

Avaliação da degradação da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho em Itirapina, São Paulo, Brasil, por meio de imagens do satélite Sentinel 2

Assessment of water quality degradation in the Carlos Botelho Reservoir (Broa) (Itirapina, São Paulo State, Brazil), using Sentinel 2 satellite images

Marcelo Pompêo^{1*} , Viviane Moschini-Carlos¹ 

RESUMO

Este estudo avaliou a qualidade da água do reservatório Carlos Botelho, SP, Brasil, empregando a base de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo para os anos de 2017 a 2019. Foram utilizadas as concentrações de clorofila *a* e o número de células de cianobactérias, relacionando-os com o algoritmo de processamento de imagens da Agência Espacial Europeia. Foram utilizadas imagens dos satélites Sentinel 2, com resolução espacial de 10 m e correção atmosférica Case 2 Regional Coast Color. Os dados de clorofila *a* da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo e os estimados pelo algoritmo apresentaram alta correlação ($R^2=0,6052$, $RNMSE=27\%$, $n=8$) e também se relacionaram estatisticamente com o número de células de cianobactérias, o que permitiu estimar o número de células de cianobactérias nas imagens S2, por meio das concentrações de clorofila. Com base nas estimativas, o reservatório Carlos Botelho apresentou padrão eutrófico em praticamente o ano de 2020; os dados sugerem a presença e substancial predomínio de cianobactérias em toda massa de água e durante todo 2020 (da ordem de 10.000 a 20.000 células.mL); na sua água já foi constatada a presença de cianotoxinas potencialmente tóxicas; o reservatório possui uma praia pública, para recreação de contato primário; e tem no entorno condomínios com casas, clubes e chácaras. Este conjunto de características deve servir de alerta às autoridades locais, pois há necessidade para se discutir o programa de monitoramento ora em curso, com indicação da redução do monitoramento para no mínimo mensal e avaliações complementares, para verificação periódica da presença de cianotoxinas.

Palavras-chave: cianobactérias; índice do estado trófico; Lobo; sensoriamento remoto.

ABSTRACT

This study evaluated the water quality of Carlos Botelho reservoir, São Paulo, Brazil, using the Environmental Company of the São Paulo State (*Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*) database for the years 2017 to 2019. Chlorophyll concentrations and the number of cyanobacteria cells, relating them to the image processing algorithm of the European Space Agency. Images from European Space Agency's Sentinel 2 satellites were used, with a spatial resolution of 10 m and with Case 2 Regional Coast Color atmospheric correction. Chlorophyll concentrations and data from *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo* and those estimated by the algorithm showed high correlation ($R^2=0,6052$, $Normalized\ Root\ Mean\ Square\ Error=27\%$, $n=8$) and were also statistically related to cyanobacteria cells number, which allowed estimating cyanobacteria cells in the number Sentinel 2 images, by means of chlorophyll concentrations. Based on the estimates, Carlos Botelho reservoir showed a eutrophic pattern in the year of 2020; the data suggest the presence and substantial predominance of cyanobacteria in the reservoir in 2020 (a range of 10,000-20,000 cells.mL); in your water, the presence of potentially toxic cyanotoxins has already been found; the reservoir has a public beach, for primary contact recreation; and there are condominiums with houses, clubs, and farms in the surroundings. This set of characteristics should serve as a warning to the local authorities, as there is a need to discuss the monitoring program now underway, with an indication of reducing the monitoring to a minimum of monthly and complementary evaluations, for periodic verification of the presence of cyanotoxins.

Keywords: cyanobacteria; trophic state index; Lobo; remote sensing.

¹Universidade de São Paulo - São Paulo (SP), Brasil.

*Autor correspondente: mpompeo@ib.usp.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processo 2019/10845-4) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Processos 303660/2016-3; 301559/2018-0).

Recebido: 04/01/2021 - **Aceito:** 04/05/2021 - **Reg. ABES:** 20210002

INTRODUÇÃO

O uso do sensoriamento remoto para estudos de monitoramento de ecossistemas aquáticos continentais pode ser conduzido de forma qualitativa ou quantitativa, segundo Barbosa *et al.* (2019). De acordo com os autores, a principal demanda é pela extração de informações quantitativas, visando descrever e detalhar o estado trófico da massa de água, bem como dos processos físicos, químicos e bio-ópticos que possam ocorrer no meio aquático. Para isso, as estimativas das concentrações de clorofila *a*, o material em suspensão, a turbidez e a profundidade da luz são utilizados quando o objetivo é avaliar a qualidade da água de reservatórios pelo uso de imagens de satélites (RITCHIE *et al.*, 2003; GHOLIZADEH *et al.*, 2016; ERASO *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2017; DEUTSCH *et al.*, 2018; DELEGIDO *et al.*, 2019; RADIN *et al.*, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021). O sensoriamento remoto também pode servir como ponto de partida para se planejar um programa de monitoramento, por exemplo, identificando-se a estação de florescimento de cianobactérias (Ciano) ou localizando-se locais de acúmulo de biomassa, como explicam Welker *et al.* (2021). Ainda segundo esses autores, uma vez implementado um programa de monitoramento, o sensoriamento remoto pode servir para verificar a validade dos pontos de amostragem no que diz respeito à representatividade do corpo d'água monitorado. Eles complementam afirmando que os dados das imagens de satélite também podem fornecer avaliações históricas.

A Agência Espacial Europeia (ESA), por meio do Programa Copernicus, da União Europeia, colocou em órbita uma série de satélites de observação da Terra que proporcionam informações úteis e acessíveis. Entre eles, os da missão Sentinel 2 (S2) incorporam interessantes configurações de bandas para o estudo da massa de água (ESA, 2020).

Em relação à degradação da qualidade das águas, é possível verificar que a eutrofização há muito tempo é um grave problema no Brasil, sendo particularmente atribuída ao lançamento de esgotos domésticos não tratados (JÚNIOR, 1967; KAWAI, 1969), o que hoje ainda se mantém (POMPÊO *et al.*, 2012; 2020). Para acompanhar as mudanças na qualidade das águas, são utilizados

alguns índices, entre eles o do estado trófico (IET). O IET visa classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu reflexo na biomassa fitoplanctônica (CETESB, 2020). O IET, desenvolvido por Lamparelli (2004), tem sido empregado como referência no monitoramento das massas de água paulistas e brasileiras, com índices próprios para rios e reservatórios (CETESB, 2020). Em decorrência do excesso de nutrientes, as cianobactérias, organismos potencialmente tóxicos, podem causar florações e inúmeros prejuízos à qualidade da água, à saúde humana e à dos animais (MANCINI *et al.*, 2010; SÁ *et al.*, 2010; FONSECA *et al.*, 2015; MACHADO *et al.*, 2016; REGO *et al.*, 2020). Dessa forma, dos inúmeros problemas que decorrem do processo de eutrofização (AZEVEDO NETTO, 1988), há também que se acompanhar a evolução das Ciano (VASCONCELOS, 2015).

O objetivo principal deste trabalho foi empregar imagens dos satélites S2 e, por seu intermédio, avaliar a qualidade da água utilizando como estudo de caso o reservatório Carlos Botelho (São Paulo, Brasil). Espera-se validar um produto nativo do *software* de processamento de imagens, também da ESA, como alternativa viável e rápida na avaliação da qualidade de águas interiores, empregando-se as concentrações de clorofila *a* e, indiretamente, o número de células de cianobactérias.

