



XIX ENCONTRO NACIONAL DA ANPUR  
Blumenau - SC - Brasil

---

## SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMAR INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREA DE MANANCIAL E SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO URBANO

**Anderson de Oliveira** (Universidade Nove de Julho - UNINOVE) - anderx100@gmail.com  
*Tecnologista em Transporte Terrestres pela Fatec. Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis PPG-CIS/  
UNINOVE.*

**Andreza Portella Ribeiro** (UNINOVE) - aportellar@gmail.com  
*Mestre e Doutora em Tecnologia Nuclear pela USP. Docente Permanente no PPG-CIS/ UNINOVE*

**Mayara Amaro** (UNINOVE) - mayara.2000@uni9.edu.br  
*Graduanda em Biologia. Discente de Projeto de Iniciação Científica, no PPG-CIS/UNINOVE.*

**Harry Alberto Bollmann** (Pontifícia Universidade Católica do Para) - harry.bollmann@pucpr.br  
*Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela USP. Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental  
pela UFRGS. Docente Permanente no Programa de Gestão Urbana da PUC-PR*

**SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMAR INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREA DE MANANCIAL E SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO URBANO****ST 07: POLÍTICAS PÚBLICAS E A QUESTÃO AMBIENTAL****INTRODUÇÃO**

O acesso ao saneamento é um direito básico e importante para todos os aspectos da dignidade humana: da segurança alimentar e energética à saúde e à qualidade ambiental. Para tanto, esse acesso depende da quantidade de água disponível e de como esta é armazenada, gerenciada e direcionada à população. O êxito na consecução desses quesitos depende da boa gestão de águas superficiais, subterrâneas e ações voltadas à reciclagem e ao reuso da água (HABITAT, 2016).

Para buscar um padrão de desenvolvimento ecologicamente equilibrado, no qual sejam contempladas as questões sociais, foi construída, de forma participativa, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, da qual o Brasil é signatário. A Agenda 2030 é fruto de experiências acumuladas das nações, a partir do Relatório “Nosso Futuro Comum” (ONU, 1987). Nas diretrizes da Agenda 2030, estão elencados 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que atendem a fins específicos, mas que estão interconectados, sobretudo nas questões voltadas à gestão da água, em atendimento ao objetivo principal: a erradicação da pobreza, proteção do planeta e a melhoria da qualidade de vida de todos os seres vivos (HABITAT, 2016).

Entretanto, para o alcance desses objetivos, e em específico ao ODS 6 – Água potável e Saneamento – além de cooperações internacionais, faz-se necessária a elaboração de ações em escala regional e local, que visem a proteção às nascentes, rios e bacias e compartilhamento de tecnologias de tratamento de água e esgoto. Nesse sentido, o papel da pesquisa científica é primordial para a definição de estratégias viáveis e eficientes.

A qualidade da água é verificada por meio de diferentes parâmetros (químicos, físicos e biológicos). Muitas vezes as condições da água não atendem a legislação para consumo; assim, a água pode até ser prejudicial à saúde (MARSALEK et al., 2007).

A Cidade de São Paulo não teve um processo de urbanização planejado e mesmo com a criação de várias leis para regulamentar o gerenciamento hídrico da cidade, estas não apresentaram resultados satisfatórios. Como consequência, o crescimento desordenado nos entornos de rios que cortam a cidade resultou em situações indesejáveis como degradação ambiental, vivenciada até hoje pela população, principalmente em períodos de seca e enchente.

No caso da disponibilidade de água, a população menos favorecida muitas vezes se desloca dos centros urbanos e se instalam em residências, em áreas inapropriadas, como em mananciais. Sem tratamento adequado de esgoto, os mananciais são contaminados por dejetos lançados indiscriminadamente em suas águas, o que ainda contribui para a proliferação

de doenças, à população que consome essa água contaminada (ADAMS; STOLER; ADAMS, 2020).

Os mananciais são áreas protegidas por leis federal e estadual; portanto, os seus entornos não deveriam abrigar qualquer instalação de moradia, já que nesses locais, o poder público não permite que sejam disponibilizadas infraestrutura básica como coleta de esgoto, postos de saúde, água encanada e tratada para dessedentação (ADAMS; STOLER; ADAMS, 2020).

A qualidade e quantidade de água nos mananciais também são fortemente prejudicadas em períodos de baixo índice de chuva; evento recorrente na região sudeste. Nos verões de 2013 a 2015, época caracterizada por grandes volumes de chuva, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) sofreu um dos piores períodos de estiagem de sua história. O baixo índice pluviométrico fez com que os poluentes se concentrassem ainda mais; assim, potencializando efeitos adversos à qualidade da água. Por exemplo, aumento significativo de substâncias associadas à efluentes domésticos Marengo e Alves (2015), como os nutrientes fósforo (P) e nitrogênio (N).

A intensidade da luz e a presença de nutrientes em altas concentrações promovem a proliferação da comunidade fitoplanctônica nos corpos hídricos, aumentando significativamente a concentração de clorofila-a. A Portaria 2914/2011 – do Ministério da Saúde - considera a clorofila-a como indicador de aumento de densidade de cianobactérias, pois estas liberam cianotoxinas, substâncias que podem causar efeitos adversos à saúde. O monitoramento de cianotoxinas ocorre, primordialmente, em pontos de captação da água que será direcionada ao abastecimento público (MARINO, 2017).

A clorofila-a também é utilizada como parâmetro na determinação do estado trófico do ambiente aquático. Este está relacionado à medida de biomassa existente na água, aos teores de fósforo total (PT) e turbidez, sendo expresso na avaliação da qualidade da água na forma do Índice de Estado Trófico - IET (LAMPARELLI, 2004).

A RMSP, maior densidade populacional do país, é composta por 39 municípios, com 21.571.281 habitantes, e densidade demográfica de 183,46 hab/km<sup>2</sup> (EMPLASA, 2019). Essa população é atendida pela Bacia do Rio Tietê; entretanto, o sistema não é suficiente para fornecer água a toda região, sendo necessária a transposição de água de outras bacias. A Companhia de Saneamento Básico de Água (Sabesp) fornece água para 31 municípios (entre os 39).

Localizada na RMSP, a Represa Billings que, para fins de gestão, faz parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 6, sofreu várias mudanças em consequência do crescimento urbano, como a retificação de rios, Pinheiros e Tietê, para a construção do Manancial Billings, inicialmente com o objetivo de fornecer água à Hidrelétrica Henry Borden, em Santos; depois, para abastecimento público (GIMENEZ, 2019).

A forma tradicional de monitoramento aquático na Represa Billings é feita por meio de amostras em campo, em pontos estratégicos, com coletas contínuas realizadas, normalmente, a cada um ou dois meses (ROIG et al., 2013). Apesar da análise regular, devido a episódios recorrentes de lançamentos de impurezas

em seu corpo hídrico, o monitoramento do estado trófico da Billings já não é suficiente e necessita de outras formas de medição (VILLAR et al., 2011).

Os métodos tradicionais de coletas *in situ* tem a limitação de não identificar eventos não pontuais. As geotecnologias como Sensoriamento Remoto (SR) e Sistemas de Informação Geográficas (SIG) – juntas - podem contribuir com informações sobre esses eventos, bem como auxiliar na identificação de poluentes gerados em superfícies aquáticas (JENSEN, 2015); o SR possibilita a análise de vários parâmetros de qualidade: nutrientes, clorofila-a (PAHLEVAN et al., 2020), material suspenso, transparência secchi, turbidez, material orgânico (CHAWLA; KARTHIKEYAN; MISHRA, 2020).

Dada à abrangência das imagens, que não se limita aos pontos de coleta *in situ*, o SR aplicado ao monitoramento de bacias hidrográficas permite identificar regiões em estado crítico de poluição. Apesar disso, ainda existem obstáculos ao uso das imagens de satélites, pois sua aplicação na avaliação da qualidade de corpos hídricos necessita de modelos matemáticos empíricos. Estes devem ser adaptados às características do meio aquático, o que exige habilidade do analista em relação à área estudada e à interpretação correta dos dados (SILVA; COELHO; SILVA, 2017).

