

USO DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA MONITORAMENTO DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA NO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL

Higor Costa de Brito

Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, PB, Brasil
h_igor@hotmail.com

Rochele Sheila Vasconcelos

Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico do Agreste
Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Caruaru, PE, Brasil
rochelly17@hotmail.com

Iana Alexandra Alves Rufino

Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, PB, Brasil
iana.alexandra@ufcg.edu.br

Yáscara Maia Araújo de Brito

Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências, Tecnologia e Saúde
Departamento de Engenharia Civil, Araruna, PB, Brasil
yascaramaiaa@gmail.com

RESUMO

A qualidade da água é um aspecto indispensável quando se trata dos seus principais usos, especialmente para fins de abastecimento humano. Este estudo teve como objetivo analisar alguns parâmetros de qualidade da água (turbidez, clorofila-a e profundidade do disco de Secie) no Rio Doce, utilizando imagens do satélite Landsat 8, disponibilizadas através da plataforma do *Google Earth Engine*. A análise dos dados foi realizada com base nas características da água antes, durante e após o rompimento da Barragem de Fundão, comparando os dados disponibilizados por órgãos governamentais com combinações de bandas espectrais do satélite. Os resultados obtidos demonstraram a eficácia do sensoriamento remoto como ferramenta para monitoramento de parâmetros de qualidade de água visíveis, destacando grandes mudanças no período do desastre, como aumento da turbidez (cerca de 445%) e a perda de transparência das águas (aproximadamente 29%) do Rio Doce.

Palavras-chave: Geoprocessamento. Landsat. Desastre ambiental. *Google Earth Engine*.

USE OF REMOTE SENSING FOR MONITORING WATER QUALITY PARAMETERS IN DOCE RIVER, MINAS GERAIS, BRAZIL

ABSTRACT

Water quality is an indispensable aspect in terms of its primary uses, especially for human supply purposes. This study aims to analyze some water quality parameters (turbidity, chlorophyll a, and Secchi's disk depth) in Doce River, using images from Landsat 8 satellite, made available through the *Google Earth Engine* platform. Data analysis was performed based on the water's characteristics before, during, and after Fundão Dam collapse, comparing remote sensing data provided by government agencies. The results obtained demonstrate the effectiveness of remote sensing as a tool for monitoring visible water quality parameters, highlighting significant changes in the disaster period, such as increased turbidity (about 445%) and loss of water transparency (approximately 29%) of Doce River.

Keywords: Geoprocessing. Landsat. Environmental disaster. *Google Earth Engine*.

INTRODUÇÃO

A utilização da água pela sociedade humana visa a atender as necessidades pessoais, econômicas (agrícolas e industriais) e sociais (SOUZA et al., 2014). A qualidade da água é um aspecto indispensável quando se trata dos seus principais usos, especialmente para fins de abastecimento humano (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; SELBORNE, 2000). Tais usos sofreram restrições significativas a partir da Resolução CONAMA nº 357 de 2005. Essa legislação estabeleceu condições

de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos em território brasileiro, de acordo com os seus usos preponderantes e lançamento de efluentes (CUNHA et al., 2013). Ainda assim, existe grande precariedade na fiscalização dos corpos hídricos do país, seja referente a ações naturais ou antrópicas, que alteram os aspectos de qualidade da água disponível para o uso humano (KOBAYAMA; MOTA; CORSEUIL, 2008; SETTI et al., 2000).

Nesse contexto, a qualidade da água pode ser definida como as características biológicas, químicas e físicas da água a serem mantidas para atender seus usos múltiplos (GREB et al., 2018). Frequentemente, a qualidade é medida por uma série de parâmetros, a partir de coletas em campo. Entretanto, as coletas de dados *in situ* são capazes de representar apenas estimativas pontuais da qualidade da água no tempo e no espaço. Tal condição torna a obtenção de variações espaciais e temporais dos índices de qualidade em grandes corpos hídricos praticamente inexecutável, além de representar um processo extremamente oneroso (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016).

Em meio a essa problemática, técnicas de sensoriamento remoto podem assumir um papel importante no auxílio do monitoramento de parâmetros de qualidade da água, visto que elas são capazes de preencher lacunas espaciais e temporais (LIU, 2007). Inúmeros estudos demonstram o potencial do uso de técnicas de sensoriamento remoto na estimativa de parâmetros de qualidade da água nas últimas décadas (BILICH e LACERDA, 2005; LOPES et al., 2014; MACHADO e BAPTISTA, 2016; MENDES e CIRILO, 2001; TOPP et al., 2020; VENTURA, 2013).

O sensoriamento remoto óptico da qualidade da água está diretamente associado à coloração e à transparência da água, que são afetadas pelas substâncias nela presentes (VENTURA, 2013). Segundo Florenzano (2007), a radiação refletida em vários comprimentos de onda da superfície aquática é medida por diferentes sensores a bordo de satélites, fato que possibilita a correlação dessa reflexão com parâmetros de qualidade. Essas reflexões podem ser usadas direta ou indiretamente para detectar diferentes indicadores de qualidade da água, tais como concentração de clorofila-a (Chl-a), turbidez e transparência, sendo esse último por meio da profundidade do disco de Secchi.

