

## XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS

### SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO DE ÁGUAS INTERIORES: MONITORAMENTO DE CLOROFILA-A EM UMA LAGOA SUBTROPICAL

*Cassia Brocca Caballero<sup>1</sup>; Hugo Alexandre Soares Guedes<sup>2</sup>; Rosiméri da Silva Fraga<sup>3</sup>; Karen  
Gularte Peres Mendes<sup>4</sup>; Alice César Fassoni-Andrade<sup>5</sup> & Vitor Souza Martins<sup>6</sup>*

**RESUMO** – O monitoramento da qualidade da água é uma atividade essencial para o controle ambiental dos recursos hídricos, sendo a eutrofização uma das principais ameaças às águas interiores. Neste contexto, o sensoriamento remoto tem se tornado uma alternativa ao monitoramento, devido à ampla faixa de imageamento e alta frequência de aquisição de dados. Assim, o objetivo deste trabalho foi modelar empiricamente a clorofila-a (Chl-a) combinando a reflectância de bandas de imagens do sensor MSI/Sentinel-2 com dados *in situ* na lagoa Mirim, RS, Brasil. Os dados de campo foram coletados em 15 pontos, concomitante com a passagem do satélite Sentinel-2. Os dados de reflectância das bandas do sensor MSI foram correlacionados com os dados de campo. A reflectância da banda B2 e a relação entre as bandas B3/B2, B8/B4, B4/B8 e B3/B8 apresentaram correlações significativas ( $p < 0,05$ ), sendo utilizadas para a geração do modelo empírico, com um coeficiente de correlação (R) igual a 0,80, permitindo a espacialização desse parâmetro. Verificou-se que existe uma maior concentração de Chl-a em regiões mais rasas da lagoa. Já em regiões em que há uma maior concentração de sólidos suspensos as concentrações de Chl-a foram baixas.

**ABSTRACT**– Monitoring water quality is an essential activity for environmental control of water resources, with eutrophication being a major threat to inland waters. In this context, remote sensing has become an alternative to monitoring due to the wide imaging range and high frequency of data acquisition. Thus, the objective of this work was to empirically model the chlorophyll-a (Chl-a) by combining the image band reflectance of the MSI/Sentinel-2 sensor with *in situ* data in the Mirim Lagoon, Brazil. *In situ* data were collected in 15 points, concomitant with the passage of the Sentinel-2 satellite. The reflectance data from the MSI sensor bands were correlated with the field data. The reflectance of band B2 and the bands ratio B3/B2, B8/B4, B4/B8 and B3/B8 presented significant correlations ( $p < 0.05$ ), being used to generate the empirical model, with a correlation coefficient (R) equal to 0.80, allowing the spatialization of this parameter, verifying that there is a greater concentration in shallower regions of the lagoon. In regions where there is a higher concentration of suspended solids Chl-a concentrations were low.

**Palavras-Chave** – qualidade da água; eutrofização; Sentinel-2

1) Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, cassiabrocca@gmail.com

2) Professor Adjunto, Centro de Engenharias/Engenharia Civil, Universidade Federal de Pelotas, hugo.guedes@ufpel.edu.br

3) Professora do IFSul, Doutoranda em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pelotas, rsfraga@pelotas.ifsul.edu.br

4) Professora do Instituto Federal Sul-Rio-Grandense (IFSul), karperes@gmail.com

5) Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, alice.fassoni@ufpel.edu.br

6) Doutorando em Agricultural and Biosystems Engineering, Iowa State University, vitorstmartins@gmail.com

## 1 INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são fundamentais para a manutenção da vida terrestre e dos serviços ecossistêmicos (DUDGEON *et al.*, 2006; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010; MARTINS *et al.*, 2017). Nesse sentido, as águas interiores representam uma importante fonte desses recursos, fornecendo habitats para animais e vegetais, formando componentes essenciais no ciclo global do carbono e outros nutrientes (PALMER *et al.*, 2015).

