



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

## **SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL PARA A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREAS DE MANANCIAIS: UMA CONTRIBUIÇÃO À GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS**

Anderson de Oliveira, [anderx100@hgmail.com](mailto:anderx100@hgmail.com), Universidade Nove de Julho  
Andreza Portella Ribeiro, [aportella@gmail.com](mailto:aportella@gmail.com), Universidade Nove de Julho  
Felipe Rakauskas, [feliperakauskas@gmail.com](mailto:feliperakauskas@gmail.com), Universidade Nove de Julho  
José Maurício dos Santos Mendes, [jmsmendes50@gmail.com](mailto:jmsmendes50@gmail.com), Universidade Nove de Julho  
Kátia B. Pereira da Cunha Andrade, [katia.pca@gmail.com](mailto:katia.pca@gmail.com), Universidade Nove de Julho

### **Resumo**

O descarte de efluentes domésticos e industriais contribui para aumento da concentração de nutrientes em ambientes aquáticos, o que favorece a proliferação de bactérias aeróbicas; responsáveis pelo rápido processo de decomposição, resultando no fenômeno de eutrofização, o qual impede a penetração dos raios solares, dificulta a oxigenação da água, causa a morte de organismos aquáticos e formação de compostos de enxofre. O grau de eutrofização é determinado, tradicionalmente, com base em métodos químicos, a partir da determinação de fósforo e Clorofila-a (CL) em amostras de água. Este estudo apresenta o potencial de utilização de ferramentas de Sensoriamento Remoto (SR) para avaliar o Índice de Estado Trófico (IET) nas águas de mananciais da Represa Billings, que compreende a Região Metropolitana de São Paulo. Valores estimados de CL e IET, obtidos por imagens de satélites, se mostraram coerentes aos determinados pela Companhia Ambiental do Estado (CETESB). Dessa forma, como forma de contribuir para a gestão de recursos hídricos, espera-se que o SR se caracterize como um método “indicador” de novos locais com graves problemas de eutrofização na Billings, os quais por questões técnicas e orçamentárias, ainda não são monitorados pela CETESB.

**Palavras-chave:** Qualidade da Água, Sensoriamento Remoto, Mananciais, Eutrofização, Represa Billings.

### **1. 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, 1991). 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,



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

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 entorno 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 período 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 et al., 2015), como os nutrientes fósforo (P) e nitrogênio (N) que, quando presentes em altas concentrações na água, favorecem a proliferação de organismos aquáticos, em um fenômeno denominado eutrofização (GINKEL, 2011).

O processo de eutrofização nos mananciais ocorre, principalmente, devido ao lançamento de esgotos das residências ou indústrias, com a proliferação de bactérias aeróbicas que serão responsáveis pelo rápido processo de decomposição. Esse fenômeno libera na água vários nutrientes, que em excesso geram a floração de macrófitas. A população de algas impede a penetração dos raios solares, dificultando a oxigenação da água, o que resulta na morte de organismos aquáticos e formação de compostos de enxofre, com odores fétidos, semelhantes a ovo podre (GINKEL, 2011).



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

O estado trófico é um parâmetro de avaliação da qualidade da água, no qual a biomassa existente nela é mensurada, com base nos teores de P, clorofila-*a* e turbidez (LAMPARELLI, 2004). Por isso, o grau de trofia deve ser monitorado constantemente em águas de mananciais que sejam utilizadas para abastecimento público, recreação e para funcionamento de hidrelétricas (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

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).

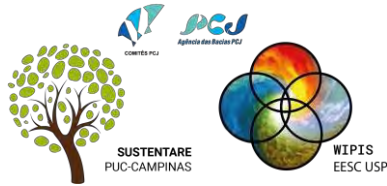
Localizada na RMSP, a Represa Billings sofreu várias mudanças em consequência do crescimento urbano, como a retificação de rios, Pinheiros e Tietê, para a construção do Manancial Billings, inicialmente com o objetivo de fornecer água à Hidrelétrica Henry Borden, em Santos; depois, para abastecimento 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-*α* (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 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 10 pontos, o que, estatisticamente, não representa a área de abrangência da



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

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, como forma de contribuir para a gestão de recursos hídricos na RMSP, o objetivo principal desse estudo é apresentar informações sobre o grau de trofia das águas da Represa Billings, obtidas por meio do SR e compará-las com os dados da CETESB, com intuito de verificar a coerência entre as diferentes abordagens metodológicas. Espera-se ainda que o SR se caracterize como um método “indicador” de novos locais com graves problemas de eutrofização, os quais ainda não são monitorados pela CETESB.