METODOLOGIA

Área de estudo

A usina hidrelétrica Carlos Botelho, também conhecida como reservatório do Broa ou Lobo, foi construída em 1936 com o objetivo de produzir energia elétrica. Está localizado entre as cidades de Itirapina e Brotas (São Paulo, Brasil), inserindo-se na bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré, entre as coordenadas 22° 09' 58" S – 47° 54' 28" W e 22° 13' 12" S – 47° 52' 33" W (Figura 1A). Esse corpo d'água artificial é polimítico raso (profundidade máxima de 12 m), com tempo de residência menor do que 20 dias, com área de 6 km²

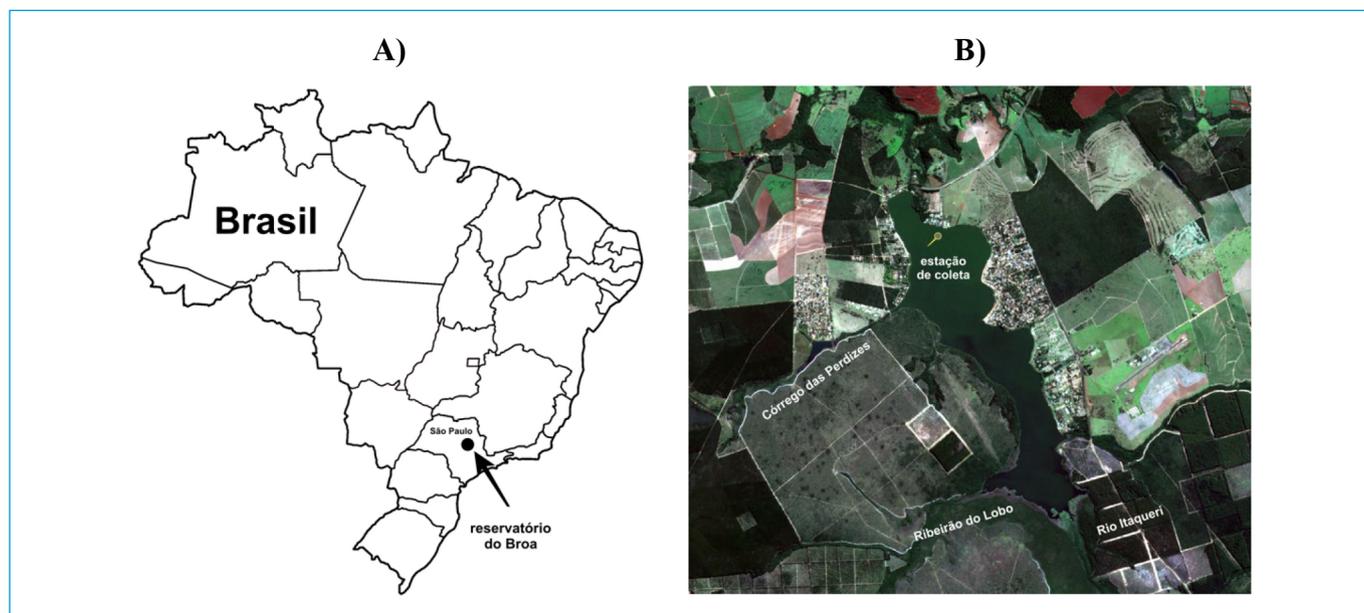


Figura 1 - Localização do reservatório do Broa (SP), Brasil (A) e a localização da estação de coleta (B).

de superfície, largura média de 0,9 km e comprimento de 8 km (TUNDISI *et al.*, 2014). O reservatório é classificado como Classe 2 (BRASIL, 1977), destinando-se ao abastecimento doméstico, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e à criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana (BRASIL, 2005).

Segundo a classificação de Köppen, na região o clima é subtropical mesotérmico (Cwa), com massas de ar tropical e equatorial, verão úmido, ventos de até 10 km.h e inverno seco, com ação das frentes frias do Sul e ventos a velocidades médias de 2 a 3 km horários (DELELLO, 2008).

Nas décadas de 1970 e 1980 o Broa apresentava exuberante cobertura vegetal, com inúmeras espécies de macrófitas, principalmente nas entradas dos rios Lobo e Itaqueri (Figura 1B), e uma vegetação marginal típica de cerrado (MENEZES, 1984; TUNDISI, 1986). No presente, o cerrado praticamente foi eliminado, restando algumas manchas, o que também aconteceu com as macrófitas. Já na parte alta do reservatório, na região do rio Itaqueri, há plantação comercial de *Pinus*. Durante muitos anos a região do Ribeirão do Lobo teve cavas para a exploração comercial de areia. As atividades principais do reservatório concentram-se em recreação e lazer, além de geração de energia (IUCIF, 2011).

Os primeiros estudos limnológicos realizados no Broa tiveram início na década de 1970 (TUNDISI *et al.*, 2003), mas seguem até a presente data. No intuito de se desenvolver um modelo de referência, passível de comparação com outros sistemas, esse reservatório foi muito estudado segundo a proposta definida pelo “Modelo Broa”, com ênfase em uma abordagem sincológica, o que permitiria a predição de impactos e evidenciaria as tendências dos ciclos em longo prazo (TUNDISI, 1978, 1980). Nesse modelo, a comunidade fitoplanctônica foi utilizada como indicador ecológico e, em 1974, testada em experimentos de enriquecimento artificial, seguidos em 1976 por estudos de diversidade, com a realização de cultivos em 1977. Esses estudos permitiram elaborar a primeira síntese do Modelo Broa (TUNDISI, 1980). O Broa também é considerado um dos mais emblemáticos reservatórios brasileiros, visto ter sido palco de dezenas de pesquisas, principalmente nas décadas de 1970 e 1980. Sem dúvida, pode ser considerado um dos reservatórios mais estudados no Brasil nesse período, em praticamente todos os campos da Limnologia (PERIOTTO *et al.*, 2013). Campregher *et al.* (2017) fazem importante reconstrução histórica sobre o início dos trabalhos de pesquisa em ecologia no reservatório.

Dados de campo

Neste trabalho, os dados de campo foram obtidos da base de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>) para os anos de 2017 a 2019. Nesse reservatório, a CETESB faz o monitoramento a cada dois meses, em uma única estação de coleta georreferenciada (Figura 1B) (22° 10' 36" S – 47° 53' 58" W). Em relação à massa de água superficial, para a caracterização do reservatório, neste trabalho foram empregados dados das concentrações de clorofila *a* (Cla), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), do número de células de Ciano e da profundidade do disco de Secchi (DS).

Para as análises estatísticas, foi empregado o *software Past*, versão 2.17 (HAMMER *et al.*, 2001). Para a análise de componentes principais (ACP), os dados foram previamente transformados por meio do *ranging*, uma razão entre as diferenças do valor bruto (Vb) menos o valor mínimo (Vmi), sobre o valor máximo (Vma) menos o valor mínimo: $Vb - Vmi / (Vma - Vmi)$.

Imagens de satélite

Para este estudo, foram utilizadas imagens gratuitas dos satélites S2, do Programa Copernicus, da ESA. Esses satélites estão em órbita polar, síncrona ao sol, com fases de 180° entre si. O S2A opera desde junho de 2015 e o S2B, desde março de 2017. A ampla largura de faixa (290 km) e o alto tempo de resolução temporal — de dez dias no Equador com um satélite e de cinco dias com os dois satélites — apoiará o monitoramento das mudanças na superfície da Terra (ESA, 2021). O S2 possui 13 bandas espectrais: quatro a 10 m, seis a 20 m e três de 60 m (ESA, 2020). O S2 tem-se mostrado adequado para estimar Cla e DS e para rastrear a dinâmica espacial e temporal de lagos e rios (ANSPER *et al.*, 2019; DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; PEREIRA *et al.*, 2020; CAIRO *et al.*, 2020; SÒRIA-PERPINYÀ *et al.*, 2020; POMPÊO *et al.*, 2021). Recentemente, a *Revista de Teledetección*, da *Asociación Española de Teledetección*, lançou um número especial (vol. 56, 2020) com aplicações dos satélites Sentinel, entre eles o S2 (<https://polipapers.upv.es/index.php/raet/issue/view/1010>).

Em virtude da baixa refletividade da água, o processo de correção atmosférica é essencial nos estudos de qualidade da água com sensoriamento remoto (BROCKMANN *et al.*, 2016). Entre os métodos desenvolvidos, o *Case 2 Regional Coast Color* (C2RCC-Nets) foi adaptado ao S2 e usado para águas com baixa turbidez. Essa correção atmosférica das águas é baseada em rede neural treinada com um banco de dados de reflectâncias e radiações obtidas por meio de simulações em modelos de transferência radioativa, com a banda B1 (443 nm). Neste trabalho, a correção atmosférica foi processada no *Sentinel Application Platform* (SNAP) 8.0.0, desenvolvido pela ESA. Posteriormente à correção atmosférica, nativamente são obtidos vários produtos de interesse para este estudo, e o *conc_chl* (em µg.L) representa a Cla estimada pelo modelo (BROCKMANN *et al.*, 2016; POMPÊO *et al.*, 2021).

Com base nas datas de amostragens a campo, observadas na Tabela 1, foram baixadas as imagens S2 com nível 1C de processamento, por intermédio do *U.S. Geological Survey* (<https://glovis.usgs.gov/app>). Após descompactadas, as imagens foram trabalhadas no SNAP, com resolução espacial de 10 m, e recortadas (*subset*), mantendo-se apenas a porção de interesse. Em seguida, foi aplicada a correção atmosférica C2RCC-Nets (POMPÊO *et al.*, 2021). Dados o reduzido número de imagens e a estação única de coleta monitorada pela CETESB no Broa, optou-se por empregar imagens com até oito dias de diferença entre a data de coleta e o dia da passagem do satélite, conforme apresentado na Tabela 1.