Uma das principais ameaças às águas interiores é a eutrofização, que ocorre devido à poluição pelo excesso de nutrientes na água, que causam o afloramento de algas no corpo hídrico. Estas florações de fitoplâncton são comumente medidas em termos de clorofila-a (Chl-a) que, segundo Kosten *et al.* (2012), atua como regulador da taxa de produtividade primária em ecossistemas aquáticos, sendo que sua variação temporal e espacial pode afetar a ciclagem biogeoquímica de elementos como carbono, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre.

O rápido monitoramento da qualidade da água se tornará mais crítico à medida que as necessidades concorrentes de água se intensifiquem. Neste contexto, o sensoriamento remoto óptico tem se tornado uma alternativa para auxiliar estudos de águas interiores, como lagos, devido à ampla faixa de imageamento e alta frequência de aquisição de dados, além de fornecer dados gratuitos, constituindo uma ferramenta de monitoramento contínuo, tendo o potencial de complementar as abordagens convencionais de monitoramento *in situ* (PALMER *et al.*, 2015; FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017).

A Lagoa Mirim, localizada no extremo sul do estado do Rio Grande do Sul, é o principal corpo de água da bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo. Possui uma grande importância ambiental, econômica e social no contexto regional. Ao Norte, possui ligação direta com o canal São Gonçalo, interferindo na dinâmica e qualidade das águas da lagoa, já que o Canal possui diversas lavouras de arroz em seu entorno e também é receptor de efluentes brutos de diversos municípios ao seu redor (ALBERTONI *et al.*, 2017; CORADI *et al.*, 2009; FIA *et al.*, 2009). A Lagoa Mirim também possui diversas áreas agrícolas em seu entorno, fato que aumenta consideravelmente o aporte de nutrientes no manancial, sendo que nos períodos de baixa pluviosidade é comum encontrar acúmulos de algas em pontos específicos (FERNANDES *et al.*, 2007).

A extensão da Lagoa Mirim favorece a utilização de dados de sensoriamento remoto para estudos de qualidade de água. Aliado ao fato de a Lagoa Mirim sofrer um significativo aporte de nutrientes, este trabalho buscou avaliar a relação dos dados de reflectância de imagens de satélite com parâmetros de qualidade de água na lagoa, em particular a Chl-a, a fim de gerar um modelo empírico que permita a estimativa indireta desses parâmetros, com a finalidade de facilitar a avaliação da qualidade de água da lagoa, servindo como ferramenta auxiliar ao monitoramento em campo.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Levantamento de Dados em Campo e Análises Laboratoriais

A coleta dos dados em campo foi realizada no dia 16 de outubro de 2018. A aquisição da imagem de satélite foi realizada às 13h32min-GTM do dia 15/10/2018, não ultrapassando 27 horas de intervalo entre a aquisição da imagem e os dados em campo. De acordo com Kutser (2012), um intervalo de 3 dias ainda representa resultados tão bons como se as coletas fossem realizadas no mesmo dia da passagem do satélite. Além disso, observou-se empiricamente que a velocidade média do vento se manteve relativamente baixa durante o período de coleta, de aproximadamente 13,5 km.h<sup>-1</sup> (AGROMET, 2018), o que diminui a variabilidade da concentração do constituinte desde a aquisição da imagem.

Foram amostrados quinze pontos distribuídos espacialmente na porção norte da Lagoa Mirim (Figura 1). As coordenadas dos pontos foram medidas através de um GPS de navegação GARMIN modelo GPSmap 60CSx. Coletou-se 1 litro de água superficial a uma profundidade de 0,30m, acondicionadas em vidro âmbar para evitar contato com a luz solar e mantidas sob refrigeração. As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Águas do Curso de Engenharia Química do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense/IFRSul – Campus Pelotas, onde foram analisadas conforme metodologia descrita em APHA (2005), seguindo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, através do método espectrofotométrico para determinação de Chl-a no fitoplâncton.

