

XXIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS

DINÂMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS BRASILEIROS A PARTIR DA DETERMINAÇÃO DA COR DA ÁGUA POR IMAGENS DE SATÉLITE

Jéssica Ribeiro Fontoura¹ ; Rodrigo Cauduro Dias de Paiva²

RESUMO

A estimativa de constituintes opticamente ativos (sedimentos, clorofila e matéria orgânica dissolvida colorida) a partir de imagens de satélite provou ter um desempenho satisfatório em alguns ecossistemas aquáticos. Porém, sua implementação em uma ampla gama de condições bio-ópticas é um empreendimento complexo. Nesse sentido, a cor da água é uma variável mais fácil de estimar, e fornece uma medida indireta da qualidade da água. A cor da água é um parâmetro que pode ser calculado, a partir da reflectância de superfície das bandas vermelha, verde e azul. Assim, examinamos as imagens Landsat 8 de 2010 a 2020 para determinar a cor da água dos rios brasileiros. Os resultados mostraram que a cor mais comum é amarelo (52% de todas as observações λ_d são superiores a 560 nm) e verde (44,7% de todas as observações λ_d estão entre 495 e 560 nm). Apenas 3,3% dos trechos avaliados apresentaram comprimento de onda dominante inferior a 495 nm (região azul). A metodologia aplicada foi capaz de representar bem a conhecida dinâmica dos rios. Por exemplo, os rios Solimões e Amazonas são amarelos, como outros rios conhecidos por sua grande descarga de sedimentos. Enquanto isso, o rio Negro é verde devido à falta de sedimentos, e matéria orgânica abundante. Em outras partes do Brasil, foi possível identificar mudanças de amarelo para verde quando as áreas dos reservatórios são atingidas. Concluindo, a metodologia aplicada é uma forma promissora de caracterizar e compreender sistematicamente a dinâmica da qualidade da água no território brasileiro.

Palavras-Chave – qualidade da água; sensoriamento remoto; cor da água

INTRODUÇÃO

No século XXI na área ambiental as pesquisas tem sido discutidas em escalas cada vez mais amplas, permitindo que pesquisadores e gestores observem e compreendam padrões e processos de maneiras que não eram possíveis anteriormente (STANLEY et al., 2019). As investigações em grande escala são motivadas pela necessidade de compreender fenômenos que ultrapassam limites regionais e continentais (ESTES et al., 2018), como é o caso das bacias hidrográficas. Entretanto, mesmo os rios estão entre os ecossistemas mais ameaçados globalmente (BEST et al., 2019), ainda hoje não se tem um entendimento em grande escala de como a ecologia aquática tem se alterado (GARDNER et al., 2020).

A principal razão para falta de estudos que abranjam o tema é que a determinação em campo dos principais parâmetros de qualidade da água é intensivo, demorado, caro e envolve certo grau de incerteza (GHOLIZADEH et al., 2016). Além disso, a avaliação da qualidade das águas

1) Afiliação: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, jessica.ribeirofontoura@gmail.com

2) Afiliação: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, rodrigo.paiva@ufrgs.br

continentais inclui regiões isoladas onde muitos rios podem ser inacessíveis devidos a situações topográficas (SHEFFIELD et al., 2018). Devido a tais limitações, o monitoramento in situ das variações na qualidade da água de corpos hídricos em grande escala é difícil e exige planejamento e aplicação de recursos financeiros (ROSS et al., 2019).

O sensoriamento remoto, por outro lado, permite obter informações detalhadas de toda a extensão dos corpos d'água de forma sistemática. A estimativa de constituintes óticamente ativos (sedimentos, clorofila e matéria orgânica dissolvida colorida) a partir de imagens satélite provou ter um desempenho satisfatório em alguns ecossistemas aquáticos (BARBOSA et al., 2019), mas sua implementação em uma ampla gama de condições bio-ópticas tem sido um empreendimento complexo e demorado (PAHLEVAN et al., 2019). Nesse sentido, a cor da água é uma variável muito mais fácil de estimar e pode fornecer uma medida integrativa e direta da qualidade da água.

