

Estimativa da Clorofila-a por Sensoriamento Remoto: Baía da Guanabara (RJ)

Eduardo Negri de Oliveira ¹
Rodolfo Paranhos ²
Alexandre Fernandes ¹
Renata Grassi ¹
Renato Campello Cordeiro ³
Fernando Neves Pinto ²
Nilva Brandini ³
Alessandro Fillipo ¹

¹ Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ
Rua São Francisco Xavier, 524 – 20550-013 – Rio de Janeiro - RJ, Brasil
{negrig, alxmfr, renagrassi, amfilippo}@gmail.com,

² Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
Av. Prof. Rodolpho Rocco, 211 - 21941617 – Rio de Janeiro - RJ, Brasil
{rodolfo, fneves}@biologia.ufrj.br

³ Universidade Federal Fluminense - UFF
Outeiro de São João Batista, s/n - 24020007 – Niterói - RJ, Brasil
rcampello@yahoo.com, nbrandini@gmail.com

Abstract. The Guanabara Bay is one of the most eutrophic estuarine systems of Brazil, the huge input of anthropogenic organic matter, the river discharge and the intrusion of water masses from platform modulate the water quality of the region which, associated pumping tide and the geomorphology of Guanabara Bay, confer spatial and temporal concentrations of chlorophyll-a and highly variable patterns. Time series of chlorophyll-a concentrations collected in situ and radiometric data derived from MERIS images were used to implement an empirical algorithm to estimate chlorophyll-a concentrations. Combinations of spectral bands (green, red and infra-red) were selected in the literature and adapted for the study region. The algorithm with the best performance made use of green and red bands, and was applied to a time series of MERIS images for extraction of monthly average (climatology period 2003-2012). Spatial patterns reveal high concentrations of chlorophyll-a (~ 100 mg.m⁻³) in the eastern portions, north and west of the bay, especially near the river discharges and urban outfalls, while the lowest concentrations (~ 20 mg.m⁻³) are observed in the central channel of circulation of Guanabara Bay.

Palavras-chave: chlorophyll, optical properties, empirical algorithm, MERIS image, Guanabara Bay.

1. Introdução

Com características ópticas de água do Caso-2 dominadas pelo fitoplâncton e matéria orgânica dissolvida (JICA Report, 1994; Paranhos et al., 1998), a Baía da Guanabara (BG, 22° 50' S e 43° 10' W) é um sistema estuarino com área superficial total de 346 km², profundidade média de 7 m (máximo de 50), aporte fluvial médio de ~100 m³.s⁻¹ e maré semi-diurna com amplitude média de ~0.8 m que, associada às correntes locais, promove a renovação de 50% das águas da baía em ~11 dias (Kjerfve et al., 1997). Apesar da renovação cíclica de suas águas, a BG recebe aporte líquido e sólido de diversas tipologias industriais, terminais marítimos de produtos oleosos, dois portos comerciais, diversos estaleiros, duas refinarias de petróleo, entre outras atividades econômicas. A BG está sob o regime de um clima tropical húmido e apresenta um gradiente espacial de eutrofização crescente a partir da desembocadura para o interior da baía (JICA Report, 1994; Mayr et al., 1989; Paranhos et al., 2001), variação resultante do balanço entre a influência terrestre (aporte de nutrientes e

material orgânico pelos rios e emissários domésticos/industriais) e as forçantes oceânicas (correntes de maré na entrada da baía: $80 - 150 \text{ cm.s}^{-1}$) (JICA Report, 1994). Em razão do seu caráter altamente eutrofizado e da grande quantidade de matéria orgânica e detritos, a transparência das águas da BG é extremamente reduzida, principalmente nas áreas mais internas, com valores médios de profundidade de secchi inferiores a 1 m.