Logo, a viabilização de ferramentas de sensoriamento remoto para a análise de parâmetros de qualidade de água torna-se um aspecto extremamente atrativo e com inúmeros benefícios, no qual há grande disponibilidade de séries temporais de imagens de satélite e de ferramentas gratuitas para sua análise e processamento (LOPES et al., 2014; JESSEN, 2009). Dessa forma, o presente artigo teve como objetivo avaliar os impactos do rompimento da Barragem de Fundão na qualidade da água do Rio Doce, por meio de técnicas de sensoriamento remoto capazes de quantificar parâmetros como turbidez, Chl-a e transparência, que auxiliam a classificação e enquadramento de corpos hídricos de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005).

METODOLOGIA

Área de estudo

O Rio Doce é um dos principais rios do território brasileiro, abrangendo os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, com 853km de extensão. A bacia hidrográfica do Rio Doce representa a bacia hidrográfica mais importante incluída totalmente na Região Sudeste, com aproximadamente 86.715 km². A região possui uma população estimada, segundo o Censo Demográfico de 2010, de 3,3 milhões de pessoas, distribuída em 229 municípios, sendo 203 mineiros e 26 capixabas (ANA, 2017).

Segundo a Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM/MG), o estado de Minas Gerais possuía 450 barragens de rejeitos entre os anos de 2013 e 2014. No dia 5 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento de uma barragem de rejeitos de minério na bacia do Rio Doce, conhecida como Barragem de Fundão. Segundo dados do Greenpeace (2016), foram despejados 40 bilhões de litros de rejeitos de minério em 700 km da bacia do Rio Doce, que ocasionou a destruição do distrito de Bento Rodrigues. O desastre ambiental, considerado um dos maiores já registrado no Brasil, ceifou vidas humanas (19 vítimas fatais), atingiu diretamente 41 cidades, três reservas indígenas e degradou mais de 240 hectares de mata atlântica, além de afetar toda a fauna da região atingida, onde mais de 14 toneladas de peixes foram mortas em decorrência da contaminação das águas (MPF, 2015).

Aquisição e processamento de dados

O presente estudo utilizou imagens do satélite estadunidense Landsat 8 (USGS, 2018), no período compreendido entre 2013 e 2018, obtidas a partir da plataforma de processamento em nuvem *Google Earth Engine* (GOOGLE, 2001; GORELICK et al., 2017). As imagens do satélite Landsat 8 possuem

média resolução de 30 metros, porém, já são disponibilizadas com correção atmosférica, obtidas de forma gratuita e possui uma longa série histórica, cobrindo o período de análise desse estudo. A partir de análises acerca da distribuição espacial e disponibilidade de dados fornecidos pela sala de situação da Agência Nacional de Águas (ANA), foram escolhidas três estações de monitoramento ao longo do rio. As estações escolhidas – Rio Doce (RD072), Belo Oriente (RD033) e Aimorés (RD067) – são espacialmente distribuídas conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 - Distribuição espacial das estações de monitoramento escolhidas.



Fonte - Elaborada a partir de ANA (2017).

Inicialmente as imagens passaram por um filtro para a remoção de ruídos, nuvens e sombras de nuvens, baseada na metodologia proposta por Mateo-García et al. (2018), utilizando bandas de qualidade (*Quality Assessment Band* - BQA) disponibilizadas com os produtos Landsat 8.

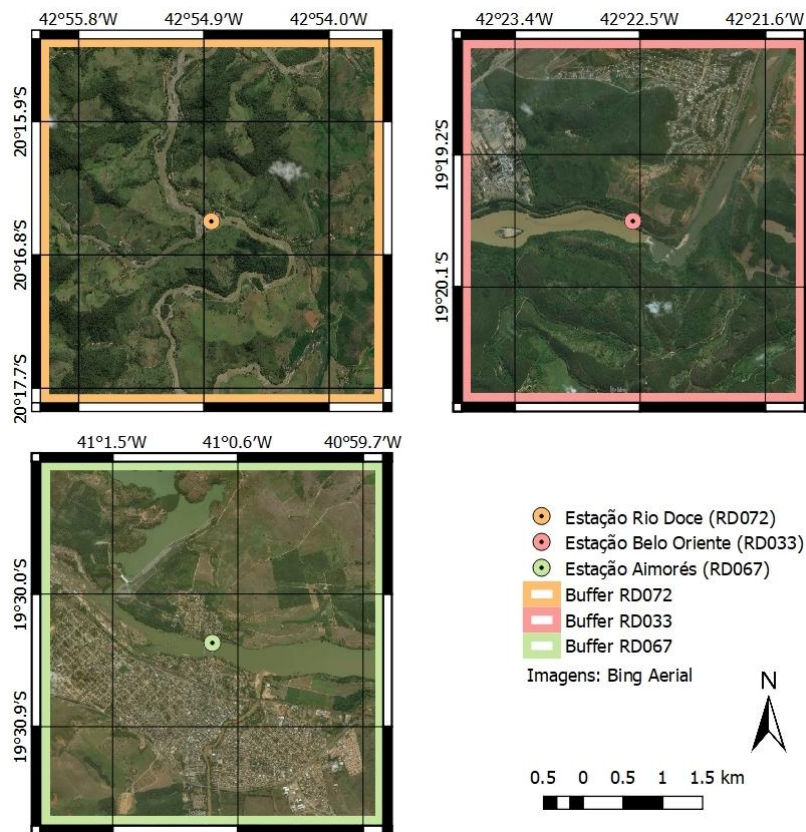
Com o intuito de abranger uma área mais expressiva a partir de cada estação de monitoramento, uma vez que a localização da estação seria equivalente a apenas um pixel da imagem, foi realizada uma análise de proximidade com raio de abrangência (*buffer*) capaz de abranger uma área mais representativa da região onde a estação está localizada. Dessa forma, foi escolhido um *buffer* de aproximadamente 2,2 km, partindo do ponto onde se localiza cada estação, conforme ilustrado na Figura 2. Em virtude da escassez de imagens com quantidade de dados representativos, já que muitas ficaram inutilizáveis após a aplicação do filtro, optou-se por trabalhar com médias temporais, englobando períodos de interesse para o estudo, conforme detalhado na Tabela 1.