Para validar os valores de Cla estimados por meio de *conc_chl*, eles foram relacionados linearmente com aqueles obtidos em campo pela CETESB. Para tanto, foram extraídos das imagens os valores médios de 9 pixels, com a coordenada do ponto de amostragem compreendendo o ponto central, e foram calculados os R², o *Root Mean Square Error* (RMSE) e o *Normalized Root Mean Square Error* (NRMSE) (%) (DELEGIDO *et al.*, 2019; PEREIRA-SANDOVAL *et al.*, 2019; POMPÊO *et al.*, 2021). Para a validação, foram excluídos os pares ordenados que possuíam diferenças superiores a cinco vezes entre o estimado e o observado. O cálculo do IET e suas respectivas categorias de trofia seguiram CETESB (2020) (Tabela 2), representando unicamente as concentrações de Cla estimadas por meio do modelo empregado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma síntese dos dados da CETESB para os anos de 2017–2019 é apresentada na Tabela 3. Observa-se que Cla e Ciano apresentaram as maiores amplitudes

Tabela 1 – Referências das imagens Sentinel 2 baixadas e utilizadas neste trabalho e as respectivas datas de coleta e de passagem do satélite, bem como a diferença de dias entre elas, empregadas para a avaliação da qualidade da água do reservatório do Broa.

Ano	Data da coleta	Data da imagem	Dias de diferença	Referência da imagem
2017	03/16/17	03/16/17	0	S2A_MSIL1C_20170316T132221_N0204_R038_T23KCR
	07/19/17	07/14/17	5	S2A_MSIL1C_20170714T132231_N0205_R038_T23KCR
	09/20/17	09/12/17	8	S2A_MSIL1C_20170912T132231_N0205_R038_T23KCR
2018	03/14/18	03/11/18	3	S2A_MSIL1C_20180311T132231_N0206_R038_T23KCR
	05/09/18	05/10/18	1	S2A_MSIL1C_20180510T132241_N0206_R038_T23KCR
	07/04/18	07/04/18	0	S2B_MSIL1C_20180704T132229_N0206_R038_T22KHA
	28/11/18	12/06/18	5	S2A_MSIL1C_20181206T132221_N0207_R038_T23KCR
2019	01/15/19	01/15/19	0	S2A_MSIL1C_20190115T132231_N0207_R038_T22KHA
	03/21/19	03/26/19	5	S2A_MSIL1C_20190326T132231_N0207_R038_T22KHA
	05/14/19	05/10/19	4	S2B_MSIL1C_20190510T132239_N0207_R038_T23KCR
	07/17/19	07/14/19	3	S2A_MSIL1C_20190714T132241_N0208_R038_T22KHA
	09/18/19	09/22/19	4	S2A_MSIL1C_20190922T132231_N0208_R038_T22KHA

Tabela 2 – Classificação do índice do estado trófico, com base nas concentrações de clorofila a, segundo Lamparelli (2004), conforme empregado por CETESB (2020).

Estado trófico	IET	Clorofila a (µg.L)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	Cl ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	1,17 < Cl ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	3,24 < Cl ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	11,03 < Cl ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	30,55 < Cl ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	Cl > 69,05

IET: índice do estado trófico; Cl: clorofila a.

Tabela 3 – Média, valores mínimos e máximos para concentrações de fósforo total, nitrogênio total e clorofila a, profundidade do disco de Secchi, números de células de cianobactérias e índice do estado trófico para o reservatório do Broa, anos de 2017 a 2019.

	PT	NT	Cl	DS	Ciano	IET Cl
	mg.L	mg.L	µg.L	m	número de células.mL	
média	0,02	0,48	13,43	1,57	37038,22	60
mínimo	0,01	0,35	2,76	0,8	108	52
máximo	0,06	0,65	42,23	2,9	175.671	65
DP	0,01	0,08	10,76	0,59	49.746,64	-
CV	61,83	15,79	80,15	37,71	134,31	-
n	18	14	18	18	18	18

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; n: número de amostras; PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; Cl: clorofila a; DS: disco de Secchi; Ciano: cianobactérias; IET: índice do estado trófico.

para o período, refletidas por maiores coeficientes de variação. Quanto aos valores anuais médios, foi observada diferença significativa apenas entre Cl para os anos de 2018 e 2019 (*Tukey's pairwise comparisons*: $Q=0,8401$; $p=0,04544$) (Figura 2); para os demais parâmetros, a análise de variância ANOVA de uma via não sugeriu diferenças estatisticamente significativas. Apesar disso, para o ano de 2019, os dados sugerem condições mais eutróficas do que as observadas em 2017 e 2018. Ainda nos dados de campo (Figura 3), é possível observar que 2018 apresentou menores valores de Cl, Ciano e IET e maiores valores para o DS. Já para o ano de 2017, há maiores concentrações de PT, particularmente

em março, enquanto em novembro de 2019 ocorreram maiores valores de Cl, Ciano e IET. O componente 1 da ACP explicou 63,4% e o componente 2, 18% da variância observada. O NT não foi incluído na ACP, pois para vários meses de monitoramento não há dados nas planilhas da CETESB.

Também é possível observar as relações de Cl com o DS e de Cl com Ciano medidas em campo (Figura 4). A relação entre Cl e DS é clássica, e dela decorre o desenvolvimento de IET. Com a elevação das concentrações de nutrientes presentes na coluna de água, desde que outros fatores que influenciam o crescimento não sejam limitantes, espera-se que esse aumento se reflita em crescimento em

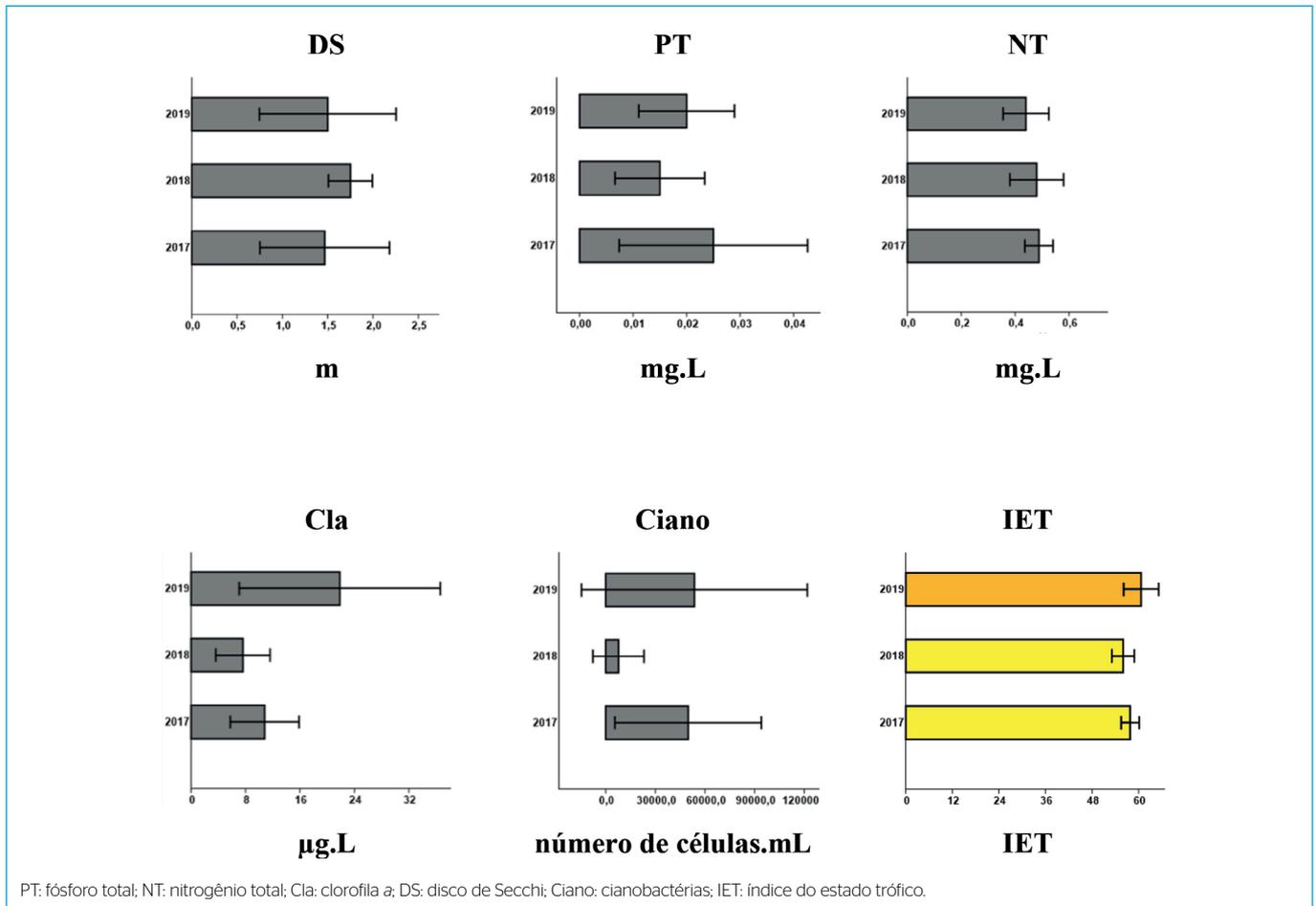


Figura 2 - Concentrações médias da profundidade do disco de Secchi, das concentrações de nitrogênio total, fosforo total e clorofila a, número de células de cianobactérias e índice do estado trófico (IET), para os anos de 2017-2009. As barras representam o desvio padrão.

