



MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTOICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

EMPIRICAL MODELS OF INFERENCE OF OPTICALLY ACTIVE CONSTITUENTS IN LOTIC AND SEMILENTIC AQUATIC ENVIRONMENTS OF THE TIBAGI RIVER, APPLIED TO IMAGES LANDSAT 8/OLI

Paulo Henrique Marques De Castro¹, Adriana Castreghini de Freitas Pereira², Mirian Vizintim Barros³

RESUMO

A questão da qualidade e escassez da água no planeta tem ganhado destaque em pesquisas científicas, e demais publicações com conotação de alerta e de conscientização. Especialistas apontam que a crise da água no século XXI é muito mais de gerenciamento do que uma crise real de escassez e estresse hídrico. Entretanto, existem pesquisadores que apontam que a crise é um misto de problemas ambientais com agravantes relacionados à economia e ao desenvolvimento social. Pesquisas científicas atuais utilizam o sensoriamento remoto para monitorar corpos d'água em relação aos componentes opticamente ativos (COAs), a partir de modelos empíricos para inferência destes; garantindo uma maior representatividade espacial da variável, além de redução de custos e otimização de tempo. O objetivo da pesquisa foi o de gerar modelos empíricos para estimativa de COAs da água, exequíveis em imagens do satélite Landsat 8/OLI. Para tanto, foram adquiridas imagens simultaneamente à mensuração de variáveis limnológicas "in situ", em pontos devidamente georreferenciados de um ambiente aquático semilênico e outro lótico. Tais pontos foram distribuídos em uma represa a partir do modelo amostral de faixas Concêntricas, e no rio a partir de margens Paralelas, de acordo com Castro et al., (2017), ambos localizados no rio Tibagi, responsável por grande parte do abastecimento público de água de alguns municípios do Estado do Paraná. Os dados limnológicos e espectrais foram correlacionados, e a partir de regressão linear múltipla apresentaram modelos empíricos para a estimativa de clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez; em ambiente semilênico do rio Tibagi.

Palavras-chave: qualidade da água; sensoriamento remoto; clorofila-a, total de sólidos em suspensão; turbidez.

ABSTRACT

The issue of water quality and scarcity on the planet has gained prominence in scientific research, and other publications with connotation of alert and awareness. Experts point out that the water crisis in the 21st century is much more of management than a real crisis of scarcity and water stress. However, there are researchers who point out that the crisis is a mix of aggravating environmental problems related to the economy and social development. Current scientific research uses remote sensing to monitor water bodies in relation to optically active constituents, by empirical models for inference of the components present in the water, ensuring greater spatial representativeness of the variable, as well as reducing costs and optimizing operating processes. In this sense, the objective of the research was to generate empirical models for estimation of optically active constituents of the water, feasible in multispectral orbital images of Landsat 8/OLI satellite. For this purpose, images were acquired simultaneously to the measurement of limnological variables "in situ", in duly georeferenced points of a semilentic and lotic aquatic environments. These points were distributed in the lake by the sample model of concentric streaks, and in the river by parallel margins, according to Castro et al. (2017), both located on the Tibagi River, responsible for a large part of the public water supply of some municipalities in the State of Paraná. The limnological and spectral data obtained were correlated and from multiple linear regression the results presented empirical models for the estimation of chlorophyll-a, total suspended solids and turbidity; in the semilentic environment of the Tibagi River.

Key-words: water quality; remote sensing; chlorophyll-a; total suspended solids; turbidity.

Recebido em: 07/02/2017

Aceito em: 09/02/2018

¹ Universidade Estadual de Londrina, Londrina/PR, e-mail: henrickoss@gmail.com

² Universidade Estadual de Londrina, Londrina/PR, e-mail: adrianaacfp@uel.br

³ Universidade Estadual de Londrina, Londrina/PR, e-mail: vizintim@uel.br

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

1.INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais e seus impactos nos sistemas naturais e nas sociedades humanas são tópicos de pesquisa em vários campos científicos. As águas superficiais estão entre os recursos mais vitais que sofrem alterações no tempo e no espaço, em consequência das mudanças no uso/cobertura do solo, mudanças climáticas e outras formas de alterações ambientais em diferentes níveis e escalas no globo terrestre. Os efeitos ecológicos, sociais, sanitários e econômicos das mudanças nas águas superficiais têm sido objeto de estudos acadêmicos há muitos anos, como em pesquisas recentemente realizadas por Alderman et al., (2012); Bond et al., (2008); Kondo et al., (2002); Lake (2003); Li et al., (2012).

Essas mudanças, por sua vez, podem resultar em desastres como inundações, surtos de doenças de veiculação hídrica e escassez de água, que interferem diretamente na qualidade de vida e saúde humana. Por estes motivos, a geração de dados e o monitoramento das águas superficiais são essenciais para os processos políticos de planejamento e gestão deste recurso (GIARDINO, et al., 2010; MORSS, et al., 2005).

A qualidade das águas é avaliada levando-se em conta uma série de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, em metodologias de custos elevados e de execução minuciosa, e em geral, as análises convencionais geram um grande volume de informações, ampliando as dificuldades em suas interpretações (FERREIRA et al., 1999).

Estudos realizados por Smithee et al., (2012), apontam que após a temporada de surtos de algas de 2011 em Oklahoma-EUA, a Secretaria de Meio Ambiente convocou um comitê de especialistas de todo o Estado afim de planejar o monitoramento das algas prejudiciais à saúde em seus lagos. Concluíram que para monitorar apenas os 100 lagos maiores, uma vez por mês durante um ano, seria necessário 3,5 milhões de dólares. Um programa concebido para fornecer a cobertura necessária dos lagos de Oklahoma, suficiente para salvaguardar a saúde pública,

exigiria ainda um monitoramento mais frequente, abrangendo demais áreas, e portanto, muito mais financiamento. Mais importante ainda, é que quando confrontada a experiência adquirida com problemas semelhantes a este, ocorridos em outros países, há indícios de que nem mesmo o programa de monitoramento mais básico para algas é economicamente viável (HAMBRIGHT et al., 2013).

Com o avanço dos satélites meteorológicos a partir de 1960 e dos satélites de recursos naturais a partir de 1970, a tecnologia de sensoriamento orbital passou a ser concebida como um sistema de aquisição de informações sobre a superfície terrestre, com base no registro e análise das alterações impostas à radiação eletromagnética ao interagir com os seus componentes (NOVO, 2007). A água possui componentes opticamente ativos (COAs), como, por exemplo, os sólidos em suspensão inorgânicos, fitoplâncton e turbidez, que influenciam no espectro de reflectância (PRADO et al., 2011).

Frente a complexidade e alto custo operacional das metodologias convencionais de análise da qualidade dos recursos hídricos, que em grande parte são pontuais, a tecnologia de sensoriamento remoto desponta como uma alternativa mais acessível, permitindo uma análise integrada dos recursos hídricos, em diferentes escalas espaciais e temporais, tornando possível o monitoramento dos corpos aquáticos, principalmente em relação aos COAs.

Em se tratando de estudos realizados com imagens orbitais multiespectrais da série Landsat, Pereira Filho & Galvão (1997) encontraram correlação entre o total de sólidos em suspensão (TSS) e a reflectância das bandas do visível (Banda 1, 2 e 3) do satélite Landsat 5/TM, no reservatório da Usina Hidrelétrica de Passo Real, no Rio Grande do Sul.