Tendo em vista a falta de conhecimento sobre a dinâmica da qualidade das águas interiores (TOPP et al., 2020) e a importância da identificação dos fatores responsáveis pela degradação da qualidade da água (BLOSCH et al., 2019) para fins de abastecimento público e também para controle da poluição dos oceanos, este trabalho propõe avaliar uma metodologia para determinação da cor da água a partir de imagens de satélite para rios em todo território brasileiro no período de 2010 a 2020.

MATERIAIS E MÉTODOS

Todos os procedimentos descritos a seguir foram realizados na plataforma Google Earth Engine (GEE) que facilita muito o processamento de um grande número de imagens (GORELICK et al., 2017). Para realização deste trabalho foi utilizado o produto de reflectância de superfície da coleção 1 do LANDSAT 8 de 2010 a 2020 para todo território Brasileiro. Este produto possui resolução espacial de 30 m e temporal de 16 dias. A conversão da reflectância no topo da atmosfera para de superfície requer uma compensação dos efeitos da atmosfera. Para isto, a USGS utiliza o software LEDAPS (SCHMIDT et al., 2013). Este software requer como entrada diversos dados, incluindo as saídas do modelo 6S, um modelo numérico do terreno (Earth Topography Five Minute Grid - ETOP05), a coluna total de ozônio obtida a partir de dados do Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), e a pressão de superfície, temperatura e vapor de água modelados no National Centers for Environmental Prediction (NCEP) (KALNAY et al., 1996). As imagens corrigidas são disponibilizadas no GEE e foram utilizadas para realização deste trabalho.

Além da correção atmosférica, é importante considerar os efeitos de nuvens e sombras de nuvens na reflectância de superfície. Para remover nuvens e sombras de nuvens foram avaliados os pixels de qualidade obtidos a partir do algoritmo CFMask (FOGA et al., 2017; ZHU et al., 2015). Para selecionar somente os pixels correspondente a água foi aplicada uma máscara dinâmica de água a partir do índice NDWI. Para extrair os valores de reflectância apenas no trechos de rio foi utilizado o vetor de trechos de rio do Global River Widths from Landsat (GRWL)(ALLEN, G. H.; PAVELSKY, T. M., 2018). Para evitar efeitos de borda foi efetuado um buffer correspondente a 1/5 da largura média no trecho.

Após extrair os valores de reflectância de superfície nos trechos de rios foi aplicada a metodologia proposta Gardner et al. (2020) para determinar as cores dos rios Brasileiros. A base teórica da metodologia aplicada é a transformação das três bandas do visível (vermelho, verde e azul) das imagens do satélite em coordenadas no espaço de cores CIE (Commission Internationale de l'Éclairage). O espaço de cores CIE foi criado em 1931 com intuito de simular a percepção das cores pelo olho humano. A transformação do espaço de cores RGB para CIE pode ser expressa pelas seguintes equações (Wang et al., 2014):

$$X = 2.7689R + 1.7517G + 1.1302B \quad (1)$$

$$Y = 1.0000R + 4.5907G + 0.0601B \quad (2)$$

$$Z = 0.0565G + 5.5943B \quad (3)$$

onde R (vermelho), G(verde) e B(azul) representam a reflectancia de superfície da água com correção atmosférica nas bandas do vermelho, verde e azul respectivamente. O ângulo de matiz (α) pertencente as coordenadas de cromaticidade (x' , y') foi calculado a partir das formulações a seguir:

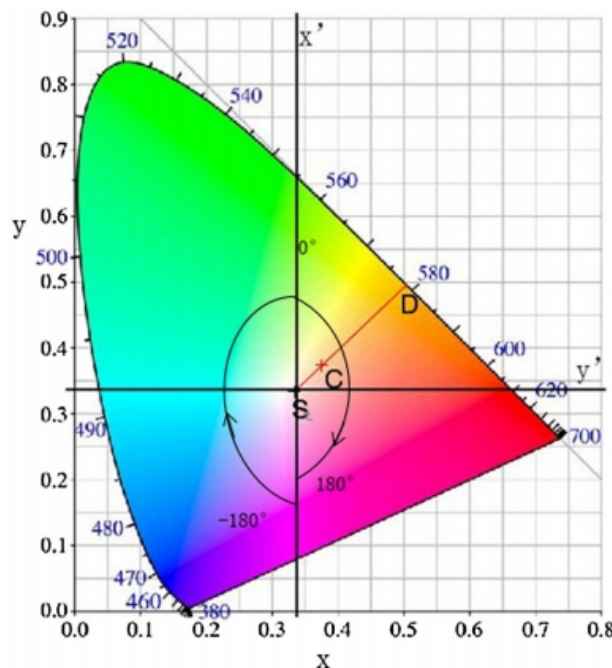
$$x' = \frac{Y}{X + Y + Z} - \frac{1}{3} \quad (5)$$

$$y' = \frac{X}{X + Y + Z} - \frac{1}{3} \quad (6)$$

$$\alpha = \text{ARCTAN2} \frac{x'}{y'} * \frac{180}{\pi} \quad (7)$$

Matematicamente, α é o ângulo entre o vetor formado pela ligação de qualquer ponto no espaço ao ponto (x' , y'), como mostra a Figura 1 a seguir.

Figura 1 - Diagrama de cromaticidade CIE 1931



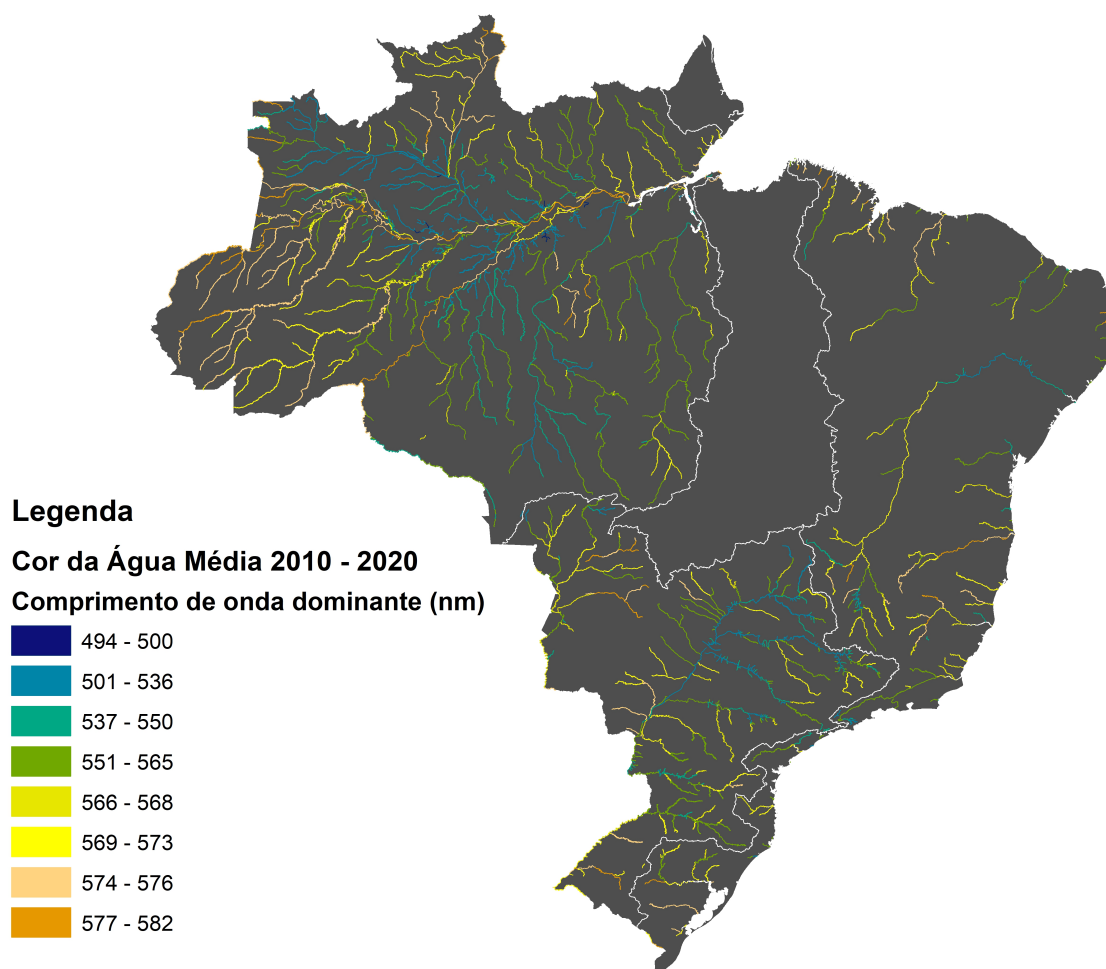
Como mostra a Figura 1, α varia de -180° a 180° , a partir do eixo x' negativo, girando no sentido horário de volta ao eixo x' negativo. Isso permite um aumento crescente do ângulo α , variando de 380 a 700 nm, de modo que uma tabela de referência do comprimento de onda dominante (λ_d) correspondente pode ser construída. Assim, após calculado α foi possível determinar o ângulo tabular mais próximo, e este valor tabular atribuído do comprimento de onda dominante foi então considerado como o comprimento de onda dominante das coordenadas de cromaticidade fornecidas (x' , y'). De modo a classificar os trechos de rios de acordo com o comprimento de onda dominante, o espectro foi dividido em três cores sólidas: azul ($\lambda_d < 495$ nm),