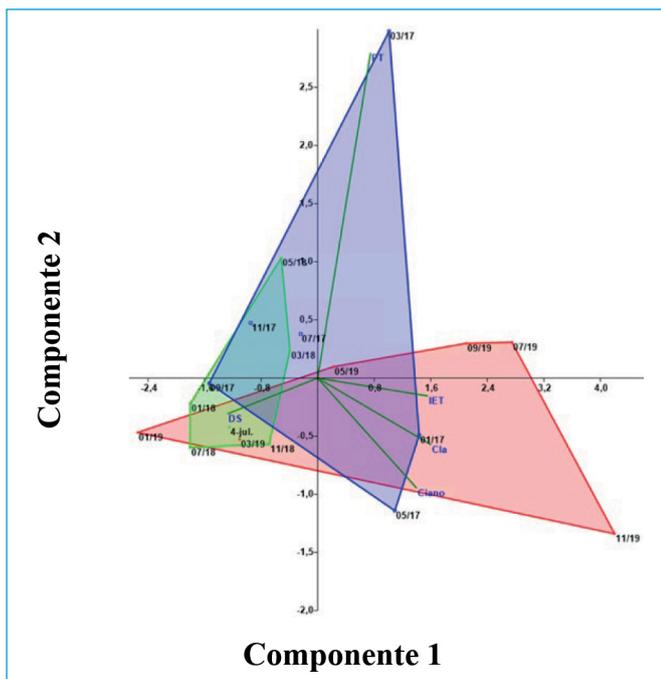


Figura 3 - Análise de componentes principais para dados da profundidade do disco de Secchi, concentrações de nitrogênio total, fosforo total e clorofila a, número de células de cianobactérias e índice do estado trófico, para os anos de 2017-2009.

biomassa do fitoplâncton, medido como Cla, bem como no aumento da quantidade de sólidos em suspensão e do número de algas e na redução do DS (CARLSON, 1977; LAMPARELLI, 2004), como observado neste trabalho.

Quanto à relação Cla e Ciano, ela é mais bem explicada caso o fitoplâncton seja dominado pelas Ciano (SØNDERGAARD *et al.*, 2011). Neste trabalho não há como confirmar isso, pois nos relatórios da CETESB são apresentados apenas dados sobre Ciano, não havendo informações sobre outros grupos fitoplanctônicos, nem mesmo sobre ficocianina. A concentração de ficocianina mostra-se altamente correlacionada com Ciano (BRIENT *et al.*, 2008) e poderia ser outra importante informação a ser levantada no monitoramento, auxiliando na compreensão dos processos que ocorrem no Broa. Há no mercado sondas a preço razoável que permitem, quase em tempo real, estimar as concentrações de ficocianina, o que também seria útil para monitorar inúmeros pontos no reservatório. Na Laguna de Valência (Valência, Espanha), Sòria-Perpinyà *et al.* (2020) obtiveram robusto modelo empregando imagens S2 e dados de campo levantados por sonda para estimar ficocianina e estabelecer um protocolo para o monitoramento rotineiro da qualidade da água, o que também seria adequado aplicar-se ao Broa.

A validação do produto nativo (conc_chl) em relação aos valores de Cla determinados em campo mostrou-se robusta (Figura 5), como também observado por Pompêo *et al.* (2021). Nessa figura, é possível observar em vermelho a linha de tendência para os pares ordenados 1:1.

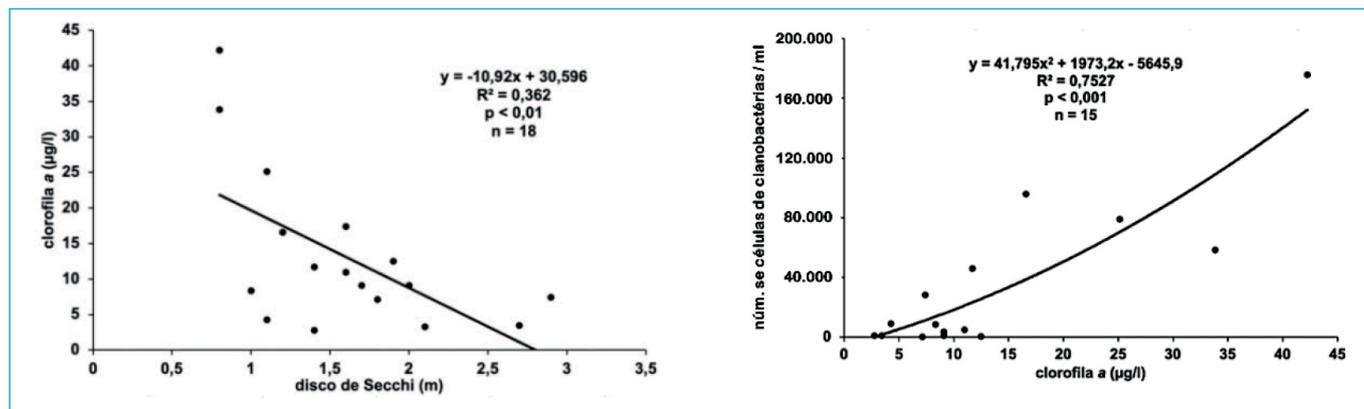


Figura 4 - Relações das concentrações de clorofila *a* medidas em campo com a profundidade do disco de Secchi e com o número de células de cianobactérias.

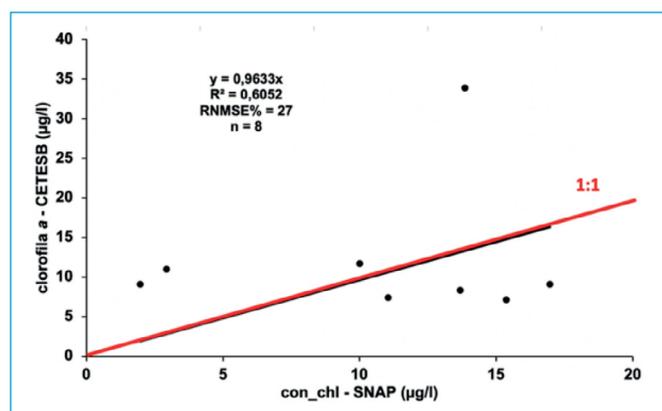


Figura 5 - Relação linear entre as concentrações de clorofila *a* estimadas por meio de *con_chl*, nativo do *Sentinel Application Platform*, e as concentrações de clorofila *a* determinadas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, para os anos de 2017-2019.

Há alguns estudos recentes que empregam imagens S2 para a avaliação da qualidade da água no Brasil. Entre eles, Watanabe *et al.* (2018) mostraram que, para o reservatório de Barra Bonita (SP), as razões de banda baseadas nos algoritmos NIR-red em imagens S2 apresentaram o melhor desempenho para estimar Cla. Esses autores calcularam NRMSE (%) com variação de 37–70, valores mais elevados do que o observado neste trabalho. Pereira *et al.* (2020) testaram algoritmos para estimar Cla em rios com um algoritmo com duas bandas, identificando a variação espaço-temporal das concentrações de Cla ao longo do rio Poti, em Teresina (PI). Cairo *et al.* (2020) propuseram um algoritmo híbrido para estimar Cla para o reservatório de Ibitinga (SP), combinando algoritmos para faixas específicas de concentração. Segundo esses autores, muitos algoritmos não lidam com precisão com as amplas faixas de concentração de Cla encontradas em águas opticamente complexas e sujeitas a diferentes estados tróficos, o que é corrigido pelo modelo sugerido. Em outro trabalho, utilizando correção atmosférica Sen2cor, Watanabe *et al.* (2019) validaram algoritmo para estimar Cla em reservatórios em cascata no rio Tietê. Pompêo *et al.* (2021), estudando reservatórios do Sistema Cantareira (SC), em São Paulo, Brasil, e empregando os mesmos procedimentos seguidos neste trabalho — com imagens S2 e duas correções atmosféricas (C2RCC e C2X) — validaram modelos nativos do SNAP para estimar as concentrações de Cla, de Ciano e a profundidade do disco de Secchi para todos os reservatórios do SC.

