

MODELOS PARA PREDIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A POR SENSORIAMENTO REMOTO EM AÇUDES DO SEMIÁRIDO

Dhalton Luiz Tosetto Ventura^{1*}; *Jean-Michel Martinez*²; *José Francisco Gonçalves Júnior*³; *Raúl Espinoza Villar*³; *José Luiz de Attayde*⁴; *Rita de Cássia Cerqueira Condé de Piscocoya*¹ & *Eurides de Oliveira*¹

Resumo – Apesar da dependência dos açudes para o abastecimento público no Semiárido brasileiro, muitos deles estão eutrofizados e apresentam florações de cianobactérias. O monitoramento limnológico convencional não tem a frequência temporal necessária. Nesse cenário, o uso do sensoriamento remoto surge como opção para complementá-lo. Em vista disso, o objetivo deste trabalho foi propor modelos matemáticos para predição da concentração de clorofila *a* em açudes do Semiárido a partir de dados de sensoriamento remoto, a saber: dados de radiometria e de imagens MERIS/OLCI e MODIS (de 1 km e de 500 m de resolução). Para calibração dos modelos, coletaram-se dados de radiometria e concentração de clorofila *a* em pontos amostrais situados em seis açudes, durante cinco campanhas realizadas entre 2008 e 2012. Os modelos propostos foram aqueles que apresentaram menor erro de predição (6,87 a 14,01 µg/L). Eles tiveram desempenho satisfatório, com bom potencial de aplicação a açudes do Semiárido, devendo ser validados em trabalhos futuros.

Palavras-Chave – sensoriamento remoto; clorofila *a*; açudes.

MODELS FOR PREDICTION OF CHLOROPHYLL A CONCENTRATION IN BRAZILIAN SEMI-ARID RESERVOIRS USING REMOTE SENSING

Abstract – Reservoirs in the Brazilian semiarid region are crucial for water supply, but many undergo eutrophication processes and present cyanobacteria blooms. Conventional limnological monitoring in those water bodies is generally limited by the coarse temporal coverage. In this scenario, remote sensing becomes a relevant option for complementing surface water quality monitoring strategy. This work aimed to select models for predicting chlorophyll *a* concentration in Brazilian semiarid reservoirs from remote sensing data, namely data from field radiometry and from MERIS and MODIS (500 m and 1 km spatial resolution) spaceborne sensors. Models were calibrated with radiometry and chlorophyll *a* data collected in six reservoirs, during five field campaigns which took place from 2008 to 2012. The models with the lowest prediction errors were selected (6.87 – 14.01 µg/L). The validation shows that remote sensing present good potential for application to that region's reservoirs, and must be validated in future works.

Keywords – remote sensing; chlorophyll *a*; reservoirs.

INTRODUÇÃO

O Semiárido brasileiro abrange 1.133 municípios em oito estados nordestinos e Minas Gerais (Ministério da Integração Nacional [MI], 2005). A precipitação média anual inferior a 850

¹ Agência Nacional de Águas – ANA. * dhalton.ventura@ana.gov.br

² Institut de Recherche pour le Développement – IRD.

³ Universidade de Brasília – UnB.

⁴ Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN.

mm, concentrada principalmente entre janeiro e abril, associada a taxas de evaporação potencial de mais de 2.000 mm, levam a um balanço hídrico deficitário e a uma disponibilidade hídrica intermitente nos rios (Gheyi, Paz, Medeiros e Galvão, 2012). Para tornar os recursos hídricos superficiais disponíveis durante os meses de estiagem, desde o século XIX tem se investido na construção de reservatórios artificiais – regionalmente chamados de açudes – que servem ao abastecimento humano e animal, à irrigação e a finalidades secundárias como aquicultura e lazer (Barbosa e Ponzi-Jr, 2006; Cirilo, 2008; Rebouças, 1997; Vieira, 2002).

