



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**USO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA MONITORAMENTO DA
CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A EM AÇUDES DO SEMIÁRIDO**

Dhalton Luiz Tosetto Ventura

Orientador: José Francisco Gonçalves Júnior

Co-orientador: Jean-Michel Martinez

BRASÍLIA
2013

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**USO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA MONITORAMENTO DA
CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA A EM AÇUDES DO SEMIÁRIDO**

Dhalton Luiz Tosetto Ventura

Orientador: José Francisco Gonçalves Júnior

Co-orientador: Jean-Michel Martinez

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia
da Universidade de Brasília – UnB
para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

BRASÍLIA
Março de 2013



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

DHALTON LUIZ TOSETTO VENTURA

Título:

“Uso do sensoriamento remoto para monitoramento da concentração de clorofila a em açudes do Semiárido”.

Banca Examinadora:


Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
Presidente / Orientador
ECL/UnB


Prof. Dr. Ricardo Bonfim Machado
Membro Titular
ZOO/UnB


Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Membro Titular
UEPB

Profa. Dra. Heloisa Sinatora Miranda
Membro Suplente
ZOO/UnB

Brasília, 28 de março de 2013.

AGRADECIMENTOS

Por trás de um trabalho árduo, como o que culmina numa dissertação de mestrado, certamente há o apoio de muita gente. Devo a execução deste trabalho ao Pesquisador Dr. Jean-Michel Martinez, que me deu a oportunidade e o treinamento necessários para desenvolver um projeto numa área do conhecimento com a qual eu não tinha intimidade, e ao Professor Dr. José Francisco Gonçalves Júnior, que assumiu minha orientação mesmo sabendo que meu projeto não era relacionado à sua área de atuação. Fui bem treinado, orientado e incentivado. O trabalho também não teria saído sem o apoio técnico e logístico do sempre simpático e solícito Prof. Dr. José Luiz de Attayde, o Coca, e de seu fiel escudeiro, Edson.

Agradeço aos colegas do curso e do laboratório pelos momentos de alegria e descontração e também pelas atividades conjuntas em que discutimos e aprendemos conceitos fundamentais da Ecologia. Vale uma lembrança especial para o convívio fácil e prazeroso com Gustavo, Carla, João, Paulinha, Dênis, Pedro, André e Danilo. Foi uma pena não ter passado mais tempo com eles, já que durante a maior parte do curso estive trabalhando na ANA. E esse é o gancho para agradecer também ao apoio dos colegas de trabalho João, Fabrício, Eurides, Prado, Marcão, Jorge e Luciano, que sempre demonstraram acreditar no meu potencial.

À esposa Daniela, aos amigos Bruno e Betella e aos numerosos e queridos familiares, sou grato pelo apoio, paciência, carinho e por não me deixarem esquecer o que realmente importa nessa viagem efêmera que fazemos por este mundo. Qualquer conquista pessoal se torna muito mais gratificante quando dividida com essas pessoas especiais que temos na vida.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	VI
Resumo	1
Abstract.....	2
Introdução.....	3
Material e Métodos.....	8
Área de Estudo	8
Amostragem e análises	14
Modelagem.....	17
Validação dos modelos MODIS 500 m.....	20
Geração de uma série de <i>Chla</i> estimada.....	21
Resultados.....	22
Dados obtidos	22
Modelagem.....	25
Validação dos modelos MODIS 500 m.....	28
Geração de uma série de <i>Chla</i> estimada.....	30
Discussão	32
Conclusões.....	38
Referências Bibliográficas.....	39
ANEXO 1	48
ANEXO 2	50
ANEXO 3	51
ANEXO 4.....	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo.....	9
Figura 2. Radiação disponível para fotossíntese (PAR) na coluna d'água.....	13
Figura 3. Montagem dos radiômetros na embarcação para radiometria fora e dentro d'água.	17
Figura 4. Relação entre <i>Chla</i> e TSS.	23
Figura 5. Espectros obtidos com a radiometria.	23
Figura 6. Espectros obtidos em alguns pontos amostrais.	24
Figura 7. Relação de TSS com a reflectância a 819 nm e na banda 1 simulada do MODIS....	24
Figura 8. Ajuste dos modelos selecionados.....	27
Figura 9. Aplicação dos modelos MODIS 500 m a imagens MODIS.	29
Figura 10. Validação dos modelos MODIS 500 m	30
Figura 11. Concentração de clorofila <i>a</i> (<i>Chla</i>) estimada e evolução do volume hídrico armazenado no açude Armando Ribeiro no período de jul./2003 a jan./2012.	31