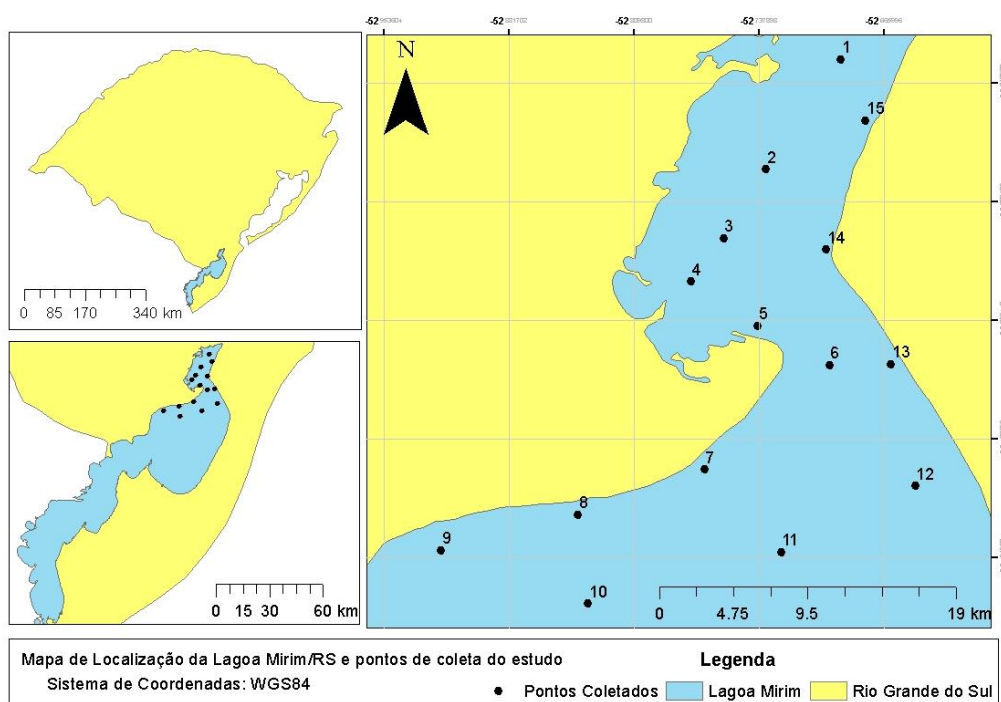


Figura 1- Mapa de Localização da Lagoa Mirim e dos pontos coletados.

## 2.2 Dados MSI/Sentinel-2

A imagem utilizada do sensor MSI a bordo do satélite Sentinel-2 foi adquirida em 15 de outubro de 2018. Os dados foram disponibilizados gratuitamente pela Agência Espacial Europeia (ESA), através do link < <https://scihub.copernicus.eu/> >. O produto disponibilizado pela ESA é o Level-1C, que fornece informações de reflectância do topo da atmosfera (TOA *reflectance*). Para análise de COA, foi necessário realizar a correção atmosférica das imagens, transformando as informações em reflectância de superfície (BOA *reflectance*). A correção atmosférica foi realizada pelo aplicativo Sen2Cor, disponível pelo software SNAP (*Sentinel Application Platform*), desenvolvido especialmente para o processamento e análise dos produtos da missão Sentinel. O Sen2Cor é um processador cujo principal objetivo é corrigir os produtos Level-1C que são disponibilizados em reflectância TOA a partir dos efeitos da atmosfera a fim de fornecer um produto Level-2A, em reflectância BOA. Os valores de BOA são codificados em JPEG2000 com o valor de quantificação de 10.000; dessa forma um fator de 1/10.000 foi aplicado às imagens após o processo de correção com o objetivo de recuperar valores de reflectância de superfície física (MAIN-KNOR *et al.*, 2017).

## 2.3 Estimativa da distribuição espacial de clorofila-a

Primeiramente, as reflectâncias das bandas do sensor MSI/Sentinel-2 em cada pixel correspondente ao ponto de coleta *in situ* foram selecionadas no software ArcGis 10.5. Estes dados de reflectância foram verificados quanto à normalidade através do teste não paramétrico de Kolmogorov Smirnov (K-S). Após verificar a normalidade dos dados, foi utilizando o coeficiente de correlação de Pearson (R) para verificar as correlações significativas ( $p < 0,05$ ).