A presente pesquisa tem como área de estudo o rio Tibagi, no Estado do Paraná, que nasce no município de Palmeira, e percorre 550 km até sua foz, no rio Paranapanema, divisa com o Estado de São Paulo. As captações de água para

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES ÓPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

abastecimento no corpo principal do rio Tibagi estão localizadas nos municípios de Telêmaco Borba, Tibagi, Cambé e Londrina (SUDERHSA, 1997). A área da bacia hidrográfica do rio Tibagi é relativamente industrializada, com grandes polos industriais em Londrina e Ponta Grossa, e tem induzido o acréscimo na demanda de água para estas regiões (ZIMMERMANN et al., 2008).

Por sua vez, o objetivo da pesquisa é avaliar o potencial das imagens orbitais do satélite Landsat 8/OLI em detectar COAs em diferentes ambientes do rio Tibagi, importante fonte de abastecimento de água para municípios do Estado do Paraná. A metodologia é pautada na construção de modelos empíricos para inferência de COAs, através da análise de regressão linear múltipla, e busca promover a redução de custos operacionais para a viabilidade do monitoramento contínuo do rio.

2.MATERIAIS E MÉTODOS

Para a construção dos modelos empíricos para estimar COAs do rio Tibagi, foram selecionadas duas áreas. Uma delas, a represa da Usina Hidrelétrica de Mauá (UHE-Mauá), entre os

municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, correspondente a um ambiente aquático híbrido, ou semilêntico. A outra área foi definida nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar no rio Tibagi, correspondente a um ambiente aquático lótico. Para a escolha das localidades foi levado em consideração diferentes dinâmicas do corpo hídrico, que interferem diretamente na capacidade do sensor orbital captar a reflectância dos COAs disponíveis.

Para posterior correlação, as coletas dos dados limnológicos “*in situ*” e dos dados espectrais orbitais foram realizadas simultaneamente. Sendo assim, todas as expedições de campo foram programadas o mais próximo possível dos períodos de imageamento das áreas pelo satélite Landsat 8/OLI. As datas de aquisições dos dados são apresentadas na Tabela 1, e foram programadas para períodos de seca e cheia do rio, pois a diferença destes períodos pode modificar não apenas a dinâmica hidrológica do corpo hídrico, mais também o comportamento espectral da água em relação aos COAs.

Tabela 1 - Datas das coletas de parâmetros limnológicos “*in situ*” e dados de precipitação

LOCAL	REGIME	DATA	PRECIPTAÇÃO (mm)*			
			Total Mensal	Padrão Mensal	Total Trimestral	Padrão Trimestral
Reservatório UHE-Mauá	Cheia	18/dez/15	390,6	200 a 225	1116,8	500 a 600
Proximidades da Captação Sanepar		06/mar/16	131,9	125 a 150		
Reservatório UHE-Mauá	Seca	09/junho/16	33,8	50 a 75	263	200 a 225
Proximidades da Captação Sanepar		10/julho/16				

* Informações segundo os dados de precipitação diária do IAPAR para a estação de Londrina. Os totais mensais de precipitação são relativos ao mês de coleta. Os totais trimestrais segundo o total do trimestre mais seco (junho, julho e agosto) e o total do trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro). Os valores padrões são de acordo com as Cartas Climáticas do Paraná do IAPAR, que apresentam os totais médios mensais para os 12 meses, o total médio do trimestre mais seco e o total médio do trimestre mais chuvoso.

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

O delineamento amostral foi baseado em estudos previamente realizados nas áreas por Castro et al., (2017), que para ambientes lóticos define o esquema de margens paralelas, e para ambientes semilênticos, o de faixas concêntricas. Ambos consistem em modelos não aleatórios, em pontos igualmente espaçados e homoganeamente distribuídos por toda a região

considerada, a partir da delimitação de *buffers* equidistantes, levando ainda em consideração regiões de transição e de maior variação espectral ao longo do tempo, a partir da análise integrada de imagens de período de seca e cheia do rio. A distribuição dos pontos amostrais estão representados nas Figuras 1 e 2.

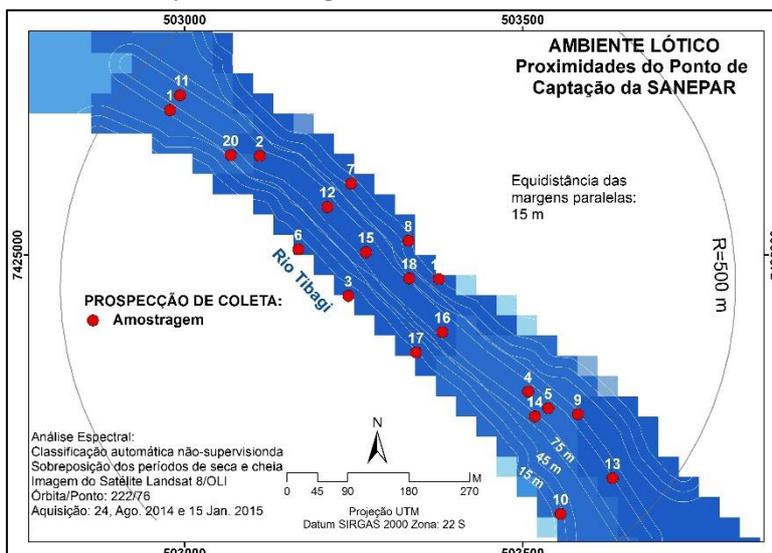


Figura 1 - Localização dos pontos amostrais no ambiente lótico, nas proximidades do ponto de captação da Sanepar.

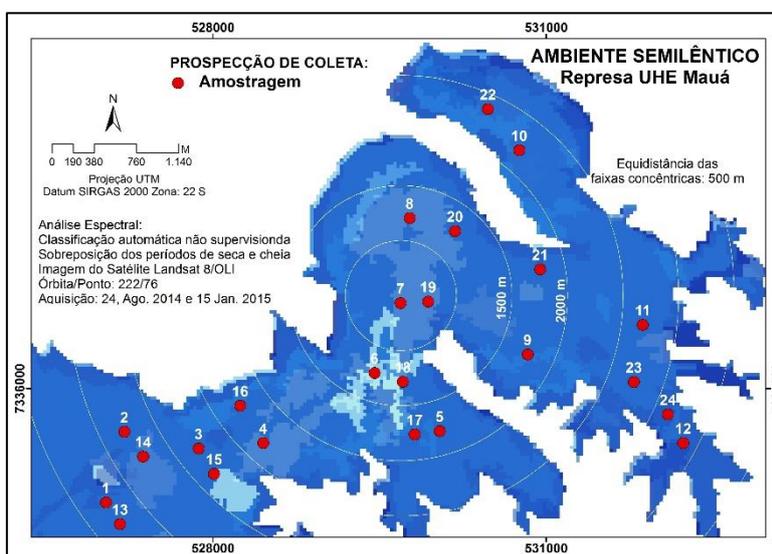


Figura 2 - Localização dos pontos amostrais no ambiente semilêntico, na represa da UHE-Mauá.

Para o posicionamento dos pontos de coleta *"in situ"* foi utilizado o receptor de navegação Garmin – GPS map 76CSx. Pereira (2008), em estudo realizado na represa de Itupararanga-SP, comparou o nível de precisão do

posicionamento entre receptores de alta precisão e de navegação, chegando a conclusão de que o posicionamento com o receptor de navegação apresenta bons resultados para trabalhos em corpos d'água, visto que em 70% dos pontos

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

amostrais as discrepâncias calculadas foram praticamente nulas. É importante ainda destacar que, a escolha do receptor GPS que proporciona melhores resultados no posicionamento dos pontos amostrais no corpo d'água depende de vários fatores, como as condições climáticas durante o posicionamento, o tempo de permanência em cada ponto, a disponibilidade de uso de receptores de precisão de simples e dupla frequência, e os custos que tais escolhas acarretarão no projeto (PEREIRA, 2008).

