

## SENSORIAMENTO REMOTO COMO FERRAMENTA NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA: ESTUDO NO RESERVATÓRIO BIRITIBA-MIRIM – SP.

*Bertoni, B.G.L.; Sígolo, J.B.*

### RESUMO

A água doce é um recurso natural sob intensa pressão no que concerne a sua utilização humana, a ponto de se tornar um dos grandes desafios do século XXI. Dentro desse cenário de crise, a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê Cabeceiras, uma Sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, inserida na Região Metropolitana de São Paulo é emblemática. Esse trabalho aborda técnicas de Sensoriamento Remoto e limnologia no monitoramento da possível presença de algas e macrófitas indicando a eutrofização das águas desse reservatório e índices de clorofila-a utilizando técnicas como o NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada). Desse modo apresentam-se as três metas principais linhas de investigação científica: (a) análise da evolução de ocorrência destas algas, através de técnicas de Sensoriamento Remoto (sensores do CBERS 4 A) obtendo parâmetros de assinatura espectral e identificação das algas no reservatório. Tais informações permitirão avançar para a proposição de metas de recuperação e/ou conservação e na elaboração de cenários ambientais lacustres, trazendo subsídios inovadores para o gerenciamento de recursos hídricos, bem como propiciar um melhor planejamento das coletas em campo, diminuição dos custos aos órgãos ambientais que fiscalizam e controlam a qualidade da água e aumento na análise multitemporal de reservatório que tem fundamental importância no abastecimento de água bruta para a Região Metropolitana de São Paulo.

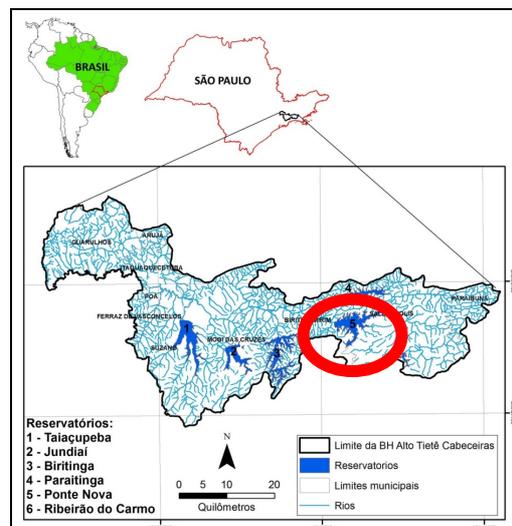
**PALAVRAS-CHAVE:** NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto.

### 1. INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê Cabeceiras abrange área desde nascente do Rio Tietê até as proximidades da cidade de Guarulhos e tem área de drenagem de 1.790 km<sup>2</sup> (Figura 1). Os principais contribuintes do rio Tietê nas suas cabeceiras são as bacias hidrográficas cujas drenagens principais são os rios: Claro, Paraitinga, Jundiá, Biritiba-Mirim e Taiapuê que, juntamente com o próprio rio Tietê, compõe o quadro dos mais importantes mananciais de abastecimento de água da região, destacando-se os reservatórios Biritiba, Ponte Nova, Jundiá, Taiapuê, Ribeirão do Carmo e Paraitinga, implantados para abastecimento público como finalidade principal e secundariamente, para controle de enchentes (SILVA, 2002).

O presente estudo tem como foco principal os estudos em especial no Reservatório Biritiba-Mirim, localizado conforme figura abaixo.

**Figura 01.** Localização da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê Cabeceiras – área de estudo proposta – Reservatório Biritiba-Mirim.



Segundo CETESB (2001), nesta área de estudo, o percentual médio de tratamento dos efluentes em relação à coleta não ultrapassa 40%, isso significa que muitas cidades ali situadas, despejam nas águas do Rio Tietê praticamente 100% de seus efluentes sem nenhum tratamento. Poucos quilômetros de sua nascente, no município de Salesópolis, o Rio Tietê já recebe cargas significativas de efluentes em seu curso. No município de Biritiba Mirim, além das cargas de efluentes domésticos, há a poluição difusa resultante de atividade agrícola. Por outro lado no Município de Mogi das Cruzes, há 40 km da nascente do rio, a qualidade da água piora consideravelmente devido às indústrias localizadas próximas a região da Área de Proteção Permanente das margens do rio e devido aos agrotóxicos utilizados na agricultura local. A água é considerada de qualidade ruim a péssima quando chega ao município de Suzano, segundo amostras de 2007 (CETESB, 2008).

Parte da Região Metropolitana de São Paulo está inserida na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê Cabeceiras (BHATC). Considerada de baixíssima disponibilidade hídrica e em condições críticas devido à recente seca (WHATELY e DINIZ, 2009). Em função da ausência de um modelo de planejamento urbano nas décadas passadas, os órgãos responsáveis pelo abastecimento de água obrigaram-se a buscar, em bacias hidrográficas vizinhas, os recursos hídricos necessários para a população da RMSP (ANDRADE, 2015). Nesse sentido, um sistema adequado de governança da água deve vir por meio de um monitoramento adequado tanto espacialmente quanto temporalmente (TUNDISI, 2008).

Diferentes estudos têm demonstrado que a deterioração da qualidade das águas continuará sendo uma das ameaças mais críticas para os grandes centros e para a atual sociedade. Porém, o acesso a essa informação é limitado, devido ao custo e tempo requeridos nos métodos tradicionais de avaliação da qualidade da água, o que limita a frequência temporal e cobertura espacial destas análises (TORBICK, 2013).

No monitoramento de lagos e reservatórios, diversos pesquisadores atuaram avaliando diferentes substâncias e seres vivos presentes nas águas, utilizando-os como indicadores ambientais. Assim, relacionando a presença desses indicadores ambientais aos padrões de qualidade da água, de maneira indireta, não há a necessidade de se deslocar a campo já no primeiro momento de uma análise, deixando para investirem-se recursos de logística quando houver algum forte indício de ocorrência de determinado ser vivo ou substância que possa poluir um corpo hídrico superficial (FERREIRA & GALO, 2013).

O monitoramento da qualidade da água é essencial para uma boa gestão dos recursos hídricos e a aplicação de diferentes metodologias de análise pode baratear esse monitoramento. Com esse intuito, a tecnologia de sensoriamento remoto se insere como uma ferramenta adequada de análise temporal e espacial (NOVO et al., 2007).

Lopes *et al.* (2016) afirmam que a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto em estudos sobre qualidade da água é muito relevante, pois permite avaliação de problemas dinâmicos em sistemas aquáticos, tais como a eutrofização de corpos de água e dos sedimentos em suspensão. O processo de eutrofização antrópica interfere na qualidade da água e, conseqüentemente, ocasiona alterações no nicho ecológico de algumas comunidades aquáticas, especialmente no fitoplâncton, promovendo a proliferação de cianobactérias e algas (BORGES et al., 2010; KAGGWA et al., 2011).