## 2. Fundamentação Teórica

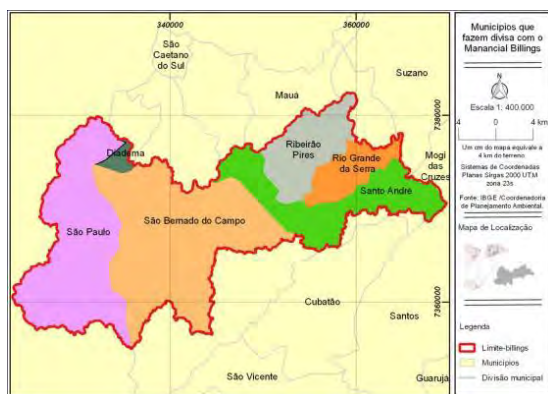
A fundamentação teórica abordará os principais temas norteadores do presente artigo, a saber: Represa Billings, Eutrofização e Sensoriamento Remoto.

### 2.1 Contextualização da Área de Estudo

A Represa Billings está localizada a sudeste da RMSP. A oeste fica a Represa Guarapiranga e ao Sul a Serra do Mar. O espelho d’água possui 100 km<sup>2</sup> e sua extensão de drenagem é de aproximadamente 582,8 km<sup>2</sup> (SANTORO; FERRARA; WHATELY, 2009). 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 Grota Funda e Córrego Alvarenga (SÃO PAULO, 2010).

A área da represa 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 Figura 4 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: Municípios inseridos na delimitação da Sub-bacia Billings. Fonte



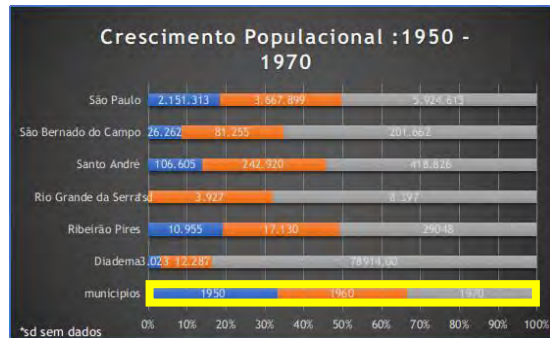
Software Qgis 3.10, dados tabulados pelo autor (2020).



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

O processo de urbanização no entorno da Represa Billings iniciou-se nos anos 1950, potencializado pela industrialização em São Paulo. O aumento significativo da mancha urbana na RMSP correspondia à vinda de muitos migrantes, principalmente do Nordeste, para trabalharem nas indústrias. Além disso, a RMSP registrou alta taxa de fertilidade, baixa taxa de mortalidade, o que contribuiu para o rápido crescimento populacional (SANTORO; FERRARA; WHATELY, 2009). Na Figura 2, apresentam-se dados numéricos sobre a quantidade de habitantes inseridos no domínio da Billings, bem como a porcentagem de crescimento entre os anos 1950 e 1970.

Figura 2: Número de habitantes por municípios inseridos no entorno da Represa Billings.



Fonte: IBGE, dados tabulados pelo autor (2020).

Diante do crescimento (Figura 2), o governo federal criou, em 1964, a Lei nº 4.380, que estabelecia o Banco Nacional de Habitação (BNH), cujas atividades, nos dias de hoje, ficaram a encargos Caixa Econômica Federal. O BNH previa a oferta de 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, teve que se deslocar para a periferia, em locais 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 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 as APA passaram a ter moradias, a fiscalização da preservação ficou ainda mais complexa, devido às questões sociais, nas quais muitas vezes atuavam o Ministério Público. Por sua vez, a proibição por lei de construção de infraestrutura nessas áreas protegidas, resultou em precariedade de oferta 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





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

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 conseguiu 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 lixo 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).

## 2.2 Eutrofização

O ecossistema é um habitat do meio natural único, cada um tem as suas próprias formas geométricas, que são definidos pela sua geologia, hidrologia e também à vulnerabilidade aos processos de mudanças de causas não naturais (FERREIRA et al., 2011).

A limnologia estuda as características dos meios aquáticos e suas propriedades, sejam rios, lagos ou massa d'águas acumuladas em plantas. A limnologia também busca zelar da manutenção da qualidade dos corpos hídricos, identificando alterações (naturais ou não) aos ecossistemas (ESTEVES, 1998a; QUADRA et al., 2019).

As mudanças causadas por ações antrópicas, decorrentes da expansão territorial em locais próximos a leitos de rios, pelas mudanças do uso e ocupação do solo, com o lançamento de contaminantes industriais ou domésticos, comprometem com a qualidade das águas (CARDOSO et al., 2019; GINKEL, 2011; SCHWARZENBACH et al., 2010). Na Figura 3 apresentam-se diferentes ciclos de poluição em um corpo hídrico, causado por resíduos domésticos, industriais e agricultura.



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

Figura 3 - Diferentes formas de poluição por produtos químicos



Fonte: QUADRA et al., 2019.

A eutrofização é um processo que pode ocorrer de forma natural ou artificial. A forma natural ocorre por processo lento de envelhecimento, por meio de chuvas que carregam o solo e matéria orgânica aos recursos hídricos. A eutrofização artificial, ou antrópica, é consequência de ações humanas, como desenvolvimento urbano e seus aspectos econômicos e sociais, que culminam em pressões decorrentes do lançamento de resíduos gerados por atividades agrícolas, industriais, os quais não passam por qualquer tratamento adequado, para neutralizar componentes químicos, e resíduos e esgotos domésticos (GINKEL, 2011; TROMBONI; DODDS, 2017).