Tabela 1 - Períodos analisados e quantidade de imagens utilizadas.

| Período | Característica de Interesse | Quantidade de Imagens |
|-------------------------|---|-----------------------|
| 01/01/2013 a 31/10/2015 | Série histórica disponível antes da ocorrência do desastre, caracterizando dados de qualidade de água conforme a média histórica. | 45 |
| 01/11/2015 a 01/02/2016 | Período de ocorrência e alta propagação das consequências do desastre. | 5 |
| 01/11/2017 a 01/02/2018 | Dois anos após o período de ocorrência do desastre. | 3 |

Fonte - Autoria própria.

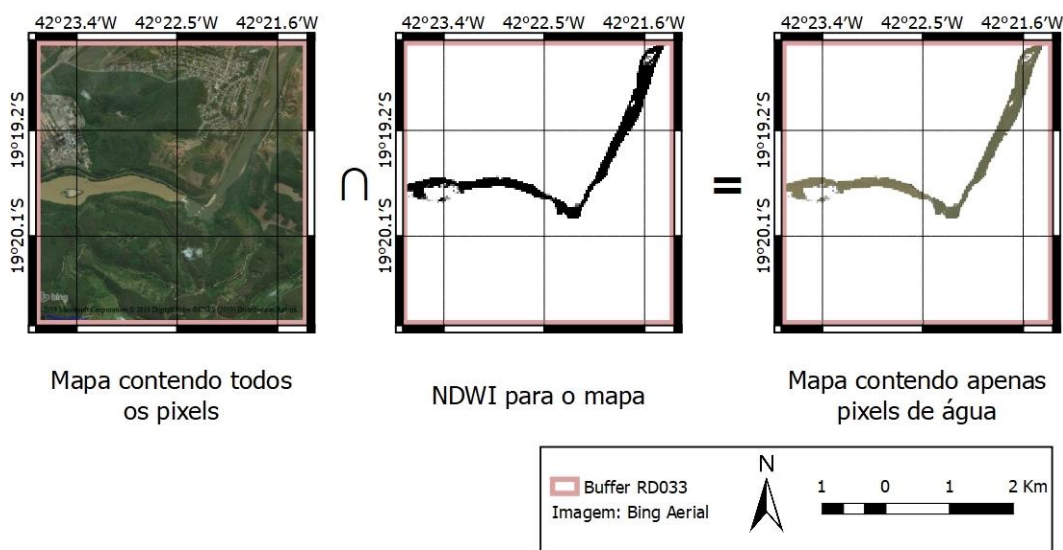
Figura 2 - Área de abrangência considerada para cada estação de monitoramento.



Fonte - Elaborada a partir de USGS (2018).

Após a obtenção dos dados médios para cada período de interesse nas estações de monitoramento analisadas, todos os pixels correspondentes ao corpo hídrico foram filtrados através do Índice de Diferença Normalizada da Água (*Normalized Difference Water Index - NDWI*) proposto por McFeeters (1996), utilizando a linguagem de programação R (TEAM, 2013), seguindo o procedimento ilustrado na Figura 3, no qual o NDWI ilustrado refere-se ao produto resultante das imagens de satélite. Os pixels referentes à água tiveram sua média, variância e desvio padrão calculados.

Figura 3 - Interseção entre mapa do período e NDWI.



Fonte - Autoria própria.

A avaliação dos parâmetros via sensoriamento remoto foi feita conforme a análise realizada por Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016), na qual diversos parâmetros de qualidade de água foram avaliados de acordo com suas assinaturas espectrais para os sensores do Landsat 5 e 7. A partir do intervalo espectral estabelecido para os sensores abordados, as combinações adotadas para o Landsat 7 foram adaptadas para o sensor OLI, do Landsat 8, descritas na Tabela 2.