Até o momento, estudos para avaliar a qualidade da água da BG utilizando dados de satélites fizeram uso somente dos sensores TM (Thematic Mapper) e ETM+ (Enhanced Thematic Mapper), da série LANDSAT, e AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), da série NOAA (Braga et al., 1993; Braga et al., 1989; Braga, 1988; Barros et al., 2003). De maneira inédita na região, o presente trabalho tem como objetivo avaliar séries temporais de concentração de clorofila-a (Chl-a) coletadas *in situ* e derivadas de imagens MERIS a partir de algoritmos citados na literatura e ajustados para a região de interesse.

2. Metodologia de Trabalho

2.1 *In Situ* Clorofila

Série histórica mensal de concentração de Chl-a coletada *in situ* (Out/2002 – Jan/2012, n=570) foram cedidas pelo Laboratório de Biologia Marinha da Universidade Federal do Rio de Janeiro. As concentrações de Chl-a foram estimadas a partir de amostras de água coletadas em superfície (profundidade < 1 m) em pontos de amostragens distribuídos nos diferentes setores da BG, com frequência de amostragem aproximadamente mensal para determinados pontos.

2.2 Processamento das imagens MERIS

O processamento das imagens MERIS *Full Resolution Level 2* (L2R, resolução espacial de 300 m, período: Jan/2003 a Abr/2012) foi realizado pelo grupo CoastColour (<http://www.coastcolour.org/>) e incorpora o modelo de correção atmosférica apoiado em redes neurais, Case 2 Regional Processor (C2R), aplicável a um intervalo amplo de tipos de águas, desde águas claras até águas extremamente turvas (Doerffer e Schiller, 2008). Três critérios nortearam a extração dos dados de satélite utilizados para calibração com as concentrações de Chl-a coletadas *in situ*: 1) defasagem temporal de no máximo ± 4 h entre a passagem do satélite e a coleta *in situ*; 2) utilizou-se o valor médio de uma janela de 3 x 3 pixels extraída da imagem MERIS e centrada nos pontos de coleta *in situ*; 3) o dado MERIS foi aceito para comparar com o dado de clorofila coletada *in situ* somente quando o número de pixels válidos (após descarte dos pixels associados a vários *flags* de controle de qualidade: cobertura de nuvem, *sunlint* etc) presente na janela de 3 x 3 pixels totalizasse no mínimo 40 %.

2.3. Implementação dos Algoritmos

Seguindo a abordagem tradicional para o desenvolvimento de algoritmos empíricos de Chl-a, diversas combinações de razão de bandas do sensor MERIS foram inicialmente selecionadas da literatura e correlacionadas com as concentrações de Chl-a coletadas *in situ* para extração das curvas de regressão. Considerações sobre os algoritmos implementados e testados na região da BG são descritas a seguir.

Modelo NIR-red (Nr): o modelo NIR-red é elaborado em função da relação estabelecida entre a R_{rs} e as propriedades ópticas da água (Dall'Olmo e Gitelson, 2005): $R_{rs} \propto f/Q*[b_b / (a+b_b)]$, onde a é o coeficiente de absorção [é a soma dos coeficientes de absorção da água (a_w), do fitoplâncton (a_{ph}), das partículas não algais (a_{nap}) e das substâncias orgânicas dissolvidas que conferem cor à água (a_{CDOM})], b_b é o coeficiente de retro-espalhamento, e a

razão f/Q descreve a dependência de R_{rs} em relação à geometria do campo de luz emergente da coluna d'água. Utilizando bandas espectrais estrategicamente posicionadas, o modelo busca minimizar, a níveis negligenciáveis, as contribuições dos constituintes diferentes da Chl-a para a absorção e minimizar o retro espalhamento do material particulado em suspensão, maximizando a sensibilidade do modelo à variação da Chl-a. O modelo NIR-red é destinado a águas turvas com concentrações de Chl-a superiores a 5 mg.m^{-3} (Moses et al., 2012). Quatro variações do modelo NIR-red (2 bandas e 3 bandas) são implementados nesse trabalho para as bandas espectrais do sensor MERIS:

$$\text{Nr2} = R_{rs}(708) / R_{rs}(665) \quad (1)$$

$$\text{Nr3a} = [R_{rs}(665)^{-1} - R_{rs}(680)^{-1}] * R_{rs}(708) \quad (2)$$

$$\text{Nr3b} = [R_{rs}(665)^{-1} - R_{rs}(708)^{-1}] * R_{rs}(753) \quad (3)$$

$$\text{Nr3c} = [R_{rs}(665)^{-1} - R_{rs}(680)^{-1}] / [R_{rs}(708)^{-1} - R_{rs}(680)^{-1}] \quad (4)$$

Modelo Red-Green (RG): o modelo RG faz uso das bandas vermelha e verde para derivar a Chl-a (Doerffer e Schiller, 2007; Gallegos et al., 1990). Duas variações de algoritmo RG (2 bandas e 4 bandas) são testadas para a série temporal de Chl-a:

$$\text{RG2} = R_{rs}(665) / (R_{rs}(560)) \quad (5)$$

$$\text{RG4} = [R_{rs}(665) + R_{rs}(680)] / [(R_{rs}(560) + R_{rs}(620))] \quad (6)$$

3. Resultados e Discussões

Os espectros de R_{rs} derivados das imagens MERIS variam significativamente na região do visível e NIR (Figura 1a), caracterizados por: (i) valores mínimos na região do azul (400-500 nm) devido à absorção dos pigmentos fitoplanctônicos, CDOM e detritos; (ii) pico na região do verde (560 nm) devido ao impacto mínimo da absorção total; (iii) mínimo na região do vermelho (680 nm) devido à absorção da Chl-a; (iv) máximo em 708 nm devido ao pico de fluorescência da Chl-a e espalhamento material particulado em suspensão; (v) menores valores na região do NIR ($> 750 \text{ nm}$) devido à alta absorção da água. De maneira geral, nota-se uma forte curvatura exponencial crescente a partir de 412 nm e picos elevados de R_{rs} em 708 nm, característico de água dominada pela matéria orgânica dissolvido e fitoplâncton.