O enriquecimento de alguns componentes químicos presentes nos efluentes, como P e N, propiciam a proliferação de cianobactérias. O aumento da floração de algas impede a penetração da luz solar, torna o ambiente anóxico, com perda de biodiversidade, modificando o estado trófico rapidamente (ESTEVEES, 1998b; FERREIRA et al., 2011; HUANG et al., 2014; TROMBONI; DODDS, 2017).

### 2.2.1 Índice de Estado Trófico

Os níveis de poluição aquática, causado pela eutrofização, pode ser mensurado e; assim, medidas preventivas e corretivas podem ser adotadas para a recuperação de áreas degradadas (CARLSON, 1977; ESTEVES, 1998b; SPERLING, 2005). Com base no Índice de Estado Trófico (IET), pode-se avaliar a qualidade da água, a partir do nível de enriquecimento de nutrientes em diferentes graus.

A CETESB calculava o IET, fundamentando-se no estudo de Carlson (1977). Em 2004, passou a utilizar o modelo proposto por Toledo e Lamparelli (2004). O índice leva em consideração as características de águas de mananciais de regiões subtropicais; assim, utiliza como parâmetros de estado trófico a concentração de Clorofila- *a* (CL) e Fósforo Total (PT).

No ano de 2005, a CETESB passou a utilizar o IET proposto por Lamparelli (2004). Esse índice é composto por 6 níveis tróficos (Quadro 1). As Equações 1 a 4 são utilizadas para cálculo de IET e ambientes lóticos e lênticos (LAMPARELLI, 2004).



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

Quadro 1 - Classificação dos Estados Tróficos:

Classe	Ponderação	Características
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	baixa concentração de nutrientes e não prejudicial ao meio ambiente.
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	corpo d'água com baixa produção de nutrientes não prejudicial.
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Produção de nutrientes em nível intermediário com possibilidade de interferência.
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Alta produção de nutrientes, baixa transparência, ambiente afetado por ações antrópicas em que o seu uso é afetado.
Supertrófico	$63 < IET \leq 67$	Alta produção de nutrientes, baixa transparência, frequentes alterações por ações antrópicas que como consequência a floração de macrófitas.
Hipertrófico	$> 67$	Corpo d'água com elevadas concentrações de materiais orgânicos, baixa oxigenação na água que resulta nas mortes de vidas aquáticas, atividades pecuárias prejudicadas.

Fonte: LAMPARELLI, (2004); CETESB (2019; adaptado pelo autor (2020).

**Rios:**

$$IET (CL) = 10^{*}(6 - ((-0,7 - 0,6^{*} (\ln CL)) / \ln 2)) - 20 \quad (\text{Equação 1})$$

$$IET (PT) = 10^{*}(6 - ((0,42 - 0,36^{*} (\ln PT)) / \ln 2)) - 20 \quad (\text{Equação 2})$$

**Reservatórios:**

$$IET (CL) = 10^{*}(6 - ((0,92 - 0,34^{*} (\ln CL)) / \ln 2)) \quad (\text{Equação 3})$$

$$IET (PT) = 10^{*}(6 - (1,77 - 0,42^{*} (\ln PT)) / \ln 2)) \quad (\text{Equação 4})$$

**Onde:**

**PT:** concentração de fósforo total, medido na superfície da água em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ;

**CL:** concentração de clorofila a medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ;

**ln:** logaritmo natural.

Os valores mensais serão calculados com uma média aritmética simples, com arredondamento na primeira casa, os índices referentes a CL e PT, utilizando a Equação 6:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2 \quad (\text{Equação 6})$$

O valor de IET (Equação 6) corresponde à média simples dos valores de CL e PT. Ao final, esses valores são atribuídos aos pontos de coleta, de acordo com o estado trófico que foi calculado (Figuras 4 e 5). Esses valores podem variar durante o ano, devido à intensidade dos períodos seco e chuvoso, o que influencia a floração das algas macrófitas (CETESB, 2019).





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

Figura 4 - Classificação IET para rios.

Classificação do Estado Trófico - Rios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m <sup>-3</sup> )	Clorofila a (mg.m <sup>-3</sup> )
Ultraoligotrófico	IET < 47		P < 13	CL < 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52		13 < P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59		35 < P ≤ 137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET < 63		137 < P < 296	2,96 < CL < 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67		296 < P ≤ 640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67		640 < P	7,46 < CL

Fonte: (CETESB (2018, p.11).

Figura 1 - Classificação IET para reservatórios.

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m <sup>-3</sup> )	Clorofila a (mg.m <sup>-3</sup> )
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

Fonte: CETESB (2018, p. 12).

### 2.3 Sensoriamento Remoto

A evolução tecnológica do século XX permitiu, com os lançamentos de satélites, a humanidade visualizar, dimensionar, analisar ou até mesmo prever eventos naturais e ações antrópicas (CAMOLEZ, 2006).