2.1. AMOSTRAGEM LIMNOLÓGICA “*IN SITU*”

A coleta de dados limnológicos “*in situ*” utilizou um barco movido a motor para deslocamento no rio Tibagi e na represa da UHE-Mauá, disco de Secchi para a medida de transparência da água, e coleta e conservação de amostras para os parâmetros: temperatura, total de sólidos em suspensão, turbidez e clorofila-a. As coletas do regime de cheia foram na profundidade de Secchi, por ser uma superfície espectral de reflectância confiável captada pelo satélite Landsat 8/OLI, realizadas com Garrafa de

Van Dorn, que interrompe o fluxo livre de água em seu interior através do fechamento de suas extremidades em profundidade (PARRON et al., 2011), e posteriormente liberadas dentro de fracos plásticos. As coletas do regime de seca foram realizadas a 30 cm da superfície d'água, buscando avaliar uma possível maior concentração de COAs, principalmente em relação a clorofila-a.

Foram coletados 3 L de água em cada ponto amostral, armazenados em frascos plásticos novos com batoque e tampa roscável com capacidade de 1 L cada, devidamente rotulados e mantidos sob refrigeração em caixa térmica e gelo reutilizável rígido até chegada no laboratório de análise. Em laboratório, as amostras foram mantidas sob refrigeração a 4° C até o momento de análise para evitar alterações das características químicas e biológicas das amostras (APHA, AWWA, WEF, 2012). Na Tabela 2 são descritos os métodos e equipamentos utilizados para a obtenção de cada um dos parâmetros analisados.

Tabela 2 – Métodos e equipamentos utilizados para a obtenção dos parâmetros limnológicos “*in situ*”

PARÂMETRO	REF. APHA, AWWA, WEF (2012)	MÉTODO	EQUIPAMENTO (MODELO/MARCA)
Clorofila-a (mg L ⁻¹)	10200 H	Espectrofotometro com extração em acetona 90%	Espectrofotometro: Macherey– Nagel – MN Nanocolor vis 919150
Série de sólidos (mg L ⁻¹)	2540 B, C, D e E	Método gravimétrico	Membranas 1,2 Mufla 550° C: FORNITEC 1940 Estufa 103° C: LUFERCO
Temperatura (°C)	2550 B	Termômetro eletrônico (<i>in situ</i>)	Oxímetro: Hach HQ 30d
Turbidez (NTU)	2130 B	Método Nefolométrico (<i>in situ</i>)	Turbidímetro Hach 2100Q

2.2 EXTRAÇÃO DOS VALORES ESPECTRAIS

Os dados espectrais orbitais foram obtidos a partir de imagens do satélite Landsat

8/OLI, órbita/ponto 222/76, correspondentes a uma mesma cena para as diferentes localidades da área de estudo: parte do lago da represa da

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

UHE-Mauá, e proximidades do ponto de captação de água da Sanepar. As imagens foram adquiridas nas datas de coleta dos dados limnológicos “*in situ*”, ou muito próximo à elas. Na Tabela 3 estão

descritas as imagens utilizadas para a extração de valores espectrais orbitais das áreas de estudo.

Tabela 3 - Imagens do satélite Landsat 8/OLI utilizadas para extração dos valores espectrais

CENA	ÓRBITA PONTO	DATA
LC82220762015351LGN00	222/76	17/dez/15
LC82220762016066LGN00	222/76	06/mar/16
LC82220762016162LGN00	222/76	10/jun/16
LC82220762016194LGN00	222/76	12/jul/16

Posteriormente à aquisição das imagens, foram realizados os processos de correção atmosférica e de conversão radiométrica das mesmas. Devido à recente operacionalização do satélite Landsat 8/OLI e disponibilização de suas imagens, o mesmo ainda carece de ferramentas específicas em grande parte dos sistemas de informação geográfica para a conversão radiométrica e correção atmosférica de seus produtos. A correção atmosférica foi realizada baseando-se no método empírico de Chavez (1996), denominado DOS - *Dark Object Subtraction*. Este método consiste na correção do espalhamento atmosférico no qual a interferência atmosférica é estimada diretamente a partir dos números digitais (ND) da imagem de satélite, sendo ignorada a absorção atmosférica. Para a aplicação desta técnica não há a necessidade de se obter dados sobre as condições atmosféricas na data de obtenção das imagens. No método DOS assume-se que há uma grande probabilidade de existir alvos (pixels) escuros nas imagens, como sombras ocasionadas pela topografia ou por nuvens, os quais deveriam apresentar um ND muito baixo na imagem, equivalente a cerca de 1% de reflectância (CHAVEZ, 1996).

A correção foi realizada com base nos valores mínimos de cada banda espectral, e para tanto, utilizou-se o *software* QGIS, de domínio público, que apresenta o complemento para

classificação de imagens de satélite: o *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP).

Diferente dos seus antecessores, as imagens de satélite Landsat 8/OLI são entregues em 16 bits. A conversão radiométrica é frequentemente utilizada para conversão de formatos do tipo inteiro não sinalizado de 16 bits para 8 bits, e deve ser realizada antes de processos como equalização para geração de um mosaico visual. A conversão radiométrica foi também processada no *software* QGIS. Com a imagem aberta no programa, foi consultado os metadados para se obter os valores mínimos e máximos dos pixels, e assim realizar o dimensionamento dessa informação na escala de 8 bits.

As imagens do satélite Landsat 8 OLI/TIRS já possuem correção geométrica realizada pela USGS/NASA, de modo que as imagens já são disponibilizadas ortorretificadas, não sendo, assim, necessário realizar processos de georreferenciamento antes da utilização desses dados, diferentemente do que acontece com as imagens geradas pelos satélites mais antigos da série Landsat.

Após todos os processamentos de correções das imagens, a extração dos valores espectrais foram realizadas de forma automática no *software* ArcGis do Laboratório de Geografia Física da Universidade Estadual de Londrina. Utilizando-se da ferramenta *Extract values to*

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

points, a partir das coordenadas dos pontos amostrais dos dados limnológicos “*in situ*”, o *software* foi capaz de determinar de forma mais precisa do que visualmente, os valores espectrais dos pixels. Foram utilizadas as bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 9 do satélite Landsat 8/OLI, todas com resolução espacial de 30 m.

Além das bandas originais, foi aplicada a técnica de razão de bandas aos valores de reflectância aparente extraídos das bandas das imagens do satélite Landsat 8/OLI, de todos os períodos (Tabela 3). Conforme Pereira, (2008); Barbosa (2005); Rundquist (1996); Kirk (1994); os intervalos de 0.57 – 0.69 μm , de 0.56 – 0.64 μm e de 0.57 – 0.58 μm , são faixas que estão relacionados com a presença de fitoplâncton. Esses intervalos correspondem aos valores de comprimento de onda de 0.53 – 0.59 μm para a banda 3 (verde), e de 0.64 – 0.67 μm para a banda 4 (vermelho) do satélite Landsat 8/OLI. Portanto, foram testadas algumas combinações dessas bandas: B4/B3; B3/B2; (B3-B4)/(B3+B4). Outras combinações também foram avaliadas, conforme indicado na bibliografia consultada (PEREIRA, 2008; KIRK, 1994; GITELSON & KONDRATYEV, 1991; HOGE et al., 1987) envolvendo as bandas do satélite Landsat 8/OLI: (B3-B5)/(B3+B5); B5/B4; B4/B2; B5/B2; B4/B5; B2/B3; B2/B5.