A metodologia da Agência Ambiental do Estado (CETESB) para avaliar a qualidade das águas prevê coletas em campo e análises laboratoriais, o que torna o monitoramento oneroso e demorado; razão pela qual a CETESB limita o número de estações de coleta nos sistemas hídricos. Por ser uma técnica de baixo custo e viável à avaliação da água, o SR pode corroborar as informações obtidas nas coletas *in situ* da CETESB. Atualmente a malha amostral na Billings conta com apenas 11 pontos, o que, estatisticamente, não representa a área de abrangência da Billings, que possui um espelho d'água de 100 km<sup>2</sup>. Com as informações complementares obtidas pelo SR, a CETESB poderia, por exemplo, reduzir o número de etapas de coleta e aumentar os pontos de amostragem.

Nesse sentido, o principal objetivo desse trabalho foi utilizar técnicas de sensoriamento, geoprocessamento combinado a modelagens matemática para estimar indicadores de qualidade da água. No caso, o artigo apresentará os resultados estimados do parâmetro clorofila-a, no Manancial da Billings, com os valores informados pela CETESB, para os anos 2014 a 2016, quando a RMSP passou pela 5ª pior estiagem, desde o início de sua série histórica, em 1879. O intuito da pesquisa é avaliar a coerência entre as diferentes abordagens metodológicas e fornecer informações que possam auxiliar o planejamento urbano, no que se refere à avaliação da qualidade da água em um dos mais importantes mananciais da RMSP.

## **CONTEXTUALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

O Estado de São Paulo é constituído por 22 UGRHIs, que são responsáveis pelo gerenciamento de rios e mananciais em suas localidades (SÃO PAULO, 2016). O Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (CBT-AT), está inserido na UGRHI – 6, composto por 36 municípios da RMSP. Foi criado pela lei Estadual nº 7663/1991 e é vinculado ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH), constituído por representantes em nível estadual, municipal e sociedade civil, com participação partidária e cada

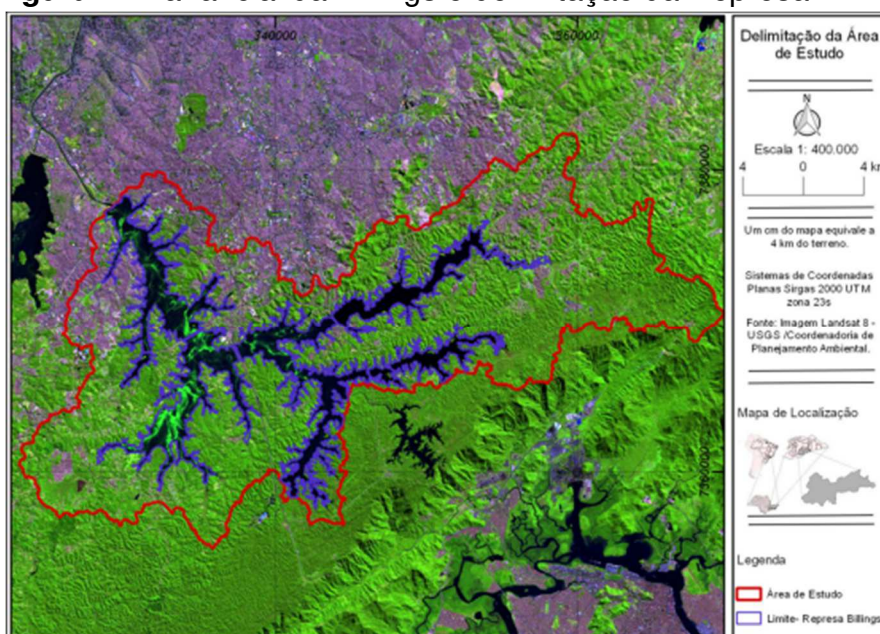


nível composto por 18 membros. A entidade visa promover o gerenciamento descentralizado, participativo com o principal objetivo de gerenciar e manter a qualidade das águas próprias para consumo, adotar medidas educativas aos indivíduos e preservar as matas ciliares, assim conservar as nascentes e aquíferos. No ano de 1997 foram criados os cinco subcomitês: Alto Tietê – Cabeceiras; Cotia-Guarapiranga; Juqueri-Cantareira; Billings-Tamanduateí; Pinheiros-Pirapora (CBH-AT, 2013).

A Represa Billings fica localizada a sudeste da RMSP. A oeste fica a Represa Guarapiranga e ao Sul a Serra do Mar. O espelho d'água possui de 108 a 127 km<sup>2</sup> e sua extensão de drenagem é de aproximadamente 582,8 km<sup>2</sup> (BONZI; LUCCIA; ALMODOVA, 2017). São seus principais rios e córregos: Rio Grande ou Jurubatiba, Ribeirão Pires, Rio Pequeno, Rio Pedra Branca, Rio Taquacetuba, Ribeirão Bororé, Ribeirão Cocaia, Ribeirão Guacuri, Córrego Grotta Funda e Córrego Alvarenga (SÃO PAULO, 2010).

A sua ocupação abrange os municípios de Rio Grande da Serra, integralmente e parcialmente: Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo, e São Paulo. A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings é uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Tietê. Na apresentam-se os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, São Bernardo, São Paulo e Santo André. Apenas o município de Rio Grande da Serra está totalmente inserido na delimitação do Manancial Billings (Figura 1).

**Figura 1:** Manancial da Billings e delimitação da Represa.



Fonte: Autor (2021).

O processo de urbanização no entorno da Represa Billings iniciou-se a partir de 1949. Neste período, começou a segunda fase de industrialização em São Paulo. Entre 1949 e 1960, houve aumento significativo da mancha urbana na RMSP. Esse período correspondia à vinda de muitos migrantes, principalmente do Nordeste, para trabalharem nas indústrias. Ainda se destaca que nesse período, a RMSP registrou alta taxa de fertilidade, baixa taxa de mortalidade (SANTORO; FERRARA; WHATELY, 2009).

Diante do crescimento, o governo federal criou, em 1964, a Lei nº 4.380, que tratava da criação Banco Nacional de Habitação (BNH), cujas atividades, nos dias de hoje, ficaram a encargos Caixa Econômica Federal. O BNH previa a oferta de oferecer crédito às empresas da construção civil.

Em São Paulo, à época, os terrenos das regiões centrais ficaram supervalorizados e a população de baixa renda, por falta de opção, tiveram que se deslocar para a periferia, em locais afastados sem infraestrutura, como na zona leste e a zona sul, próximos às áreas dos mananciais. Terrenos com preços que abarcavam a população de baixa renda estavam nas regiões dos Mananciais Billings e Guarapiranga (VICTORINO, 2014).

No período entre 1964 a 1976, começaram os loteamentos. Na área de um terreno, muitas vezes eram construídas várias moradias. Essa prática motivou o loteamento irregular de terrenos, como os localizados em Área de Proteção Ambiental (APA), caso dos mananciais da RMSP (SILVA, 1997).

A fiscalização pública não foi efetiva, assim muitas casas além de construídas em locais proibidos, também estavam em áreas suscetíveis a deslizamentos e alagamentos. A administração pública teve, e ainda tem, dificuldades em controlar a venda de lotes ilegais. A partir do momento que passaram a ter proprietários, a fiscalização da preservação de mananciais ficou ainda mais complexa, por questões sociais, nas quais muitas vezes atuavam (e atuam) o Ministério Público. Por sua vez, a proibição, por lei, de construção em área protegida, resultou em precariedade de serviços básicos de saneamento, fato que se estende até os dias de hoje (SILVA, 2014).