Em decorrência da expressiva relação entre Ciano e Cla, neste trabalho foi possível estimar os valores de Ciano nas imagens S2 por meio de *con_chl*. Cabe lembrar que a contagem e a identificação de algas requerem substanciais esforços em trabalhos de laboratório, além do apoio de pesquisador treinado na identificação dos grupos algais (SENNA, 1999; POMPÊO *et al.*, 2015). Em função das particularidades desse trabalho de identificação, a resposta quanto aos grupos e às espécies presentes (riqueza, abundância, biovolume e grupos funcionais) não é rotineiramente rápida. Desse modo, mesmo não prescindindo do trabalho de campo e do auxílio dos especialistas na identificação dos grupos algais, com o uso de modelos validados em imagens do satélite S2, este trabalho e Pompêo *et al.* (2021) demonstraram ser possível agilizar as avaliações da qualidade de toda a massa de água, com o potencial de agilizar as tomadas de decisões de monitoramento e manejo, quando necessárias.

No que concerne à heterogeneidade espacial das estimativas de Cla nas imagens S2 para o ano de 2020, por meio de *con_chl* (Figura 6), é possível verificar que no Broa há elevados valores distribuídos por todo o espelho de água, refletindo-se em um estado eutrófico, com amplitude de 3–30 µg.L. Exceções são observadas em setembro e outubro, com porções da massa de água mesotrófica, particularmente do meio do reservatório em direção à zona da barragem. Não foram encontradas imagens adequadas para os meses de fevereiro, agosto, novembro e dezembro. As imagens de 2020 passaram por um *resampling* de 10 m e correção atmosférica com C2RCC-Nets.

Com base no modelo polinomial (Figura 4B), que melhor ajustou os dados de Cla e Ciano medidos em campo, foram estimadas Ciano para o ano de 2020 (Figura 7). Como observado, há substancial presença de Ciano em toda massa de água e em todos os meses do ano. Em janeiro, março e abril, na parte alta, podem ser observados valores entre 10.000 e 20.000 células.mL, enquanto em setembro e outubro, na barragem, os números são da ordem de até 3.000 células.mL. Para os demais meses, oscilaram entre 3.000 e 10.000 células.mL. O máximo calculado para todas as imagens foi de 35.000 células.mL, enquanto a média para o ano de 2020 foi da ordem de 8.000 células.mL (± 900 células.mL).

A normativa que classifica os corpos de água doce conforme o tipo de uso (BRASIL, 2005) estabelece, para a Classe 1, o limite superior para a presença de Ciano de 20.000 células.mL. Para a Classe 2, o número máximo permitido é de 50.000 células.mL. Desse modo, apesar de ser constatada redução na qualidade da água do Broa, em 2020 este se encontrava em conformidade com sua classe de enquadramento para Ciano. Para a Classe 3, o máximo permitido é de 100.000 células.mL e, para a Classe 4, não há limite para o número observado. A

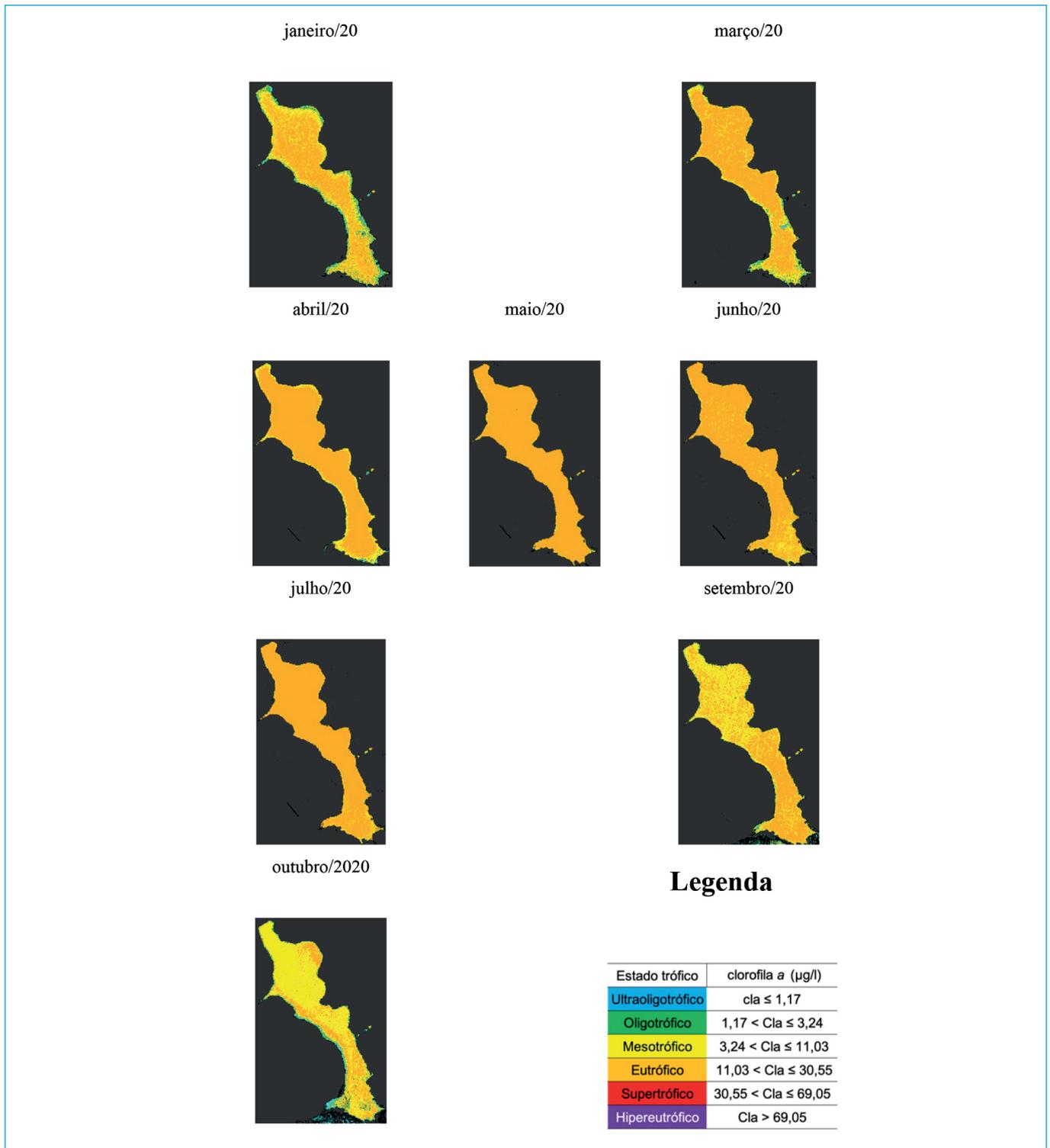


Figura 6 - Heterogeneidade espacial da concentração de clorofila a estimada por meio de conc_chl, nativo do *Sentinel Application Platform*, para o ano de 2020, no reservatório do Broa.

Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017), referente ao Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade, recomenda que, quando Ciano estiver abaixo de 10.000 células.mL, o monitoramento no manancial ocorra de modo mensal, mas quando os valores foram

superiores a 10.000 células.mL o monitoramento seja semanal. Já para taxas acima de 20.000 células.mL, além do acompanhamento semanal em decorrência da importância das Ciano como organismos potencialmente produtores de toxinas, com efeitos socioeconômicos potenciais negativos (STEFFEN *et al.*,



Figura 7 - Heterogeneidade espacial da estimativa do número de células de cianobactérias por mililitro, para meses do ano de 2020, no reservatório do Broa.

2014), há a obrigatoriedade de analisar as cianotoxinas. Essas normativas foram sistematizadas como legenda na Figura 7, conforme empregadas por Pompêo *et al.* (2021), nas estimativas de Ciano para os reservatórios do SC. Segundo esse autor, os reservatórios do referido sistema apresentaram maiores números de Ciano do que os observados no Broa, podendo atingir valores da ordem de 100.000 células.mL, particularmente em seu primeiro reservatório, o Jaguari.