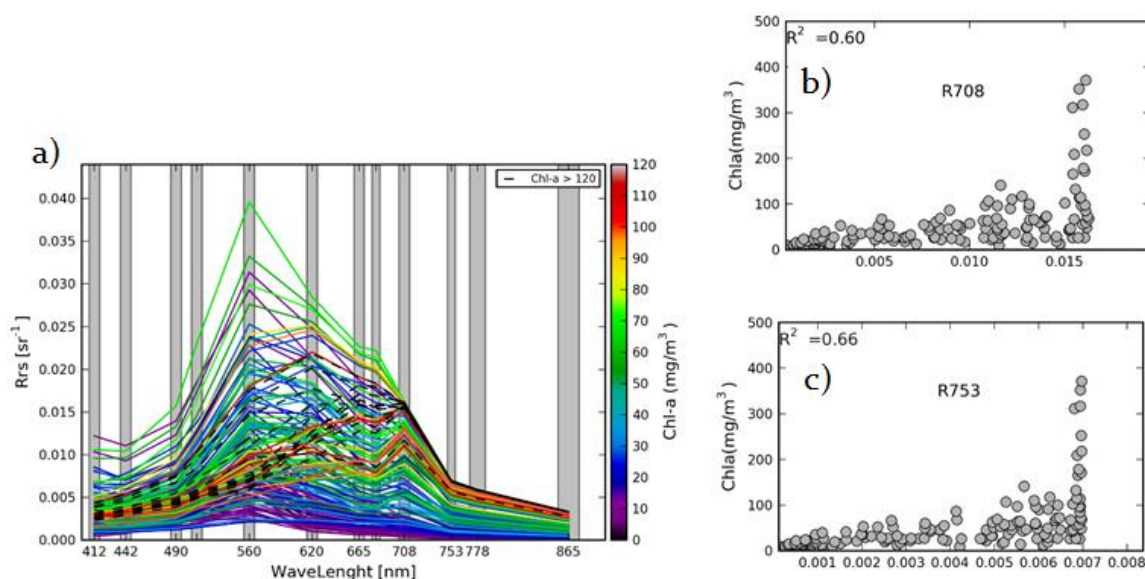


Figura 1 – a) Espectro de reflectância de sensoriamento remoto normalizada derivado das imagens MERIS coincidentes com as concentrações de Chl-a coletadas *in situ* (*match-up*: $N = 162$, derivados de 26 imagens MERIS). As barras cinzas delimitam as bandas espectrais do sensor MERIS. b) Reflectância de sensoriamento remoto (sr^{-1}) na região do infra-vermelho (bandas 708 e 753 do sensor MERIS) versus concentração de Chl-a coletadas *in situ*.

O pico de fluorescência na banda 708 nm alcança valores expressivos (Figura 1b), típicos de águas com elevadas concentrações de Chl-a (Dall'Olmo e Gitelson, 2005), mas, assim como os valores de Rrs da banda 753 nm (Figura 1c), é limitado por um valor máximo. Essa limitação pode estar associada à deficiência na parametrização do algoritmo de correção atmosférico utilizado para processar as imagens MERIS. Trabalhos anteriores (Moses, 2009; Giardino et al., 2010) cometam a dificuldade do C2R para estimar o pico de reflectância da banda 708 nm do sensor MERIS com o aumento da concentração de Chl-a.

Os tradicionais algoritmos para estimativa de concentrações de clorofila-a (OC3, OC4, *Fluorescence Line Height-FLH* e *Maximum Chlorophyll Index-MCI*) também foram testados para os conjuntos de dados disponíveis, no entanto, os resultados foram insatisfatórios (como esperado, já que a BG é dominada por água do Caso 2 com alta carga de matéria orgânica dissolvida) e não constam no presente trabalho.

