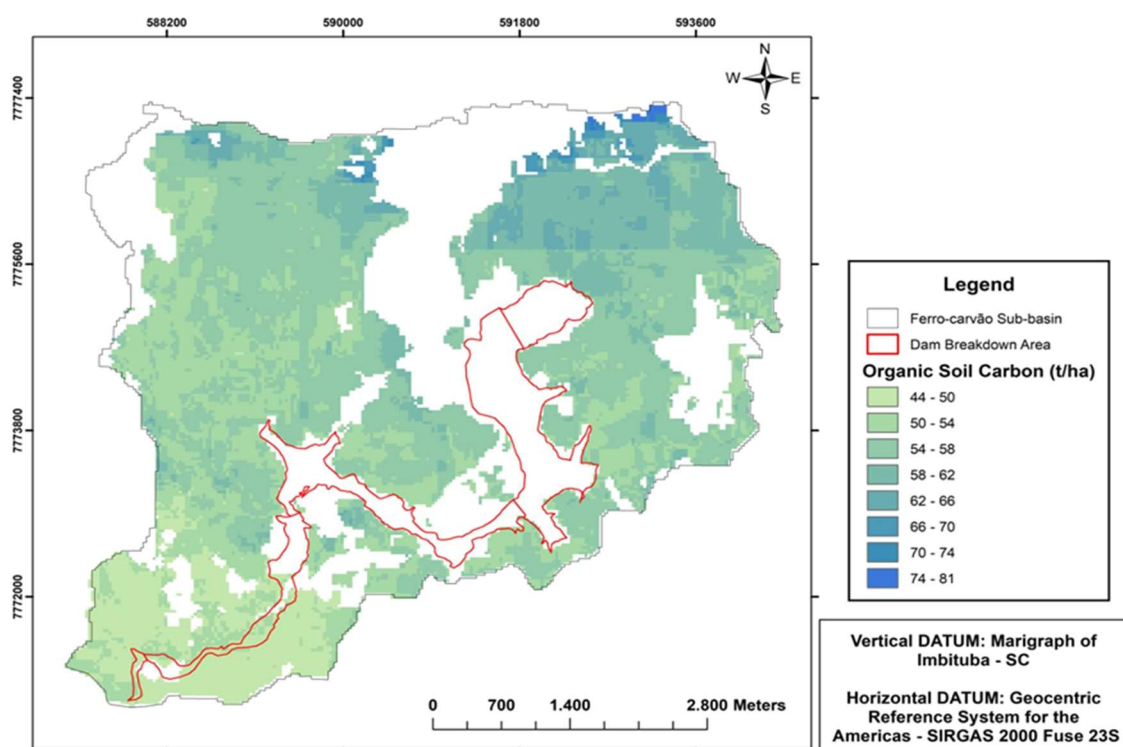


**Figura A51.** Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2019, delimitadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.





**Figura A52.** Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2020, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.



**Figura A53.** Presença do Carbono Orgânico do Solo (COS) expresso em toneladas por hectare ( $t\ ha^{-1}$ ), referente ao ano de 2021, delineadas nas Zonas de Capacidade Destrutiva (ZCD), na sub-bacia Ferro-Carvão, Brumadinho, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Fonte:** Acervo do próprio autor, 2023.