A partir das correlações significativas dos dados *in situ* de Chl-a com a reflectância das diferentes bandas foram estabelecidos modelos empíricos utilizando regressão múltipla. Para avaliar o desempenho dos modelos gerados, foram utilizados o coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$  ajustado), o erro padrão de estimação (Erro) e o Teste-F de significância ( $p < 0,05$ ), o qual avalia a relação entre as variáveis dependentes (FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017). Além disso, também foram utilizadas as estatísticas da raiz quadrada do quadrado médio do erro (RQME) e o erro absoluto médio (EAM),

Na análise de regressão múltipla, foi utilizado o método “inserir” para a inclusão das variáveis independentes no modelo. O modelo final selecionado foi baseado na melhor combinação dos parâmetros estatísticos e menores erros. Todas as análises estatísticas, assim como o estabelecimento dos modelos por regressão, foram realizadas por meio do pacote R Commander do software R® (R Core Team, 2018; FOX; BOUCHET-VALAT, 2018; FOX, 2017; FOX, 2005).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estatística descritiva dos dados de Chl-a analisados nos 15 pontos amostrais da Lagoa Mirim está apresentada na tabela 1.

Tabela 1 – Estatística Descritiva dos dados de Chl-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) na Lagoa Mirim

Média	Mínimo	Mediana	Máximo	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação
16,32	3,56	11,57	56,07	13,48	0,83

Observa-se a partir da tabela 1 que as concentrações de clorofila-a na Lagoa variaram consideravelmente entre os pontos amostrados, conforme observa-se pelo coeficiente de variação calculado, de 0,83, apresentando sua concentração mínima no ponto 14, de  $3,56 \mu\text{g.L}^{-1}$ , e máxima no ponto 3, igual a  $56,07 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Essa variação na concentração pode ser explicada em função da determinação dos pontos de coleta, a qual resultou em concentrações distintas devido às diferentes características do entorno de cada ponto coletado. No geral, foram valores altos, mas ainda dentro da faixa exigida pela Resolução CONAMA 357/2005, que aceita para lagos de classe 2 no máximo  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ , valor excedido somente em dois pontos (3 e 4). Fassoni-Andrade *et al.* (2017) encontraram baixos valores de Chl-a no período do inverno para a Lagoa dos Patos, sendo em média igual a  $2,93 \mu\text{g.L}^{-1}$ .

A fim de analisar a correlação entre os dados *in situ* de Chl-a com as reflectâncias das bandas e razão entre bandas, primeiramente foi necessário verificar a normalidade dos dados. A tabela 2 apresenta os resultados do teste de Kolmogorov-Smirnov para os dados de Chl-a e reflectância e razão entre bandas.

Tabela 2 – Teste de Kolmogorov-Smirnov para os dados de Chl-a e reflectância e razões de bandas do MSI/Sentinel-2

	Chl-a	B2	B3	B4	B8	B3/B2	B2/B3	B8/B4	B4/B8	B8/B3	B3/B8
Estatística do teste	0,23	0,14	0,11	0,09	0,49	0,23	0,24	0,17	0,18	0,14	0,12
Significância p-valor	0,03*	0,20*	0,20*	0,20*	0,00	0,03*	0,02	0,20*	0,20*	0,20*	0,20*

\* Aceita a hipótese nula ( $H_0$ ), a qual é válida a distribuição normal ( $p > 0,025$ )

Observa-se na tabela 2 que foram analisadas as bandas B2, B3, B4 e B8, e as razões entre as bandas B3/B2, B2/B3, B8/B4, B4/B8, B8/B3 e B3/B8 do satélite Sentinel-2. As bandas espectrais

localizadas nas regiões do azul (B2), verde (B3), vermelho (B4) ou infravermelho próxima (IVP) (B8) do espectro de refletância podem ser usadas de várias maneiras para detectar a proliferação de algas (BLONDEAU-PATISSIER *et al.*, 2014). Dessa forma, essas bandas e as suas razões foram escolhidas neste estudo com base em outros estudos de literatura na mesma área (FASSONI-ANDRADE *et al.*, 2017; GILERSON *et al.*, 2010; MOSES *et al.*, 2009; WATANABE *et al.*, 2015).