verde ($495 \leq \lambda_d < 560$ nm), e amarelo ($\lambda_d \geq 560$ nm). Esse procedimento também foi adotado nos trabalhos desenvolvidos por Gardner et al. (2020) e Lehmann et al. (2018).

RESULTADOS

A Figura 2 apresenta os resultados obtidos a partir do processamento das imagens de Landsat 8 para todo território brasileiro no período de 2010 e 2020. Os resultados mostraram que a moda do comprimento de onda dominante é 574 nm (região amarela) e que as cores mais comuns são amarelo (52% de todas as observações λ_d eram superiores a 560 nm) e verde (44,7% de todas as observações λ_d estavam entre 495 e 560 nm). Apenas 3,3% dos trechos avaliados apresentaram comprimento de onda dominante inferior a 495 nm (região azul).

Figura 2 - Cor da água média dos rios brasileiros no período de 2010 - 2020



A partir do apresentado na Figura 2 é possível concluir que a metodologia aplicada foi capaz de representar bem a conhecida dinâmica dos rios. Por exemplo, os rios Solimões e Amazonas são amarelos, como outros rios conhecidos por sua grande descarga de sedimentos. Enquanto isso, o rio Negro é verde devido à falta de sedimentos e grande quantidade de matéria orgânica. Em outras partes do Brasil, foi possível identificar mudanças de amarelo para verde quando as áreas dos reservatórios são atingidas. Isso se deve principalmente a alteração da profundidade e velocidade da água que ocasiona a deposição dos sólidos em suspensão no fundo do reservatório alterando a cor da água. Para determinadas datas, áreas de reservatórios com incidências históricas de proliferação de algas foram identificadas como verdes. Além disso, áreas de agricultura apresentaram cores

variando de 565 a 582 nm (região amarela) o que indica uma maior presença de sólidos em suspensão devido ao processo de erosão.

CONCLUSÃO

O sensoriamento remoto vêm sendo cada vez mais utilizado para estudar a dinâmica da qualidade das águas superficiais. No entanto, a complexidade ótica de tais ambientes dificulta o desenvolvimento de técnicas e métodos capazes de abranger diferentes ambientes aquáticos. Assim, é preciso buscar alternativas mais simplificadas que permitam uma avaliação rápida da dinâmica dos constituintes óticamente ativos. Como a cor da água é proveniente da interação entre a luz e os constituintes na coluna de água, ela pode trazer importantes respostas sobre o que está ocorrendo em determinado corpo hídrico. Neste sentido, este trabalho buscou uma forma de determinar a cor da água a partir de imagens de satélite.