Apesar da dependência dos açudes para o abastecimento público nessa região, muitos estão eutrofizados (e.g. Agência Nacional de Águas [ANA], 2012; Bouvy, Barros-Franca e Carmouze, 1998; Ceballos, König e Oliveira, 1998; COGERH, 2008; Costa *et al.*, 2009; Huszar, Silva, Marinho, Domingos e Sant’Anna, 2000). A eutrofização favorece o crescimento excessivo de algas e macrófitas aquáticas e, com isso, a decomposição da matéria orgânica em excesso pode levar a condições de hipóxia e causar a morte de peixes (Rast e Holland, 1988). A composição do fitoplâncton é alterada em ambientes eutrofizados e tipicamente ocorre a dominância por cianobactérias, havendo algumas espécies produtoras de toxinas perigosas ao homem e a outros animais (Ferrão-Filho, 2009; Smith, 2003). As florações de cianobactérias podem causar o aumento do custo de tratamento da água, comprometer o abastecimento público e trazer riscos à saúde pública (Cooke e Kennedy, 2001; Fundação Nacional de Saúde [FUNASA], 2003). Os açudes do Semiárido possuem condições favoráveis a florações desses organismos, tais como pH elevado, alto teor de fósforo, longo tempo de detenção hidráulica, temperatura da água alta, estação seca longa e boa insolação durante todo o ano (Bouvy, Molica, Oliveira, Marinho e Beker, 1999; Fernandes, Cavati, Oliveira e Souza, 2009; Ferreira, Paulino e Menezes, 2008; Huszar *et al.*, 2000; Moura, Dantas, Oliveira e Bittencourt-Oliveira, 2011; Panosso *et al.*, 2007).

O monitoramento da qualidade da água é indispensável em mananciais eutrofizados, permitindo identificar a situação e os problemas emergentes; definir planos, prioridades e programas para o gerenciamento da qualidade da água; e avaliar a efetividade das medidas tomadas (Bartram e Ballance, 1996). Bartram e Balance (1996) recomendam pelo menos 12 amostragens por ano nos reservatórios em processo de eutrofização e, em águas com sabida presença de cianobactérias, Chorus e Bartram (1999) recomendam um monitoramento semanal. No Brasil, o monitoramento da qualidade da água em mananciais superficiais é feito pelas entidades de meio ambiente e recursos hídricos e pelas companhias de abastecimento público. Enquanto as primeiras têm autonomia para definição de seus programas de monitoramento, as últimas têm o dever de monitorar o ponto de captação com frequência, no mínimo, semestral, podendo chegar a mensal ou semanal em função da concentração de cianobactérias (Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde, de 12 de dezembro de 2011). Esse monitoramento está restrito ao ponto de captação. O papel de monitorar o corpo hídrico como um todo é das entidades de meio ambiente e/ou recursos hídricos. No Semiárido, um levantamento realizado junto a tais entidades (dados não publicados), no âmbito do Programa Nacional de Avaliação de Qualidade de Água – PNQA, da ANA, revelou que a frequência predominante de monitoramento nas estações de qualidade de água é bimestral em Pernambuco, trimestral no Ceará e semestral no Rio Grande do Norte e na Paraíba.

Nesse cenário, o *sensoriamento remoto* surge como uma possibilidade valiosa de complementar os programas de monitoramento convencionais (Bukata, 2005; Ritchie, Zimba e Everitt, 2003), preenchendo suas lacunas espaciais e temporais. Atualmente, diversos sensores a bordo de satélites permitem obter dados sobre alvos terrestres (Bakker, 2012). Além disso, dados de

sensoriamento remoto podem ser obtidos diretamente em campo por meio de *radiometria*, ou seja, a medição da intensidade com a qual um dado alvo reflete a radiação em diferentes faixas do espectro eletromagnético (Campbell e H, 2011).