Ainda nos anos 1970, foi criada a Legislação Estadual de Proteção aos Mananciais (Leis Estaduais no 898/75 e no 1172/76). A legislação (revisada em 1997) dividiu o território em duas áreas: a de preservação permanente, segundo o Código Florestal e as áreas, nas quais são permitidos assentamentos urbanos. Estas com rígidas exigências, no tocante à taxa de ocupação, aproveitamento do solo e impermeabilização dos lotes, que podem variar conforme a proximidade do manancial protegido (BELLENZANI, 2000).

Porquanto, o poder público não foi capaz de colocar em prática o afastamento de polos populacionais nas áreas das represas, a fiscalização era insuficiente, e nesses períodos surgiram as primeiras favelas na região (ALVES et al., 2010).

Na década de 1980, com o aumento da densidade demográfica na zona Sul da capital paulista, foi criado o distrito industrial de Santo Amaro. A imigração atraída por oferta de emprego nas metalúrgicas regiões do ABC contribuiu para o crescimento populacional (ALVES et al., 2010).

Esse período já sinalizava grandes desigualdades sociais na cidade de São Paulo, com bairros nobres na região central e a classe proletária, que já havia iniciado seu deslocamento, morando às margens dos mananciais (NESPOLI, 2017).

Atualmente a Represa Billings tem capacidade para atender 4,5 milhões de pessoas; no entanto, devido ao crescimento exponencial entre as décadas de 1960 e 1980 e sem qualquer planejamento apropriado, grande parte desta população é prejudicada, pois a falta de equipamentos públicos e grandes quantidades de lixos domésticos e industriais descartados de forma inadequados

no manancial, contribuíram para a degradação ambiental. O uso e ocupação do solo, com construções irregulares próximos a matas ciliares, reduzindo a cobertura vegetal e, assim, matas remanescentes da Mata Atlântica, também impactaram negativamente a região (GIMENEZ, 2019).

Na Figura 2, apresentam-se os níveis das classes das águas para fins de usos. Para cada nível, são definidos diferentes parâmetros e limites de tolerância, em relação a avaliação da qualidade da água, conforme a Resolução Conama 357/2005. Enquanto que na Figura 3, são apresentados os compartimentos nos quais a Billings se divide, bem como as características desses locais e respectivos pontos de monitoramento, definidos pela CETESB.

**Figura 2:** Definição das classes das águas, considerando seus usos.

Classes	Tipo de uso
Classe 1	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou simples desinfecção.
Classe 2	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e a recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho).
Classe 3	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos na fauna e de flora e à dissertação de animais
Classe 4	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após o tratamento avançado ou à navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e os usos menos exigentes.

Fonte: CONAMA, (2005).

**Figura 3:** Compartimentos e Braços que compõem a Represa Billings, bem como as estações de amostragem.

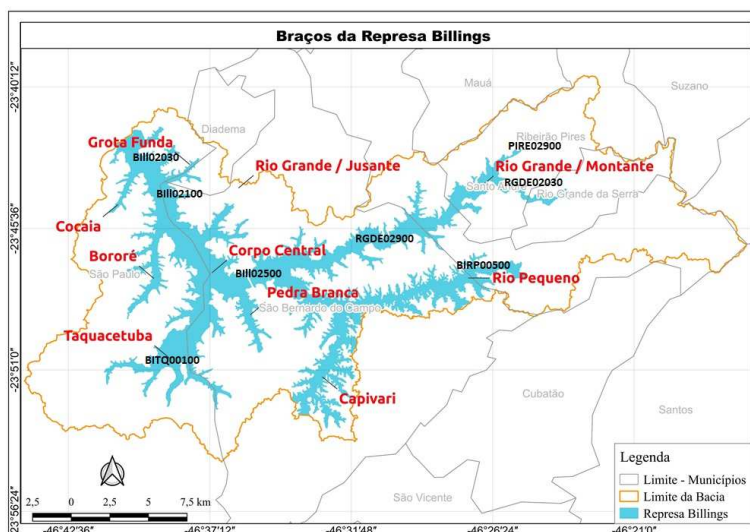
Compartimento	Braço	Detalhes	Estações de Amostragem (CETESB, 2019)
CORPO CENTRAL I	Alvarenga	situado em região localizada no extremo sudeste da mancha urbana metropolitana. Apresenta densidade populacional de média a alta, com diversas aglomerações precárias. A área também apresenta remanescentes de mata preservada e áreas de reflorestamento.	BILLO2500
	Grota Funda	localizado em região de significativa urbanização e alta densidade populacional; também, com moradias precárias, no que se refere ao município de Diadema. Por outro lado, apresenta áreas com cobertura vegetal preservada, que são as áreas correspondentes aos Parques Municipais de Diadema.	BILLO2030
	Cocaia	inserido em região ao sul da mancha urbana da RMSP. Da mesma forma, apresenta alta densidade populacional e grande número de habitações precárias. O entorno do braço se caracteriza por forte processo de assoreamento, decorrente da ocupação desordenada. Na região também se encontram algumas atividades rurais.	BILLO2100
CORPO CENTRAL II	Rio Grande/Jusante	a região é formada, ao norte, por habitações precárias e áreas em contínua expansão urbana. Ao sul, situa-se o núcleo urbano isolado de Riacho Grande, também com áreas de expansão urbana, clubes, chácaras e parques. A Rodovia Anchieta situa-se no extremo leste desta região.	RGDE02900
BORORÉ/TAQUACETUBA	Bororé	na região ocorre o alastramento do extremo sul da mancha urbana metropolitana, com a presença de acentuado número de habitações precárias e loteamentos irregulares. Ainda possui características rurais, abrigando atividades como olarias, pesque-pagues, silvicultura, agricultura e criação de animais.	Não apresenta
	Taquacetuba	com região, majoritariamente, coberta por vegetação nativa bem preservada ou em estágio avançado de regeneração. Destaca-se como uma região de interesse à conservação ambiental, além de contar a presença de duas aldeias indígenas guarani – Tenondé Porã e Krukutu e ausência de habitações precárias.	BITQ00100
CAPIVARI/PEDRA BRANCA	Pedra Branca	a área conta com uma balsa e vias não pavimentadas. Possui matas nativas ainda preservadas, ocupação dispersa e atividades predominantemente agrícolas. Seu núcleo urbano é o Bairro Tatetos, em São Bernardo do Campo. A região ainda é cortada pela Rodovia dos Imigrantes no sentido norte – sul.	Não apresenta
	Capivari	localizado em região bastante isolada, pouco urbanizada. Sua população está concentrada ao norte. A área é vizinha ao reservatório Rio das Pedras e possui matas preservadas e relevo acidentado.	Não apresenta
RIO GRANDE/RIO PEQUENO	Rio Grande/Montante	ao norte e no centro, apresenta áreas urbanizadas; a oeste, em função da Rodovia Índio-Tibiriçá, verifica-se a contínua expansão urbana. Ao sul, constata-se a presença de mata ainda preservada. No sentido leste, situa-se a cabeceira do Rio Grande e para o sudeste localiza-se a Vila de Paranapiacaba, tombada pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Artístico, Arqueológico e Turístico do Estado de São Paulo (CONDEPHAAT). Paranapiacaba tem no turismo sua principal vocação e pertence ao Município de Santo André.	RGDE02030 PIRE02900
	Rio Pequeno	inserido em região bastante preservada, com população majoritariamente, com baixa densidade populacional aos arredores de Rio Grande da Serra. Ao sul deste Braço do Reservatório, o relevo é bastante acidentado	BIRP00500

Fonte: Modificado de CETESB (2019).



De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, atendem aos requisitos de classe especial, o Braço do Ribeirão Taquacetuba, onde se localiza a estação de monitoramento BITQ00100 e a estação de monitoramento BIRP00500, no Braço Rio Pequeno. As águas monitoradas dos demais braços são incluídas na classe 2 da resolução. Na Figura 4, apresenta-se a localização geográfica dos braços, bem como as estações de amostragem da CETESB.