Carvalho (2002) determinou, em nove estações de coletas distribuídas pelo espelho de água do Broa, nos anos de 1999–2000, concentrações de Cla de 3,3–26,4 µg.L. Motheo (2005), trabalhando em 2000 e 2001, reportou no Broa concentrações entre 0,94–33,6 µg.L, com a porção superior mais eutrófica, como verificado neste trabalho. Tundisi *et al.* (2015) comentam que as concentrações de Cla para os últimos 44 anos no Broa foram condizentes com o nível de trofia oligomesotrófico, de até 10 µg.L. No entanto, esses autores relatam que, em julho de 2014, a Cla atingiu valores da ordem de 100 µg.L, com a ocorrência da primeira floração de Ciano constatada no Broa, com predomínio de *Raphidiopsis raciborskii*. Os autores atribuíram esse florescimento às mudanças no clima regional e no regime hidrológico. Também constataram as presenças de saxitoxinas e microcistina, embora em baixas concentrações. Já os relatórios da CESTEB para os anos de 2017–2019 anotam as presenças de microcistinas e de saxitoxinas no Broa com valores máximos de 0,56 e 0,33 µg.L, respectivamente. Com amostragens em junho de 2015, em nove estações de coletas de água superficial, Vicentin (2019) determinou no Broa concentrações de Cla da ordem de 27–39 µg.L. Segundo a autora, a densidade da comunidade fitoplanctônica variou de $32,2 \cdot 10^4$ – $67,6 \cdot 10^4$ células.mL. Quanto ao biovolume total, este variou de 378,3–775,1 mm³.L, sendo dominado pelas Ciano, com variação de 376,6–771,9 mm³.L. Cyanophyceae foi a classe mais representativa em razão do grande número de colônias de *Microcystis* sp. e *Aphanocapsa* sp., bem como de espécies de *Dolichospermum* sp. e *Aphanizomenon gracile* (VICENTIN, 2019).

As estimativas de Cla e Ciano realizadas neste trabalho, somadas aos relatos dos autores citados, sugerem que há anos o Broa não mais se encontra em condição oligomesotrófica. É possível sugerir que a qualidade da água do reservatório tenha tido um importante marco de mudança na década de 1990, com elevados valores de Cla reportados (CARVALHO, 2002; MOTHEO, 2005), o que está de acordo com Mizaél *et al.* (2020). Segundo estes últimos, as análises de perfis de sedimento (taxa de sedimentação e de datação) mostraram que o estado trófico do Broa aumentou a partir de meados da década de 1990, o que se evidenciou principalmente pelos níveis de luteína e zeaxantina, indicativos da presença de clorófitas e Ciano, respectivamente. Ainda segundo Mizaél *et al.* (2020), a variação do conteúdo de pigmento nos perfis de sedimento refletiu mudanças na comunidade fitoplanctônica ao longo do tempo, o que eles concluem que pode ser atribuído a atividades antrópicas que influenciaram os processos de eutrofização no corpo d'água. Nesse estudo, também foi demonstrado aumento da taxa de sedimentação, atribuído ao processo de erosão, e da eutrofização no sedimento.

Nestes 20 primeiros anos do século 21, os resultados sugerem que, no Broa, o quadro se agravou, culminando com condições eutróficas em praticamente todo o reservatório. Também são recorrentes os elevados números de células de Ciano, como observado em 2020, além das preocupantes primeiras notificações de floração de Ciano e a presença de cianotoxinas, constatados no reservatório por Tundisi *et al.* (2015) e posteriormente reportadas nos relatórios da CETESB. Em decorrência dos elevados números de células de Ciano estimados

neste trabalho e em Vicentin (2019), com base na legislação (BRASIL, 2017), há a necessidade de que esse reservatório seja constantemente monitorado, com uma escala temporal no mínimo mensal e não mais bimestral, como realizado pela CETESB no presente. Sugere-se também a necessidade de estudos complementares, com avaliações quantitativas dos teores de cianotoxinas, principalmente nos locais de uso recreativo. O emprego de sondas para quantificar ficocianina *in situ* também é recomendado.

Como se sabe, o processo de eutrofização é um problema mundial, sendo uma das causas mais comuns do comprometimento da qualidade das águas de reservatórios e dos serviços que eles fornecem, como água potável, irrigação, pesca e oportunidades de recreação (MANTZOUKI *et al.*, 2018). Le Moal *et al.* (2019) consideram a eutrofização “um vinho novo em uma garrafa velha”. “Garrafa velha” deve-se a esse processo ter como consequência a proliferação de algas e a eventual anoxia, semelhante ao quadro encontrado nos anos 1970 e 1980; e “vinho novo” diz respeito a muitos outros aspectos que devem ser avaliados. Entre eles estão o impacto cumulativo, em longo prazo, das atividades antrópicas; a especificidade de cada ecossistema aquático, como sua resistência, resiliência e trajetória; e a dificuldade de separar as causas passadas e presentes da atuação antrópica. Para o Broa, o “vinho novo” passa a ser a necessidade de se estudar sua bacia hidrográfica, pois muitos dos eventuais problemas observados na qualidade da água desse reservatório quase certamente são decorrentes dos usos e ocupações de seu entorno. Do mesmo modo, as soluções desses problemas também passam por empreender ações externas ao próprio reservatório, com base na realidade da influência antrópica que impacta a qualidade da água do reservatório (POMPÊO, 2017). Assim, para melhor compreender a heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água observada para o ano de 2020 no Broa, com base nas estimativas de Cla e Ciano, há que executar estudos complementares em suas microbacias hidrográficas, e as imagens S2 também são interessantes alternativas (BRAZ *et al.*, 2017; IDE, 2017).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como observado neste trabalho, as imagens S2 forneceram importantes informações espaciais sobre a qualidade da água do reservatório do Broa. Levantar dados semelhantes por meio de estudo presencial é custoso em horas de trabalho e em dinheiro, particularmente com levantamentos em múltiplas estações de coletas distribuídas por todo o espelho de água. Desse modo, as imagens são importantes aliadas na avaliação da qualidade da água e deveriam ser empregadas complementarmente aos importantes estudos *in situ* no monitoramento rotineiro. Além disso, apresentam rapidez nas estimativas e baixo custo, visto que tanto as imagens como o *software* empregado são gratuitos e de livre uso, além de as imagens disponíveis serem liberadas quase diariamente.

Com base nas avaliações realizadas neste trabalho, cabe dizer que:

- o Broa passou a ter padrão eutrófico para Cla em praticamente todo o ano;
- os dados sugerem a presença e o substancial predomínio de células de Ciano em toda massa de água durante todo o ano, particularmente na parte alta do reservatório;
- já foi constatada a presença de cianotoxinas potencialmente tóxicas na massa de água do reservatório;
- no presente, o Broa tem em seu entorno inúmeros condomínios com casas de veraneio, clubes e chácaras, mas também residências de moradores locais;

- e) o reservatório possui praia pública com fácil acesso para recreação de contato primário e há décadas é muito frequentada pelos moradores locais e turistas.

Esse conjunto de observações deve servir de alerta, pois indica a necessária discussão referente ao atual programa de monitoramento da qualidade da água empreendido no reservatório. Os dados levantados apontam para a necessidade de redução do período de visita para monitoramento regular de bimestral para mensal, em respeito à legislação, somada a avaliações complementares para detectar a presença de cianotoxinas. Este estudo também sugere que sejam empreendidas ações na bacia hidrográfica visando impedir avanços na redução da qualidade da água do Broa, ações que permitam

recuperar a qualidade da água, próxima aos níveis históricos das décadas de 1970 e 1980. Sugerem também a necessidade de implementar novas ferramentas de monitoramento, complementares aos estudos presenciais, pelo emprego de imagens de satélite.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Pompêo, M.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Obtenção de Financiamento, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Recursos, Supervisão, Validação, Visualização, Escrita – Primeira Redação. Moschini-Carlos, V.: Conceituação, Investigação, Metodologia, Supervisão, Validação, Visualização.