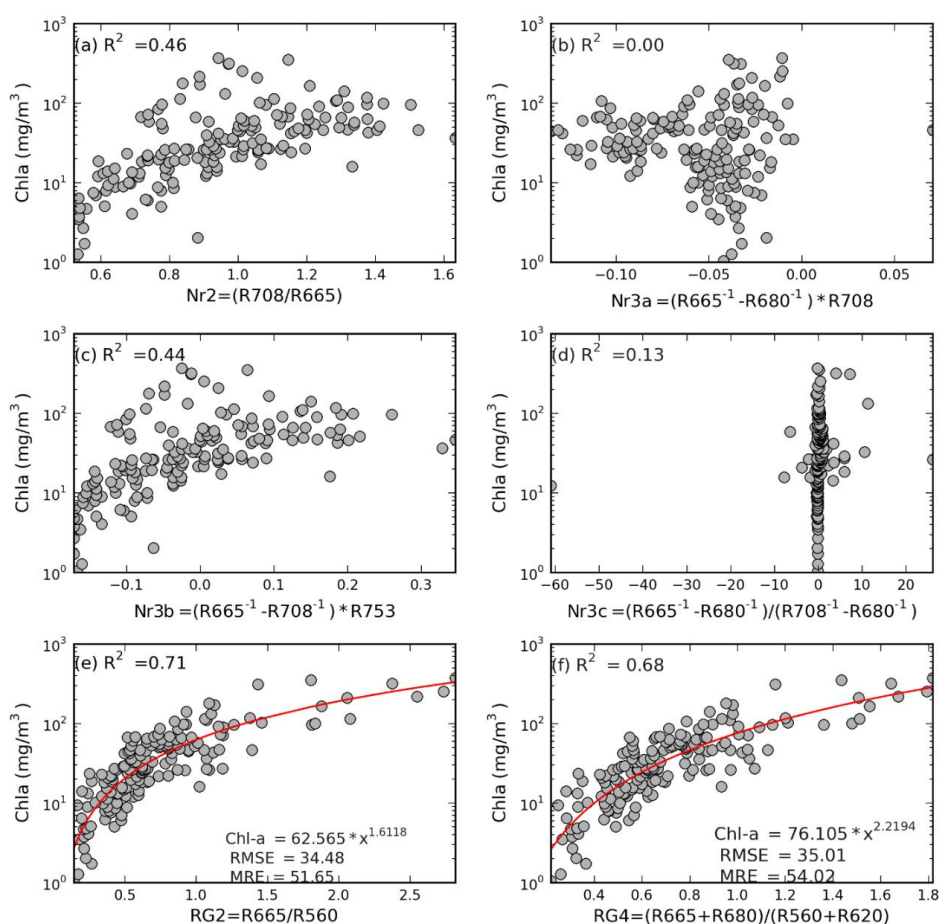


Figura 2 - Relação entre *in situ* Chl-a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) e os índices determinados pelos modelos Nr2 (a), Nr3a (b), Nr3b (c), Nr3c (d), RG2 (e) e RG4 (f), equações 1, 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente. Número de *match-up*: N = 162 (a partir de 26 imagens MERIS).

A figura 2 apresenta as relações estabelecidas entre as concentrações de Chl-a coletadas *in situ* e os índices determinados pelos modelos Nr (eqs. 1 a 4) e RG (eqs. 5 e 6). Como citado anteriormente, possíveis problemas com a correção atmosférica na região espectral do infravermelho (~ 708 nm, Figure 1a e 1b) pode ter interferido nas respostas dos modelos Nr (Figures 2a, 2b, 2c, 2d; $R^2 = 0.46, 0.00, 0.44, 0.13$, respectivamente), já que esses modelos tem sido utilizado com êxito em águas do Caso 2 com altas concentrações de Chl-a e matéria orgânica dissolvida (Moses et al., 2012; Giardino et al., 2010; Dall'Olmo e Gitelson, 2005),

entretanto, a precisão dos modelos Nr depende do algoritmo de correção atmosférica escolhido para derivar a Rrs das imagens de satélites na região do infra-vermelho (Moses et al., 2009; Giardino et al., 2010).

Para o conjunto de dados analisados, os modelos que utilizaram a razão de banda RG apresentaram melhores resultados: RG2 ($R^2 = 0.71$) e RG4 ($R^2 = 0.68$), Figure 2e e Figure 2f, respectivamente. Primeiramente, devido ao bom desempenho do algoritmo de correção atmosférica C2R para derivar a Rrs na região do azul e verde (Giardino et al., 2010), e, em parte, devido à álgebra de razão de bandas, que tende a reduzir o impacto da contribuição atmosférica sentida individualmente pela banda verde e vermelha. De maneira geral, vários fatores geram inconsistências no processo de calibração dos algoritmos bio-ópticos, tais como (i) mudanças nas concentrações de Chl-a durante o tempo de coleta in situ e a passagem do satélite (maré), (ii) alta variabilidade espacial das concentrações de Chl-a, fazendo com que o ponto coletado in situ não seja representativo da área coberta pelo ângulo de visada instantâneo do sensor, ou (iii) problemas com a correção atmosférica. Em qualquer caso, tais inconsistências são difíceis ou mesmo impossíveis de serem identificadas sem o apoio de dados in situ ou conhecimento real das condições de campo no momento da coleta.