**Figura 4:** Distribuição espacial das estações de amostragem da CETESB, inseridas nos braços que compõem a Represa Billings.



Fonte: Autor (2021).

## METODOLOGIA

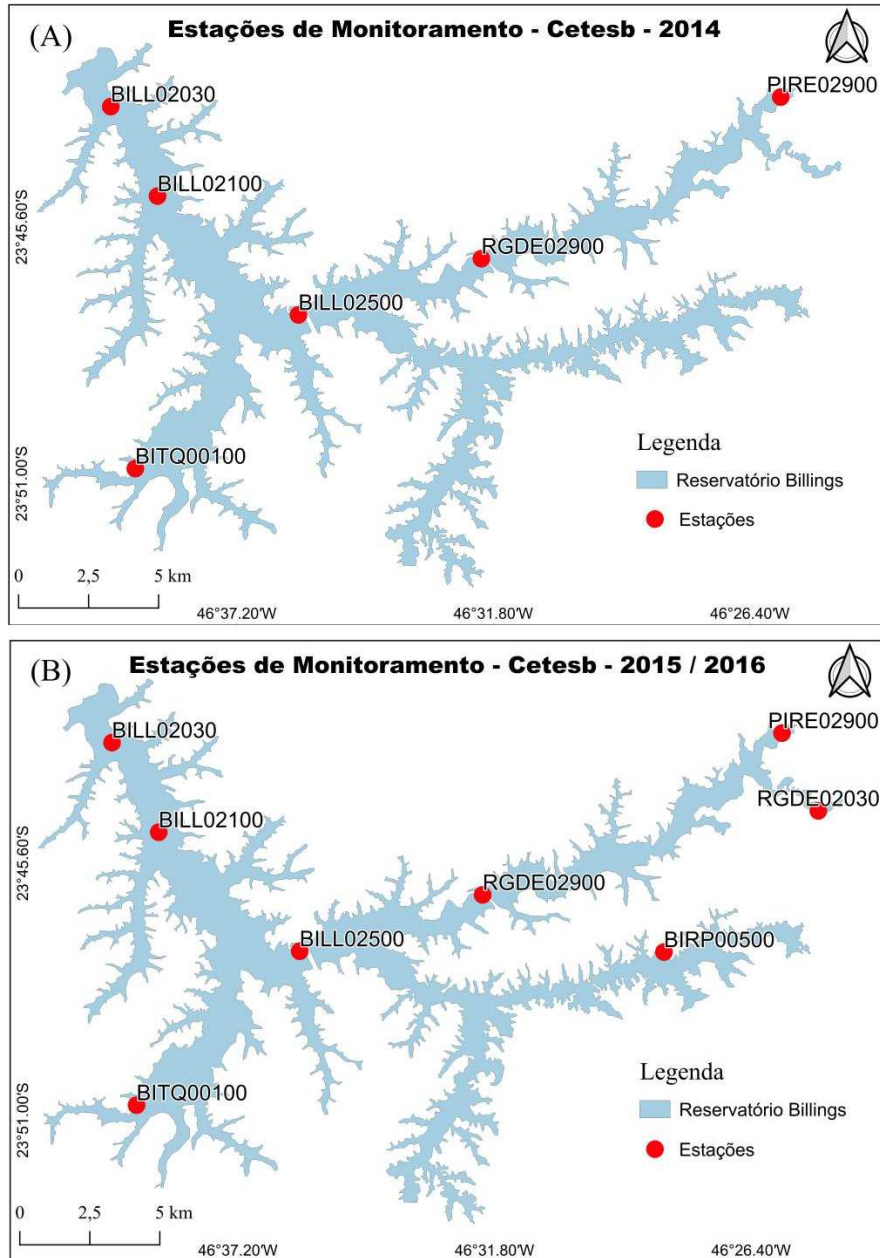
O presente trabalho aborda o método misto, com uma abordagem de pesquisa que combina as análises quantitativas e qualitativas (CRESWELL; CRESWELL, 2017). Assim, a 1ª etapa do trabalho priorizou o levantamento de dados a partir de Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, no triênio de 2014, 2015 e 2016. Os dados de clorofila-a utilizados, foram os que mais se aproximam com a data das imagens de satélite, com cenas para o período seco e chuvoso. A 2ª etapa desse processo foi a tabulação dos dados referentes às concentrações de clorofila-a, informadas pela CETESB (2015, 2016 e 2017).

Na Billings, no ano de 2014 a CETESB monitorava 8 pontos e, a partir de 2015, passou a 11 estações de monitoramento. Contudo, neste estudo, para 2014 foram utilizadas informações de apenas seis estações, enquanto que para 2015 e 2016, utilizaram-se oito pontos. Isso ocorreu, devido ao fato de que alguns pontos informados pela CETESB, ficarem fora do manancial. Portanto, foram utilizados apenas os dados das estações que estão dentro da Represa Billings (CETESB, 2016).

No início da crise hídrica, em 2014, a CETESB realizava coletas de amostras de água, a cada dois meses e, a partir de 2015, as coletas passaram a ser mensais (CETESB, 2015). Na Figura 5 (A e B), apresentam-se os pontos

para o ano de 2014, 2015 e 2016, com os respectivos códigos utilizados pela CETESB.

**Figura 5:** Estações de coleta definidos pela CETESB, na Represa Billings – (A) 2014 e (B) 2015 e 2016.



Fonte: Autor (2021).

## MAPAS TEMÁTICOS

A elaboração mapas temáticos com a modelagem de clorofila-a foram realizadas a partir do *script* gerado dentro da Plataforma do Rstudio utilizando o pacote RGEE. Para tanto, foram filtradas as cenas mais próximas das datas de coleta da CETESB, prevalecendo as imagens com baixa porcentagem de nuvens.

A estimativa das concentrações de clorofila-a fundamentou-se no modelo matemático definido por Lin e Choi(2015), com as bandas de satélite Landsat (B2, B3, B4 e B5). Em seguida ao processamento dos dados, as imagens resultantes foram classificadas de acordo os níveis de clorofila proposto por Lampareli(2004).

As imagens vetoriais utilizadas, com a delimitação da represa e os pontos de clorofila-a dos anos de 2014 a 2016, foram as disponíveis na Plataforma da Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo(IDEA - SP, 2021).

Para comparar os valores de clorofila-a estimados, com os informados pela CETESB, foram extraídas informações pela sobreposição de arquivos geométricos, considerando os valores sobre os pontos de geomonitorados da CETESB, a partir da função *ee\_extract()* do pacote RGEE, ainda dentro da Plataforma *Rstudio*.

Após o processamento dos dados, foram feitos os downloads dos arquivos resultantes da modelagem e os arquivos csv, com as concentrações de clorofila-a, das imagens de satélite. As cenas matriciais foram inseridas no Qgis (2021) para a criação dos mapas temáticos.

As bandas de satélite utilizadas foram as que estavam especificadas nas equações para a estimativa da concentração clorofila-a (cl-a), nas equações para o sistema do sensor OLI, com a adaptação das equações: 1, 2 e 4, considerando as mesmas bandas do satélite utilizado, conforme indicado no Figura 6.

**Figura 6:** Modelos matemáticos testados nas estimativas de clorofila-a.

Sensor	Autor	Equação	Equações
TM	Bilge et al.(2003)	$cla = 44,2 * B2 - 0,88 * B3 + 1,49 * B4 + 4,08 * B5$	1
TM	Mantelli (2012)	$cla = 377,8 - 371,1 * (B4/B3)$	2
OLI	Lim e Choi (2014)	$cla = 54.658+520.451 \times B2 - 1221.89 \times B3 + 611.115 \times B4 - 198.199 \times B5$	3
OLI	Castro et al(2018)	$cla = -11,53 * (B7) + 17,82 * (B4/B3)$	4
MSI	Ismail et al(2019)	$cla = 0,0023 * B03 - 0,0084 * B04 + 0,010 * B05 - 0,0036 * B06 + 0,903$	5

Fonte: Autor (2021).