Sendo assim, observa-se que as variáveis que apresentaram distribuição normal ( $p > 0,025$ ) foram, além dos dados de Chl-a, a reflectância nas bandas B2, B3 e B4, e as razões de bandas B3/B2, B8/B4, B4/B8, B8/B3 e B3/B8. Desta forma, estes foram correlacionados com os dados de campo através do coeficiente de correlação de Pearson (R). A tabela 3 apresenta as correlações entre os dados de Chl-a coletados *in situ* na Lagoa Mirim e a reflectância das bandas espectrais.

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados de Chl-a analisados na Lagoa Mirim e a reflectância das bandas espectrais

Parâmetro	Banda	Coeficiente de Correlação de Pearson
Chl-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	B2	0,61*
	B3	0,29
	B4	0,47
	B3/B2	-0,75*
	B8/B4	0,56*
	B4/B8	-0,54*
	B8/B3	0,51
	B3/B8	-0,52*

\*. A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades).

Neste estudo, os dados de campo de Chl-a apresentaram uma correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com a banda do azul (B2), comprimento de onda em que ocorre uma alta absorção desse componente, obtendo-se  $R = 0,61$ . Tebbs, Remedios e Harper (2013), utilizando imagens do sensor Landsat ETM+, também encontraram uma correlação razoável com a banda do azul ( $R = 0,40$ ), uma alta correlação na região do IVP ( $R = 0,92$ ) e moderada correlação também com a banda do verde ( $R = 0,58$ ).

As razões entre bandas são utilizadas com a finalidade de gerar uma maior amplitude no efeito da Chl-a. Algoritmos de recuperação de clorofila para águas eutróficas turvas frequentemente utilizam bandas nos comprimentos de onda do vermelho e IVP, capturando o limite da reflectância do vermelho, que está associado com a proliferação de algas de superfície densa (GILERSON *et al.*, 2010; GOWER *et al.*, 2008). A razão entre as bandas B4 (vermelho) e B8 (IVP) apresentou uma correlação significativa com as concentrações de Chl-a ( $B4/B8 = -0,54$  e  $B8/B4 = 0,56$ ). Tebbs, Remedios e Harper (2013) avaliaram que razão de bandas que deu a melhor correlação com o Chl-a *in situ* foi a razão do IVP com a banda do vermelho, com o R de 0,90.



Uma correlação significativa ( $R=-0,52$ ) também foi encontrada entre a Chl-a e a razão das bandas verde e IVP ( $B3/B8$ ), comprimentos de onda em que a Chl-a possui alta reflectância. A razão entre B3 (verde) e a B2 (azul) apresentou a maior correlação significativa com a Chl-a ( $R=-0,75$ ). Esta razão realça as diferenças entre as duas bandas, o que aumenta a sensibilidade à Chl-a e diminui a dos sólidos suspensos, já que a Chl-a possui uma região de absorção no comprimento de onda do azul e um máximo de reflectância no verde (YACOBI *et al.*, 2011).

Fassoni-Andrade *et al.* (2017) encontraram uma correlação de 0,86 entre os dados de Chl-a e a relação  $B3/B2$  utilizando dados do sensor OLI/Landsat-8 para a Lagoa dos Patos. Brezonik, Menken e Bauer (2009) analisaram a correlação de dados do sensor TM/Landsat-5 com dados de Chl-a em um lago no norte dos EUA, encontrando que os melhores ajustes foram para as bandas 2 ( $R=0,76$ ) e 3 ( $R=0,73$ ).

A partir das correlações significativas obtidas na tabela 3, a análise de regressão de múltiplas variáveis foi utilizada para estabelecer um modelo empírico de estimativa da Chl-a na Lagoa Mirim. A estatística das regressões da estimativa de Chl-a é apresentada na tabela 4.