O sensoriamento remoto óptico da qualidade da água se baseia num fato percebido cotidianamente: a coloração e a transparência da água são afetadas pelas substâncias nela presentes. Matéria inorgânica em suspensão, matéria orgânica dissolvida e pigmentos de algas são *componentes opticamente ativos* da água que alteram o retroespalhamento (*backscattering*) da luz e, por isso, a radiação eletromagnética que emerge da água carrega informações que podem ser usadas para estimar as concentrações desses componentes (Kondratyev, Pozdnyakov e Pettersson, 1998; Ritchie *et al.*, 2003). O componente opticamente ativo mais útil à avaliação da eutrofização é a clorofila *a*, um pigmento existente nas cianobactérias e nos eucariontes fotossintetizantes (Raven, Evert e Eichhorn, 1992) que serve como indicador da biomassa fitoplanctônica e da produtividade primária (Huot *et al.*, 2007; Schalles, 2006) e está associada à coloração verde de águas eutrofizadas. A derivação da concentração de clorofila *a* por sensoriamento remoto geralmente se faz por modelos empíricos que usam a *reflectância* medida em bandas específicas do espectro luminoso, isto é, em faixas específicas de comprimentos de onda (Ritchie *et al.*, 2003). Tem-se proposto o uso de modelos que levam em conta a reflectância em bandas do vermelho e infravermelho próximo (Gitelson, Schalles e Hladik, 2007). Dall’Olmo, Gitelson e Rundquist (2003) e Gitelson *et al.* (2008) propuseram e validaram um modelo que incorpora as reflectâncias em três ou duas bandas nessa região do espectro, limitando o impacto da presença de outros componentes opticamente ativos. A validação foi feita usando bandas correspondentes às dos sensores MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer)⁵ e MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)⁶. Por outro lado, Martinez *et al.* (2011) propuseram o uso das bandas do verde e do vermelho do sensor MODIS, no caso dos açudes do Semiárido.

MODIS e MERIS – este saiu de operação, mas será sucedido em breve pelo OLCI⁷ –, são sensores a bordo de satélites, interessantes ao monitoramento da concentração de clorofila *a* por possuírem boa *resolução espectral*, com bandas específicas para predição desse pigmento, e boa *resolução temporal*. O MODIS, a bordo de dois satélites da NASA – Terra e Aqua – produz imagens diariamente e de acesso gratuito. As bandas adequadas à predição da concentração de clorofila *a*, no entanto, tem baixa *resolução espacial*, com *pixels* de 1 por 1 km, e talvez isso limite sua aplicação apenas aos maiores açudes do Semiárido. Em contrapartida, esse mesmo sensor possui bandas com menor resolução espectral e maior resolução espacial, de 250 (vermelho e infravermelho próximo) e 500 m (azul e verde). O MERIS, por sua vez, operava a bordo do satélite Envisat. Seu sucessor, OLCI, estará a bordo do Sentinel-3. Em relação ao MODIS, eles têm melhor resolução espacial (300 m) nas bandas voltadas à predição da concentração de clorofila *a*, além de resolução temporal quase tão boa (~ 3 dias). A missão do MERIS esteve voltada à estimativa da clorofila *a* principalmente em águas oceânicas e costeiras, mas o sensor já foi aplicado com sucesso em águas continentais (Moses, Gitelson, Berdnikov e Povazhnyy, 2009). A desvantagem reside em suas imagens não serem de acesso gratuito.

Tendo em vista o exposto, o objetivo deste trabalho foi propor modelos matemáticos para predição da concentração de clorofila *a* em açudes do Semiárido a partir de dados de sensoriamento

⁵ <<https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/envisat/instruments/meris>>.

⁶ <<http://modis.gsfc.nasa.gov>>.

⁷ <http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/GMES/Sentinel-3>

remoto. Especificamente, pretendeu-se propor modelos para dados de radiometria, de imagens MERIS/OLCI e MODIS (de 1 km e 500 m de resolução).