REFERÊNCIAS

- ANSPPER, A.; ALIKAS, K. Retrieval of chlorophyll *a* from Sentinel-2 MSI data for the European Union Water Framework Directive reporting purposes. *Remote Sensing*, v. 11, n. 1, p. 64, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11010064>
- AZEVEDO NETTO, J.M. Novos conceitos sobre a eutrofização. *Revista DAE*, v. 151, p. 22-28, 1988.
- BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. *Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações*. 1. ed. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. 161p.
- BRASIL. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*: São Paulo, p.1, 22 nov. 1977.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pelas resoluções CONAMA nº 393/2007, nº 397/2008, nº 410/2009 e nº 430/2011. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, Seção 1, p. 34. 18 mar. 2005.
- BRASIL. Portaria de Consolidação n. 5, de 16 de outubro de 2017. Dispõe sobre normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. *Diário Oficial da União*. *Ministério da Saúde*, Brasília, 2017.
- BRAZ, A.M.; BRAZ, A.M.; BARROS, M.H.S.; GARCIA, P.H.M. Validação das classificações das imagens dos satélites LANDSAT 8 e Sentinel-2 na bacia hidrográfica do Córrego Ribeirãozinho/MS. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros Seção Três Lagoas*, n. 26, p. 47-58, 2017.
- BRIENT, L.; LENGRONNE, M.; BERTRAND, E.; ROLLAND, D.; SIPEL, A.; STEINMANN, D.; BAUDIN, I.; LEGEAS, M.; ROUZIC, B.L.; BORMANS, M. (2008) A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 10, p. 248-255, 2008. <https://doi.org/10.1039/B714238B>
- BROCKMANN, C.; DOERFFER, R.; PETERS, M.; STELZER, K.; EMBACHER, S.; RUESCAS, A. (2016) Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. 2016. Disponível em: http://step.esa.int/docs/extra/Evolution%20of%20the%20C2RCC_LPS16.pdf. Acesso em: 12 abr. 2020
- CAIRO, C.; BARBOSA, C.; LOBO, F.; NOVO, E.; CARLOS, F.; MACIEL, D.; FLORES JÚNIOR, R.; SILVA, E.; CURTARELLI, V. Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical Brazilian reservoir based on MSI/Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*, v. 12, n. 1, p. 40, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12010040>
- CAMPREGHER, R.; MARTINS, R.C. O “Modelo Broa” e a produção de conhecimento científico sobre o meio ambiente. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 40, p. 329-344, 2017. <http://doi.org/10.5380/dmav40i049243>
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p.261-269, 1977. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- CARVALHO, D.P. *Distribuição espacial e mudanças temporais da comunidade fitoplânctônica no reservatório do Lobo (Itirapina-SP)*. 145f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2019*, São Paulo: CETESB, 2020.
- DELEGIDO, J.; URREGO, P.; VICENTE, E.; SÒRIA-PERPINYÀ, X.; SORIA, J.M.; PEREIRA-SANDOVAL, M.; RUIZ-VERDÚ, A.; PEÑA, R.; MORENO, J. Turbidity and Secchi disc depth with Sentinel-2 in different trophic status reservoirs at the Comunidad Valenciana. *Revista de Teledetección*, v. 54, p. 15-24, 2019. <https://polipapers.upves/index.php/raet/article/view/12603>
- DELELLO, D. *Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP*. 160f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. <http://doi.org/10.11606/D18.2008.tde-18112008-084145>

- DEUTSCH, E.S.; ALAMEDDINE, I.; EL-FADEL, M. Monitoring water quality in a hypereutrophic reservoir using Landsat ETM+ and OLI Sensors: how transferable are the water quality algorithms? *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 3, p. 141, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6506-9>
- ERASO, R.J.M.; GALO, M.L.B.T. Evaluación espacio-temporal del estado trófico de un lago de grandes dimensiones usando imágenes MOD09GA. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, v. 27, n. 1, p. 27-42, 2017. <http://doi.org/10.18359/rcin.1893>
- EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). *Sentinel 2: Radiometric Resolutions*. 2020. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/radiometric>. Acesso em: 02 fev. 2020.
- EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). *Sentinel 2*. 2021. Disponível em: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2>. Acesso em: 03 mar. 2021.
- FONSECA, J.R.; VIEIRA, P.C.S.; KUJBIDA, P.; COSTA, I.A.S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27, n. 1, p. 78-92, 2015. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2814>
- GHOLIZADEH, M.H.; MELESSE, A.M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors (Basel)*, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016. <https://doi.org/10.3390/s16081298>
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- IDE, A.K.; ANDRADE, M.C.K. Impactos da perenização do Riacho Terra Nova na agricultura irrigada do município de Cabrobó/PE. *Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 10, n. 6, 2017.
- IUCIF, N.G. *Estudos na Represa do Lobo (Itirapina/Brotas -SP): revisão de algumas teses e dissertações produzidas pelo PPG-SEA*. 48f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.
- JÚNIOR, L. A eutroficação dos lagos. *Revista DAE*, v. 67, p. 60-62, 1967.
- KAWAI, H.; BRANCO, S.M. (1969) Estudo sobre as relações entre despejos domésticos e industriais da Região da Grande São Paulo e a eutrofização do reservatório Billings. *Revista DAE*, v. 71, p. 57-68, 1969.
- LAMPARELLI, M.C. *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. <https://doi.org/10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813>.
- LE MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNAR, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, v. 165, n. 1, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- MACHADO, L.S.; SANTOS, L.G.; LOPES-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 4, p. 810-818, 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1941>
- MANCINI, M.; RODRIGUEZ, C.; BAGNIS, G.; LIENDO, A.; PROSPERI, C.; BONANSEA, M.; TUNDISI, J.G. Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, n. 3, p. 841-845, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400015>
- MANTZOUKI E.; CAMPBELL, J.; VAN LOON, E.; VISSER, P.; KONSTANTINOIU, I.; ANTONIOU, M.; GIULIANI, G.; MACHADO-VIEIRA, D.; OLIVEIRA, A.G.; MARONIĆ, D. Š.; STEVIĆ, F.; PFEIFFER, T. Ž.; VUČELIĆ, I. B.; ŽUTINIĆ, P.; UDOVIĆ, M. G.; PLENKOVIĆ-MORAJ, A.; TSIARTA, N.; BLÁHA, L.; GERIŠ, R.; FRÁNKOVÁ, M.; CHRISTOFFERSEN, K. S.; WARMING, T. P.; FELDMANN, T.; LAAS, A.; PANKSE, K.; TUVIKENE, L.; KANGRO, K.; HÄGGQVIST, K.; SALMI, P.; ARVOLA, L.; FASTNER, J.; STRAILE, D.; ROTHHAUPT, K. O.; FONVIELLE, J.; GROSSART, H. P.; AVAGIANOS, C.; KALOUDIS, T.; TRIANTIS, T.; ZERVOU, S. K.; HISKIA, A.; GKELIS, S.; PANOU, M.; MCCARTHY, V.; PERELLO, V. C.; OBERTEGGER, U.; BOSCAINI, A.; FLAIM, G.; SALMASO, N.; CERASINO, L.; KOREIVIENĖ, J.; KAROSIENĖ, J.; KASPEROVIČIENĖ, J.; SAVADOVA, K.; VITONYTĖ, I.; HAANDE, S.; SKJELBRED, B.; GRABOWSKA, M.; KARPOWICZ, M.; CHMURA, D.; NAWROCKA, L.; KOBOS, J.; MAZUR-MARZEC, H.; ALCARAZ-PÁRRAGA, P.; WILK-WOŹNIAK, E.; KRZTOŃ, W.; WALUSIAK, E.; GAGALA, I.; MANKIEWICZ-BOCZEK, J.; TOPOROWSKA, M.; PAWLIK-SKOWRONSKA, B.; NIEDŹWIECKI, M.; PEĆZUŁA, W.; NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A.; DUNALSKA, J.; SIENSKA, J.; SZYMAŃSKI, D.; KRUK, M.; BUDZYŃSKA, A.; GOLDDYN, R.; KOZAK, A.; ROSIŃSKA, J.; SZELĄG-WASIELEWSKA, E.; DOMEK, P.; JAKUBOWSKA-KREPSKA, N.; KWASIZUR, K.; MESSYASZ, B.; PEŁECHATY, A.; PEŁECHATY, M.; KOKOCINSKI, M.; MADRECKA, B.; KOSTRZEWSKA-SZLAKOWSKA, I.; FRAK, M.; BAŃKOWSKA-SOBCZAK, A.; WASILEWICZ, M.; OCHOCKA, A.; PASZTALENIEC, A.; JASSER, I.; ANTÃO-GERALDES, A.M.; LEIRA, M.; HERNÁNDEZ, A.; VASCONCELOS, V.; MORAIS, J.; VALE, M.; RAPOSEIRO, P.M.; GONÇALVES, V.; ALEKSOVSKI, B.; KRSTIĆ, S.; NEMOVA, H.; DRASTICHOVA, I.; CHOMOVA, L.; REMEC-REKAR, S.; ELERSEK, T.; DELGADO-MARTÍN, J.; GARCÍA, D.; CEREIJO, J. L.; GOMÀ, J.; TRAPOTE, M. C.; VEGAS-VILARRÚBIA, T.; OBRADOR, B.; GARCÍA-MURCIA, A.; REAL, M.; ROMANS, E.; NOGUERO-RIBES, J.; DUQUE, D. P.; FERNÁNDEZ-MORÁN, E.; ÚBEDA, B.; GÁLVEZ, J. A.; MARCÉ, R.; CATALÁN, N.; PÉREZ-MARTÍNEZ, C.; RAMOS-RODRÍGUEZ, E.; CILLERO-CASTRO, C.; MORENO-OSTOS, E.; BLANCO, J. M.; RODRÍGUEZ, V.; MONTES-PÉREZ, J. J.; PALOMINO, R. L.; RODRÍGUEZ-PÉREZ, E.; CARBALLEIRA, R.; CAMACHO, A.; PICAZO, A.; ROCHERA, C.; SANTAMANS, A. C.; FERRIOL, C.; ROMO, S.; SORIA, J. M.; HANSSON, L. A.; URRUTIA-CORDERO, P.; ÖZEN, A.; BRAVO, A. G.; BUCK, M.; COLOM-MONTERO, W.; MUSTONEN, K.; PIERSON, D.; YANG, Y.; VERSPAGEN, J. M. H.; DOMIS, L. N. S.; SEELEN, L.; TEURLINCX, S.; VERSTIJNEN, Y.; LÜRLING, M.; MALIAGA, V.; FAASSEN, E. J.; LATOUR, D.; CAREY, C. C.; PAERL, H. W.; TOROKNE, A.; KARAN, T.; DEMIR, N.; BEKLIÖĞLU, M.; FILIZ, N.; LEVI, E. E.; ISKIN, U.; BEZIRCI, G.; TAVŞANOĞLU, Ü. N.; ÇELİK, K.; ÖZHAN, K.; KARAKAYA, N.; KOÇER, M. A. T.; YILMAZ, M.; MARAŞLIOĞLU, F.; FAKIOĞLU, Ö.; SOYLU, E. N.; YAĞCI, M. A.; ÇINAR, S.; ÇAPKIN, K.; YAĞCI, A.; CESUR, M.; BILGIN, F.; BULUT, C.; UYSAL, R.; KÖKER, L.; AKÇAALAN, R.; ALBAY, M.; ALP, M. T.; ÖZKAN, K.; SEVINDIK, T. O.; TUNCA, H.; ÖNEM, B.; RICHARDSON, J.; EDWARDS, C.; BERGKEMPER, V.; O'LEARY, S.; BEIRNE, E.; CROMIE, H.; IBELINGS, B. W. A European Multi Lake Survey dataset of environmental variables, phytoplankton pigments and cyanotoxins. *Scientific Data*, v. 5, n. 180226, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.226>
- MENEZES, F.C.S. *Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP*. 243f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.
- MIZEL, J.O.S.S.; CARDOSO-SILVA, S.; FRASCARELI, D.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Ecosystem history of a tropical reservoir revealed by metals, nutrients and photosynthetic pigments preserved in sediments. *Catena*, v. 184, p. 104242, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104242>
- MOTHEO, D.F. *Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas-SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa*. 114f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, 2005.
- PEREIRA-SANDOVAL, M.; URREGO, E. P.; RUIZ-VERDÚ, A.; TENJO, C.; DELEGIDO, J.; SORIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; SÓRIA, J.; MORENO, J. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. *Limnética*, v. 38, n. 1, p. 471-487, 2019. <https://doi.org/10.23818/limn.38.27>