Tabela 4 – Estatística dos modelos de estimativa de Chl-a

Estimativa	Modelo	Variáveis Independentes	R	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> ajustado	Erro*	p-valor (Teste-F)	RQME*	EAM*
Chl-a*	1	B2, B3/B2, B8/B4, B4/B8, B3/B8	0,82	0,67	0,49	9,66	0,04	7,84	0,40
	2	B2, B3/B2, B4/B8, B3/B8	0,81	0,65	0,51	9,47	0,02	7,79	0,13
	3	B2, B3/B2, B4/B8	0,80	0,65	0,55	9,03	0,008	7,80	0,14

\*Unidade das variáveis em  $\mu\text{g.L}^{-1}$

Combinaram-se diferentes variáveis independentes (reflectância e razões entre bandas do sensor MSI/Sentinel-2) para escolha do melhor modelo de predição. Todas as diferentes combinações obtiveram um coeficiente de Pearson (R) alto, mostrando que existe uma correlação forte entre a variável dependente e as variáveis independentes, demonstrando que os modelos são eficientes na predição da clorofila-a a partir das variáveis independentes selecionadas.

Comparando os 3 modelos gerados, o modelo 2 apresentou os menores valores de RQME e EAM. Esse modelo, apesar de não apresentar o maior R<sup>2</sup> ajustado, foi escolhido por apresentar um R e um R<sup>2</sup> satisfatórios, e numa análise geral apresenta os menores erros. Além disso, optou-se por esse modelo também pelo fato de ele excluir a razão das bandas B8/B4, sendo que já é utilizada a razão

B4/B8. Assim, verifica-se que não há muita modificação no resultado final do modelo. Dessa forma, o modelo para a estimativa da Chl-a na Lagoa Mirim é apresentado na equação 1.

$$Chl - a(\mu g.L^{-1}) = 242,19 + 286,28.(B2) - 158,22.\left(\frac{B3}{B2}\right) - 12,85.\left(\frac{B4}{B8}\right) - 4,21.\left(\frac{B3}{B8}\right) \quad (1)$$

A partir do modelo empírico gerado para a estimativa de Chl-a na Lagoa Mirim (Equação 1), realizou-se o mapeamento desse parâmetro para a área de estudo (Figura 2).