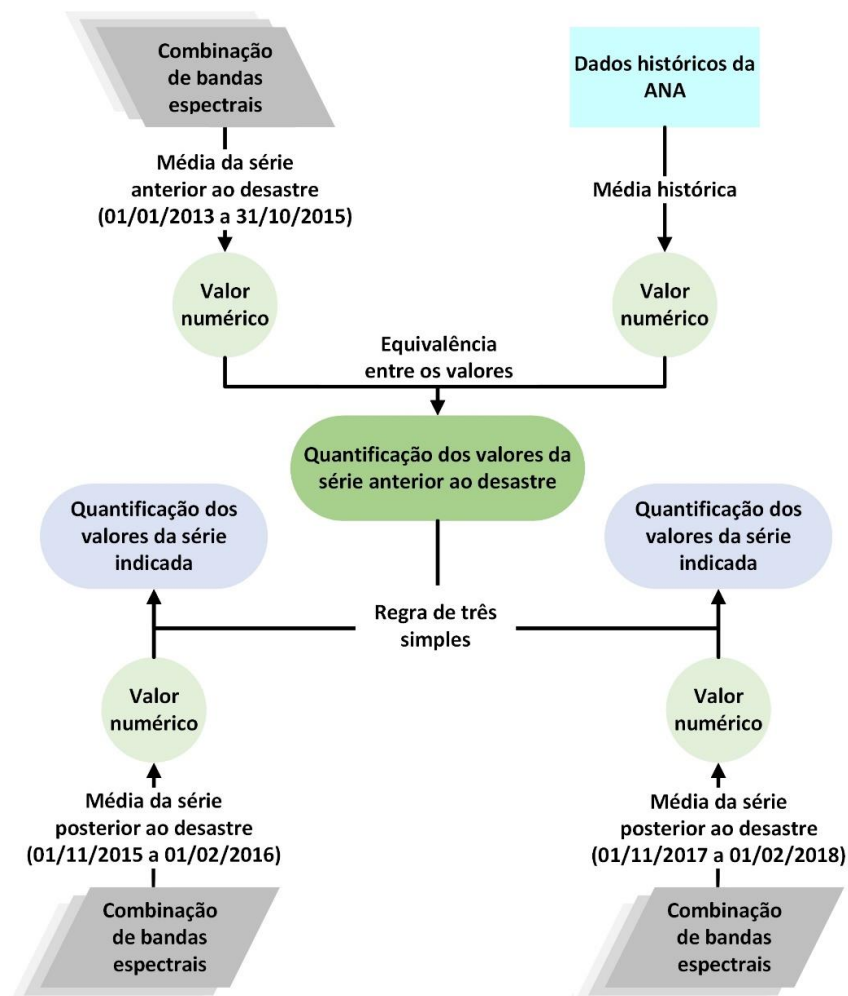
Tabela 2 - Medições dos parâmetros de qualidade de água através de combinações de bandas espectrais.

| Parâmetro | Razão | Bandas | Satélite |
|---------------------------------|--|--------|-----------|
| Clorofila-a | Razão entre verde (0,50 a 0,60 μm) e vermelho (0,60 a 0,70 μm) | 3 e 4 | Landsat 8 |
| | Razão entre verde (0,50 a 0,60 μm) e azul (0,40 a 0,50 μm) | 3 e 2 | Landsat 8 |
| | Razão entre azul (0,40 a 0,50 μm) e vermelho (0,60 a 0,70 μm) | 2 e 4 | Landsat 8 |
| Turbidez | Infravermelho próximo (0,75 a 0,90 μm) | 5 | Landsat 8 |
| | Vermelho (0,60 a 0,70 μm) | 4 | Landsat 8 |
| Profundidade do disco de Secchi | Razão entre azul (0,40 a 0,50 μm) e verde (0,50 a 0,60 μm) | 2 e 3 | Landsat 8 |

Fonte - Adaptado de Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016).

A partir das combinações apresentadas, os resultados de turbidez e transparência da água (obtidos através da profundidade do disco de *Secchi*) foram quantificados conforme o fluxograma ilustrado na Figura 4. A partir das médias históricas disponibilizadas pela ANA, o valor médio da operação entre as bandas para o primeiro período (01/01/2013 a 31/10/2015) foi comparado à média histórica disponibilizada para o mesmo período. Os demais períodos tiveram seus valores quantificados a partir de aplicação de uma função linear simples, com a equivalência obtida na comparação anterior e considerando a relação de proporcionalidade proposta por Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016).

Figura 4 - Metodologia para quantificação dos resultados obtidos via Sensoriamento Remoto



Fonte - Autoria própria.

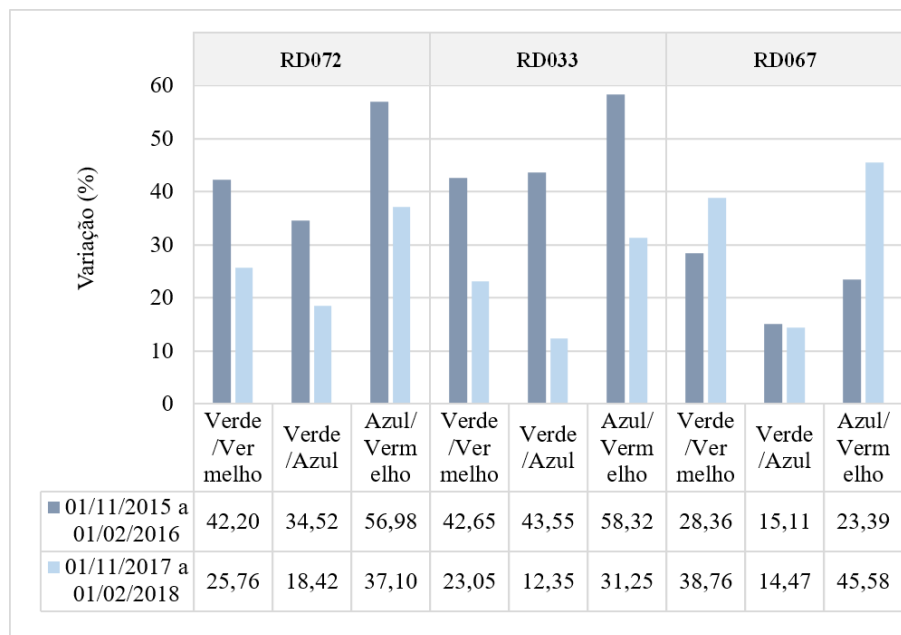
Segundo Araújo (2006), a turbidez pode ser definida como o inverso da transparência. Partindo desse princípio, a avaliação quanto à profundidade do disco de Secchi foi relacionada com o inverso do valor histórico da turbidez, seguindo a metodologia de quantificação aplicada anteriormente com o intuito de identificar alterações na transparência da água.