- PEREIRA, A.R.A.; LOPES, J.B.; ESPINDOLA, G.M.; SILVA, C.E. Retrieval and mapping of chlorophyll-a concentration from Sentinel-2 images in an urban river in the semiarid region of Brazil. *Revista Ambiente & Água*, v. 15, n. 2, p. e2488, 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2488>
- PERIOTTO, N.A.; TUNDISI, J.G. Ecosystem services of UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa): a new approach for management and planning of dams multiple-uses. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 3, p. 471-482, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>
- POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros*. São Paulo: Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo, 2017. <https://doi.org/10.11606/9788585658670>
- POMPÊO, M.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. Rede independente de monitoramento da qualidade da água de reservatórios eutrofizados: uma proposta. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; CARDOSO-SILVA, S.; LÓPEZ-DOVAL, J.C. (Org.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. 1.ed. São Paulo: Instituto de Biociências, 2015.
- POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A.H.; FRACETO, L.F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Eds.) *Meio ambiente e sustentabilidade*. Ed. Porto Alegre: Bookman Companhia Editora LTDA, 2012.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.) *Reservatórios que abastecem São Paulo: problemas e perspectivas*. 136. ed. São Paulo: Instituto de Biociências, 2020.
- POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V., BITENCOURT, M.D., SÓRIA-PERPINYÀ, X., VICENTE, E., DELEGIDO, J. Water quality assessment using Sentinel-2 imagery with estimates of chlorophyll a, Secchi disk depth, and Cyanobacteria cell number: the Cantareira System reservoirs (São Paulo, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 34990-35011, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12975-x>
- RADIN, C.; SÓRIA-PERPINYÀ, X.; DELEGIDO, J. Multitemporal water quality study in Sitjar (Castelló, Spain) reservoir using Sentinel-2 images. *Revista de Teledetección*, v. 56, p. 117-130, 2020. <https://doi.org/10.4995/raet.202013864>
- REGO, A.H.G.; RANGEL-JUNIOR, A.; COSTA, I.A.S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 80, n. 1, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.182599>
- RITCHIE, J.C.; ZIMBA, P.V.; EVERITT, J.H. Remote sensing techniques to assess water quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 69, n. 6, p. 695-704, 2003. <https://doi.org/10.14358/PERS.69.6.695>
- RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E.; WATANABE, F.; IMAI, N. Retrieval of Secchi disk depth from a reservoir using a semi-analytical scheme. *Remote Sensing of Environment*, v. 198, p. 213-228, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.018>
- SÁ, L.L.C.; VIEIRA, J.M.S.; MENDES, R.A.; PINHEIRO, S.C.C.; VALE, E.R.; ALVES, F.A.S.; JESUS, I.M.; SANTOS, E.C.O.; COSTA, V.B. Ocorrência de uma floração de cianobactérias tóxicas na margem direita do Rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). *Revista Pan-Amazônica de Saúde*, v. 1, n. 1, p. 159-166, 2010. <https://doi.org/10.5123/S2176-62232010000100022>
- SENNA, P.A.C.; MAGRIN, A.G.E. A importância da "boa" identificação dos organismos fitoplanctônicos para os estudos ecológicos. In: Pompêo, M. (ed.) *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999, 198 p.
- SØNDERGAARD M, LARSEN, S.E.; JØRGENSEN, T.B.; JEPPESEN, E. (2011) Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1403-1412, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.002>
- SÓRIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; URREGO, P.; PEREIRA-SANDOVAL, M.; RUIZ-VERDÚ, A.; DELEGIDO, J.; SORIA, J.M.; MORENO, J. Remote sensing of cyanobacterial blooms in a hypertrophic lagoon (Albufera of València, Eastern Iberian Peninsula) using multitemporal Sentinel-2 images. *Science of the Total Environment*, v. 698, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134305>
- STEFFEN, M.M.; BELISLE, B.S.; WATSON, S.B.; BOYER, G.L.; WILHELM, S.W. Status, causes and controls of cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Journal Great Lakes Research*, v. 40, n. 2, p. 215-225, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.12.012>
- TUNDISI, J.G. O modelo Broa. São Paulo: ACIESP, p. 99-113, 1978.
- TUNDISI, J.G. O modelo Broa. *Inter-Facies. Escritos e Documentos*, v. 14, 1980, 21 p.
- TUNDISI, J.G. The Lobo (Broa) Ecosystem. *Ciência Interamericana*, v. 25, n.1-4, p. 18-31, 1986.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshwater Reviews*, v. 6, n. 2, p. 75-91, 2014. <https://doi.org/10.1608/FRJ-6.2.727>
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S.L. *Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)*. São Carlos: IIE/IEGA, 2003. 54 p.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; ABE, D.S.; CONTRI CAMPANELLI, L.; SIDAGIS GALLI, G.; SILVA, V.T.; LIMA, C.P.P. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 2, p. 507-508, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.24914>
- VASCONCELOS, V. Global changes and the new challenges in the research on cyanotoxin risk evaluation. *Limnetica*, v. 34, n. 1, p. 149-158, 2015.
- VICENTIN, A.M. *Avaliação da heterogeneidade espacial do reservatório Carlos Botelho (Lobo/Broa), com ênfase na comunidade fitoplanctônica*. 131f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2019.
- WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; BERNARDO, N.; ANDRADE, C.; GOMES, A.C.; CARMO, A.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.H. Mapping the chlorophyll-a horizontal gradient in a cascading reservoirs system using MSI Sentinel-2A images. *Advances in Space Research*, v. 64, n. 3, p. 581-590, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2019.04.035>
- WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.; BERNARDO, N.; IMAI, N. (2018) Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 2 (Suppl. 1), p. 1987-2000, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170125>
- WELKER, M.; CHORUS, I.; SCHAEFFER, B.A.; URQUHART, R. Planning monitoring programmes for cyanobacteria and cyanotoxins. In: CHORUS, I., WELKER M (eds.) *Toxic Cyanobacteria in water*. 2. ed. Geneva: World Health Organization, 2021.