As imagens registradas por sensores acoplados em equipamentos em voo ou satélite tem grande aplicação na identificação de florações de fitoplâncton visto ser a sua presença à causa de alterações na cor da água. Aspecto esse que também pode ser associado à resposta espectral da clorofila-*a* que está presente nas algas. Kirk (2011) cita que a aplicação do sensoriamento remoto em pesquisas sobre o fitoplâncton apresenta excelentes resultados porque esses microrganismos apresentam o pigmento Clorofila-*a*, pigmento fotossintético, que é opticamente ativo, ou seja, seu espectro de reflectância é detectado por sensores remotos.

Essa análise da presença de clorofila-*a* num corpo de água através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto reduz custos e permite o monitoramento de áreas extensas em espaço de tempo muito curto e a um custo bastante atrativo. O custo pode ser um fator limitante dependendo do objetivo da análise. Embora algumas plataformas disponibilizem uma série de imagens de satélite de maneira gratuita (por exemplo, do sensor *Landsat Thematic Mapper – TM*).

Além destes parâmetros relativos à qualidade da água, as técnicas de sensoriamento remoto possibilitam estudos sobre a dinâmica e evolução do uso e cobertura do solo que pode interferir na qualidade das águas

(GIARDINO et al., 2010). Torbick et al. (2010) citam que os processos erosivos, o crescimento de áreas urbanas e a perda de áreas florestais e outros tipos de mudanças nos tipos de uso e ocupação do solo, por exemplo, são processos que podem acentuar a proliferação de algas e os processos de eutrofização. Barbosa e *et al.* (2014) abordam a viabilidade da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto para estimar parâmetros de qualidade da água analisando-se material em suspensão e citam que essa técnica tem sido realizada com sucesso, globalmente.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A proposta para este trabalho utilizaram técnicas para classificação de imagens obtidas por sensoriamento remoto, entre as quais classificações mais robustas, entre elas orientadas a objeto, segundo Duro *et al.* (2012) que a classificação orientada a objeto é uma aplicação do sensoriamento remoto que apresenta resultados bastante satisfatórios na interpretação da distribuição das classes de uso e cobertura do solo. Esses autores enfatizam a importância destes tipos de análises com a utilização de programas gratuitos e de código aberto, devido à carência de ambientes simplificados para executar processos de classificação. Myint et al. (2011) utilizaram diferentes tipos de classificadores para segmentação do terreno e concluíram que a classificação orientada ao objeto apresentou os melhores resultados diante de outras técnicas (como classificação supervisionada e não supervisionada), devido ao seu elevado nível de precisão.

Um exemplo de utilização de sensores remotos para a qualidade da água encontra-se em Fadel et al. (2016) que desenvolveram um estudo para examinar a acurácia das imagens no sensor OLI (Landsat 8), na estimativa de clorofila-a no reservatório de Karaoun (Líbia), corpo de 12 km<sup>2</sup> de água doce. Após da correção atmosférica das imagens, foram aplicados índices sobre as imagens selecionadas para o estudo (2013 a 2015) e os resultados comparados com dados de coletas de campo. A melhor correlação ( $R = 0,84$  e  $R^2 = 0,72$ ) foi obtida aplicando a seguinte combinação de bandas do sensor OLI:  $[(B2/B4) \times B5]$ . Concluiu-se que o reservatório de Karoun apresenta uma qualidade da água de eutrófica para hipertrófica, com altas concentrações de nutrientes e baixas biodiversidades de fitoplâncton. Os autores terminam o artigo afirmando que as imagens do sensor OLI podem ser usadas para avaliar e monitorar a presença de clorofila-a em corpos d'água em outros grandes reservatórios e de maneira econômica.

Em estudo no Reservatório da Guarapiranga (localizado na Região Metropolitana de São Paulo), Ogashawara et al. (2014) avaliaram o uso das imagens dos sensores TM e ETM+, a bordo dos satélites Landsat 5 e 7, respectivamente, na identificação de floração de cianobactérias. Dados referentes a coletas de água neste reservatório, com posterior contagem de células, foram confrontados com os resultados obtidos através das técnicas de sensoriamento remoto sobre as bandas dos sensores TM e ETM+. O resultado foi uma alta correlação ( $R^2 = 0,96$ ). Os autores concluem que o modelo utilizado mostrou-se bastante útil como uma ferramenta que pode ser aplicada na gestão dos reservatórios de água pelos tomadores de decisão, pois forneceu informações sobre a distribuição das cianobactérias de maneira horizontal, sobre todo o espelho de água, o que não poderia ser feito através das técnicas tradicionais, onde o monitoramento é feito através da escolha de pontos.

Bonansa *et al.* (2015), em estudos no Reservatório Tercero (Argentina) demonstraram que os sensores TM e ETM+ são ferramentas poderosas para o fornecimento de informações sistemáticas e periódicas de parâmetros de qualidade da água. Segundo os autores, os mapas gerados forneceram ricas informações espaciais e temporais sobre a presença de clorofila-a no corpo de água, permitindo a discriminação das mudanças nas características da água. Os autores ainda sugerem que se amplie o escopo do estudo com a inclusão de imagens do sensor OLI (Landsat 8).

Em estudo realizado por Masocha *et al.* (2017), nos reservatórios Chivero e Mazvikadei, ambos situados em Zimbábue (África), foram testadas as relações entre os resultados de análises laboratoriais de coletas de água dos citados reservatórios, com dados obtidos por técnicas de sensoriamento remoto com a utilização de imagens do sensor OLI, na busca pela presença de clorofila-a. Foi aplicado um índice que se baseia na divisão da banda 5 (Infravermelho Próximo) pela banda 4 (vermelho), que resultou numa boa correlação com os dados de campo ( $R^2 = 0,84$ ); enquanto que no reservatório Chivero, que é mais poluído, a utilização da banda 4 (vermelho) teve melhores resultados ( $R^2 = 0,69$ ). Os autores concluem que as imagens do sensor OLI podem ser utilizadas para a avaliação remota da qualidade de água de reservatórios, pois esse tipo de análise é muito mais econômico que os métodos tradicionais de coleta de campo.

Pode-se verificar a importância da aplicação das técnicas de sensoriamento remoto em diferentes estudos em reservatórios do Estado de São Paulo, os quais avaliam a relação entre o uso e ocupação e qualidade de água dos reservatórios, um deles executado por Urakawa (2011), no reservatório de Biritiba Mirim, demonstram claras relações nas análises químicas de diversos pontos de água de poços com os tipos de ocupação. Em um dos pontos foi possível admitir comprometimento ambiental e de risco na qualidade da água do reservatório, em consequência da atividade agrícola na proximidade do reservatório o qual utilizava defensivos agrícolas e micronutrientes, vinculado ao cenário geológico compreendido pelo Complexo Embu. Isso demonstra como uso e ocupação esta associadas às características ambientais interfere na qualidade da água.