O termo Sensoriamento Remoto (SR) surgiu em 1960, pelo Evelyn Pruitte, a equipe *U.S. Office of Naval Reserch*, conhecida por empregar tecnologias. O SR veio como uma alternativa às fotografias aéreas. A forma de aquisição de imagens por satélites, rápida e econômica, dependendo do nível de detalhamento, e o fato de poder ser adquirida gratuitamente, favoreceram a adesão ao SR.

A partir de 1960, a corrida espacial, com o aprimoramento dos satélites e captação de imagens da Terra, permitiu conhecer, de forma mais precisa, a extensão territorial. Esse advento de tecnologias foi bastante útil a diversas áreas para trabalhos de análise ambiental, expansão territorial, agricultura, desmatamento, desastre natural, entre outros (CAMOLEZ, 2006).

A mais clássica interpretação do que é SR, refere-se como ferramenta que permite adquirir informações terrestres, sem a necessidade de tocar no alvo (SABINS, 2007). Contudo, o significado varia de acordo com o grupo de profissionais envolvidos. Os olhos são como os sensores nos quais conseguimos ver os alvos e interpretá-los sem a necessidade de tocá-los para distingui-los. O princípio de captação de imagens de satélite funciona de maneira análoga como os olhos em uma escala maior de absolvição de informações (LILLESAND; KIEFER;



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

CHIPMAN, 2015). Extrair a energia eletromagnética dos objetos, usando técnicas matemáticas em que as informações são interpretadas pelo analista (JENSEN, 2015). SR é a técnica de captação de informação através dos sensores que recebem energia, emitida ou refletida, pelo objeto assistido na superfície da Terra (FITZ, 2008).

Os satélites são plataformas que sustentam os sensores para realizarem o imageamento da superfície terrestre, convertendo a energia captada em informação, em radiação eletromagnética (REM) que, então, entra em contato com o objeto e pode ser refletida ou emitida (SABINS, 2007).

Os sensores são dispositivos que captam a energia de qualquer alvo e transformam-na em imagens, que podem ser armazenadas no formato digital e analógico. Os sensores podem ser dispositivos ativos; isto é, irradiam luz própria no alvo e absorvem a reflexão, como exemplo, o radar e o laser. Os dispositivos passivos não têm luz própria e necessitam de fonte externa para “imagear” o alvo como a energia solar. Nestes, muitas vezes a qualidade da informação é prejudicada pela interferência atmosférica; quando a luz solar atinge o alvo, pode ter distorções e ao retornar a atmosfera, as condições climáticas podem alterar o sinal que chega ao sensor do satélite, o que resulta em perdas de informação (LILLESAND; KIEFER; CHIPMAN, 2015).

Os sensores podem ser “imageadores” e “não-imageadores”. O primeiro gera imagens com base nas respostas espectrais e espacial captadas. O sensor “não-imageador” não produz imagem da superfície, sendo usados para gerar informações espectrais do alvo (FITZ, 2008).

A Radiação Eletromagnética (REM) é o meio pelo qual são irradiadas energia através das vibrações moleculares, desde que a temperatura seja superior ao zero absoluto (0 K ou -273°C). A REM refletida do objeto é absorvida pelos sensores dos Satélites (MENESES; ALMEIDA, 2012). A REM tem um comprimento infinito e a sua medição se deriva dos espectros eletromagnéticos que são faixas de energias que variam das ondas de rádio aos raios gama. Cada uma destas representa uma determinada função. Em SR cada faixa representa uma banda espectral (MENESES; ALMEIDA, 2012).

As imagens de satélites são compostas por linha e colunas, que com a intersecção, cada quadrado é um pixel. A resolução espacial é responsável pelo detalhamento da imagem em que quanto for maior, melhor o detalhamento do alvo (JENSEN, 2015).

Nas Figura 6a a 6f, apresentam-se os diferentes tipos de tamanho de resolução, nota-se a que na imagem com melhor resolução, distância entre pixel é igual a 0,5 m. A utilização das diferentes resoluções dependerá do fim a que se aplica a imagem, sendo a escolha determinada pelo analista. As imagens classificadas como de alta resolução são a fotografia aérea ou imagens de satélite, que apresentam os alvos com grande detalhamento. Em tal resolução, é possível a distinção de elementos urbanos, como casas, ruas, quadras. As imagens com resolução entre 5 e 20 m permitem visualizar vias urbanas, conjunto de residências, indústrias, estádios, aeroportos (JENSEN, 2015).

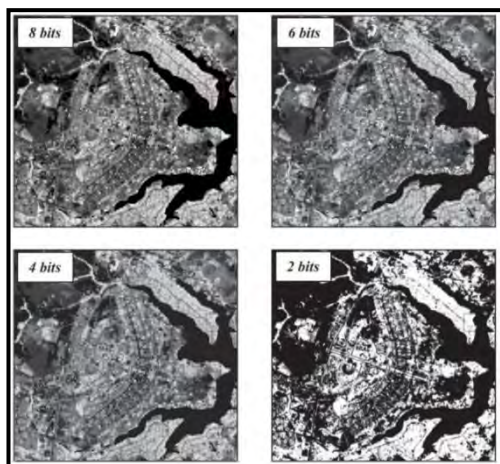
Figura 6 - Diferentes tamanhos de resolução espacial



Fonte: JENSEN (2015).