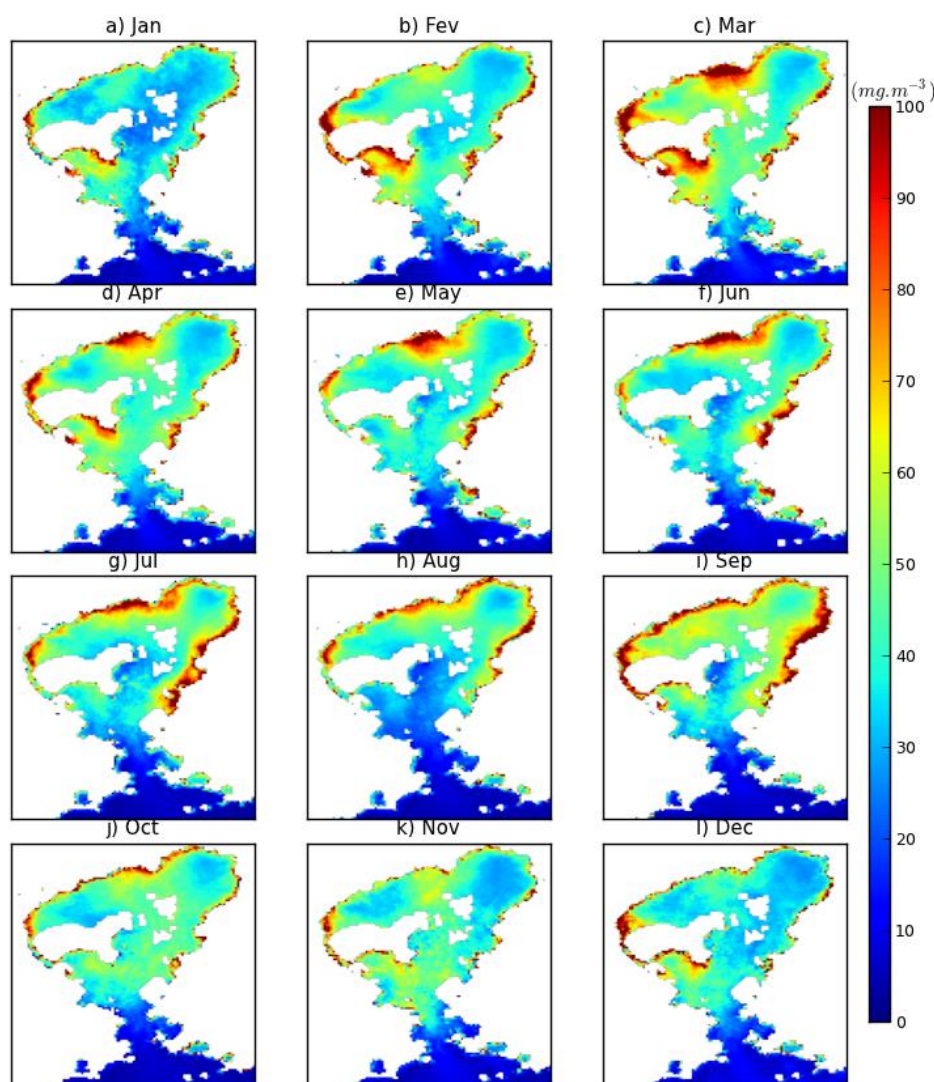


Figura 3 - Distribuição das concentrações medias mensais de *Chl-a* (mg.m^{-3} , Jan/2003-Abr/2012) na Baía de Guanabara, derivadas das imagens MERIS e do algoritmo de 2 bandas RG2 ($\text{Chl-a} = 62.565 * x^{1.6118}$, onde $x = R_{rs}(665)/R_{rs}(560)$).