2.3. MODELOS EMPÍRICOS

Para cada uma das áreas, o ambiente lótico e semilêntico, no regime de seca e cheia, foram realizadas as correlações entre as variáveis limnológicas e os valores espectrais extraídos e resultantes de razão e diferença de bandas aplicadas aos dados espectrais. Todas as análises estatísticas para a geração dos modelos empíricos de inferência de COAs foram

processadas no *software* R, que é de domínio público e apresenta código de fonte aberto, sendo uma importante ferramenta de análise e na manipulação de dados, com testes paramétricos e não paramétricos, modelagem linear e não linear, análise de séries temporais, análise de sobrevivência, simulação e estatística espacial, entre outros, além de apresentar facilidade na elaboração de diversos tipos de gráficos, e é altamente extensível (R-PROJECT, 2017).

Para a construção de modelos empíricos objetivando a inferência de alguns componentes da água no rio Tibagi, nesta pesquisa representados por: clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez, inicialmente, foi aplicada a correlação linear de Pearson, segundo Bryant (1960), usualmente conhecida para medir a correlação entre duas variáveis, neste caso, as limnológicas (variável resposta ou dependente) e as de dados espectrais das imagens Landsat 8/OLI (variável explicativa ou independente).

Detectadas as maiores correlações, análises de regressão linear múltipla foram aplicadas, obedecendo algumas etapas representadas no fluxograma da Figura 3. Segundo Tachibana et al., (2007), o modelo de regressão é uma das ferramentas estatísticas mais conhecidas, no qual se utiliza o relacionamento existente entre duas ou mais variáveis, de modo que uma delas pode ser descrita ou o seu valor estimado a partir das demais. Os modelos de regressão são processos que envolvem, geralmente, uma variável resposta dependente (Y) e uma ou mais variáveis explicativas independentes (X1, X2, ...). Supõe-se que o valor observado Y possa ser explicado por uma função de variáveis X: $Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon$

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

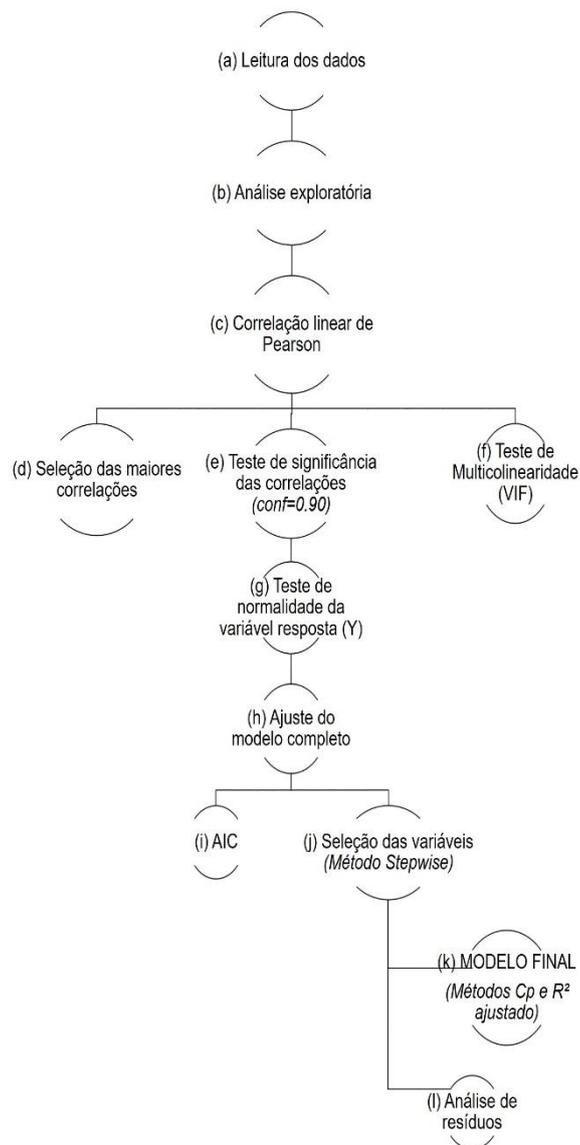


Figura 3 - Fluxograma dos procedimentos estatísticos na construção de modelos empíricos utilizando o método de regressão múltipla

Foi calculado o fator de inflação da variação (VIF) (etapa (f) da Figura 3), para testar o impacto da colinearidade, associação entre duas variáveis independentes. O fator VIF mede quanto a variância de um coeficiente de regressão estimado aumenta se as variáveis independentes são correlacionadas. Valores de VIF pequenos (próximo de 1) indicam baixa correlação entre as variáveis, e valores grandes (acima de 5) que as estimativas dos coeficientes de regressão são ruins (HAIR et al., 2005).

Para teste de normalidade da variável resposta foi aplicado o teste não paramétrico

Shapiro-Wilk, que calcula uma variável estatística (W) e investiga se uma amostra aleatória provém de uma distribuição normal. Shapiro & Wilk (1965), desenvolveram o teste de Shapiro-Wilk mostrando que esse teste é eficiente para diferentes distribuições e tamanhos de amostras quando comparado aos resultados de outros testes, como o de Kolmogorov-Smirnov (LOPES et al., 2013).

Em estudos já realizados, como o de Pereira (2008), que utilizou o método de regressão linear múltipla para correlações entre dados limnológicos da Represa de Itupararanga-

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTOCOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

SP e espectrais orbitais de alta resolução do satélite Ikonos, foi adotado o p-valor a nível de significância de 5%. Como esta pesquisa utiliza imagens orbitais de média resolução do satélite Landsat 8/OLI e busca ainda correlações com dados limnológicos de ambientes aquáticos lóticos, o p-valor do modelo estimado pelo procedimento de regressão e dos coeficientes estimados, ou seja das variáveis explicativas independentes, foram analisados ao nível de significância de 10%.

Segundo Pimenta et al., (2008), em estudos com modelos lineares, é necessário explorar as variáveis independentes para realizar estudos sobre a variável dependente, sendo algumas removidas seletivamente, com objetivo de reduzir seu número na aplicação do modelo. Isto porque, um modelo de regressão com muitas variáveis independentes possui elevado custo computacional e de atualização do modelo, dificultando seu uso e análise. Há, portanto, que se considerar que o número de variáveis utilizadas na construção de um modelo deva possibilitar a descrição, o controle e a predição adequada. Sendo assim, Levine et al., (2011) consideram, ainda, que deve ser utilizado o princípio da parcimônia, ou seja, deve-se selecionar o modelo mais simples e que cumpra sua função adequadamente.

No conjunto de variáveis independentes pode haver variáveis que pouco influenciam o conjunto de variáveis dependentes. Foram aplicados o método *Stepwise* (etapa (j) da Figura 3) para selecionar as variáveis explicativas que mais influenciavam o conjunto de saída do modelo, visando assim, diminuir o número de variáveis a compor a equação de regressão. O método *Stepwise* é feito de forma iterativa, adicionando (passo *forward*) e removendo variáveis (passo *backward*), a partir de um critério de seleção (ALVES et al., 2013).

Na escolha do modelo empírico apropriado buscou-se o modelo que melhor explicava o comportamento da variável resposta. Para tal, foi analisado o coeficiente de determinação ou de explicação R^2 , que mede a

parcela da variação de Y explicada pela variação dos X (SELL, 2005). Também foi aplicada para esta finalidade, a estatística de Mallows (Cp) (MALLOWS, 1995) que é utilizada (TEIXEIRA et al., 2013) em modelos onde o valor da mesma seja pequeno e próximo de p (número de variáveis regressoras no modelo). Um valor baixo de Cp indica que o modelo é relativamente preciso e possui variância pequena na estimativa verdadeira dos coeficientes da regressão e na previsão de respostas futuras (MONTGOMERY & RUNGER, 2012).