Para comparar as estimativas de concentrações de clorofila-a considerando as 16 amostras, dentro do intervalo temporal de 2014 a 2016, com os dados publicados nos relatórios da CETESB, foram realizados tratamentos de inferência estatística, por meio e o programa (JAMOV, 2020).

Tanto o conjunto de dados da CETESB, como os estimados pelas imagens de satélite não atenderam às premissas para aplicação do teste paramétrico ANOVA. Assim, a comparação dos dados foi realizada com a aplicação do teste de Friedman. Nas comparações, optou-se por aplicar o teste: 1º somente com os dados de satélite; 2º somente com os dados da CETESB e 3º dados de satélite e CETESB.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para fins de abastecimento, são utilizadas apenas as águas do manancial pertencentes ao Braço Taquacetuba (BITQ00100), bem como aquelas do Braço Rio Grande, onde situam-se as estações de monitoramento (PIRE 02900 e RGDE02030). Considerando, portanto, o uso da água pela população, foi construída, em 1982, a barragem Rio Grande, separando o braço da Represa Billings, evitando-se que as águas advindas do Rio Pinheiros poluíssem o Braço Rio Grande.

Conforme já informado, os padrões de qualidade das águas de superfície são estabelecidos pela Resolução Conama no 357/05 (BRASIL, 2005), que indica que os valores máximos aceitáveis para clorofila-a devem ser especificados de acordo com o seu tipo de uso da água, a saber:

- ✓ classe 0 e 1 = concentração máxima de 10 µg/L;
- ✓ classe 2 = concentração máxima de 30 µg/L;
- ✓ classe 3 = concentração máxima de 60 µg/L.

Apenas as amostras das estações BITQ00100 e BIRP00500 são incluídas na classe 0 (ou especial). As amostras das demais estações são incluídas na classe 2.

Em relação aos resultados de clorofila-a, obtidos por meio de imagens de satélites, e a comparação destes com dados publicados nos Relatórios de Qualidade da água da CETESB, observaram-se discrepâncias entre os valores diferenças. Para a comparação ideal, o dia de coleta das amostras pela CETESB deveria coincidir com a passagem do satélite na Represa Billings. No entanto, este planejamento não foi possível. Na Figura 7, apresentam-se as datas de coleta das amostras de água, bem como a data escolhida para obtenção das imagens de satélite, que leva em consideração a porcentagem de nuvens, já que estas prejudicam a resolução das imagens.

**Figura 7:** Datas de coleta *in situ* (CETESB) e das imagens escolhidas para estimar a clorofila-a.

Coleta CETESB	Imagens Satélite	Cobertura de nuvem (%)	Período
09/01/2014	23/01/2014	10	chuvoso
31/07/2014	02/07/2014	5	seco
14/01/2015	10/01/2015	20	chuvoso
09/09/2015	23/09/2015	8	seco
30/12/2016	07/12/2016	2	chuvoso
07/07/2016	06/07/2016	5	seco

Fonte: Autor (2021)



Embora as datas atendam ao mesmo mês, com diferenças de no máximo até 3 semanas (Figura 7), segundo Wang et al. (2019), deve-se considerar que a proliferação de algas pode gerar rápidas mudanças espectrais, em curtos intervalos de tempo. Isto significa, que as diferenças nos dias de coleta devem refletir nos resultados de concentração de clorofila-a, gerados pela modelagem matemática. Por outro lado, as determinações de clorofila-a realizadas pela CETESB também carregam incertezas estatísticas, como em qualquer outra análise química. Assim, o que se esperava com este estudo era evidenciar a viabilidade da utilização do sensoriamento remoto em alternativa a métodos químicos mais onerosos, os quais exigem a coleta *in situ*, mobilização de mão de obra e compra de reagentes e equipamentos de medição.

## **TRATAMENTOS ESTATÍSTICOS**

Na Tabela 1, são apresentadas as concentrações médias de clorofila-a informados pela CETESB em seus “Relatórios de Qualidade das Águas Interiores”, para os respectivos anos estudados (CETESB 1015; CETESB 2016; CETESB 2017), bem como os valores estimados a partir das imagens de satélite

**Tabela 1:** Concentrações de Clorofila-a obtidas a partir dos relatórios da CETESB e das imagens de satélite.

Clorofila-a (µg/L)						
CETESB*						
Pontos de Coleta	Chuvoso			Seco		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016
<i>BILL02030</i>	444,79	946,24	80,86	171,07	39,43	118,5
<i>BILL02100</i>	620,14	1470,15	80,19	51,17	41,10	73,06
<i>BILL02500</i>	156,82	416,99	58,81	47,58	49,01	45,82
<i>BITQ00100</i>	75,38	93,02	47,22	75,74	93,02	40,99
<i>RGDE02030</i>	ND	6,95	60,14	ND	19,78	16,98
<i>RGDE02900</i>	22,45	21,38	14,51	9,66	14,34	12,22
<i>BIRP00500</i>	ND	20,38	34,75	ND	18,71	10,02
<i>PIRE02900</i>	8,06	25,84	0,56	2,67	1,34	2,67
Modelagem - Satélite						
<i>BILL02030</i>	5,41	6,81	43,79	14,84	14,23	11,71
<i>BILL02100</i>	4,29	0,43	5,83	13,26	1,97	10,3
<i>BILL02500</i>	0,38	2,14	9,25	25,04	6,12	16,44
<i>BITQ00100</i>	19,08	12,2	14,11	14,67	7,8	22,68
<i>RGDE02030</i>	ND	17,73	23,2	ND	28,3	34,3
<i>RGDE02900</i>	3,86	11,11	7,85	17	5,83	9,08
<i>BIRP00500</i>	ND	7,82	18,01	ND	18,01	24,84
<i>PIRE02900</i>	0,28	7,87	6,79	18,36	7,85	8,06

Fonte: \*CETESB 2015, 2016 e 2017. ND = Não Determinado

Pôde-se observar uma importante variação nas concentrações entre os anos, considerando ainda o período seco e chuvoso, independentemente se os dados eram os informados pela CETESB, ou estimados pelo modelo matemático. Por essa razão, realizaram-se testes estatísticos com cada base de dados. Isto é, as concentrações de clorofila-a da CETESB, dos anos 2014 a 2016, foram comparadas entre si, com intuito de avaliar se seriam encontradas diferenças significativas entre seus valores. Procedeu-se da mesma forma, com os valores de clorofila-a, estimados a partir das imagens de satélite.

No caso da CETESB, apesar da variabilidade dos dados, os testes de premissa indicaram apenas a distribuição não-normal dos dados; assim, para a comparação dos anos, utilizou-se o teste não-paramétrico de Friedman, o qual indicou que não houve diferenças significativas ( $X^2(2) = 4,20$ ;  $p > 0,122$ ) entre as concentrações de clorofila-a determinadas pela CETESB, nos referidos anos de estudo.

Da mesma forma, o conjunto de valores estimados por imagens de satélite não apresentou distribuição normal; portanto, aplicou-se novamente o teste de Friedman, no qual se verificou que os dados não apresentavam diferenças significativas entre si ( $X^2(2) = 4,88$ ;  $p > 0,087$ ).