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados para calibração dos modelos matemáticos foram obtidos em pontos amostrais situados em seis corpos hídricos com diferentes dimensões e níveis de eutrofização (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**; Tabela 1), durante cinco campanhas de coleta de dados (Tabela 2).

Tabela 1. Características principais dos corpos hídricos incluídos no presente estudo (Costa *et al.*, 2009; DNOCS, 1982, 1990, 2003; MI & FUNCATE, 2000; Molisani *et al.*, 2010; Rocha, 2008; SEMARH & IDEMA, 2008; SEMARH [www.semarh.rn.gov.br]; e dados deste estudo).

Corpo hídrico	Capacidade (hm ³)	Espelho d'água (km ²)	Tempo de residência (anos)	Estado trófico
Açude Eng.º Armando Ribeiro Gonçalves (AR)	2.400	195	1,89	Eutrófico
Açude Mendubim (ME)	76	10	1,96	Mesotrófico
Lagoa do Piató * (PT)	96	24	-	Hipereutrófico
Açude Santa Cruz do Apodi (SA)	600	34	3,14	Oligotrófico
Açude Castanhão (CA)	6.700	458	3,45	Mesotrófico
Açude Orós (OR)	1.940	202	1,29	Eutrófico

* Não foram encontrados dados confiáveis sobre a Lagoa do Piató. Área de espelho d'água calculada em Sistema de Informação Geográfica, com base de dados geográficos disponibilizada pela Agência Nacional de Águas.

Tabela 2. Campanhas de coleta de dados realizadas e dados coletados nos pontos amostrais. (AR: Armando Ribeiro; ME: Mendubim; SA: Santa Cruz do Apodi; PT: Lagoa do Piató; CA: Castanhão; OR: Orós).

Período	Corpo hídrico (nº de pontos amostrais)	Nº de amostras de água e de espectros de reflectância
Nov./2008	AR (9)	9
Dez./2010	AR (3); SA (3)	6
Jun./2011	AR (2); ME (1); PT (1); SA (2)	6
Nov./2011	AR (1); CA (2); OR (3); PT (2)	8
Abr./2012	AR (5)	5

Em cada ponto amostral (Tabela 2), entre 10 e 14h, coletava-se uma amostra de água, para análise da concentração de clorofila *a*, e executava-se a radiometria, para obtenção do espectro de reflectância entre 400 e 900 nm de comprimento de onda. As amostras de água eram tomadas à superfície com garrafa de Van Dorn de 2 L, da qual se retirava duas alíquotas em frasco de polietileno de 500 ml. Os frascos eram armazenados em caixa isotérmica escura, com gelo, até o retorno à base de apoio, onde se filtravam 200 ml a vácuo, com filtros Whatman 934-AH. Os filtros eram, então, mantidos a baixa temperatura até chegarem ao Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, para serem analisados. A quantificação da *Chla* foi feita por extração em etanol concentrado, filtração do extrato e análise em espectrofotômetro (Jespersen & Christoffersen, 1987). Não se usou acidificação para correção quanto a feopigmentos, atendendo ao recomendado por Stich & Brinker (2005). Para a radiometria,

utilizou-se um conjunto de radiômetros hiperespectrais TriOS: um RAMSES-ACC-VIS, para medição da irradiância descendente, e dois RAMSES-ARC-VIS, para medição das radiâncias ascendente e descendente.