Nesta linha, diversos critérios para seleção de modelos são apresentados na literatura, como Littel et al., (2002); Wolfinger (1993); Bozdogan (1987). Dentre os critérios para seleção de modelos, os baseados no máximo da função de verossimilhança (MFV) são os mais utilizados, foi então, também analisado o *Akaike Information Criteria* (AIC) do modelo empírico selecionado, que consiste em se relacionar a verossimilhança do modelo (representando o seu ajuste) com o número de parâmetros que ele estima, o que minimiza a divergência dos valores de Kullback-Leibler (K-L) (SCHMID & SILVA, 2011). O modelo com menor valor de AIC foi considerado o modelo de melhor ajuste.

Outra exigência dos modelos de regressão, que também foi considerada nesta pesquisa, é a análise dos resíduos, que permite a visualização de quais conjuntos de variáveis apresentam melhor ajuste ao modelo. Os resíduos devem apresentar as propriedades de normalidade e variância constante (TORMAN et al., 2012). Para a normalidade foram avaliados os gráficos de normalidade dos três tipos de resíduos: ordinário, padronizado e estudentizado, e o teste Shapiro-Wilk a nível de significância de 10%. Foi ainda realizada a interpretação subjetiva de gráficos apropriados (histograma, boxplot, normalidade e análise do resíduo), assim como o estudo da presença de pontos *outliers* (fora do padrão).

Os modelos empíricos de inferência de COAs construídos foram empregados no *software* Idrisi Selva do Laboratório de Geografia Física da

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

UEL, para a espacialização da concentração de COAs, a partir das imagens Landsat 8/OLI. Este *software* foi escolhido por ser um sistema de informação geográfica e processamento de imagens com ênfase em funções de análise. Ele reúne um conjunto de módulos que abrangem um grande número de operações analíticas e ferramentas sofisticadas para análises complexas (CLARK LABS, 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os modelos de regressão múltipla gerados após vários testes realizados considerando todas as variáveis dependentes que

apresentaram correlação e significância estatística, foram aplicados para a análise espacial de suas concentrações de COAs no ambiente lótico e semilêntico do rio Tibagi.

3.1. AMBIENTE LÓTICO

A área nas proximidades do ponto de captação da Sanepar apresentou modelos empíricos para a inferência de clorofila-a (Tabela 4), em regime de seca e cheia do rio Tibagi. Os modelos estão baseados nas correlações com as bandas espectrais 1 (0.43 – 0.45 μm) e 9 (1.36 – 1.38 μm) do satélite Landsat 8/OLI.

Tabela 4 - Parâmetros dos modelos empíricos para inferência de clorofila-a nas proximidades do ponto de captação da Sanepar

COA	COA
Clorofila-a	Clorofila-a
AMBIENTE	AMBIENTE
Lótico	Lótico
REGIME	REGIME
Cheia	Seca
MODELO EMPÍRICO	MODELO EMPÍRICO
$Clorofila - a = 4,62 + 0,14 * (B1)$	$Clorofila - a = 1,12 + 0,18 * (B9) * (B9)$
R²	R²
0,15	0,27
p VALOR	p VALOR
0,08	0,01
TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK	TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK
0,96	0,98
LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)	LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)
06/mar/16	12/jul/16

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

No fitoplâncton as moléculas que captam e transformam a energia são chamadas de pigmentos fotossintetizantes, e alguns exemplos são as clorofilas a, b e c e os carotenóides. Estas moléculas absorvem a energia em faixas espectrais específicas, por exemplo, 0.43 e 0.67 μm para a clorofila-a e 0.48 μm para o β -caroteno (WEAVER & WRIGLEY, 1994). As principais bandas de absorção pela clorofila-a ocorrem entre 0.43 - 0.45 μm e em 0.65 - 0.66 μm na região do visível. Uma relativa diminuição de absorção entre as duas faixas, produz um decréscimo na eficiência de absorção aproximadamente em 0.54 μm , na porção verde do espectro eletromagnético.

Analisando os resultados observa-se valores baixos do R^2 , que indica o quanto da

variação de Y, neste caso a clorofila-a, é explicada pelos modelos. Os resultados apontam cerca de 15% de explicação para o modelo de clorofila-a do regime de cheia, e de 27% do regime de seca. Esse fator inviabiliza a utilização destes modelos para uma inferência adequada de clorofila-a em ambientes aquáticos lóticos do rio Tibagi, devido ao seu baixo nível de resposta.

3.2. AMBIENTE SEMILÊNITICO

A área da represa da UHE-Mauá apresentou modelos empíricos para a inferência de clorofila-a (Tabela 5) e TSS (Tabela 6) em regime de cheia, e para turbidez (Tabela 7) em regime de seca.

Tabela 5 - Parâmetros do modelo empírico para inferência de clorofila-a na represa da UHE-Mauá

COA	R^2
Clorofila-a	0.45
AMBIENTE	P VALOR
Semilênitico	0.01
REGIME	TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO WI
Cheia	0.91
MODELO EMPÍRICO	LANDSAT 8/OLI – ORBITA/PONTO (222/
$Clorofila - a = -11,53 * (B7) + 17,82 * \left[\frac{B4}{B3} \right]$	17/dez/15

Analisando o modelo, $Clorofila - a = -11,53 * (B7) + 17,82 * [B4/B3]$, verifica-se que a banda 7 (2.11 – 2.29 μm) e razão das bandas 4 (2.11 – 2.29 μm) e 3 (0.53 – 0.59 μm) da imagem Landsat 8/OLI, modelaram as concentrações de clorofila-a na água do reservatório da UHE-Mauá,

com R^2 de 0,45, embora esta variável ocorra também em baixas concentrações em grande parte área. O modelo empírico foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, e é apresentada na Figura 4.

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

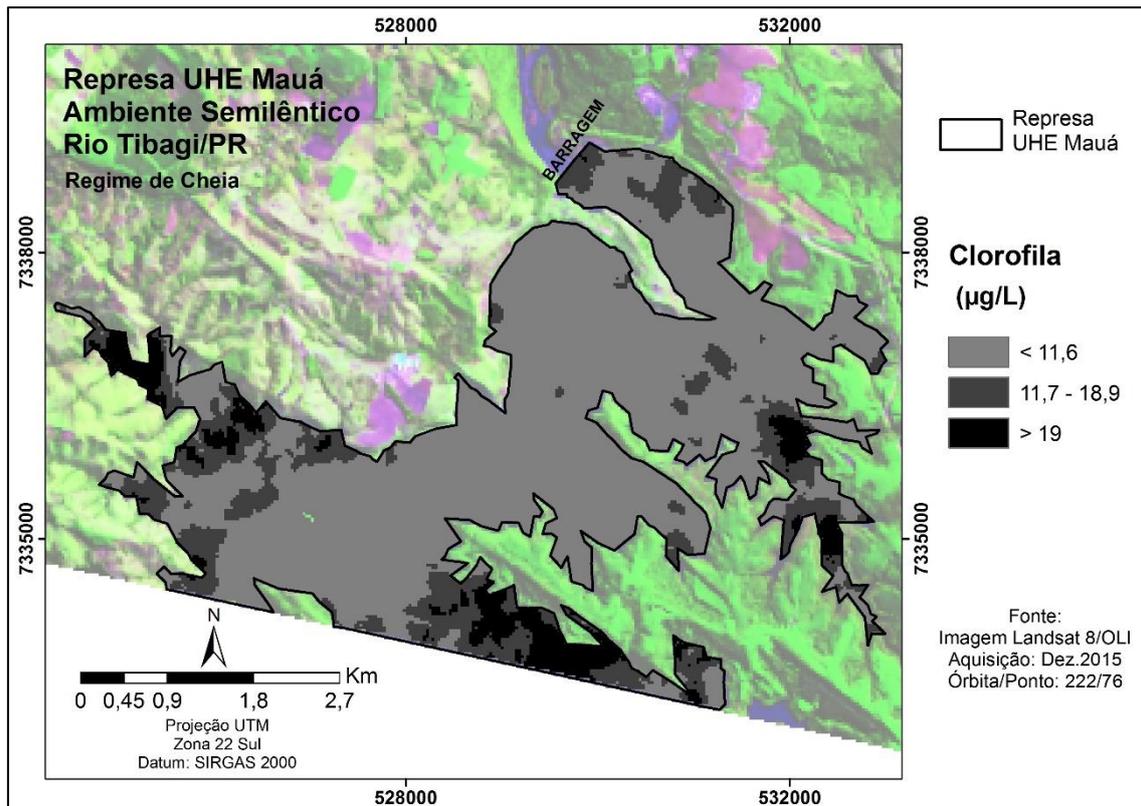


Figura 4 - Distribuição espacial da concentração de clorofila-a, estimada a partir da banda 7 e razão de bandas B4 e B3 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