Outro estudo no mesmo reservatório, produzido por Trindade (2016) demonstrou um aumento na concentração de Al, Fe, Mn e P acima do permitido pela resolução 357/2005 CONAMA, onde o Ferro e o Fósforo encontraram se em maior quantidade em áreas agrícolas, onde também apresentou pH menor que seis, o qual tende a aumentar a concentração de íons de alumínio. Além disso, o Ferro e Manganês também podem ter possível fonte no próprio ambiente por fazerem parte do Complexo Embu, e o Al do Complexo Granítico. Outra possível fonte de Mn pode ser oriunda dos defensivos e ou micronutrientes agrícolas utilizados nas áreas agrícolas. Ou seja, observou-se que alguns materiais como defensivos, adubos ou nutrientes sabidamente empregados por agricultores, podem entrar por escoamento superficial dos solos no reservatório ficando em suspensão, até sedimentarem no seu leito muitas vezes comprometendo a vida aquática ou mesmo servindo de nutrientes para desenvolvimento de algas com certa toxicidade no meio aquoso.

Estudos realizados por Fonseca e Bicudo (2011), demonstram que as comunidades fitoplânctônicas apresentam comportamento sazonal, pois suas variações verticais seguem uma estação quente-chuvosa com estratificação da coluna de água, alternando com a estação frio-seca com mistura coluna de água. Durante a fase frio-seca, a temperatura da água mais baixa e a maior concentração de oxigênio dissolvido favorecem alguns grupos funcionais que, na maioria dos casos, são associados a sistemas de oligo-mesotrófico. Sendo assim, estratificações sazonais desempenham um papel decisivo na determinação da estrutura e dinâmica das algas.

Melo (2007) estudando a qualidade da água no reservatório Itaparica, no submédio São Francisco, concluiu que a existência de vários perímetros irrigados nas margens do reservatório condiciona o uso de agroquímicos, e quando o nível do reservatório aumenta, as áreas marginais são alagadas, carreando nutrientes que favorecem o desenvolvimento de plantas aquáticas. Os usos agrícola e urbano são os principais agentes no aporte de fósforo em rios e reservatórios.

Toledo e Nicoletta (2002) ao estudarem uma microbacia, localizada no município de Guaíra (SP) evidenciaram a influência do fósforo na degradação da qualidade da água, sendo a fonte de origem urbana como principal agente causador. Elevadas concentrações desse nutriente na água favorecem o crescimento de macrófitas, o que contribui para a intensificação da produção primária, levando ao processo de eutrofização (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

A clorofila-a (Chl-a) é um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese e o conhecimento de sua concentração tem sido utilizada para determinar a biomassa da comunidade fitoplânctônica e para caracterizar ambientes aquáticos (Calijuri et al., 2006; Esteves, 2011).

Londe (2008) obteve um excelente desempenho do NDVI na previsão da concentração de Chl-a a partir de dados radiométricos de campo obtidos num reservatório eutrófico com concentrações de clorofila-a variando entre 20  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 140  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Para testar o desempenho do NDVI a autora o aplicou em imagens Landsat TM5 referentes a outro reservatório para o qual dispunha de dados experimentais. A partir do modelo empírico ( $y = 237x + 6,5$ ), onde  $y$  é a concentração de Chl-a e  $x$  o valor de NDVI, Londe (2008) constatou que o NDVI foi sensível à presença de Chl-a, permitindo converter os intervalos de classe do NDVI em concentração de Chl-a (Tabela 1), com o mapeamento da distribuição espacial de florações de cianofíceas.

Conforme Novo et al. (2009), os resultados apresentados por Londe (2008) indicam que os índices de vegetação tradicionalmente aplicados no estudo de ecossistemas terrestres podem ser adaptados para o monitoramento do estado trófico de sistemas aquáticos.

Lissner (2011) analisou a variação dos valores de NDVI na lagoa Itapeva, localizada no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, por meio de imagens Landsat TM5 e ETM+7, no período de 1985 a 2010. A série temporal de

imagens mostrou que os valores de NDVI aumentaram durante os períodos de floração do fitoplâncton no outono e primavera, apresentando um bom desempenho na visualização da dinâmica da lagoa e para o estabelecimento de padrões de distribuição da clorofila-a (Lissner, 2011).

Tendo em vista que intensas florações de algas possuem característica espectral semelhante à das vegetações dispersas, e muitas vezes ocorrem à influência do material de fundo, especialmente em ambientes aquáticos rasos, vislumbra-se a possibilidade de realizar o monitoramento de florações empregando este índice. A principal característica do SAVI é justamente minimizar o efeito do solo no resultado final (Ponzoni e Shimabukuro, 2007).

## 2.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Na presente investigação técnico/científica foi elaborada a avaliação de clorofila-a (indicadora de possível presença algas) nos reservatórios da Bacia do Alto Tietê Cabeceiras em especial o Reservatório de Biritiba-Mirim. O processo de prospecção da presença da clorofila-a foi realizado com técnicas de Sensoriamento Remoto, através do NDVI (Índice de vegetação por diferença normalizada). O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) é uma relação entre medidas espectrais (refletância - r) de duas bandas, a do infravermelho próximo (800-1100 nm) e a do vermelho (600-700 nm), e visa eliminar diferenças sazonais do ângulo do Sol e minimiza os efeitos da atenuação atmosférica, observados para dados multitemporais. O cálculo do NDVI foi realizado com a Rouse *et al.* (1974):

As imagens foram obtidas por meio do site <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore>, que é a Divisão de Geração de Imagens (DIDGI) faz parte da Coordenação-Geral de Observação da Terra (CGOBT) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). A DIDGI mantém os seguintes catálogos para a disseminação de imagens de satélites por meio da Internet, que pode ser observado na Figura 02.

Figura 02 - <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore>



Fonte: INPE, 2020.

A Figura 03 exibe a localização e as coordenadas, no sistema SIRGAS2000 UTM fuso 23s, do Reservatório Biritiba-Mirim.

**Figura 03** - Localização e as coordenadas, no sistema SIRGAS2000 UTM fuso 23s, do Reservatório Biritiba-Mirim – CENA CBERS 4 A.



O satélite CBERS 4 A, assim como os anteriores, é equipado com câmeras para observações ópticas de todo o globo terrestre, além de um sistema de coleta de dados e monitoramento ambiental. As cargas úteis do CBERS 4 A são todos os instrumentos diretamente relacionados com a aquisição dos dados científicos ou relacionados à missão do satélite, conforme segue.

- Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM);
- Câmera Multiespectral (MUX);
- Câmera imageadora de Campo Largo (WFI);
- Transmissor de Dados de Imagem (DTS) para as câmeras MUX, a WFI e WPM;
- Gravador de Dados Digital (DDR);
- Sistema de Coleta de Dados (DCS);
- Monitor do Ambiente Espacial (SEM).

A câmera MUX a ser utilizada no CBERS 4 A é a mesma usada nos Satélites CBERS 3 e 4, que apresenta as seguintes características:

**Tabela 1 - Características complementares da Câmera Multiespectral (MUX).**

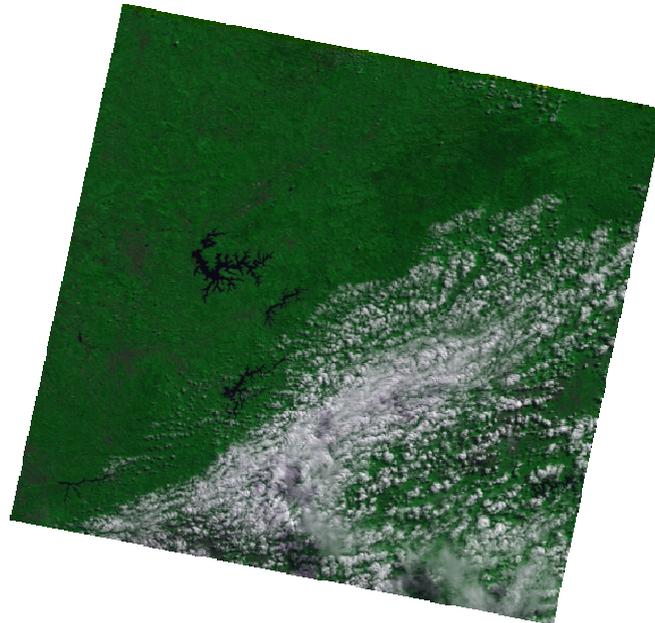
| Característica             | Dado                           |
|----------------------------|--------------------------------|
| Bandas Espectrais          | B05: 0,45 - 0,52 $\mu\text{m}$ |
|                            | B06: 0,52 - 0,59 $\mu\text{m}$ |
|                            | B07: 0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$ |
|                            | B08: 0,77 - 0,89 $\mu\text{m}$ |
| Largura da Faixa Imageada  | 95 km                          |
| Resolução Espacial (Nadir) | 16,5 m                         |
| Visada Lateral de Espelho  | Não                            |
| Taxa Bruta de Dados        | 65 Mbps                        |

**Fonte:** INPE, 2020.

- Distância focal efetiva: 505,8 mm
- Abertura relativa: 4,5
- Campo de visada:  $\pm 4,4^\circ$
- Período de amostragem da linha: 2,972 ms
- Distorção global da imagem:  $< 0,1\%$
- MTF (frequência de Nyquist)
  - 0,23 para as bandas 05, 06 e 07
  - 0,18 para a banda 08
- Fatores de ganho: 1; 1,59; 2,53 e 4

- Sensibilidade à polarização: < 7%

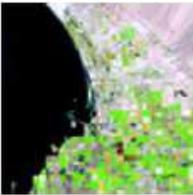
**Figura 04** - câmera MUX a ser utilizada no CBERS 04A DATA 2020-04-01.



Fonte: INPE, 2020.

Para a análise dos diferentes usos do solo, as bandas foram compostas na combinação ilustrada na Tabela 2.

**Tabela 1** - Composição FALSA COR - Imagem CBERS 4 A

| <i>Quickview</i>  | <b>Resultado</b> | <b>Cbers 4 A</b> |
|---|------------------|------------------|
|  | Falsa Cor        | 5,6,7            |

Fonte: U.S. Geological Survey, 2020 - Composição Colorida RGB

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$$

equação (1)

Dessa forma, também é possível indicar quais áreas desta bacia apresentam maior ocorrência de algas indicadoras de contaminação e que devem receber maior atenção em relação ao tipo de uso e cobertura do solo das bacias de captações dessas represas.

Alguns sensores remotos possuem como produto imagens multiespectrais, onde estes espectros são bandas que estão ligadas a determinados intervalos de comprimentos de onda de energia luminosa. O aumento da concentração de clorofila-*a* é associado com a diminuição de energia da banda azul (0,45–0,52 μm) e aumento na verde (0,52–0,60 μm) (FRIESE *et al.*, 2010).

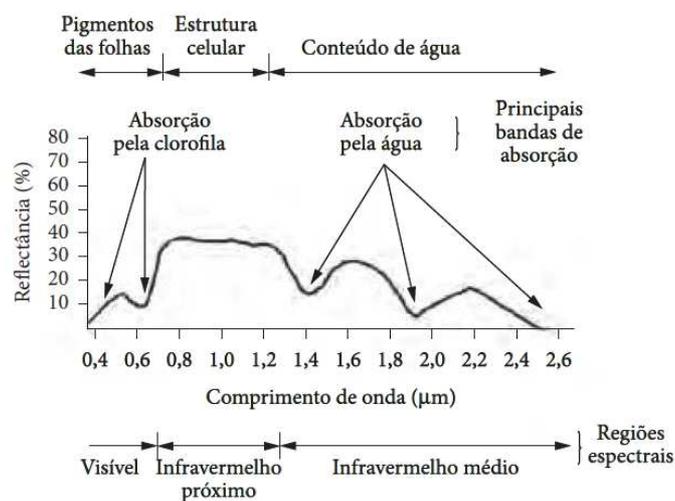
Também nesse caso foram utilizadas as cenas das imagens do CBERS 4 A baseados na espectroscopia de reflectância, ou seja, em medidas da reflexão da radiação eletromagnética (REM) após interação com diferentes superfícies em diferentes comprimentos de onda, oriundas do chamado espectro refletido, mais

especificamente abrangendo a região do visível (Visible – VIS – 0.4-0.7  $\mu\text{m}$ ), Infravermelho próximo (*Near Infrared* – NIR – 0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ) e Infravermelho de ondas curtas (*Short Wave Infrared* – SWIR – 1.3- 2.5  $\mu\text{m}$ ).

Cada comprimento de onda da REM possui um comportamento particular em relação à superfície dos diferentes materiais, o qual pode ser medido quantitativamente com base na razão entre energia incidente e energia refletida na sobre a planta.

A medida de reflectância do comportamento espectral da cultura, do solo ou água ao longo da REM é usualmente representada por um gráfico de eixo Y/reflectância vs eixo X/comprimento de onda, denominado assinatura espectral ou curva de reflectância. O comportamento espectral é resultado direto de suas propriedades físicas e químicas, bem como da estrutura atômica dos seus átomos, expressas nos segmentos de bandas através de características da curva de reflectância, como: depressões, ombros, área, curvatura e ângulos, compondo o que chamamos de feições espectrais diagnósticas.