A resolução radiométrica está relacionada aos níveis de intensidade da radiação, nos quais se distinguem graduações de cinza associadas às respectivas bandas espectrais. Os valores são expressos na potência de base 2 em unidades bits, para o armazenamento dos valores dos níveis de cinza (LILLESAND; KIEFER; CHIPMAN, 2015). Quanto mais intensa a cor cinza, maior a precisão de identificação do objeto, conforme indicado na Figura 7.

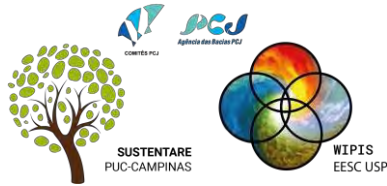
Figura 7 - Resolução radiométrica em diferentes níveis de cinza.



Fonte: JENSEN (2015).

A resolução espectral é “uma medida da largura das faixas espectrais e da sensibilidade do sistema sensor em distinguir entre dois níveis de intensidade do sinal de retorno”. A radiação espectral também é definida como o intervalo das ondas que resultam em bandas ou canais. A qualidade do sensor determina a quantidade de elementos coletados, como, por exemplo, a do satélite *Landsat 7*, com 8 bandas espectrais (JENSEN, 2015).

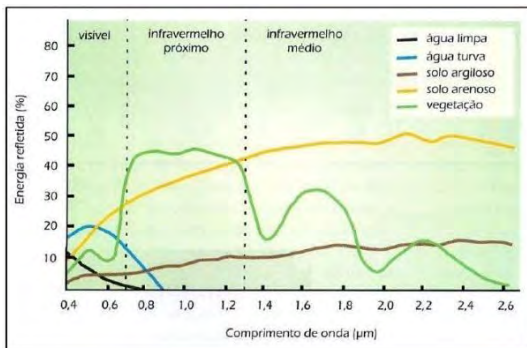
Na Figura 8, apresentam-se o comportamento espectral da água, solo e vegetação. A curva espectral está dividida entre as regiões do visível, infravermelho próximo e infravermelho



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

médio. O comportamento da água turva no visível tem baixo valor de energia refletida. Quando se aproxima da área do infravermelho, o valor cai drasticamente. A vegetação inicia-se com o valor baixo no visível e aumenta no infravermelho próximo. O solo arenoso apresenta um valor alto de refletância na região do infravermelho. Essas informações são importantes para escolher as imagens que permitirão avaliar um determinado alvo, ou mesmo para criar uma metodologia que permita estimar o valor clorofila- $\alpha$ . No processo, faz-se necessário utilizar bandas que mostrem o comportamento da água em relação a energia refletida.

Figura 8 - Curva espectral: água, solo e vegetação.



Fonte: FLORENZANO (2002, p.11).

### 2.3.1 Série Landsat

Os Satélites *Landsat - Land Remote Sensing Satellite* - representam as mais bem-sucedidas séries, pois foram lançados 8 satélites - em órbitas - desenvolvidos pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*).

Em 1982 e 1984, respectivamente, foram lançados em órbita os *Landsat 4* e *5*, com a novidade da substituição do sensor RBV pelo TM (*Thematic Mapper*), que tinha características semelhantes ao MSS, mas gerando imagens com melhor qualidade, pois trabalhava com sete bandas espectrais. Três na região espectral do visível e quatro em infravermelho, com a resolução espacial de 30 m, sensor termal com 120 m de resolução espacial; a resolução temporal passou a ser de 16 dias (MOREIRA, 2005).

As imagens orbitais obtidas pela série *Landsat* (ou a partir de outros satélites) podem ser utilizadas na avaliação de compartimentos ambientais, como corpos hídricos, devido aos componentes químicos e biológicos presentes na água, que facilitam a sua interação com a energia eletromagnética. Os sistemas orbitais permitem a investigação de parâmetros de qualidade da água que alteram a cor superficial da água; nesse sentido, destaca-se a distribuição espacial de CL e sua relação com IET em sistemas hídricos (MARTINI et al., 2006).

## 3. Metodologia

O estudo adotou métodos mistos, pois apresenta uma abordagem de pesquisa que combina as formas quantitativas e qualitativas. Foi realizado um procedimento sequencial, inicialmente a partir de uma pesquisa quantitativa, do tipo descritiva, por meio da coleta de dados referente a vinte e um (21) anos (1996 a 2017), fornecidos pelos relatórios da CETESB.





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

Com intuito de se obter um conjunto de dados numéricos que representem as concentrações de CL e PT (cálculo do IET) que influenciam no grau de trofia. Na Figura 9, apresenta-se as etapas metodológica observada neste estudo.