Os modelos matemáticos propostos foram calibrados com os dados radiométricos coletados em campo. Os espectros de reflectância foram usados para simular a reflectância nas bandas dos sensores MODIS e MERIS. Para os modelos voltados a dados de radiometria e a imagens MERIS/OLCI e MODIS de 1 km de resolução, utilizaram-se a estrutura de três e de duas bandas dos modelos descritos em Dall’Olmo *et al.* (2003) e Gitelson *et al.* (2008). Para a seleção das bandas que seriam incluídas nos modelos, elaborou-se um algoritmo em linguagem R que testou todas as combinações possíveis, tendo-se selecionado as combinações com menor erro de predição. O erro de predição foi estimado pelo parâmetro denominado *erro*₆₃₂ (Efron, 1983), o qual foi determinado pelo método de *bootstrap* não paramétrico (Efron, 1979), assim como se fez para o cálculo dos intervalos de 95% de confiança dos coeficientes dos modelos, em que se usou o percentil ajustado (Efron & Tibshirani, 1993). No caso do modelo voltado a imagens MODIS de 500 m de resolução, este foi desenvolvido a partir de combinações manuais das bandas 1 a 4 do MODIS, simuladas. Também nesse caso utilizou-se *bootstrap* para determinar *erro*₆₃₂ e intervalos de confiança e elegeu-se aquele com menor erro de predição.

RESULTADOS E CONCLUSÃO

A maior concentração de clorofila *a* registrada foi de 101 µg/L, na Lagoa do Piató (PT) e a menor, de 1,2 µg/L, no Açude Santa Cruz do Apodi (SA). A calibração dos modelos foi bem sucedida. O modelo aplicável à radiometria teve melhor ajuste, seguido pelos modelos voltados a imagens MERIS/OLCI, MODIS 1 km de resolução e, por último, MODIS 500 m (Tabela 3). O pior desempenho do modelo MODIS 500 m já era esperado, em consequência da menor resolução espectral nas bandas 1 a 4 do MODIS. Todos os modelos, no entanto, tiveram desempenho satisfatório, mostrando bom potencial de aplicação a açudes do Semiárido. Esses modelos serão em breve testados em imagens de satélite para avaliar o potencial dos dados espaciais para um monitoramento robusto da qualidade da água.

Tabela 3. Modelos propostos. A notação R_i ou R_{i-j} denota a reflectância num comprimento de onda i ou numa banda $i-j$. Intervalos de confiança de 95% estão entre colchetes.

id.	Aplicação	Modelo	Ajuste		r^2	<i>err</i> ₆₃₂ (µg/L)	Fig.
		$Chla \propto x$	$Chla (\mu\text{g/L}) = a + bx$				
		$x = \dots$	a	b			
Mo01	MODIS 500 m	$[(R_{545-565} - R_{620-670}) / (R_{545-565} / R_{620-670})]$	2,677 [-4,770; 15,429]	$0,109 \cdot 10^{-5}$ [$0,085 \cdot 10^{-5}$; $0,137 \cdot 10^{-5}$]	0,74	14,01	1a
Mk01	MODIS 1 km	R_{748} / R_{678}	-20,716 [-28,528; -12,683]	$1,351 \cdot 10^{-3}$ [$1,164 \cdot 10^{-3}$; $1,546 \cdot 10^{-3}$]	0,87	9,92	1b
Me01	MERIS	$R_{754} / (R_{681} - R_{709})$	23,592 [21,545; 26,06]	$1,505 \cdot 10^{-3}$ [$1,344 \cdot 10^{-3}$; $1,635 \cdot 10^{-3}$]	0,92	7,43	1c
R02	Radiometria	$R_{767} / (R_{686} - R_{698})$	15,915 [14,002; 18,291]	$2,588 \cdot 10^{-3}$ [$2,348 \cdot 10^{-3}$; $2,764 \cdot 10^{-3}$]	0,93	6,87	1d