No caso específico do parâmetro Chl-a, sua quantificação não foi possível, devido à carência de dados das séries históricas de monitoramento. Entretanto, uma vez que a razão entre as bandas gera um valor numérico, optou-se por observar a variação desse valor, referente à reflectância da combinação de bandas nos períodos estudados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação das combinações de bandas sensíveis à Chl-a foi mensurada para todas as estações analisadas, nos dois períodos posteriores ao desastre. Os resultados obtidos (Figura 5) evidenciam a variação do parâmetro após o desastre, que alternam de acordo com a estação e a razão entre as bandas de satélite utilizadas. Infelizmente os dados de monitoramento disponíveis para o período de tempo analisado nas respectivas estações de monitoramento não fornecem dados de Chl-a, dessa forma, não foi possível comparar os dados com coletas *in loco*.

Figura 1 - Variação dos valores médios de Chl-a em relação à média histórica, para as três metodologias utilizadas e períodos analisados.



Fonte - Autoria própria.

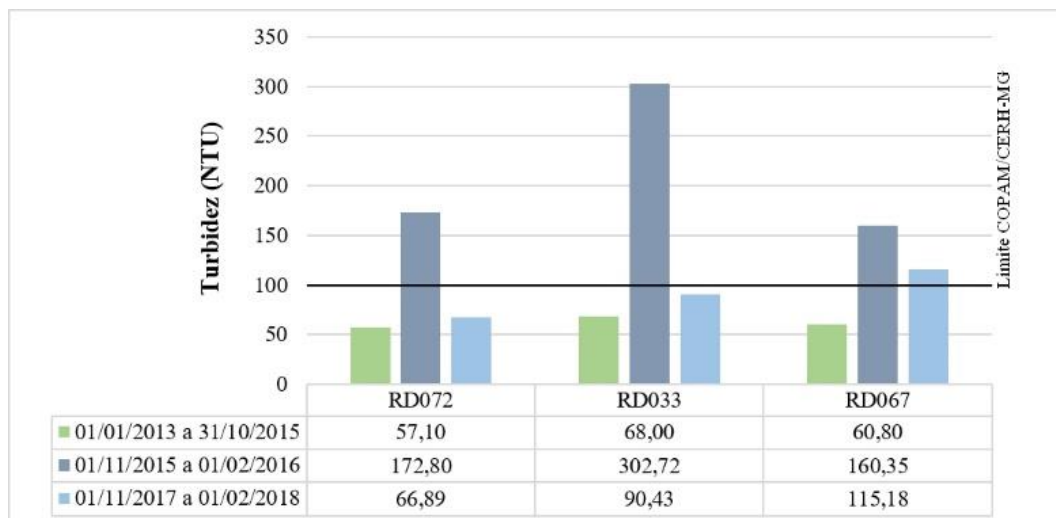
Com base nas taxas de variação, foi possível notar nas estações RD072 e RD033 um grande percentual de variação no período de propagação dos impactos do desastre (01/11/2015 a 01/02/2016), que diminuiu no período posterior. Por outro lado, a estação RD067 apresentou um comportamento inverso das demais estações, onde a variação ocorreu de forma mais acentuada no período posterior ao desastre (01/11/2017 a 01/02/2018). Esse comportamento pode ser justificado pela distância do local até a área de rompimento da barragem. Em virtude da densidade das partículas, os rejeitos podem ter levado mais tempo para chegar até a estação RD067 e, conseqüentemente, modificar a qualidade da água em decorrência do desastre. Além disso, fatores topográficos do terreno, como a inclinação, afetam diretamente a velocidade do fluxo da água, deixando-a retida por mais tempo em alguns pontos.

Geralmente, a Chl-a é considerada a principal variável para indicar o estado trófico de corpos hídricos, sendo sensível aos fatores do ecossistema (estressores, especialmente a carga de nutrientes). Logo, a variação acentuada em relação à média histórica indica mudanças na qualidade e salinidade da água, além de perdas na vegetação aquática submersa (VAR), que ocasionam grandes e densas florações de fitoplâncton. Essas proliferações de algas e cianobactérias, por sua vez, frequentemente causam perdas adicionais de VAR, intensificando as condições que causam as proliferações. Deutsch e Alameddine (2019) utilizaram a Chl-a para analisar níveis de eutrofização em um reservatório, relacionando o comportamento do parâmetro a níveis de transparência.