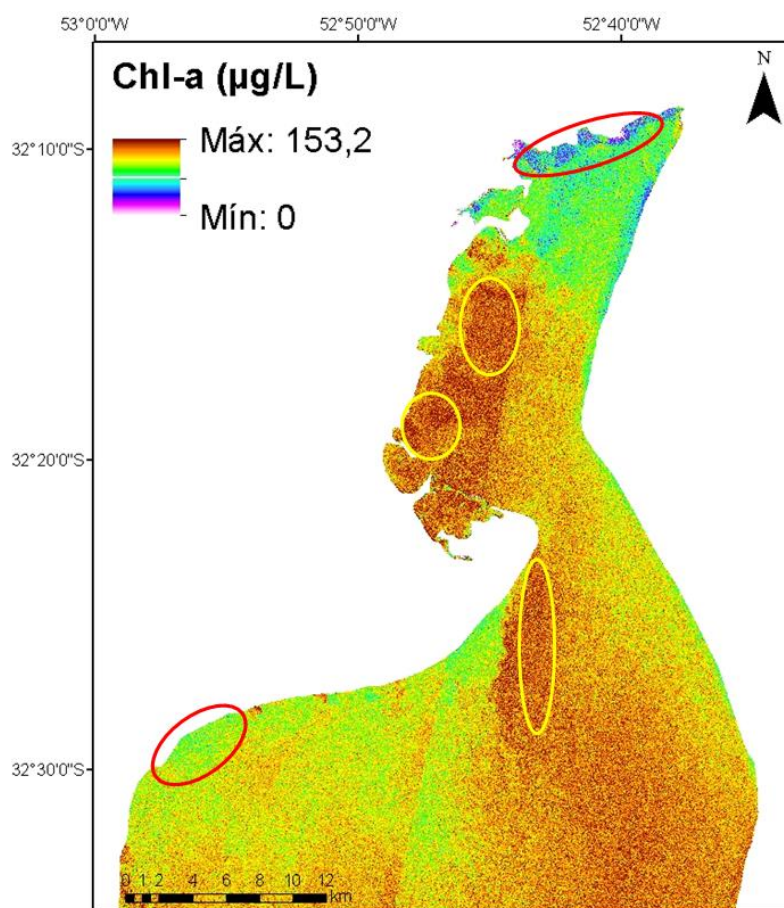


Figura 2- Mapeamento da concentração de clorofila-a ( $\mu g.L^{-1}$ ) na Lagoa Mirim/RS. Círculos amarelos representam maiores concentrações e círculos vermelhos menores.

Observa-se na figura 2 que o modelo foi satisfatório na predição de Chl-a para a Lagoa Mirim. No extremo norte e na margem inferior esquerda (círculos vermelhos) a concentração de Chl-a é baixa, região onde encontra-se uma maior concentração de sólidos em suspensão na lagoa. Os círculos amarelos demonstram altas concentrações de Chl-a na lagoa, variando de 15 a 40  $\mu g.L^{-1}$ , que podem ser explicados por representarem regiões mais rasas (em média 3m de profundidade), o que confere a esses locais uma menor circulação de água, aumentando a produtividade primária (BAUMGARTEN *et al.*, 1995). A concentração mas alta predita pelo modelo foi de 153,2  $\mu g.L^{-1}$ , valor muito acima da concentração máxima encontrada *in situ* (56,07  $\mu g.L^{-1}$ ). Analisando a



concentração em cada pixel, observou-se que esse valor se refere a apenas um pixel da imagem, com os demais valores encontrando-se dentro da média observada nos dados em campo, sendo o valor médio predito pelo modelo de  $17,34 \mu\text{g.L}^{-1}$  e o valor médio dos dados de campo de  $16,32 \mu\text{g.L}^{-1}$ .

#### 4 CONCLUSÃO

A partir de dados de Chl-a medidos *in situ* e dados de reflectância de diferentes bandas espectrais do sensor MSI a bordo do satélite Sentinel-2 foi possível gerar um modelo empírico para estimativa da concentração de clorofila-a (Chl-a) para a região norte da Lagoa Mirim/RS. O desempenho do modelo gerado foi satisfatório, o que permite a espacialização desses parâmetros por toda a extensão estudada.

#### REFERÊNCIAS

- AGROMET - Laboratório de Agrometeorologia. *Dados meteorológicos* (online). Disponível em: <http://agromet.cpact.embrapa.br/>. Acesso 01 mar 2019.
- ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C.R.; FURLANETTO, L.M. (2017). “*Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil*”. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 22, 10pp.. (<http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716082>)
- APHA (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 21<sup>a</sup> ed. Washington. 1082 p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.H.; KUROSHIMA, K.N. (1995). “*Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS – Brasil): nutrientes e detergente dissolvidos*”. Atlântica 17, pp. 17-34.
- BLONDEAU-PATISSIER, D.; GOWER, J.F.R.; DEKKER, A.G.; PHINN, S.R.; BRANDO, V.E. (2014) “*A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans*”. Progress in Oceanography 123, pp. 123-144.
- BREZONIK, P.; MENKEN, K.D.; BAUER, M. (2005). “*Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM)*”. Lake and Reservoir Management 21(4), pp. 373-382.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução nº 357 de 17 de março de 2005: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes*.
- CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O.; FIA, R.; MATOS, A.T. (2009). “*Qualidade da Água Superficial da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim*”. Revista de Ciências Ambientais 3 (1), pp. 53-64.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; ZAWABATA, Z.I.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A-H.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. (2006). “*Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*”. Biological Reviews 81, pp. 163-182, 2006. (doi:10.1017/S1464793105006950)
- FASSONI-ANDRADE, A.C.; ZANOTTA, D.C.; GUASSELLI, L.A.; ANDRADE, A.M.D. (2017). “*Linear Spectral Mixing Model for estimating optically active components in estuarine waters of Patos Lagoon, Brazil*”. International Journal of Remote Sensing 38, pp.4767-4781.
- FERNANDES, L.A.; VIEIRA, J.; BURNS, M.; BEMVENUTI, M.; GARCIA, A (2007). “*Pesca artesanal na Lagoa Mirim: conflitos de interesse e ameaças a sustentabilidade do ecossistema*”.