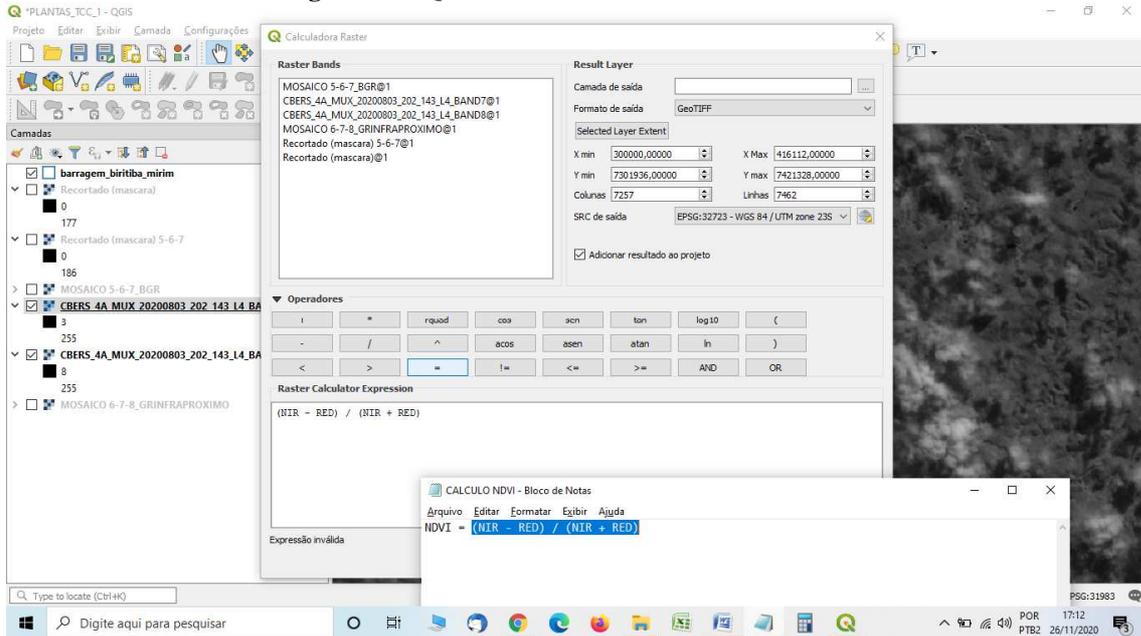
**Figura 05 – Curva de refletância das plantas**



**Fonte: INPE, 2022.**

Nessa investigação foi utilizado o software *Qgis* 2.8.3 para a composição dos mapas e análise das imagens que foram baixadas no site do INPE (Instituto Nacional de Pesquisa Espacial). Na figura 06 pode ser observado na fusão das imagens para obtenção dos NDVI sob o reservatório Biritiba-Mirim.

**Figura 06 – Qgis calculadora NDVI – “Raster Calculator”**



No Qgis 2.8.3 foi utilizada a ferramenta *Raster Calculator* para a elaboração das plantas usando a seguinte expressão:

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad \text{(equação2)}$$

Onde:

NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index* (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada)

NIR = *Near Infrared (infravermelho próximo)* – Banda 8 (CBERS 4 A)

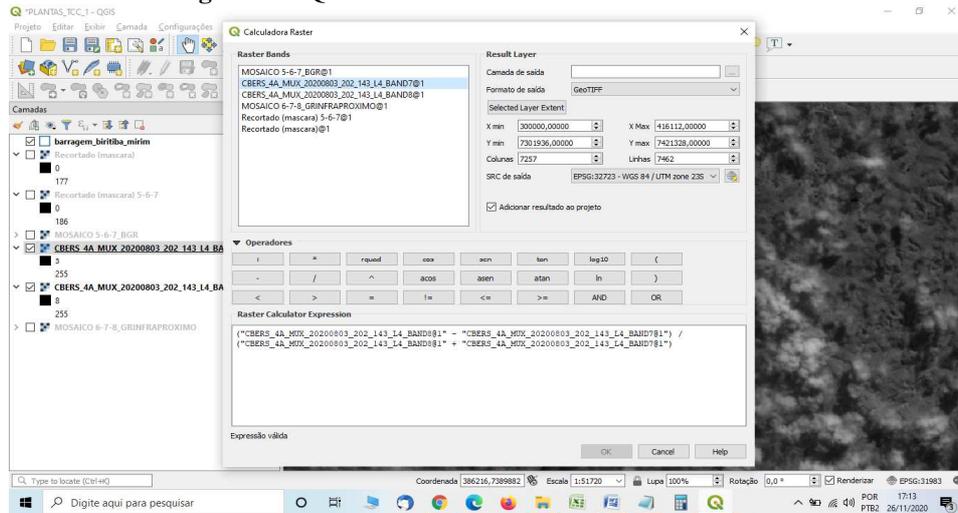
RED = Vermelho – Banda 7 (CBERS 4 A)

Para a melhor avaliação dos sensores foram escolhidas suas cenas distintas do mesmo local, porém em períodos distintos, tendo como base o período de maior quantidade de umidade e chuvas (período vazante abril – verão) e o período de máxima estiagem (agosto-inverno) e para tal cálculo a seguinte formulação:

$$NDVI = \frac{(CBERS\_4A\_MUX\_20200401\_202\_142\_L4\_BAND8 - CBERS\_4A\_MUX\_20200401\_202\_142\_L4\_BAND7)}{(CBERS\_4A\_MUX\_20200401\_202\_142\_L4\_BAND8 + CBERS\_4A\_MUX\_20200401\_202\_142\_L4\_BAND7)} \quad (2)$$