### 3.1 Aplicação dos Modelos Empíricos para Estimativa de Clorofila-a e Cálculo do IET<sub>M</sub>

Para avaliar o potencial da ferramenta de SR, com respeito à determinação de CL, os resultados gerados, a partir das imagens de satélites foram comparados com as concentrações determinadas pela CETESB, em seus pontos de coleta na Represa Billings.

No Quadro 3, apresentam-se os modelos empíricos que foram para cálculo da CL. As equações ajustadas para as imagens Landsat 5. Para calcular o IET<sub>Modificado</sub>, foi utilizada a imagem, também estimada, da CL na equação de IET<sub>M</sub> e classificada conforme o Quadro 2.

Quadro 2 - Modelos para Estimativa de Clorofila-a.

Sensor	Autor	Equação
TM	(BILGE et al., 2003)	$Cl_a = 44.2 - 1.17 * TM1 - 0.88 * TM2 + 1.49 * TM3 + 4.08 * TM4$
TM	(DUAN et al., 2008)	$Cl_a = 116.98 * (TM3/TM4) - 29.709$
TM	(KABBARA et al., 2008)	$\ln Cl_a = 1.67 - 3.94 \ln TM1 + 3.78 \ln TM2$
TM	(ZHENGJUN; JIANMING; GUISEN, 2008)	$Cl_a = 20.115 * [(TM3/TM4 + 1)] + 7.045$
TM	Modelo proposto	$Cl_a = 377.8 - 371 * (TM3/TM2)$

Fonte: (MANTELLI, 2012, p. 29)

## 4. Resultados

Apresentam-se os resultados obtidos entre os mapas gerados a partir das imagens selecionadas de CL, cujos valores estimados também aplicados à geração do mapa com os valores de IET<sub>M</sub>. Para esta análise não foi calculada a acurácia do classificador. Para acurácia dos mapas gerados, foi utilizada para comparação a imagem classificada pelo Instituto Geológico de São Paulo, do ano de 2010.

Para a classificação da CL foi utilizado a imagem *Landsat 5*, datado em 04-05-2010, com intuito de verificar se o modelo desenvolvido por BILGE et al. (2003) pode ser aplicado na determinação desse parâmetro químico, na Represa Billings. Para a avaliação da qualidade da água também foram utilizados os dados da CETESB, referentes a 4 pontos de coleta, que são destinados à avaliação da potabilidade da água, conforme indicado no Quadro 3.

Quadro 3 - Pontos de Coleta CETESB, com o código e descrição do local:

Código Ponto	Classificação	Bacia	Local
01SP06100BILL02030	Classe 2	ALTO TIÊTE	Reservatório Billings - No meio do corpo central, cerca de 1,5 km da Barragem de Pedreira
01SP06100BILL02100	Classe 2	ALTO TIÊTE	Reservatório Billings - No meio do corpo central, na direção do braço do Bororê.
01SP06635BILL02500	Classe 2	ALTO TIÊTE	Reservatório Billings - No meio do corpo central, sob a ponte da rodovia dos Imigrantes.
01SP06635BILL02900	Classe 2	ALTO TIÊTE	Reservatório Billings - Próximo à barragem reguladora Billings-Pedras (Summit Control).

Fonte: Cetesb(2010)





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
 V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
 17 a 19 de novembro de 2020

Classe 2: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e a recreação de contrato primário (natação, esqui-aquático e mergulho).

Para estimar o valor da CL foi utilizada a plataforma do *Google Earth Engine*, usando a equação do IET<sub>M</sub> da Lamparelli (2004). Os dados obtidos foram posteriormente exportados para o software Qgis 3.10.7, com o intuito de se fazer o tratamento estatístico dos dados. Neste caso, realizou-se a interpolação, pelo método do vizinho mais próximo, que estima um valor de um pixel através de pixels contíguos, determinando-se se um valor com base em valores já definidos (NOVO, 2010).

Os valores dos pontos da CETESB referentes aos códigos BILL02900 e BILL02500 apresentaram-se próximos aos valores estimados. Os pontos BILL02100 e BILL02030 da CETESB foram cerca de 2,5 e 4,1 vezes maior que os valores estimados, respectivamente (Quadro 4). As discrepâncias podem ser devidas a eventos pontuais, como período de baixa pluviosidade, durante as coletas realizadas pela CETESB e a data das imagens selecionadas. Como o relatório CETESB não indica a data de coleta, as imagens obtidas pelo satélite podem ser referentes a dias chuvosos, o que poderia justificar as diferenças.

Quadro 4: Valores de Clorofila-*a*; comparação CETESB e Estimado.

Código Ponto	CLOROFILA- <i>a</i> – ESTIMADO (µg/L)	CLOROFILA- <i>a</i> – CETESB (µg/L)
BILL02900	35	30,74
BILL02500	38	34,45
BILL02100	35	84,77
BILL02030	33,26	137,47

Fonte: CETESB (2010); adaptado pelo autor (2020).