Analisando a distribuição espacial de clorofila-a, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, pode-se verificar que essas concentrações apresentam valores muito homogêneos para todo o reservatório (entre 4.3 e 11.6 $\mu\text{g/L}$), sendo que em regiões próximas às áreas marginais do reservatório ocorrem valores um pouco mais altos (maiores que 19 $\mu\text{g/L}$). As amostras de campo apresentaram valores de clorofila-a para o reservatório da UHE-Mauá em regime de cheia, que variaram entre 10.5 e 17.6 $\mu\text{g/L}$, sendo que

os dois pontos com maiores valores de concentração de clorofila-a encontram-se exatamente na região dos pontos 12 e 23 de amostragem (ver Figura 2). Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo empírico é coerente com os valores de clorofila-a e características do corpo d'água.

O modelo empírico da variável TSS é apresentado na Tabela 6. O modelo foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, e é apresentada na Figura 5.

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

Tabela 6 - Parâmetros do modelo empírico para inferência de TSS na represa da UHE-Mauá

COA	R²
TSS	0.45
AMBIENTE	p VALOR
Semilêntico	0.01
REGIME	TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK
Cheia	0.96
MODELO EMPÍRICO	LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)
$TSS = 38,49 + 0,05 * (B7) - 0,85 * (B9)$	17/dez/15

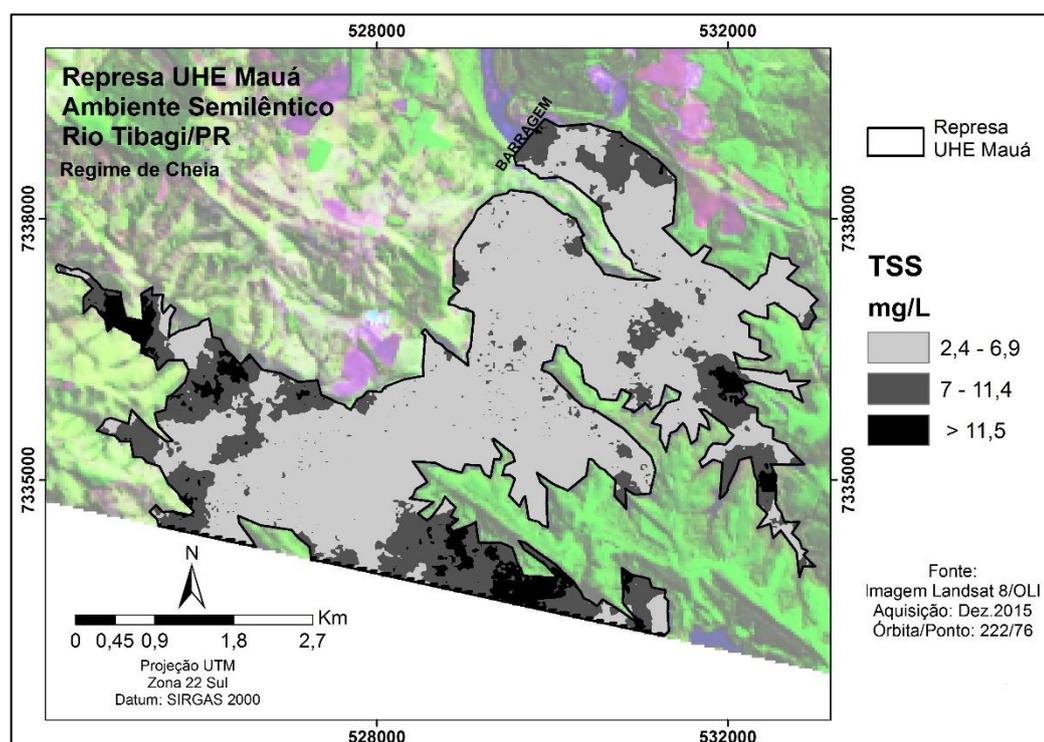


Figura 5 - Distribuição espacial da concentração de TSS, estimada a partir das bandas 7 e 9 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

Analisando o modelo $TSS=38,49+0,05*(B7)-0,85*(B9)$, verifica-se que a bandas 7 (2.11 – 2.29 μm) e 9 (1.36 – 1.38 μm) da imagem Landsat 8/OLI modelaram as concentrações de

TSS na água do reservatório da UHE-Mauá, com R^2 de 0,45.

A resposta espectral da água é diretamente afetada pela concentração de

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

sólidos em suspensão, pois o aumento deste ocasiona aumento da reflectância do volume da água, e o deslocamento do máximo de reflectância desta em direção a comprimentos de onda mais longos (TRINDADE et al., 2014). Analisando a distribuição espacial de TSS, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, pode-se verificar que apresentam valores muito homogêneos para todo o reservatório (menor que 7.7 mg/L), sendo que em regiões próximas à áreas marginais, entrada de tributários e a barragem do reservatório ocorrem valores um pouco mais altos, entre 7.7 – 12.7 mg/L, e alguns pontos isolados maiores que 12.7 mg/L.

É provável que a maior concentração de sólidos em regiões marginais da represa da UHE-Mauá esteja relacionada a processos de origem natural, uma vez que, a dissolução, carreamento de compostos do solo e das rochas e a decomposição de matéria orgânica constituem-se nas principais fontes naturais de sólidos na água (BUZELLI & CUNHA-SANTINO, 2013). Os eventos de precipitação mais intensos caracterizados em regime de cheia, por exemplo, são capazes de erodir as margens e áreas adjacentes a represa,

bem como ressuspender parte dos sólidos sedimentados.

As amostras de campo apresentaram valores de TSS para o reservatório da UHE-Mauá em regime de cheia, que variaram entre 4.4 e 8.2 mg/L. Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo empírico é coerente com os valores de TSS e características da água do reservatório.

Como salientam Goodin et al., (1993); um dos principais problemas em sensoriamento remoto de sólidos suspensos (incluindo sólidos orgânicos), é separar os efeitos da turbidez causada por sedimentos em suspensão dos efeitos causados pela clorofila do fitoplâncton. A turbidez representa uma propriedade ótica que mede como a água dispersa a luz. Esta dispersão aumenta com a quantidade de material particulado em suspensão, logo, a turbidez aumenta com a carga de sedimento suspenso (TUNDISI, 2008).

O modelo empírico da variável turbidez é apresentado na Tabela 7. O modelo foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de junho de 2016, e é apresentada na Figura 6.