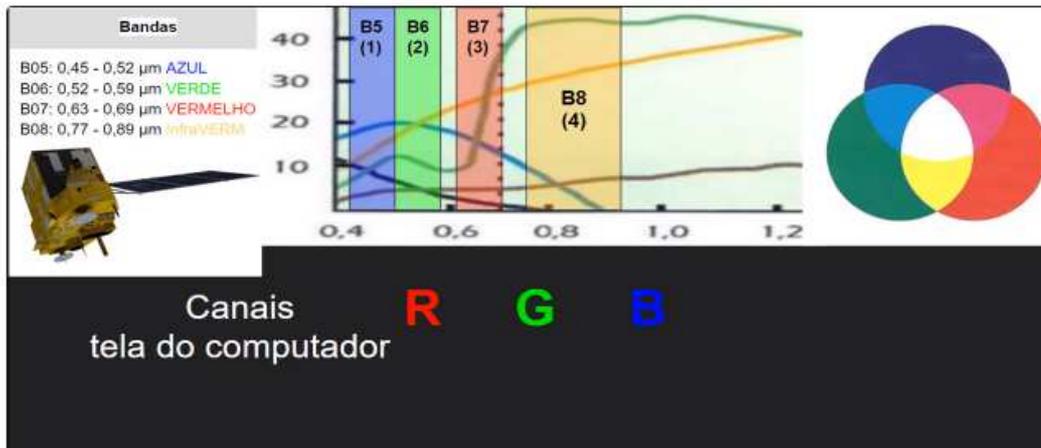
$$NDVI = \frac{(CBERS\_4A\_MUX\_20200803\_202\_143\_L4\_BAND8 - CBERS\_4A\_MUX\_20200803\_202\_143\_L4\_BAND7)}{(CBERS\_4A\_MUX\_20200803\_202\_143\_L4\_BAND8 + CBERS\_4A\_MUX\_20200803\_202\_143\_L4\_BAND7)} \quad (3)$$

**Figura 07– QGis calculadora NDVI – “Raster Calculator”**



No Qgis foram utilizados recursos para transformar a escalas de tons de cinza para a falsa cor seguindo a formulação de bandas da imagem CBERS 4 A cuja composição de cores segue o padrão da Figura 08.

**Figura 08 - <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore>**



**Fonte:** INPE, 2020.

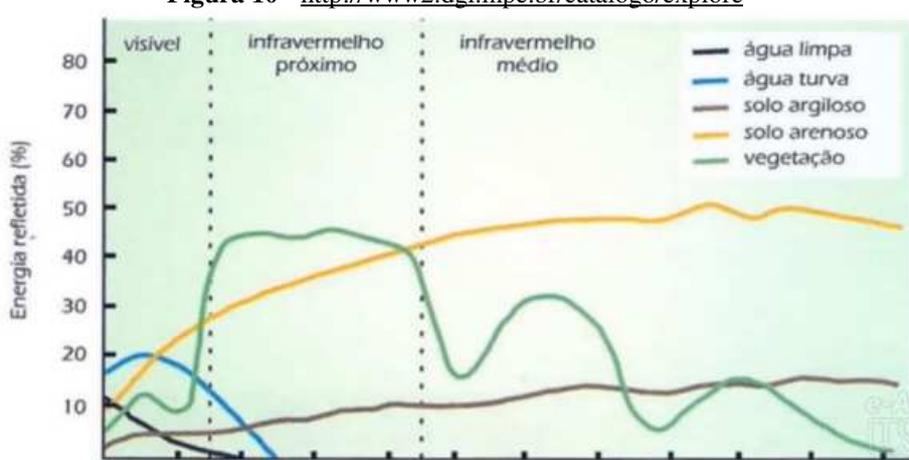
No Qgis também usando as técnica de composição de cores e classificação para realçar as imagens e detectar as diferenças na do NDVI e desta forma, destacar os trechos de tons mais escuros para mais claros, conforme figura 09.

**Figura 09**– QGis – alterando propriedade de bandas em “Gray” para simbologia “Falsa Cor”



Seguindo os padrões de resposta espectral foram avaliadas as assinaturas espectrais conforme a figura 10, que mostra os comportamentos de reflectância e absortância dos alvos dependendo do espectro eletromagnético.

**Figura 10** - <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore>



Fonte: INPE, 2020.

Para calibração dos resultados, foram utilizados os valores de reflectância de cada pixel das imagens pré-selecionadas, e em estudo futuro serão realizados na mesma localização coleta de dados limnológicos seguindo parâmetros da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo para, posteriormente, serem ajustados por regressão linear a fim de se gerar modelos bio-ópticos calibrados *in situ*.

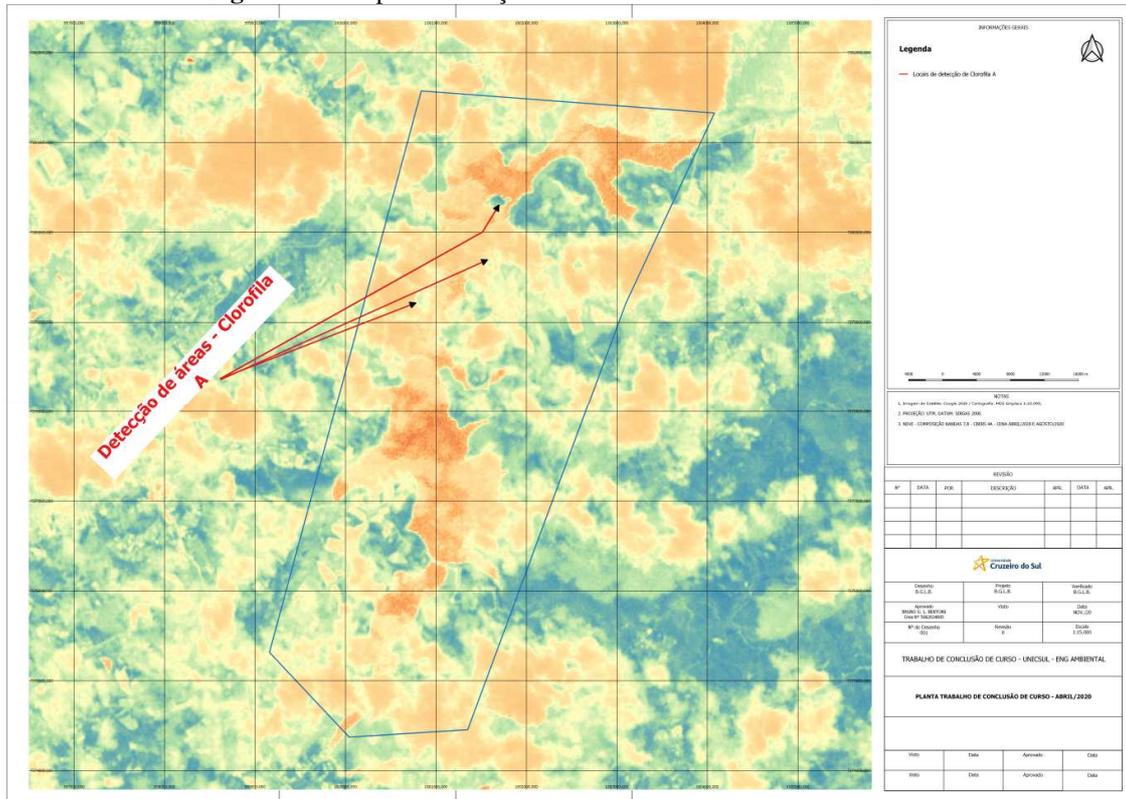
Os dados limnológicos serão aqueles que correspondem a clorofila-a e Fósforo Total. Adaptação do índice de Rouse *et al.* (1974) para as bandas correspondentes do sensor CBERS 4 A, para o ano de 2020.