Devido ao melhor desempenho estatístico, o algoritmo escolhido para estimar as concentrações de *Chl-a* utilizando as imagens MERIS *L2R* foi o determinado pela razão de banda 665 e 560 nm (RG2, eq. 5): $Chl-a = 62.565 * x^{1.6118}$ ($RMSE = 34.48$; $MRE = 51.65\%$, Figure 2e). Dentro das condições impostas pelo conjunto de dados, o algoritmo apresenta limitações, principalmente para baixas concentrações de *Chl-a* ($< 10 \text{ mg.m}^{-3}$) e concentrações extremas ($> 500.0 \text{ mg.m}^{-3}$), porém permite evidenciar os padrões de distribuição espacial das concentrações médias de *Chl-a* no interior da Baía, como por exemplo, águas relativamente menos eutrofizadas que permeiam a desembocadura da baía ($Chl-a < 30 \text{ mg.m}^{-3}$) e águas com elevadas concentrações ($Chl-a > 50 \text{ mg.m}^{-3}$) que geralmente ocupam a porção mais interna da BG.

A espacialização das concentrações de *Chl-a* por meio da aplicação do algoritmo RG2 nas imagens MERIS evidencia detalhes da distribuição de *Chl-a* na BG (Figura 3) e revela uma alta variabilidade espacial e temporal de concentrações de *Chl-a*. Os menores valores estão localizados no canal principal de circulação, particularmente no mês de Agosto (menor precipitação), e concentrações elevadas ($Chl-a > 70 \text{ mg.m}^{-3}$) são observadas nas regiões marginais, principalmente nas bordas Leste, Oeste e Noroeste da BG, regiões mais impactadas pelo aporte fluvial e emissários urbanos/industriais. Altas concentrações de *Chl-a* também são observadas na porção extremo norte, principalmente nos meses de Março a Julho. O início do Outono (Abril) e da Primavera (Setembro) (Figura 3d e 3i) embora incluídos no período seco, apresentam concentrações significativas de *Chl-a*. A porção nordeste, onde se localiza a APA de Guapimirim (descarga do rio Guapimirim), nota-se uma tendência de concentrações de *Chl-a* relativamente constante durante o ano todo ($\sim 30 \text{ mg.m}^{-3}$), tendência também observada por Kjerfve et al. (1997), que observaram valor médio de 27 mg.m^{-3} . Segundo esses autores, a região de manguezal localizada nesse setor atua como uma barreira, filtrando os sedimentos e nutrientes da coluna d'água e mantendo as concentrações a níveis aproximadamente constantes.

4. Conclusão

Um algoritmo empírico que faz uso da razão de bandas *Red/Gree* foi implementado a partir de um conjunto dados de concentrações de *Chl-a in situ* e imagens MERIS (2003-2012), viabilizando, pela primeira vez, a estimativa das concentrações de *Chl-a* na região da BG por meio de imagens de satélites. As concentrações médias mensais de *Chl-a* mostram padrões sazonais e gradientes espaciais que podem ser explicados pela taxa de precipitação (descarga fluvial), pelo regime de vento, pelo bombeamento da maré e pela característica batimétrica da BG. De maneira geral, o período úmido apresenta as maiores concentrações, porém concentrações elevadas também são observadas nos meses de Abril e Setembro. A crescente interferência antrópica na bacia de drenagem da BG gerou um estressor adicional que introduz maior complexidade nos padrões espaciais de concentrações de *Chl-a*, pois mesmo no período seco, concentrações elevadas de *Chl-a* são encontradas nas regiões marginais próximas aos emissários urbanos/industriais, principalmente nas bordas leste e oeste da BG, com possibilidades de migração para regiões mais centrais da baía dependendo do regime hidrodinâmico estabelecido.

O algoritmo implementado não tem a pretensão de ser definitivo, pelo contrário, espera-se que o presente estudo motive iniciativas que contribua para um conhecimento mais detalhado das propriedades ópticas da BG e, assim, permita um delineamento antecipado para implementação de futuros algoritmos. Entender como as propriedades ópticas da água são impactadas pelos principais constituintes ópticos é fundamental para a elaboração de estratégias de monitoramento via sensoriamento remoto. Atualmente, medidas radiométricas estão sendo coletadas assim como demais propriedades ópticas da água para subsidiar a

aferição dos processos de correção atmosférica das imagens de satélites e o delineamento e implantação de futuros algoritmos para estimativas das principais substâncias opticamente ativas presentes nas águas da Baía da Guanabara.