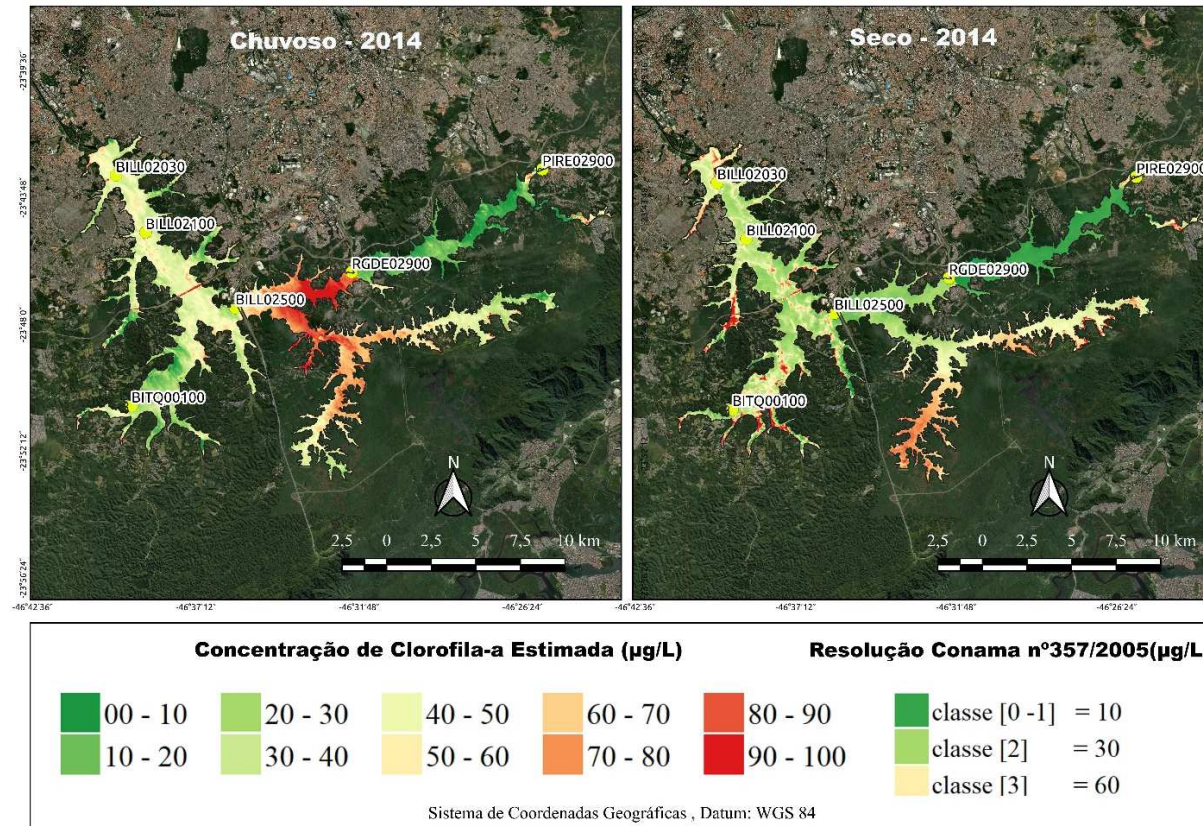
Por último, realizou-se a comparação das concentrações determinadas pela CETESB, com os valores estimados pela modelagem, a partir das imagens de satélite. O intuito da comparação era avaliar a viabilidade em se usar um procedimento que pudesse complementar as informações com as análises químicas; ou seja, que pudessem mostrar informações similares às disponibilizadas pela CETESB, no que se refere ao parâmetro clorofila-a.

Uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal, a comparação entre os dois conjuntos de resultados também foi feita por meio do teste de Friedman, indicando que não foram verificadas diferenças significativas entre CETESB e Satélite ( $X^2(2) = 0,010$ ;  $p > 0,951$ ). A inferência, portanto, contribuiu para reforçar a viabilidade de uso das imagens de satélite, como metodologia complementar àquela adotada pela CETESB.

### **DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA CLOROFILA-A**

Diante da constatação de que os conjuntos de dados da CETESB e satélite eram semelhantes, prosseguiu-se com a elaboração dos mapas de distribuição espacial da concentração de clorofila-a, a partir dos valores estimados e considerando os pontos coleta de amostras de água, definidos pela CETESB (Figura 3). Foram gerados mapas para o período chuvoso e seco dos anos estudados. A Figura 8, refere-se às concentrações estimadas, em 2014.

**Figura 8:** Estimativas das concentrações de clorofila-a para a Represa Billings, a partir de imagens de satélite.



Fonte: Autor (2021).



Conforme indicado na Figura 8, as mais altas concentrações, entre 60 e 100 ug/L de clorofila-a foram observadas na porção central da Represa Billings, em período chuvoso, em 2014. De forma contrária, para o mesmo ano, no período seco, verificou-se que na mesma região as concentrações diminuíram, variando entre 60 e 25 ug/L.

Segundo Silva et al.((2018), o período chuvoso ou seco não tem correlação direta com o aumento ou diminuição da clorofila. Para os autores, o que contribui é a característica da represa e o tamanho da carga poluentes recebida. Por outro lado, o monitoramento sobre volume de chuvas realizados no Estado de São Paulo, desde 1879, indicou que a estiagem, em 2014, na UGRHI 6 foi, historicamente, a 5ª pior (CETESB, 2016). Para fins de controle, o período de estiagem vai de abril até setembro. Em 2014, a estiagem se estendeu até outubro, com a precipitação chegando a ¼ do esperado no respectivo mês. O período chuvoso que começou tardiamente – em novembro – também apresentou volume de chuvas muito aquém do esperado, sobretudo em janeiro – o mês mais chuvoso – com precipitações 75% menor do que a média da série histórica (CETESB, 2016).

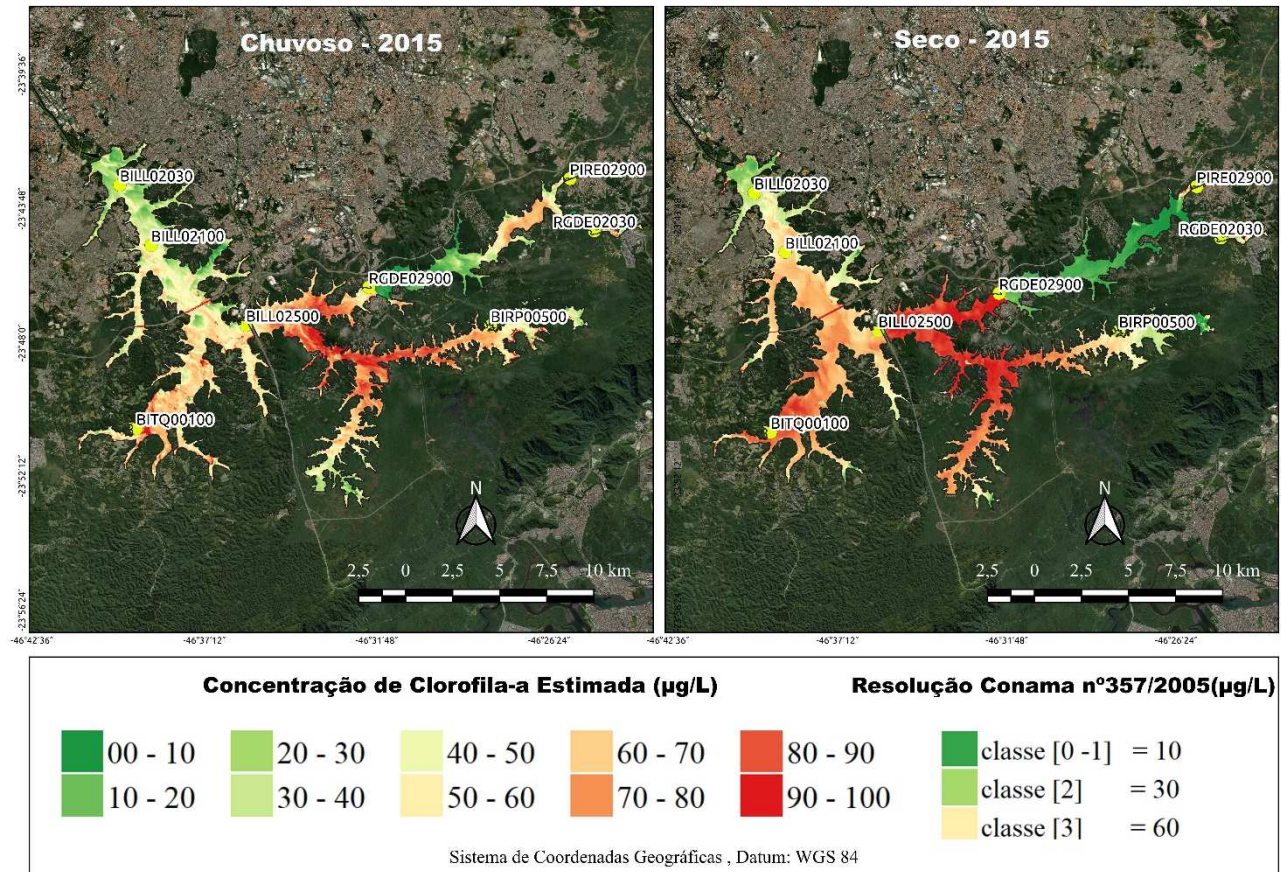
Portanto, as precipitações atípicas podem ter contribuído para a mudança no padrão de concentração de clorofila-a, sendo maior no período chuvoso do que no período seco de 2014; principalmente na parte central - no ponto BILL02500 - onde fica o afunilamento de fontes poluidoras provindas dos Rio Pinheiros e Tietê e também devida a alta densidade demográfica no entorno dos Braço do Cocaia e Braço Bororé.