Ha et al. (2017) obtiveram uma correlação mais forte utilizando as bandas verde e vermelho no satélite Sentinel 2^a, para estudos de Chl-a ($R^2 = 0,68$; erro padrão da estimativa = $0,14 \mu\text{g} / \text{L}$ correspondeu a 5% da média do valor de Chl-a medido). Por sua vez, Lopes et al. (2015), utilizando a metodologia de Chen et al. (2008), que requer como entrada as bandas TM 1 a 5 e 7 do Landsat, não obtiveram bons resultados comparados aos dados medidos, com R^2 de 0,38.

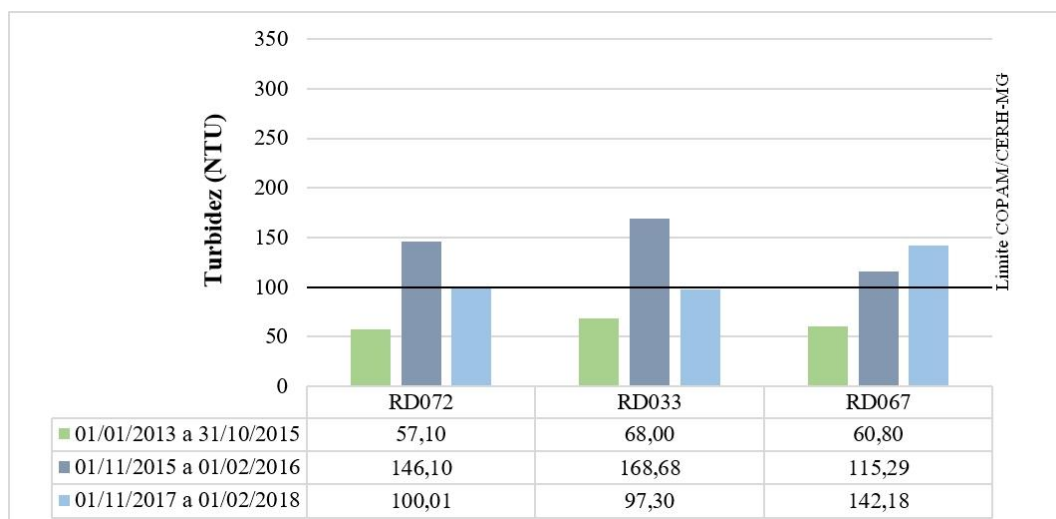
Segundo a Deliberação Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, o limite de turbidez para o Rio Doce (classificado como classe 2) é de 100 NTU (COPAM, 2008). A quantificação dos valores de turbidez para as bandas do infravermelho próximo e do vermelho está ilustrada nas Figuras 6 e 7, respectivamente, nas quais é possível verificar que o limite do parâmetro foi ultrapassado em todas as estações no período do desastre.

Figura 6 - Valores de turbidez estimados utilizando a banda do infravermelho próximo.



Fonte - Autoria própria.

Figura 7 - Valores de turbidez estimados utilizando a banda do vermelho.



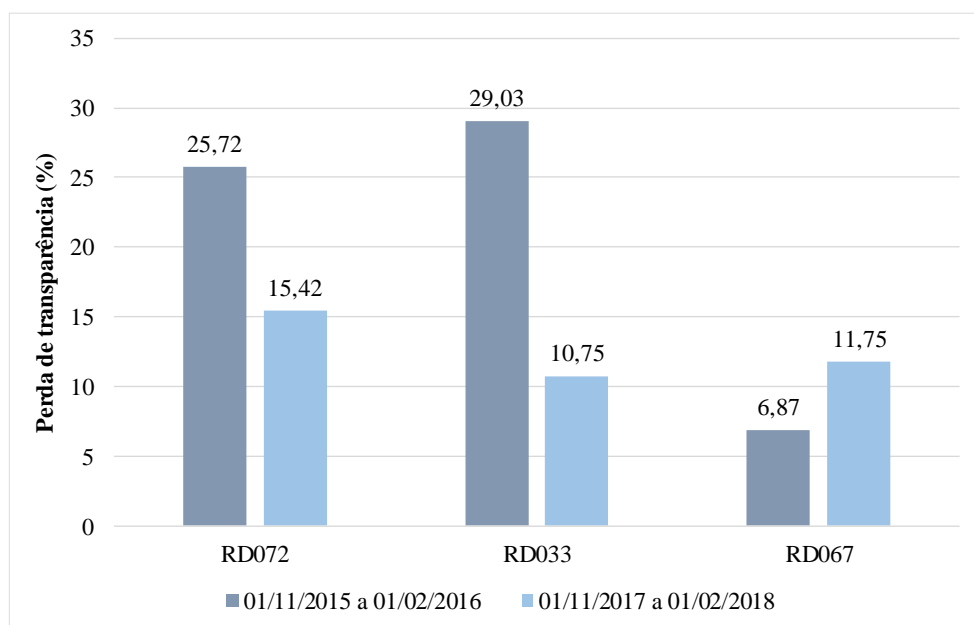
Fonte - Autoria própria.

De encontro aos resultados obtidos por Freire, Pacheco e Queiroz (2021), constata-se que a banda do infravermelho próximo é mais sensível a mudanças, indicando um aumento na turbidez em torno de 445% na estação RD033 durante o período de propagação do desastre. Os últimos relatórios técnicos do Rio Doce, fornecidos pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), apontam que, no período compreendido entre 01/11/2017 e 01/02/2018, encontram-se valores de turbidez estabilizados, atingindo, na maior parte do tempo, valores abaixo do limite permitido, o que é verificado na análise apresentada neste trabalho nas estações RD072 e RD033. Por sua vez, Cazassa et al. (2018) exprimem que, quanto maior o valor da turbidez, menor será a reflectância da água analisada após a adição de rejeitos, conforme ocorreu no Rio Doce.