5. Citações e Referências

Barros, R.S.; Cruz, C.B.M.; Medeiros, A.F.F.; Seabra, V.S.; Estimativa de turbidez e temperatura da água a partir de dados dos sensores tm e etm+ para a baía de Guanabara. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 2003, Belo Horizonte. **Anais XI SBSR**, INPE-São José dos Campos.

Braga, C.Z.F. **Utilization of Landsat-5 and NOAA-9 satellite images to identify physical and chemical water quality parameters at Guanabara Bay**. 1988. 115 p. (INPE-4761-TDL/349). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 1988.

Braga, C.Z.F.; SETZER, A.W.; LACERDA, L.D. Water Quality Assessment with Simultaneous Landsat-5 TM Data at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, 45:95-106, 1993.

Braga, C.Z.F. (1989). Detecção de ferro e manganês presentes no sedimento em suspensão na Baía de Guanabara a partir de dados TM/Landsat. In: Simpósio Latinoamericano em Percepção Remota, 4, Bariloche, AR, 19-24 nov. 1989. Proceedings. Bariloche, SELPER, 1989.

Dall'Olmo, G. e Gitelson, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. **Applied Optics**, 44(3): 412-422 2005.

Doerffer, R.; Schiller, H., The MERIS case 2 water algorithm. **International Journal of Remote Sensing**, 28, 517-535, 2007.

Doerffer, R.; Schiller, H.; MERIS Regional Coastal and Lake Case 2 Water Project-Atmospheric Correction ATBD, Version 1.0 18, GKSS Research Center, Geesthacht, Germany, 2008.

Gallegos, C.L., Correll, D.L., Pierce, J.W. Modeling spectral diffuse attenuation, absorption, and scattering coefficients in a turbid estuary. **Limnology and oceanography**, 35, 1486-1502, 1990.

Giardino, C.; Bresciani, M.; Pilkaityte, R.; Bartoli, M.; Razinkovas, A.; In situ measurements and satellite remote sensing of case 2 waters: first results from the curonian Lagoon. **Oceanologia**, 52 (2), pp.197-210, 2010.

JICA Report. The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem. Tokyo: Japan International Cooperation Agency: Kokusai Kogyo Co., Ltd., 1994

Kjerfve, B., Ribeiro, C. H. A., Dias, G.T.M., Filippo, A. M., Quaresma, V.S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, 17 (13), 1609-1643, 1997.

Moses, W. J.; Gitelson, A. A.; Berdnikov, S.; Povazhnyy, V.; Satellite Estimation of chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, vol. 6, n.4, 845-849, 2009.

Moses, W. J.; Gitelson, A. A.; Berdnikov, S.; Saprygin, S.; Povazhnyy, V. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters—The Azov Sea case study. **Remote Sensing of Environment**, 121, 118–124(2012).

Mayr, L. M., Tenenbaum, D. R., Villac, M. C., Paranhos, R., Noqueira, C. R., Bonecker, A.C. Hydrobiological characterization of Guanabara Bay. In MAGOON, O.; NEVES C. (Ed.). Coastlines of Brazil. New York: American Society of Civil Engineers, 124-138, 1989.

Paranhos, R.; Pereira, A.P.; Mayr, L.M.; Diel Variability of Water Quality in a Tropical Polluted Bay. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.50, pp.131-141, 1998.

Paranhos, R.; Andrade, L.; Mendonça-Hagler, L.C.; Pfeiffer, W.C.; Coupling bacterial abundance with production in a polluted tropical coastal bay. In: Faria, B.M.; Farjalla, V. F.; Esteves, F.A. (eds). Aquatic Microbial Ecology in Brazil. Serie Oecologia Brasiliensis, Vol. 9, pp. 117-132, 2001.