*costeiro*” in Anais do VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica. Fortaleza, Set 2007, 6p.

FIA, R.; MATOS, A.T.; CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. (2009). “*Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil*”. Revista Ambiente & Água 4(1), pp. 132-141. (doi:10.4136/ambi-agua.78)

FOX, J. (2005). “*The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R*”. Journal of Statistical Software 14(9), pp.1-42.

FOX, J. (2017). “*Using the R Commander: A Point-and-Click Interface to R*”. Boca Raton FL: Chapman and Hall/CRC Press.

FOX, J., AND BOUCHET-VALAT, M. (2018). *Rcmdr: R Commander*. R package version 2.5-1.

GILERSON, A.A.; GITELSON, A.A.; ZHOU, J.; GURLIN, D.; MOSES, W.; IOANNOU, I.; AHMED, S.A. (2010). “*Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands*”. Optics Express 18(23), pp. 24109–24125.

GOWER, J.; KING, S.; GONCALVES, P. (2008). “*Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI*. International Journal of Remote Sensing” 29(10), pp. 6209–6216.

KUTSER, T. (2012). “*The possibility of using the Landsat image archive for monitoring long time trends in coloured dissolved organic matter concentration in lake waters*”. Remote Sensing of Environment 123, pp. 334–338.

MAIN-KNORN, M.; PFLUG, B.; LOUIS, J.; DEBAECJER, V.; MÜLLER-WILM, U. GASCON, F. (2017). “*Sen2Cor for Sentinel-2*”. Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIII, Proceedings 10427 (<https://doi.org/10.1117/12.2278218>).

MARTINS, V.S.; BARBOSA, C.C.F.; CARVALHO, L.A.S.; JORGE, D.S.F.; LOBO, F.L.; NOVO, E.M.L.M. (2017). “*Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-8 MSI images applied to Amazon floodplain lakes*”. Remote Sensing 9, pp.322-346.

MOSES, W.J.; GITELSON, A.A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. (2009). “*Satellite Estimation of Chlorophyll-a Concentration Using the Red and NIR Bands of MERIS—The Azov Sea Case Study*”. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters 6 (4), pp. 845-850.

PALMER, S.C.J.; KUTSER, T.; HUNTER, P.D. (2015). “*Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions*”. Remote Sensing of Environment 157, pp.1–8.

R Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

TEBBS, E.J.; REMEDIOS, J.J.; e HARPER, D.M. (2013). “*Remote sensing of chlorophyll-a as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+*”. Remote Sensing of Environment 135, pp. 92-106.

VOROSMARTY, C.J.; MCINTYRE, P.B.; GESSNER, M.O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A. GREEN, P. GLIDDEN, S.; BUNN, S.E.; SULLIVAN, C.A.; LIERMANN, C.R.; DAVIES, P.M. (2010). “*Global threats to human water security and river biodiversity*”. Nature 467, pp. 555-561 (doi:10.1038/nature09440)

WATANABE, F.S.Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.W.P.; IMAI, N.N.; BARBOSA, C.C.F.; ROLLA, L.H.S. (2015). “*Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images*”. International Journal of Environmental Research and Public Health 12, pp. 10391-10417. (doi:10.3390/ijerph120910391).

YACOBI, Y.Z.; MOSES, W.J.; KAGANOVSKY, S.; SULIMANI, B.; LEAVITT, B.C. GITELSON, A. A. (2011). “*NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study*”. Water Research 45, pp.2428-2436.

**AGRADECIMENTOS** - O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.