A turbidez é causada por partículas químicas e biológicas em suspensão e pode ter implicações tanto para a segurança hídrica quanto para a estética no abastecimento de água potável. A turvação não representa necessariamente um risco direto para a saúde pública, entretanto, pode indicar a presença de microrganismos patogênicos e ser um indicador eficaz de eventos perigosos em todo o sistema de abastecimento de água. Os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos (CETESB, 2018; VON SPERLING, 2014). A alta turbidez registrada pelas bandas do vermelho e infravermelho indica que a água do rio pode abrigar patógenos microbianos, que podem se ligar a partículas e prejudicar a desinfecção.

A avaliação do valor estético e recreativo de águas é frequentemente necessária, mas não existe um índice de qualidade da água especificamente aplicável para tal propósito, tendo em vista que atualmente analisa-se apenas a presença de coliformes fecais (termotolerantes), *Escherichia coli* ou enterococos para categorizar a balneabilidade, conforme preconizado pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000 (BRASIL, 2000). Dessa forma, a transparência da água em termos de profundidade do disco de Secchi, em grande escala, está intimamente relacionada às paisagens aquáticas, já que o público costuma recorrer a esse parâmetro ao decidir se um corpo d'água é adequado para recreação. A Figura 8 evidencia o decréscimo de transparência sofrido pelo Rio Doce nos períodos subsequentes ao desastre. Infelizmente, em virtude da carência de dados de campo, não foi possível determinar a predominância de fitoplânctons ou zooplânctons para os momentos de mensuração.

Figura 8 - Perda de transparência da água a partir da relação da profundidade do disco de Secchi



Fonte - Autoria própria.

As porcentagens de perda de transparência registram valores mais elevados nas estações RD072 e RD033 – espacialmente mais próximas ao desastre – atingindo 29% na RD033. A RD067 apresenta, assim como as demais análises, uma menor influência do desastre nos períodos analisados, condição também atribuída a distância da estação até a área do rompimento da barragem, além do percurso da água no rio. E, embora o sensor presente no Landsat 8 possua uma resolução espacial mais baixa se comparada a outros sensores como o Sentinel 2A, o sensor OLI ainda apresenta melhores resultados para avaliar a profundidade do disco de Secchi em corpos hídricos de médio porte (BONANSEA et al., 2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação dos parâmetros de qualidade de água analisados através de técnicas de sensoriamento remoto mostrou-se eficiente no monitoramento da qualidade da água do Rio Doce, apresentando resultados condizentes com o período estudado, no qual esperava-se que, a partir da ocorrência do desastre da Barragem de Fundão, a qualidade da água do rio fosse alterada significativamente.

Analisando as combinações de bandas espectrais do sensor OLI do satélite Landsat 8, pode-se dizer que os resultados de turbidez, de acordo com os dados estatísticos correspondentes aos valores de reflectância dos comprimentos de onda do infravermelho próximo, mostraram-se mais eficazes, ao possuir maior sensibilidade aos eventos que alteraram a qualidade do corpo hídrico.

Na análise da Chl-a, embora o resultado não possa ter sido quantificado, a análise da variabilidade demonstrou que houve grandes mudanças desse parâmetro nos últimos anos, o que indica uma

possibilidade de monitoramento de sua variabilidade por sensoriamento remoto e uma provável validação, caso haja alguns pontos de coleta de dados ao longo do rio.

A resposta acerca da transparência da água utilizando a profundidade do disco de Secchi também apresentou resultados coerentes e satisfatórios, indicando perdas de até 29% na transparência da água após a passagem das águas oriundas da barragem de rejeitos.

Partindo das respostas obtidas nesse estudo, observa-se que o sensoriamento remoto é uma ferramenta promissora na detecção de mudanças em parâmetros de qualidade de água em rios brasileiros, podendo identificar possíveis alterações nos padrões esperados. Em um país que ainda é dependente de levantamentos *in situ*, os quais, por sua vez, demandam capacidade instalada e equipamentos específicos, o monitoramento por sensores orbitais, cujos produtos estão disponíveis de forma gratuita em portais de agências espaciais ou em plataformas de processamento digital de imagens em nuvem, pode tornar-se um grande aliado para gestores de água, órgãos ambientais e tomadores de decisão, uma vez que é capaz de avaliar corpos hídricos remotos ou locais com baixa infraestrutura de monitoramento, ou até mesmo que não possuem estações de monitoramento ativas.