No período seco do mesmo ano, a concentração está com mais intensidade nos braços que não são influenciados pelas águas do Rio Tietê e Pinheiros, mas que ainda recebem esgotos lançados pelas residências, indústrias e áreas agrícolas. Neste caso, porém, com valores máximos foram na ordem de 70 a 80 µg/L.

Na Figura 9, apresenta-se a distribuição espacial da clorofila-a para 2015. Verifica-se que tanto para o período seco, como para o chuvoso as mais altas concentrações são observadas nos Braço Alvarenga (BILL02500), Taquacetuba (BITQ00100) e Rio Pequeno (BIRP02500). Com as obras realizadas na Represa, por conta da crise hídrica, em 2015, a área passou a receber maior volume de águas poluídas oriundas do Rio Pinheiros, influenciando os parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e PT o que, conseqüentemente, propiciou o aumento de organismos aquáticos associados à presença de clorofila, em relação a 2014(CETESB, 2017).

O mesmo padrão de distribuição foi observado para os mapas de 2016 (Figura 10). Em relação ao regime de chuvas, a precipitação oscilou muito de um mês para o outro. Em termos práticos, isso significou que se obteve certo equilíbrio entre déficits e superávits pluviométricos, o que condiz com o fato de a precipitação de 2016 ter sido ligeiramente inferior (2,5%) em relação à média histórica (CETESB, 2017).

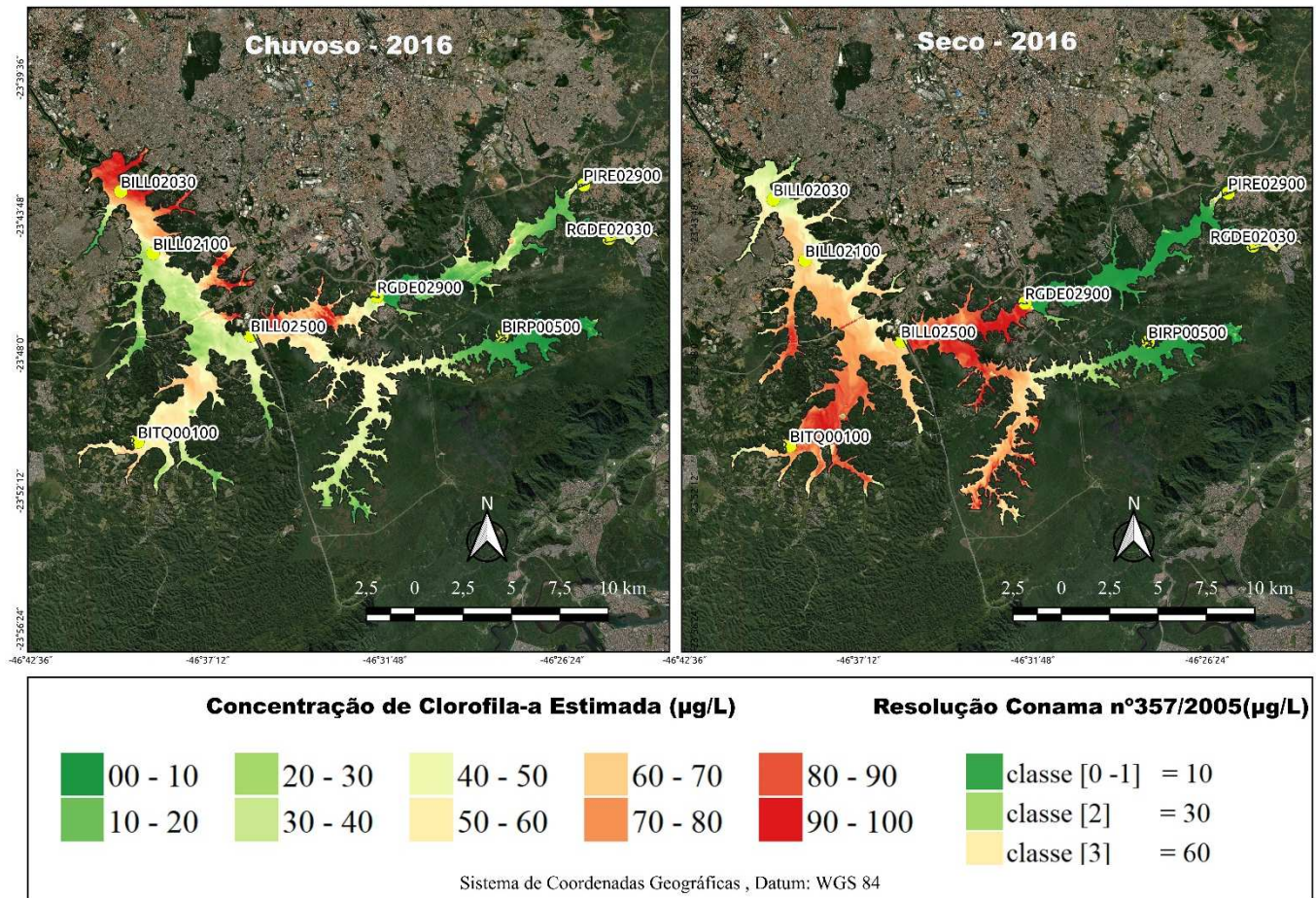
**Figura 9:** Estimativas das concentrações de clorofila-a para a Represa Billings, a partir de imagens de satélite.



Fonte:Autor (2021).



**Figura 10:** Estimativas das concentrações de clorofila-a para a Represa Billings, a partir de imagens de satélite.



Fonte: Autor (2021).

Para 2016, é oportuno novamente mencionar que a estimativa de clorofila-a foi realizada a partir de imagens coletadas em dezembro e julho (Tabela 1). De acordo com o monitoramento da CETESB (2017), na UGRHI 6, em janeiro e dezembro choveu abaixo da média, mas com certa compensação, pois o volume de chuvas foi maior em fevereiro e em março. Fenômeno também observado nos meses de maio e junho, com chuvas acima da média. Por outro lado, abril e julho (este, utilizado na estimativa da clorofila) foram os mais críticos; já que, praticamente, não choveu nesses meses (CETESB, 2017).

Diferentemente de 2014, observou-se o padrão esperado de baixa diluição da clorofila-a em períodos secos (MARENGO; ALVES, 2015). Assim, níveis de clorofila-a; no inverno de 2015 e 2016 foram mais altos; bem acima daqueles indicadas para a classe especial – 0 e 1 – de no máximo de 10 µg/L, conforme preconiza a Resolução Conama no 357/05 e que é o caso das estações BITQ00100 e BIRP00500.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A aplicação de monitoramento orbital às águas da Represa Billings, considerando que a superfície do manancial, na qual a cor da água pode ser afetada, implica em diferenças, aparentemente discrepantes, entre os valores informados pela CETESB e os valores estimados. Por outro lado, com os testes de inferência não-paramétricos, verificou-se a similaridade das medianas.