Por outro lado, a utilização dos valores estimados de CL para cálculo do IETM apresentou resultados que concordam com a classificação da CETESB, conforme indicado no Quadro 5.

Quadro 4: Valores de IET; comparação Estimado e CETESB.

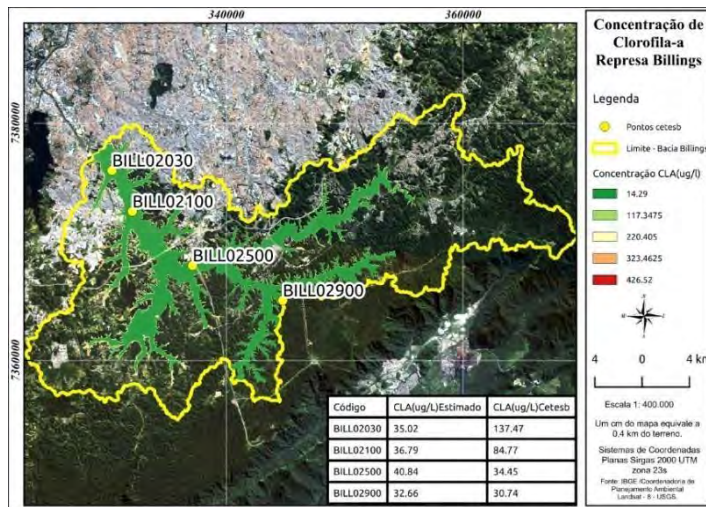
Código - Pontos	IET - ESTIMADO	IET – CETESB
BILL02900	68,76	60
BILL02500	68,25	61
BILL02100	67,98	66
BILL02030	68,13	68

Fonte: CETESB (2010); adaptado pelo autor (2020).

Na Figura 10, apresenta-se a distribuição dos pontos e a concentração da CL. Observa-se que é possível utilizar imagens de satélite para avaliar a qualidade da água. Entretanto, faz-se necessário a realização de ajustes. Nesse sentido, poderiam ser levantados dados secundários, em pesquisas de mesma natureza, que apresentem, um número maior de pontos de coletas e valores de CL. O protocolo da CETESB prevê poucos pontos de coleta e, conforme já destacado, estes não são representativos de toda a área da Represa Billings. Dentro do que a CETESB apresenta em seus relatórios e em relação aos valores estimados, os níveis de CL não

atendem aos padrões de qualidade da Resolução CONAMA nº 357/05, que indica como referência o valor de 30 µg/L (água de classe 2), como o valor aceitável para água utilizada para consumo.

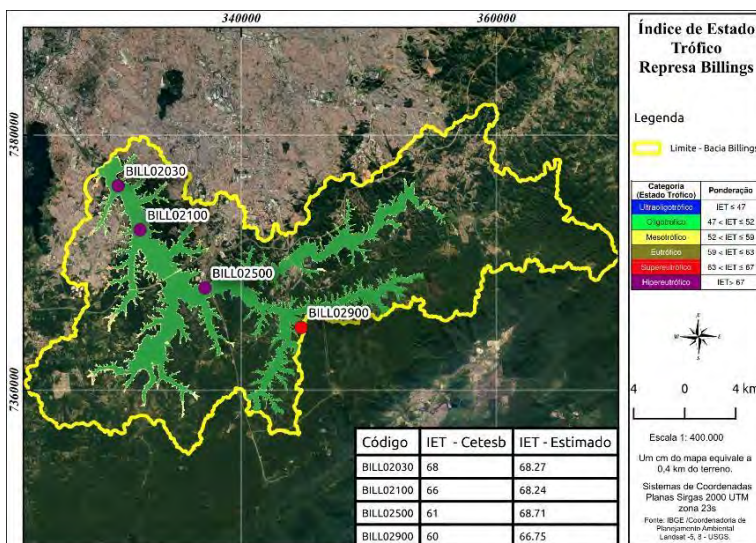
Figura 2 - Concentração de Clorofila- $\alpha$ : Represa Billings



Fonte: Software Qgis 3.10, dados tabulados pelo autor (2020).

Na Figura 11, indica-se o resultado da interpolação do IET<sub>M</sub>, obtido a partir dos valores de CL estimados. O resultado apresentado fora classificado entre Supereutrófico e Hipereutrófico. Em maio de 2010, a CETESB classificou suas amostras em Eutrófica, Supereutrófica e Hipereutrófica.

Figura 3 – Valores de IET<sub>M</sub>: Represa Billings



Fonte: Software Qgis 3.10, dados tabulados pelo autor (2020).



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

## 5. Conclusões

A aplicação de monitoramento orbital às águas da Represa Billings sugere que a superfície do manancial, na qual a cor da água pode ser afetada, implica em diferenças nos valores estimados. Por outro lado, verifica-se potencial promissor de avaliação de parâmetros de qualidade da água, como a concentração de CL, que está relacionada ao estado trófico das águas.