REFERÊNCIAS

- ANA - Agência Nacional de Águas. **Sala de Situação**. 2017. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/sala-de-situacao/rio-doce/> Acesso em: 14 nov. 2019.
- ARAÚJO, A. E. de M. **Avaliação dos parâmetros físicos, químicos e índice de qualidade da água no rio saúde, em razão da precipitação (maio a dezembro de 2004)**: estudo de caso. 2006.107 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Meteorologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2006.
- BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 2059 - 2065.
- BONANSEA, M.; LEDESMA, M.; RODRIGUEZ, C.; PINOTTI, L. Using new remote sensing satellites for assessing water quality in a reservoir. **Hydrological sciences journal**, v. 64, n. 1, p. 34-44, 2019. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1552001>
- BRASIL. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União nº18, Brasília-DF, 25 de jan. p. 256-258, 2000.
- BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, nº53, Brasília-DF, 18 de mar. p. 58-63, 2005.
- CAZASSA, G. C.; DOS SANTOS, M. C.; DE OLIVEIRA, T. G.; PEREIRA, P. H. R.; GONÇALVES, J. A. C.; VIEIRA, E. M. Monitoramento de desastres em rios empregando sensoriamento remoto: análise comparativa da turbidez e da reflectância no Rio Doce. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 5, p. 308-318, 2018. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.005.0027>
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. In: Relatório Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo – 2020. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017**. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 24 set. 2021.
- CHEN, L.; TAN, C.H.; KAO, S.J.; WANG, T.S. Improvement of remote monitoring on water quality in a subtropical reservoir by incorporating grammatical evolution with parallel genetic algorithms into satellite imagery. **Water Research**, v. 42, p. 296-306, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.014>
- COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de

lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Executivo*, Belo Horizonte-MG, 2008, 13 de mar. p. 1-32, 2008.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200008>

DEUTSCH, E.S.; ALAMEDDINE, I. Hindcasting eutrophication and changes in temperature and storage volume in a semi-arid reservoir: a multi-decadal Landsat-based assessment. *Environ Monit Assess* v. 191, n. 41, p. 1-16, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7180-7>

FLORENZANO, T. G. *Iniciação em Sensoriamento Remoto*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 101 p.

FREIRE, N., PACHECO, A.; QUEIROZ, V. A Remote Sensing methodological approach for monitoring the contamination in Paraopeba River after the disaster in Brumadinho-MG. *Ciência e Natura*, v. 43, n. 36, p. 1-29, 2021. <https://doi.org/10.5902/2179460X43632>

GHOLIZADEH, M.; MELESSE, A.; REDDI, L. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, v. 16, n. 8, p.1298-1341, 2016. <https://doi.org/10.3390/s16081298>

GOOGLE. **Google Earth Engine**: a planetary-scale platform for earth science data & analysis. 2001. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em: 14 de outubro de 2021.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, v. 202, p. 18-27, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

GREB, S. et al. **Earth observations in support of global water quality monitoring**. International Ocean-Colour Coordinating Group, 2018.

GREENPEACE. **Rio Doce**. 2016. Disponível em: <https://www.greenpeace.org.br/riodoce>. Acesso em: 10 nov. 2019.

HA, N. T. T.; THAO, N. T. P.; KOIKE, K.; NHUAN, M. T. Selecting the Best Band Ratio to Estimate Chlorophyll-a Concentration in a Tropical Freshwater Lake Using Sentinel 2A Images from a Case Study of Lake Ba Be (Northern Vietnam). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v.6, p. 1-15, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres. São José dos Campos, Parêntese, 2009, 598p.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. D. A.; CORSEUIL, W. C. **Recursos Hídricos e Saneamento**. Curitiba, Organic Trading, 2008, 180p.

LIU, W. T. H. **Aplicações de Sensoriamento Remoto**. Campo Grande, UNIDERP, 2007, 908p.

LOPES, F. B. et al. Modelagem da Qualidade das Águas a Partir de Sensoriamento Remoto Hiperespectral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 18, p.13-19, 2014. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18nsupps13-s19>

LOPES, H.; SOBRAL, M. do C.; Gunkel, G.; CANDEIAS, A. L.; MELO, G. Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, p. 475-484, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000111066>

MACHADO, M. T. de S.; BAPTISTA, G. M. de M. Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água do Lago Paranoá (DF). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 357-365, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016141970>

MATEO-GARCÍA, G. et al. Multitemporal Cloud Masking in the Google Earth Engine. *Remote Sensing*, v. 10, n. 7, p. 1079, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10071079>

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International journal of remote sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425-1432, 1996.

<https://doi.org/10.1080/01431169608948714>

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Vigilância e Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

MPF - Ministério Público Federal. **Caso Samarco**. 2015. Disponível em:
<http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/o-desastre>. Acesso em: 10 dez. 2020.

SELBORNE, L. **The Ethics of Freshwater Use: a Survey**. France, UNESCO, 2000, 80p.

SETTI, A. A. et al. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília, Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas. 2000.

SOUZA, J. R. et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. **REDE - Revista Eletrônica do Prodema**, v. 8, n. 1, 2014.

TEAM, R. C. et al. **R: A language and environment for statistical computing**. 2013.

TOPP, S. N. et al. Research trends in the use of remote sensing for inland water quality science: Moving towards multidisciplinary applications. **Water**, v. 12, n. 1, p. 169, 2020.
<https://doi.org/10.3390/w12010169>

USGS - United States Geological Survey. United States Department of the Interior. **Landsat Missions**. 2018. Landsat-8 image courtesy of the U.S. Geological Survey. Disponível em:
<https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat>. Acesso em: 15 out. 2021.

VENTURA, D. L. T. **Uso do Sensoriamento Remoto Para Monitoramento da Concentração de Clorofila A em Açudes do Semiárido**. 2013. 53 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

Recebido em: 07/05/2021

Aceito para publicação em: 08/10/2021