O protocolo de coletas *in situ*, bem como os procedimentos químicos adotados pela CETESB, na avaliação de parâmetros de qualidade das águas, se fundamentam nas legislações ambientais; portanto, devem ser adotados. Por outro lado, dada à morosidade e à onerosidade desses protocolos, entende-se que a utilização do sensoriamento remoto se mostrou bastante viável, podendo ser um método complementar à obtenção dos níveis de clorofila-a na Represa Billings e em outras áreas onde é realizada a gestão hídrica.

Informações em órgãos ambientais federais indicam que mais de 100 milhões de brasileiros não recebem cobertura de saneamento básico para esgoto e 35 milhões vivem em casas que não são abastecidas por uma rede de água potável – a gravidade do problema ficou ainda mais evidente com a pandemia do coronavírus. Somado a isso, vale destacar que eventos climáticos extremos, que resultem em longos períodos de estiagem, e períodos de chuvas agudos, devem se tornar cada vez mais recorrentes. Portanto, há um espaço importante a ser preenchido por pesquisas acadêmicas, no que se refere a encontrar oportunidades em protocolos que possam complementar os órgãos ambientais que monitoram a poluição ambiental; neste caso, o sensoriamento remoto apresentou informações que condizem com os dados de clorofila-a informados pela CETESB, podendo; portanto, contribuir para a avaliação da qualidade da água, principalmente aquelas direcionadas ao abastecimento público.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Processo nº 2020/05383-9) pelo subsídio financeiro.



## BIBLIOGRAFIA

ADAMS, E. A.; STOLER, J.; ADAMS, Y. Water insecurity and urban poverty in the Global South: Implications for health and human biology. **American Journal of Human Biology**, v. 32, n. 1, p. e23368, 1 jan. 2020.

ALVES, B. T. et al. **Billings**. São Paulo: Governo do Estado e São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Educação Ambiental, 2010.

BELLENZANI, M. L. R. **A APA municipal do Capivari-Monos como uma estratégia de proteção aos mananciais da região metropolitana de São Paulo**. Tese (Doutora em Ciências Ambientais—São Paulo: Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2000.

BONZI, R. S.; LUCCIA, O. DE; ALMODOVA, M. M. INFRAESTRUTURA VERDE EM ÁREA DE MANANCIAL: UM ESTUDO PARA A REPRESA BILLINGS. **Revista LABVERDE**, v. 8, n. 1, p. 37–63, 11 jul. 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 357/2005 - “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.”**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 25 maio. 2021.

CBH-AT, C. D. B. H. D. A. T. **EstatutoCBH-AT**, 2013. Disponível em: <<https://comiteat.sp.gov.br/o-comite/institucional/estatuto/>>. Acesso em: 20 maio. 2020

CETESB. Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2015. **São Paulo**, p. 562, 2016.

CETESB. Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2016. **São Paulo**, p. 287, 2017.

CETESB. Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2017. **São Paulo**, p. 301, 2018.

CHAWLA, I.; KARTHIKEYAN, L.; MISHRA, A. K. A review of remote sensing applications for water security: Quantity, quality, and extremes. **Journal of Hydrology**, v. 585, p. 124826, 1 jun. 2020.

CRESWELL, J. W.; CRESWELL, J. D. **Research design: Qualitative, quantitative, and mixed methods approaches**. [s.l.] Sage publications, 2017.

EMPLASA, E. P. DE P. M. **Região Metropolitana de São Paulo**. Disponível em: <<https://www.emplasa.sp.gov.br/RMSP>>. Acesso em: 10 maio. 2020.

GIMENEZ, A. C. A. **Parada Billings**. Dissertação( Mestre em Arquitetura e Urbanismo)—São Paulo: Universidade de São Paulo, 4 set. 2019.

HABITAT, O. N. U. ONU HABITAT Por un mejor futuro urbano. **Recuperado el Agosto de**, 2016.

IDEA - SP. **DataGEO - Sistema Ambiental Paulista**. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 25 nov. 2021.

JAMOVI. Jamovi project (version 1.2). 2020.

JENSEN, J. R. **Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective**. 4. ed. [s.l.] Pearson, 2015.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos—São Paulo: Universidade de São Paulo, 3 set. 2004.

LIM, J.; CHOI, M. Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 6, p. 384, jun. 2015.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Crise Hídrica em São Paulo em 2014: Seca e Desmatamento. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 3, p. 485, 6 dez. 2015.

MARINO, L. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista DAE**, v. 65, n. 206, p. 32–43, 2017.

MARSALEK, J. et al. **Urban Water Cycle Processes and Interactions**. [s.l.: s.n.].

NESPOLI, R. S. **A sustentabilidade ambiental versus crescimento urbano: efeitos da Lei de proteção dos Mananciais da região Metropolitana de São Paulo - RMSP**. Tese (Doutorado Arquitetura e Urbanismo)—São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo - Universidade de São Paulo, 2017.

ONU, C. M. S. M. A. Relatório “Nosso Futuro Comum.” **Organizações das Nações Unidas**, 1987.

PAHLEVAN, N. et al. Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 240, p. 111604, 1 abr. 2020.

QGIS.org, 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

ROIG, H. L. et al. Uso de câmeras de baixo custo acopladas a veículos aéreos leves no estudo do aporte de sedimentos no Lago Paranoá. **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, n. 16, p. 9332–9339, 2013.

SANTORO, P. F.; FERRARA, L. N.; WHATELY, M. **Mananciais : diagnóstico e políticas habitacionais**. Disponível em: <<https://www.socioambiental.org/pt->

br/o-isa/publicacoes/mananciais-diagnostico-e-politicas-habitacionais>. Acesso em: 21 maio. 2020.

SÃO PAULO, E. LEI Nº 16.337, DE 14 DE DEZEMBRO DE 2016. . 2016.

SÃO PAULO, (ESTADO) SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Elaboração do plano de desenvolvimento e proteção ambiental da bacia hidrográfica do Reservatório Billings: relatório final. São Paulo**, 2010. Disponível em: <<[http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/cpla/2013/03/RF\\_rev.0.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/cpla/2013/03/RF_rev.0.pdf)>. Acesso em: 21 maio. 2020

SILVA, D. C. V. R. DA et al. Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 627–635, ago. 2018.

SILVA, E. DE J. DA; COELHO, F.; SILVA, W. P. DA. Sensoriamento remoto no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos. **Cadernos UniFOA**, v. 12, n. 33, p. 121–130, 5 maio 2017.

SILVA, H. M. B. Terra e moradia: que papel para o município. **Universidade de São Paulo Faculdade de Arquitetura e Urbanismo Curso de Pós-graduação em Estruturas Ambientais Urbanas. Tese Doutoral**, 1997.

SILVA, R. T. Águas e saneamento da metrópole: a atualidade dos desafios passados. **O Saneamento na Cidade de São Paulo: fatos e personagens**, v. 62, n. 196, p. 4–17, 2014.

VICTORINO, V. I. P. **Proteção aos mananciais, atores e conflitos: o caso da Cratera de Colônia. In: Vargas, H. C.; Ribeiro, H. (Orgs). Novos instrumentos da gestão ambiental urbana**. 1. ed. São Paulo: Edusp, 2014.

VILLAR, R. et al. **Reconstrução de uma serie histórica de descarga de sedimentos usando imagens de satélite MODIS nos rios da Amazônia peruana**. 1 maio 2011.

WANG, L.; YAN, J.; MA, Y. **Cloud Computing in Remote Sensing**. 1. ed. [s.l.] Chapman and Hall/CRC, 2019.