### 3 DISCUSSÃO/ANÁLISES DOS RESULTADOS

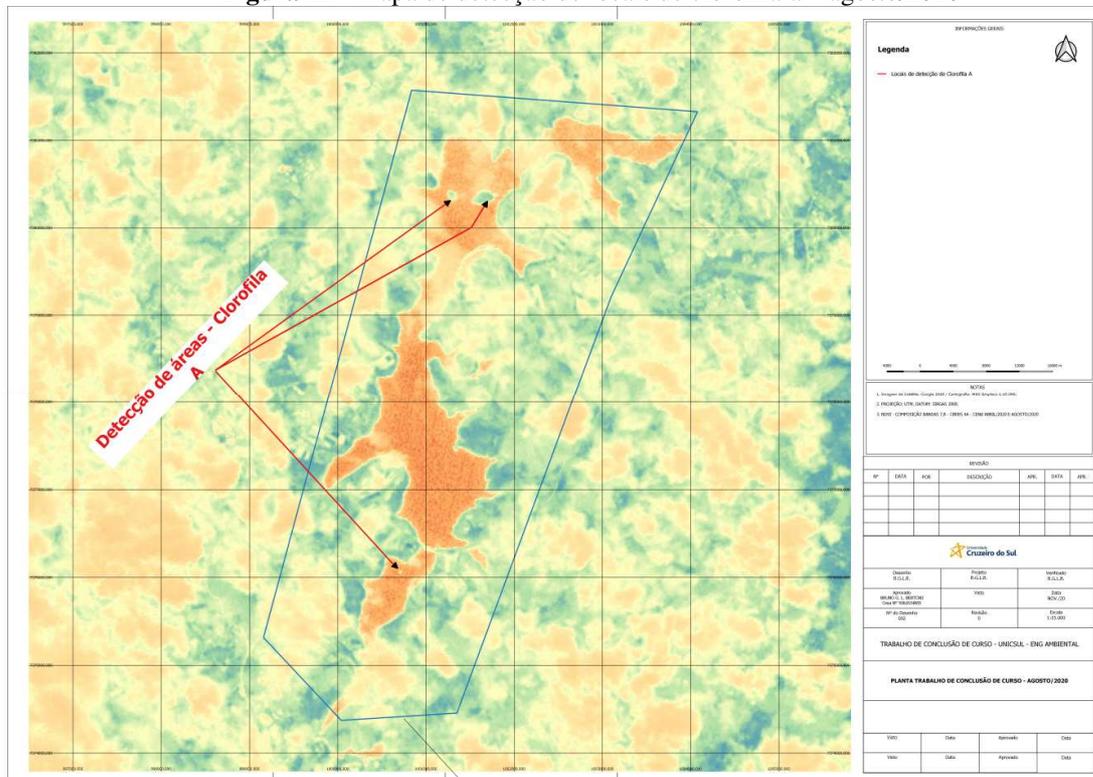
As imagens orbitais referentes ao mês de abril de 2020 estiveram com cobertura de nuvens em alguns trechos do reservatório de Biritiba Mirim, caracterizando um período chuvoso. A Figura 11 representa composição colorida das bandas 7 e 8 do satélite CBERS 4 A, referentes à composição do NDVI para obtenção dos dados de clorofila-a localizados nas diferentes áreas do reservatório.

Na região mais ao norte do reservatório (Figuras 11 e 12) nota-se destaque aos pontos detectados de vegetação indicando concentrações de material e uma alternância de cores, mostrando maior turbidez. Após a detecção dos locais para avaliação dos parâmetros limnológicos.

**Figura 11 - Mapa de detecção de locais de clorofila-a – abril/2020**



**Figura 12 - Mapa de detecção de locais de clorofila-a – agosto/2020**



A cor verde em tons mais claro sugere áreas agrícolas no entorno do reservatório, localizam-se próximas às áreas de perímetros irrigados evidenciando assim maior influência do uso do solo de acordo com Silva *et. al.* (2014).

Nas imagens referentes ao mês agosto/2020, nota-se que a composição de bandas R5G6B7 também obteve maior realce para a água e na região de transição rio-reservatório observa-se ainda aumento da turbidez e uma menor cobertura de nuvens, destacados na cor mais vermelha.

A Presença de Macrófitas é notada pela cor verde na imagem de abril/2020 na área norte do reservatório e na imagem de agosto/20 na área norte e apenas em um ponto no sul. Esta análise denota que a concentração de macrófitas pode ser notada no período de estiagem. Outro fator relevante da análise é que a área de drenagem nas imagens de agosto/20 é menor que a imagem de abril/2020, fato este que pode demonstrar a menor quantidade de água (período seco) e a concentração das macrófitas detectadas pelas imagens.

Os resultados encontrados configuram uma primeira avaliação da qualidade da água do reservatório Biritiba Mirim no período do final da estação chuvosa e período de estiagem e este estudo inicial propõem maiores esforços que devem ser realizados para mitigação dos impactos negativos, tendo em vista a importância do reservatório de abastecimento de água para a região metropolitana de São Paulo. Destaca-se que o estudo deve continuar para obtenção dos dados de campo para comparar dados limnológicos de imagens de satélite. Outrossim, destaca-se a importância de um monitoramento contínuo para melhor avaliar a integridade hídrica e um adequado gerenciamento deste sistema.

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As imagens de sensoriamento remoto utilizadas forneceram auxílio aos resultados dos bioindicadores, corroborando com as condições ambientais identificadas no reservatório. Por conta da não utilização de técnicas do sensoriamento remoto em plenitude na gestão de recursos hídricos sugere-se que outros estudos sejam realizados, testando outras metodologias, comparando diferentes técnicas e métodos do sensoriamento remoto ou até mesmo aplicando outros índices biológicos. Dessa forma pode-se aprimorar o entendimento da causa-efeito dos processos produtivos e impactantes ambientais sobre os recursos hídricos, identificando os potenciais impactos que contribuem para a deterioração desses ambientes lacustres naturais ou artificiais (reservatórios).

#### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ANDRADE, M. R. M.; SALIM, A.; ROSSINI-PENTEADO, D.; COSTA, J. A.; SOUZA, A. A.; SAAD, A. R.; OLIVEIRA, A. M. S. Mapeamento de Uso da Terra para Avaliação da Qualidade das Águas do Reservatório Guarapiranga. *Geociências* (São Paulo. Online), v. 34, p. 258-274, 2015.

BARBOSA, C. C. F. ; MONTANHER, O. C. ; NOVO, E. M. L. M. ; RENNÓ ; SILVA T F S . Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. *ITC Journal*, v. 29, p. 67-77, 2014.