Tabela 7 - Parâmetros do modelo empírico para inferência de turbidez na represa UHE-Mauá

COA	R²
Turbidez	0,45
AMBIENTE	p VALOR
Semilêntico	0,006
REGIME	TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK
Seca	0,95
MODELO EMPÍRICO	LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)
$Turbidez = 9,51 - 0,10 * (B1) + 0,10 * (B7) - 1,89 * \left[\frac{B5}{B4} \right]$	10/jun/16

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTOICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

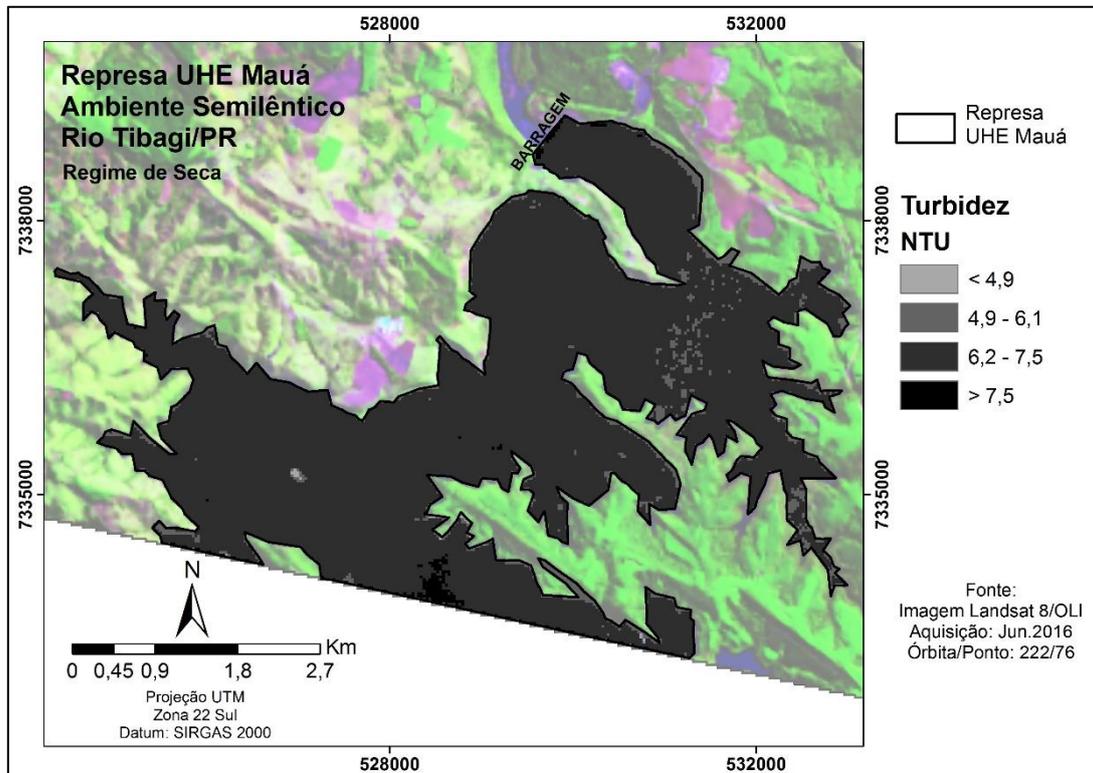


Figura 6 - Distribuição espacial da concentração de turbidez, estimada a partir das bandas 1 e 7, e razão das bandas 5 e 4, da imagem Landsat 8/OLI de junho de 2016, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

Analisando o modelo $Turbidez = 9,51 - 0,10 * (B1) + 0,10 * (B7) - 1,89 * \left[\frac{B5}{B4} \right]$, verifica-se que as bandas 1 (0.43 – 0.45 μm), 7 (2.11 – 2.29 μm) e a razão das bandas 5 (0.85 – 0.88 μm) e 4 (0.64 – 0.67 μm) da imagem Landsat 8/OLI modelaram as concentrações de turbidez na água do reservatório da UHE-Mauá, em regime de seca, com R^2 de 0,45.

A distribuição espacial de turbidez, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, apresenta também valores muito homogêneos para todo o reservatório (entre 6.2 e 7.5 NTU), e alguns pontos isolados maiores que 7.5 NTU. As amostras de campo apresentaram valores de turbidez para o reservatório da UHE-Mauá em regime de seca, que variaram entre 5.9 e 7.2 NTU. Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo empírico é coerente com os valores de turbidez e características do reservatório.

De modo geral, a aplicação dos modelos empíricos para a estimativa de clorofila-a, TSS e turbidez na represa da UHE-Mauá, mostraram-se coerentes com os dados limnológicos do levantamento “*in situ*”, de forma que é possível a utilização dos mesmos para a inferência da concentração e distribuição destes parâmetros. Os modelos mostraram-se coerentes, inclusive, nos valores de R^2 , que não sendo consideravelmente elevados, provavelmente expressam as limitações de qualidade de resolução espectral e espacial das imagens Landsat 8/OLI.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos confirmam o pressuposto inicial da pesquisa de que a imagem adquirida pelo sensor Landsat 8/OLI tem potencial para detecção e mapeamento de COAs presentes em um corpo d’água de boa qualidade (destinado ao abastecimento público) e de usos

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

múltiplos, neste caso o rio Tibagi. Os dados da distribuição espacial das concentrações de clorofila-a, TSS e turbidez, componentes opticamente ativos considerados neste estudo, apresentaram valores baixos. Em estudos similares de Han et al., (1994) e Kirk (1994), os autores procuram estimar COAs em concentrações muito maiores do que as observadas nas áreas de estudo do rio Tibagi.

O sensor multiespectral Landsat 8/OLI que obtém imagens em média resolução espectral, onde a coleta de dados acontece em amplas bandas espectrais, não apresentou bons resultados para detecção de COAs em ambientes aquáticos lóticos, não conseguindo detectar grande parte das estruturas espectrais mais sutis associadas com sólidos suspensos na água. Os trabalhos de comportamento espectral da água baseiam-se na aquisição simultânea dos dados espectrais e dados “*in situ*” de parâmetros de qualidade da água. Por este motivo, a dinâmica do ambiente aquático lótico, pode também ter interferido e dificultado a simultaneidade da aquisição dos dados espectrais orbitais e limnológicos.

No entanto, para ambientes aquáticos semilênticos, o sensor orbital Landsat 8/OLI apresentou modelos empíricos para a detecção de clorofila-a, TSS e turbidez. Os modelos gerados podem ser aplicados às imagens do satélite Landsat 8/OLI, para promover o monitoramento contínuo (com uma periodicidade mínima de 16 dias) destas variáveis no reservatório da UHE-Mauá, e até mesmo direcionar análises pontuais “*in situ*” no corpo hídrico. Provavelmente, devido à maior homogeneidade na resposta espectral nos pontos analisados no reservatório, em decorrência da baixa variação na concentração de seus COAs, houve dificuldade na estimativa mais acurada da concentração desses constituintes por sensoriamento remoto.

Não pode também ser descartada a possibilidade de interferência do fator climático na construção de modelos com maior valor de predição. Os anos de 2015 e 2016, em que foram realizadas as coletas, mostram-se atípicos principalmente em relação aos níveis de precipitação, que foram superiores aos valores esperados (Tabela 1), tanto para o trimestre mais seco (junho, julho e agosto), quanto para o

trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro).

O fato dos dados multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI serem sensíveis à presença de COAs no reservatório, mesmo em concentrações relativamente baixas, revela um potencial ainda pouco testado. Os resultados abrem perspectivas para a realização de outros levantamentos e análises a fim de conhecer melhor os intervalos espectrais do satélite Landsat 8/OLI, que melhor se correlacionam com essas variáveis limnológicas.

AGRADECIMENTO

À CAPES pelo apoio financeiro na concessão de bolsa de doutoramento.