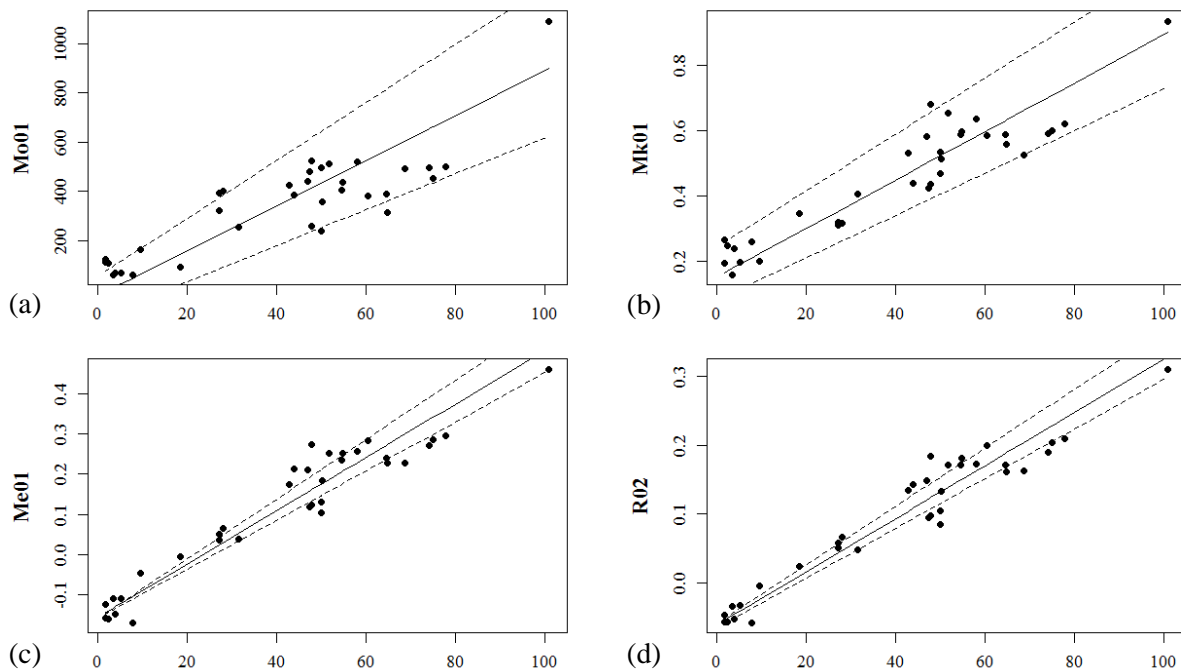


Figura 1. Ajuste dos modelos. Linhas tracejadas demarcam os intervalos de confiança de 95%.

REFERÊNCIAS

- ANA. (2012). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2012*. Disponível em <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/>
- BAKKER, W. (2012). Satellite and Sensor Systems for Environmental Monitoring. *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. doi:10.1002/9780470027318.a2319.pub2
- BARBOSA, J. M.; PONZI-JR, M. (2006). Arranjos produtivos no sertão nordestino: aqüicultura e pesca. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 1(1), pp. 30–37.
- BARTRAM, J.; BALLANCE, R. (Eds.). (1996). *Water Quality Monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Chapman & Hall, Londres.
- BOUVY, M.; Barros-Franca, L. M.; CARMOUZE, J. P. (1998). Compartimento microbiano no meio pelágico de sete açudes do estado de Pernambuco. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 10(1), pp. 93–101.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S. de; MARINHO, M.; BEKER, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20, pp. 285–297.
- BUKATA, R. P. (2005). Inland and coastal (case 2) water quality products. In *Satellite Monitoring Of Inland And Coastal Water Quality: Retrospection, Introspection, Future Direction*. CRC Press, Boca Raton.
- CAMPBELL, J. B.; WYNNE, R. H.. (2011). *Introduction to Remote Sensing*. 5 ed. The Guilford Press, Nova York.
- CEBALLOS, B. S. O. de; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J. F. de. (1998). Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. *Water Research*, 32(11), pp. 3477–3483.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, Londres.
- CIRILO, J. A. (2008). Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. *Estudos Avançados*, 22(63), pp. 61–82.
- COGERH. (2008). *Rede de monitoramento da qualidade da água: boletim informativo*. Disponível em <http://www.cogerh.com.br/>
- COOKE, G. D.; KENNEDY, R. H. (2001). Managing Drinking Water Supplies. *Lake and Reservoir Management*, 17(3), pp. 157–174.