Quanto aos modelos utilizados no, a CL apresentou discrepâncias entre valores estimados e medidos que podem estar associados a eventos pontuais, como volume de chuvas que contribuem para a diluição do teor e CL. Apesar disso, ao se utilizar o modelo para cálculo do IETM, as diferenças não foram significativas; assim a classificação da trofia, em ambos os métodos, indicou a intensa eutrofização da Represa Billings.

## 6. Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Nove de Julho pela concessão da bolsa no Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis.

## 7. Referências bibliográficas

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.

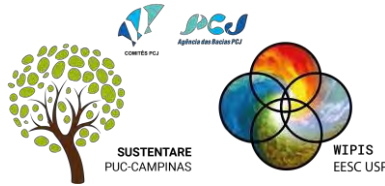
BELLENZANI, M. L. R. **A APA municipal do Capivari-Monos como uma estratégia de proteção aos mananciais da região metropolitana de São Paulo**. Tese (Doutora em Ciências Ambientais)—São Paulo: Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 2000.

BILGE, F. et al. Statistical evaluation of remotely sensed data for water quality monitoring. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 24, p. 5317–5326, jan. 2003.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. DA. Diagnosis and analysis of water quality and trophic state of Barra Bonita reservoir, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186–205, abr. 2013.

CAMOLEZ, A. A. C. **Uso da terra nos arredores da represa billings e em Bertioga: o sensoriamento remoto na avaliação da expansão urbana em áreas de Mata Atlântica e de proteção de Mananciais**. dissertação (Mestre em Geografia Humana)—[s.l.] Universidade de São Paulo, 2006.

CARDOSO, S. J. et al. The role of sediments in the carbon and pollutant cycles in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. e201, 2019.



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes1. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977.
- 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.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, C. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo - Apêndice F- Índices de Qualidade das Águas**: Apêndice F. São Paulo: [s.n.]. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>>. Acesso em: 1 jun. 2020.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, C. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2018**. São Paulo: Cetesb, 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>>. Acesso em: 30 maio. 2020.
- DUAN, H. et al. Estimation of chlorophyll- *a* concentration and trophic states for inland lakes in Northeast China from Landsat TM data and field spectral measurements. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 3, p. 767–786, fev. 2008.
- 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.
- ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. [s.l.] Interciência, 1998a.
- ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de limnologia**. [s.l.] Interciência, 1998b.
- FERREIRA, J. G. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 93, n. 2, p. 117–131, jun. 2011.
- FITZ, P. R. **Cartografia básica**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- FLORENZANO, T. G. **Imagem de Satelite para Estudos Ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.
- GIMENEZ, A. C. A. **Parada Billings**. Dissertação( Mestre em Arquitetura e Urbanismo)—São Paulo: Universidade de São Paulo, 4 set. 2019.
- GINKEL, C. VAN. Eutrophication: Present reality and future challenges for South Africa. **Water SA**, v. 37, n. 5, p. 693–702, 2011.





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

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

HUANG, C. et al. Satellite data regarding the eutrophication response to human activities in the plateau lake Dianchi in China from 1974 to 2009. **Science of The Total Environment**, v. 485–486, p. 1–11, jul. 2014.

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

KABBARA, N. et al. Monitoring water quality in the coastal area of Tripoli (Lebanon) using high-resolution satellite data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 63, n. 5, p. 488–495, set. 2008.

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.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. **Remote Sensing and Image Interpretation, 7th Edition**. 7. ed. [s.l.] Wiley, 2015.

MANTELLI, L. R. **Sensoriamento remoto como ferramenta para gestão de recursos hídricos: modelagem espaço-temporal dos riscos ecológicos em bacias hidrográficas**. Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos—São Paulo: Universidade de São Paulo, 18 set. 2012.

MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31–44, 2 set. 2015.

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

MARTINI, L. C. P. et al. Uso de sensoriamento remoto orbital para avaliação da distribuição espacial de Clorofila<sub>a</sub> na Lagoa da Conceição - Florianópolis, SC. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 318–324, dez. 2006.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE (ORGS). **INTRODUÇÃO AO PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO**. Brasília: CNPq, 2012.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias da aplicação**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2005.

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.





II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

NOVO, E. M. L. DE M. **Sensoriamento Remoto - Princípios e Aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

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.

QUADRA, G. R. et al. Water pollution: one of the main Limnology challenges in the Anthropocene. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. e203, 2019.

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.

SABINS, F. F. **Remote Sensing: Principles and Interpretation**. 3. ed. [s.l.] Waveland Pr Inc, 2007.

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.

SCHWARZENBACH, R. P. et al. Global Water Pollution and Human Health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, n. 1, p. 109–136, 21 nov. 2010.

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, 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.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2005.

TROMBONI, F.; DODDS, W. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, v. 60, p. 1–11, 12 abr. 2017.

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



II *Sustentare* – Seminário de Sustentabilidade da PUC-Campinas  
V WIPIS – Workshop Internacional de Pesquisa em Indicadores de Sustentabilidade  
17 a 19 de novembro de 2020

ZHENGJUN, W.; JIANMING, H.; GUISEN, D. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 13–19, set. 2008.