REFERÊNCIAS

- ALDERMAN, K., TURNER, L. R., & TONG, S. L. Floods and human health: A systematic review. *Environment International*, 47, p. 37–47, 2012.
- ALVES, M. F.; LOTUFO, A. D. P.; LOPES, M.L.M. Seleção de variáveis *Stepwise* aplicadas em redes neurais artificiais para previsão de demanda de cargas elétricas. Conferência Brasileira de Dinâmica, Controle e Aplicações. 2013.
- APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 2012.
- BOND, N. R., LAKE, P.S., & ARTHINGTON, A. H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: An Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600, p. 3–16, 2008.
- BOZDONGAN. H. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. *Psychometrika*. v.52, n.3, p. 345-370, Sep. 1987.
- BRYANT, E. C. Statistical analysis. New York: McGraw-Hill Book, 1960.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO. M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
- CASTRO, P. H. M.; PEREIRA, A. C. F.; BARROS, M. V.F. Esquema amostral para o monitoramento da

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

- qualidade da água do rio Tibagi/PR, utilizando imagens Landsat 8/OLI. Revista Brasileira de Cartografia. 2017. No prelo.
- CHAVEZ, Jr., P.S. Image-based atmospheric corrections – revisited and improved. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Bethesda, v.62, p.1025-1036, 1996.
- CLARK LABS - TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling *Software* – IDRISI. Disponível em: <https://clarklabs.org/tererset/>. Acesso em 01 de Dez. 2016.
- FERREIRA, M. M. C.; MELGO, M. S.; VOLPE, P. L. Quimiometria I: calibração multivariada, um tutorial. Quim. Nova, 22, p. 724-731, 1999.
- GIARDINO, C., BRESCIANI, M., VILLA, P., & MARTINELLI, A. Application of remote sensing in water resource management: The case study of Lake Trasimeno, Italy. Water Resources Management, 24, p. 3885–3899, 2010.
- GITELSON, A. A.; KONDRATYEV, K. Y. Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. International Journal of Remote Sensing, v. 12, n. 3, p. 373–385, 1991.
- GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W. A.; SCHALLES, J. F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. Vol. 59, n. 4, p. 505 – 510, 1993.
- HAIR Jr., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L., BLACK, W.C. Análise multivariada de dados. Adonai Schlup Sant’Anna e Anselmo Chaves Neto – 5ª. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.
- HAMBRIGHT, K.D; XIAO, X; DZIALOWSKI, A.R. Remote Sensing of WQ and harmful algae in OK Lakes. University of Oklahoma, 2013.
- HAN, L. The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediment. International Journal of Remote Sensing. Abingdon, v. 15, n. 18, p. 3707-3718, 1994.
- HOGUE, E. F., WRIGHT, C. W., & SWIFT, R. N. Radiance ratio algorithm wavelengths for remote oceanic chlorophyll determination. Applied Optics, v. 26, n. 11, p. 2082–2094, 1987.
- KIRK, J.T.O. Light & Photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, 1994.
- KONDO, H., SEO, N., YASUDA, T., HASIZUME, M., KOIDO, Y., NINOMIYA, N. Post-flood-infectious diseases in Mozambique. Prehospital and Disaster Medicine, 17, p. 126–133, 2002.
- LAKE, P.S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology, 48, p. 1161–1172, 2003.
- LI, K. Z., WU, S. H., DAI, E. F., & XU, Z. C. Flood loss analysis and quantitative risk assessment in China. Natural Hazards, 63, 2012. 737–760
- LITTELL, R. C.; MILLIKEN, G. A. STROUP, W. W & WOLFINGER, R. D. SAS System for Mixed Models. Cary: Statistical Analysis System Institute, 2002.
- LOPES M. M; BRANCO, V.T.F; SOARES, J.B. Utilização dos testes estatísticos de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de pavimentação. TRANSPORTES v. 21, n. 1, p. 59–66, 2013.
- MALLOWS, C. L. More comments on Cp. Technometrics, v.37, p. 362–372, 1995.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros. 5. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2012.
- MORSS, R. E., WILHELMI, O. V., DOWNTON, M. W., & GRUNTFEST, E. Flood risk, uncertainty, and scientific information for decision making — Lessons from an interdisciplinary project. Bulletin of the American Meteorological Society. 2005.
- NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2007.
- PEREIRA FILHO, W.; GALVÃO, L. S. Relações entre reflectância espectral e concentração de sedimentos em suspensão no reservatório Passo Real, região Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1997, Mérida, Anais..., Mérida: Selper, 1997.
- PEREIRA, A. C. de F. Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP. 2008. Tese de doutorado em Ciências Cartográficas, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.
- PRADO, D. A; BARBIERA, D. W; SANTOS, F. C; FILHO, W. P. Relação entre componentes óticamente ativos da água do reservatório da

MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

- Usina Hidrelétrica Dona Francisca com imagem de satélite. XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.1192-1199.
- R-PROJECT. Disponível em: <https://www.r-project.org/about.html>. Acesso em 01 de Dez. 2017.
- RULLI, M. C; SAVIORI, A. D'ODORICO, P. Global land and water grabbing. PNAS. vol. 110, n. 3. p. 892–897, 2013.
- RUNDQUIST, D. C.; LUOHENG, H.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for first derivative of reflectance near 690 nm. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.
- SCHMID, B; SILVA, N.N. Estimação de sub-registro de nascidos vivos pelo método de captura e recaptura, Sergipe. Revista Saúde Pública; 45(6), p. 1088-98, 2011.
- SELL, I. Utilização da regressão linear como ferramenta de decisão na gestão de custos. Anais do IX Congresso Internacional de Custos - Florianópolis, SC, Brasil - 28 a 30 de novembro de 2005. p. 1-13.
- SHAPIRO, S. S. E M. B. WILK. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). Biometrika Trust, London, v. 52, p. 591–609. 1965.
- SMITHEE, D., B. CAUTHRON, J. WRIGHT, C. ARMSTRONG, G. GILLILAND, T. CLYDE, C. MCCRACKIN, K. D. HAMBRIGHT, R. LYNCH, D. MOORE, R. WEST, E. PHILLIPS, D. TOWNSEND, AND S. ZIARA. Protocols for Harmful Algae Bloom Monitoring in Oklahoma Lakes. Oklahoma Office of the Secretary of Environment, Oklahoma City, Oklahoma. 2012.
- SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Qualidade das Águas Interiores do Estado do Paraná 1987-1995, Curitiba, 1997.
- TACHIBANA, V.M.; IMAI, N.N.; ENNES, R.; VICENTIN, D.M. Aplicação de técnicas utilizando regressão clássica e espacial na cidade de Presidente Prudente-SP. Anais do II Simpósio Brasileiro de Geomática e V Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas, Presidente Prudente-SP, p.719-725, 2007.
- TEIXEIRA, C.F.A; DAMÉ, R.C.F; DISCONZI, P.B; PINTO, M.A.B; WINKER, A.S; SANTOS, J.P. Estatística de Mallows na seleção de modelos de previsão da precipitação média mensal e anual no Rio Grande do Sul. Revista Agro@mbiente Online, v. 7, n. 2, p. 145-153, maio-agosto, 2013.
- TORMAN, V.B.L; COSTER, R; RIBOLDI, J. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. Rev HCPA; 32 (2). p. 227-234, 2012.
- TRINDADE, P.M.P; SILVEIRA, G.V; PRADO, D. A; FILHO, W.P. Resposta espectral de sólidos em suspensão com o uso do espectroradiômetro. Anais XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento XXV Expositcarta. Agosto de 2014.
- WEAVER, E. C.; WRIGLEY, R. Factors Affecting the Identification of Phytoplankton Groups by Means of Remote Sensing. NASA Technical Memorandum 108799. 1994.
- WOLFINGER, R. D. Covariance structure selection in general mixed models. Communications in Statistics. V.22. p. 1079-1106. 1993.
- ZIMMERMANN, C. M; GUIMARÃES, O. M; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). Quim. Nova, Vol. 31, No. 7, 2008.