- COSTA, I. A. S. da; CUNHA, S. R. D. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. de S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. (2009). Dinâmica de Cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Australis*, 13(2), pp. 382–401.
- DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A.; RUNDQUIST, D. C. (2003). Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. *Geophysical Research Letters*, 30(18). doi:10.1029/2003GL018065
- DNOCS. (1982). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida*. 1 ed. DNOCS, Fortaleza.
- DNOCS. (1990). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida*. 2 ed. DNOCS, Fortaleza.
- DNOCS. (2003). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida*. 3 ed. DNOCS, Fortaleza.
- EFRON, B. (1979). Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *Annals of Statistics*, 7(1), pp. 1–26.
- EFRON, B. (1983). Estimating the error rate of a prediction rule: improvement on cross-validation. *Journal of the American Statistical Association*, 78(382), pp. 316–331.
- EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*. In *Refrigeration And Air Conditioning* (Vol. 57, p. 436). Cox, D. R.; Hinkley, D. V.; Reid, N.; Rubin, D. B.; Silverman, B. W. (Eds.) Chapman & Hall.
- FERNANDES, V. de O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B. de; SOUZA, B. D. de. (2009). Ecologia de Cianobactérias: Fatores Promotores e Consequências das Florações. *Oecologia Australis*, 13(2), pp. 247–258.
- FERREIRA, A. C. S.; PAULINO, W. D.; MENEZES, M. (2008). Cianobactérias no estado do Ceará: uma tentativa de estabelecimento de classes de risco. In *Anais do XII Congresso Brasileiro de Ficologia, Águas Claras - DF*.
- FERRÃO-FILHO, A. da S. (2009). Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. *Oecologia Australis*, 13(2), pp. 272–312.
- FUNASA. (2003). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Disponível em http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/mnl_ciano_bacterias.pdf
- GHEYI, H. R.; PAZ, V. P. da S.; MEDEIROS, S. de S.; GALVÃO, C. de O. (Eds.). (2012). *Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações*. INSA / UFRB, Campina Grande, PB / Cruz das Almas, BA. Disponível em http://www.insa.gov.br/~webdir/salomao/livros-RH/recursos_hidricos_em_regioes_semiaridas.pdf
- GITELSON, A. A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 13, pp. 3367–3373.
- GITELSON, A. A.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W.; RUNDQUIST, D. C.; BARROW, T.; FISHER, T. R.; GURLIN, D.; *et al.* (2008). A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), pp. 3582–3593.
- GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. (2007). Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. *Remote Sensing of Environment*, 109(4), pp. 464–472.
- GITELSON, A. A.; YACOBI, Y. Z.; SCHALLES, J. F.; RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; STARK, R.; ETZION, D. (2000). Remote estimation of phytoplankton density in productive waters. *Archive of Hydrobiology Special issue on Advanced Limnology*, 55(55), pp. 121–136.
- GONS, H. (1999). Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. *Environmental Science & Technology*, 33, pp. 1127–1132.
- HUOT, Y.; BABIN, M.; BRUYANT, F.; GROB, C.; TWARDOWSKI, M. S.; & CLAUSTRE, H. (2007). Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences Discussions*, 4(2), pp. 707–745.
- HUSZAR, V.; SILVA, L.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, pp. 424, 67–77.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. (1987). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*, 109(3), pp. 445–454.
- KALLIO, K.; KOPONEN, S.; PULLIAINEN, J. (2003). Feasibility of airborne imaging spectrometry for lake monitoring — a case study of spatial chlorophyll a distribution in two meso-eutrophic lakes. *International Journal of Remote Sensing*, 24(19), pp. 3771–3790.
- KIRK, J. T. O. (2011). *Light and photosynthesis in aquatic systems*. 3 ed. Cambridge University Press.