Por meio do proposto foi possível obter informações de cor da água para uma vasta escala espacial e temporal. Ainda mais, a partir da análise da cor da água foi possível reproduzir corretamente a presença de sedimentos, matéria orgânica e algas, que são parâmetros importantes para o entendimento da dinâmica da qualidade da água. Portanto, a metodologia aplicada é uma forma promissora de caracterizar e compreender sistematicamente a dinâmica da qualidade da água no território brasileiro. Trabalhos futuros podem abordar interpretações das variações sazonais e interanuais, bem como a relação da cor com dados *in situ* de concentração dos principais parâmetros de qualidade da água.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, George H., & Pavelsky, Tamlin M. (2018). Global River Widths from Landsat (GRWL) Database (Version V01.01) [Data set]. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.1297434>
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M.; MARTINS, V. S. Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações. [S.l.]: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. v. 1.
- BEST, J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience*, Nature Publishing Group, v. 12, n. 1, p. 7–21, 2019.
- BLÖSCHL, G. et al. Twenty-three unsolved problems in hydrology (uph)—a community perspective. *Hydrological Sciences Journal*, Taylor & Francis, v. 64, n. 10, p. 1141–1158, 2019.
- ESTES, L. et al. The spatial and temporal domains of modern ecology. *Nature ecology & evolution*, Nature Publishing Group, v. 2, n. 5, p. 819–826, 2018.
- FOGA, S., Scaramuzza, P. L., Guo, S., Zhu, Z., Dilley Jr, R. D., Beckmann, T., et al. (2017). Cloud detection algorithm comparison and validation for operational Landsat data products. *Remote sensing of Environment*, 194, 379–390.
- GARDNER, John R. et al. The Color of Rivers. *Geophysical Research Letters*, p. e2020GL088946, 2020.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016.

GORELICK, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.

KALNAY, Eugenia et al. The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project. *Bulletin of the American meteorological Society*, v. 77, n. 3, p. 437-472, 1996.

LEHMANN, M. K., Nguyen, U., Allan, M., & Van der Woerd, H. J. (2018). Colour classification of 1486 lakes across a wide range of optical water types. *Remote Sensing*, 10(8), 1273.

PAHLEVAN, N. et al. Sentinel-2/Landsat-8 product consistency and implications for monitoring aquatic systems. *Remote sensing of Environment*, Elsevier, v. 220, p. 19–29, 2019.

ROSS, M. R. et al. Aquasat: A data set to enable remote sensing of water quality for inland waters. *Water Resources Research*, Wiley Online Library, v. 55, n. 11, p. 10012–10025, 2019.

SCHMIDT, G., Jenkerson, C., Masek, J. G., Vermote, E., & Gao, F. (2013). Landsat ecosystem disturbance adaptive processing system (LEDAPS) algorithm description.

SHEFFIELD, J. et al. Satellite remote sensing for water resources management: Potential for supporting sustainable development in data-poor regions. *Water Resources Research*, Wiley Online Library, v. 54, n. 12, p. 9724–9758, 2018.

STANLEY, E. H. et al. Biases in lake water quality sampling and implications for macroscale research. *Limnology and Oceanography*, Wiley Online Library, v. 64, n. 4, p. 1572–1585, 2019.

TOPP, S. N. et al. Research trends in the use of remote sensing for inland water quality science: moving towards multidisciplinary applications. *Water*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 12, n. 1, p. 169, 2020.

WANG, S., Li, J., Shen, Q., Zhang, B., Zhang, F., & Lu, Z. (2014). MODIS-based Radiometric color extraction and classification of inland water with the Forel-Ule scale: A case study of lake Taihu. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 8(2), 907-918.

ZHU, Z., Wang, S., & Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote sensing of Environment*, 159, 269-277.