BONANSEA, M.; RODRIGUEZ, M. C.; PINOTTI, L.; FERRERO, S. Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). *Remote Sensing of Environment* 158. p. 28–41. 2015.

Buzelli GM, Cunha-Santino MB. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. [Internet]. 2013 [cited 2016 Jul 25];8 (1): 186-205. Available from: <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v8n1/14.pdf>.

Calijuri. M.C.; Alves. M.S.A.; Santos, A.C.A. 2006. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. Rima, São Carlos, 109p.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo 2000. São Paulo: CETESB; 2001.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007 / CETESB. São Paulo : CETESB, 2008.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Infoaguas. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br/agua/infoaguas](http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/infoaguas). Acesso: 23 nov. 2020.

DGI/INPE. *Divisão de Geração de Imagens* (sítio na internet). Disponível em : <<http://www.dgi.inpe.br/CDRS>>. Acesso em: 27Nov.2020.

DURO, D. C., FRANKLIN, S. E., DUBÉ, M. G. A comparison of pixel-based and object-based image analysis with selected machine learning algorithms for the classification of agricultural landscapes using SPOT-5 HRG imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118, 259-272, 2012.

ESTEVES, F. A. (Coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, p. 375-445 e p.625-655.

FADEL, A.; FAOUR, G.; SLIM, K. Assessment of the Trophic State and Chlorophyll-a Concentrations Using Landsat OLI in Karaoun Reservoir, Lebanon. *Lebanese Science Journal*, v. 17, n.2. p. 130-145. 2016.

FERREIRA, M. S.; GALO, M. L. B. T. Chlorophyll a spational inference using artificial neural network from multispectral imagens and in situ measurements. In. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.85, p.519-532, 2013.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical allow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). *Hydrobiologia (The Hague. Print)*, v. 665, p. 229, 2011.

FRIESE, M.; MIGDALL, S.; BACH, H.; KRÄTZ, D.; BORCHARDT, D.; HANK, T.; GIARDINO, C., BRESCIANI, M., VILLA, P., & MARTINELLI, A.. "Application of Remote Sensing in Water Resource Management: The Case Study of Lake Trasimeno, Italy." *Water Resource Management* 24: 3885–3889, 2010.

LISSNER, J. B. *Variação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada na lagoa Itapeva, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, a partir de análise se séries temporais*. 2011. 120f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LISSNER, J. B. *VARIAÇÃO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA NA LAGOA ITAPEVA, LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL, A PARTIR DE ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS* Soc. & Nat., Uberlândia, 25 (2): 427-440, mai/ago/2013.

LONDE, L. R. *Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)*. 2008. 223p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008.

LOPES, W. S.; RODRIGUES, A. C. L.; FEITOSA, P. H. C.; COURA, MÔNICA DE AMORIM; OLIVEIRA; R.; BARBOSA, D. L. Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 21, n.1, Porto Alegre, p. 01-10,. 2016.

Masocha M, Mungenge C, Nhiwatiwa T. 2016. Remote sensing of nutrients in a subtropical African reservoir: testing utility of Landsat 8. *Geocarto Int.* 1–12.

MAUSER, W. Water quality assessment using hyperspectral techniques for the river main and its riparian water. Proc. Hyperspectral Workshop (ESA SP-683, May 2010), Frascati, Italy, p. 17–19, March 2010.

Melo RA. Qualidade físico-química e microbiológica de água fornecida em bebedouros de escolas municipais em Cabedelo-PB. [dissertation]. Campina Grande: Universidade Estadual da Paraíba/UEPB; 2016. 104p.

Myint, S.W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clark, S., Weng, Q., 2011. Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote Sens. Environ.* 115 (5), 1145–1161.

NOVO, E. M. L. M.; et al. Integração de dados do sistema automático de monitoramento de variáveis ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do Reservatório da UHE Funil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. Anais... Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. p. 4797-4804.

OGASHAWARA, I., CURTARELLI, M.P., MISHRA, D.R., ALCANTARA, E.H. and STECH, J.L. Development of a filter for phycocyanin bio-optical estimation. In: *Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*. Quebec: IEEE, 2014, pp. 3862-3865.

PONZONI, F. J.; Shimabukuro, Y. E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. São José dos Campos: Ed. PARÊNTESE, 2007.

Rodriguez-Galiano, V. F., M. Chica-Olmo, F. Abarca-Hernandez, P. M. Atkinson, and C. Jeganathan. 2012. “Random Forest Classification of Mediterranean Land Cover Using

Rodriguez-Galiano, V. F., B. Ghimire, J. Rogan, M. Chica-Olmo, and J. P. Rigol-Sánchez. 2012. “An Assessment of the Effectiveness of a Random Forest Classifier for Land-Cover Classification.” *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67: 93104.

ROUSE, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell, and D.W. Deering, 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, In: S.C. Freden, E.P. Mercanti, and M. Becker (eds) *Third Earth Resources Technology Satellite–1 Symposium. Volume I: Technical Presentations*, NASA SP-351, NASA, Washington, D.C., pp. 309-317.

Silva, R.T. (2002) – Gestão hidrográfica de bacias densamente urbanizadas. Em Fonseca, R.B.; Davanzo, A.M.Q.; Negreiros, R.M.C. – Livro verde. Desafios para a gestão da Região Metropolitana de Campinas. Unicamp, Instituto de Economia. Campinas.

Torbick, N.; Hession, S.; Stommel, E.; Caller, T. Mapping amyotrophic lateral sclerosis lake risk factors across northern New England. *Int. J. Health Geogr.* 2014, 13, doi:10.1186/1476-072X-13-1.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v.59, n.1, p.181- 186, 2002.

TRINDADE, A.L.C. (2013) Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do Rio São Francisco. 2013. 165 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

TUNDISI, J. G Bridging water research, innovation and management: enhancing global water management capacity. In: PROCEEDINGS OF THE VI REGIONAL WORKSHOP Water Resources and Water Use Problems in Central Asia and Caucasus. IAP, IWEP, Russian Academy of Sciences, 2008, p.86-94.

Urakawa, M. K. **Avaliação do conteúdo de metais e defensivos agrícolas na área de influência do reservatório de Biritiba-Mirim (Sp)**. Dissertação (Mestrado Geoquímica dos processos exógenos) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 109. 2011.

WARREN, L.V *et al.* [The puzzle assembled: Ediacaran guide fossil Cloudina reveals an old proto-Gondwana seaway](#). *Geology*. v. 42, n. 5, p. 391-94. mai. 2014.

WHATELY,M.; DINIZ, L.T. Água e esgoto na grande São Paulo : situação atual, nova lei de saneamento e programas governamentais propostos. Instituto Socioambiental. São Paulo, 2009.