- KONDRATYEV, K. Y.; POZDNYAKOV, D. V.; PETERSSON, L. H. (1998). Water quality remote sensing in the visible spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5), pp. 957–979.
- LONG, C. M.; PAVELSKY, T. M. (2013). Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sensing of Environment*, 129, pp. 197–209.
- MI. (2005). *Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro*. Disponível em <http://www.mi.gov.br/desenvolvimento/regional/publicacoes/delimitacao.asp>
- MI; FUNCATE. (2000). Análise da eficiência da açudagem nas bacias receptoras. In *Projeto de transposição de águas do rio São Francisco para o nordeste setentrional*. MI, Brasília.
- MARTINEZ, J. M.; VENTURA, D. L. T.; VIEIRA, M. R.; ATTAYDE, J. L. de; BUBEL, A. P.; COIMBRA, M. R.; OLIVEIRA, E. de. (2011). Satellite-based monitoring of reservoir eutrophication in the Brazil Semi-arid region. In *Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, 2011, pp. 5247–5254.
- MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. de S.; BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M. do; VASCONCELLOS, G. H. (2010). Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1), pp. 1–12.
- MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. (2009). Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data — successes and challenges. *Environmental Research Letters*, 4. doi:10.1088/1748-9326/4/4/045005
- MOURA, A.; DANTAS, E.; OLIVEIRA, H.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C. (2011). Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(2), pp. 451–459.
- PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S. da; SOUZA, N. R. de; ATTAYDE, J. L. de; CUNHA, S. R. de S.; GOMES, F. C. F. (2007). Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Australis*, 11(3), pp. 433–449.
- RAST, W.; HOLLAND, M. (1988). Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions. *Ambio*, 17(1), 2–12.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. (1992). *Biology of Plants*. 5 ed. W.H. Freeman and Company Publishers, Nova York.
- REBOUÇAS, A. da C. (1997). Água na região Nordeste: desperdício e escassez. *Estudos Avançados*, 11(29), pp. 127–154.
- RITCHIE, J.; ZIMBA, P.; EVERITT, J. (2003). Remote sensing techniques to assess water quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(6), pp. 695–704.
- ROCHA, A. C. de L. (2008). *Caracterização limnológica e determinação da capacidade de suporte do reservatório Mendubim (Rio Grande do Norte) para o cultivo de peixes em tanques-rede*. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Disponível em http://bdtd.bczm.ufrn.br/tesesimplificado/tde_arquivos/8/TDE-2008-07-29T053738Z1329/Publico/AnaCatarinaLR.pdf
- SCHALLES, J. F. (2006). Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal waters with varying suspended matter and CDOM concentrations. In *Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes: science and management applications*. Richardson, L.; Ledrew, E. (Eds.) Springer, Dordrecht, pp. 27–79.
- SEMARH; IDEMA. (2008). *Perfil do seu Município: Assú*. Disponível em http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/arquivos/Perfil do Seu Município 2009/Mapas/assu.pdf
- SIMIS, S. G. H.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. (2005). Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50(1), pp. 237–245.
- SMITH, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental science and pollution research international*, 10(2), pp. 126–139.
- STERCKX, S.; KNAEPS, E.; BOLLEN, M.; TROUW, K.; HOUTHUYS, R. (2007). Retrieval of Suspended Sediment from Advanced Hyperspectral Sensor Data in the Scheldt Estuary at Different Stages in the Tidal Cycle. *Marine Geodesy*, 30(1-2), pp. 97–108.
- STICH, H. B.; BRINKER, A. (2005). Less is better: Uncorrected versus pheopigment-corrected photometric chlorophyll-a estimation. *Archiv für Hydrobiologie*, 162(1), pp. 111–120.
- VIEIRA, V. P. P. B. (2002). Sustentabilidade do Semi-Árido Brasileiro: Desafios e Perspectivas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 7(4), pp. 105–112.