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 nessa região, e no país como um todo, não tem a frequência e a abrangência necessárias. Nesse cenário, o uso do sensoriamento remoto surge como opção para suprir as lacunas espaciais e temporais do monitoramento. Em vista disso, o objetivo deste trabalho foi propor modelos matemáticos para predição da concentração de clorofila *a* (*Chla*) 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). Adicionalmente, pretendeu-se testar a aplicação dos modelos voltados a imagens MODIS de 500 m para geração de uma série temporal de *Chla* estimada. Coletaram-se dados de radiometria e *Chla* em pontos amostrais situados em seis açudes, durante cinco campanhas realizadas entre 2008 e 2012. Dentre numerosos modelos analisados, 14 foram selecionados, sendo cinco para imagens MODIS de 500 m de resolução (bandas 1, 3 e 4 desse sensor); dois para imagens MODIS de 1 km (bandas 13, 14 e 15); dois para imagens MERIS (bandas 7, 8, 9 e 10); e cinco para aplicação a dados de radiometria. Os modelos tiveram calibração bem sucedida e devem ser validados em estudos futuros. Um dos modelos para imagens MODIS 500 m foi validado e aplicado com sucesso à geração de uma série de *Chla* estimada no açude Eng.º Armando Ribeiro Gonçalves, abrangendo o período de julho de 2003 a janeiro de 2012. Esse modelo apresentou potencial para a análise de tendências na variação temporal da *Chla* e identificação de açudes em condições eutróficas. A abordagem adotada pode servir de base para um sistema automatizado de monitoramento da *Chla* em reservatórios.

ABSTRACT

Reservoirs in the Brazilian semiarid region are crucial for water supply, but many undergo cultural eutrophication and present cyanobacteria blooms. The conventional limnological monitoring in those water bodies lacks the necessary spatiotemporal coverage. In this scenario, remote sensing becomes a relevant option for complementing the conventional monitoring. This work aimed to select models for predicting chlorophyll *a* concentration (*Chla*) 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) imagery. It was also aimed to apply the selected MODIS 500 m models to the generation of a time series of estimated *Chla*. We collected radiometry and *Chla* data in six reservoirs, in five field campaigns which took place from 2008 to 2012. Fourteen models were selected: five for MODIS 500 m (bands 1, 3 and 4); two for MODIS 1 km (bands 13, 14 e 15); two for MERIS (bands 7, 8, 9 e 10); and five for radiometry data. The models were successfully calibrated and must be validated in future works. One of the MODIS 500 m models was validated and used for generating a time series of estimated *Chla* in Eng. Armando Ribeiro Gonçalves reservoir, covering the Jul/2003 – Jan/2012 period. The model has good potential for temporal trends analyses and for identifying reservoirs under eutrophic condition. The adopted approach in the time series generation may be the basis for an automated *Chla* monitoring system.

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 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, & 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 (J. M. Barbosa & 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, & Carmouze, 1998; Ceballos, König, & Oliveira, 1998; COGERH, 2008; Costa et al., 2009; Huszar, Silva, Marinho, Domingos, & Sant’Anna, 2000). A eutrofização de um corpo hídrico pode ser definida como o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio (Esteves, 2011). Quando natural, é um processo muito lento, mas quando de origem antrópica – denominada artificial ou cultural – se dá de forma acelerada (Anderson, Glibert, & Burkholder, 2002) e é devida principalmente aos efluentes domésticos, industriais e agropastoris (Esteves, 2011).

A eutrofização artificial 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 (W. Rast & Holland, 1988). A composição do fitoplâncton é alterada e tipicamente ocorre a dominância por cianobactérias formadoras de

blooms, sendo algumas dessas 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 & 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, & Beker, 1999; Fernandes, Cavati, Oliveira, & Souza, 2009; Ferreira, Paulino, & Menezes, 2008; Huszar et al., 2000; Moura, Dantas, Oliveira, & Bittencourt-Oliveira, 2011; Panosso et al., 2007). A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* frequentemente apresenta biomassa dominante na comunidade fitoplanctônica desses açudes (J. E. de L. Barbosa et al., 2012; Bouvy, Falcão, Marinho, Pagano, & Moura, 2000).

O monitoramento da qualidade da água é indispensável em mananciais eutrofizados. Ele permite 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 & Ballance, 1996). No Lago Paranoá (Distrito Federal), por exemplo, o monitoramento evidenciou que uma redução significativa nas concentrações de fósforo e clorofila *a* só foi efetivada após a abertura abrupta das comportas do reservatório, não tendo bastado o tratamento de esgoto (Angelini, Bini, & Starling, 2008).

Bartram & Balance (1996) recomendam pelo menos 12 amostragens por ano (monitoramento mensal) nos reservatórios em processo de eutrofização. Em águas com sabida presença de cianobactérias, Chorus & 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. A maior rede de monitoramento é da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, no Estado do Ceará, com 273 estações e um custo anual de operação estimado em R\$ 830.000,00.

Nesse cenário, o *sensoriamento remoto* surge como uma possibilidade valiosa de complementar os programas de monitoramento convencionais, preenchendo suas lacunas espaciais e temporais (Bukata, 2005; Ritchie, Zimba, & Everitt, 2003). Pode-se definir *sensoriamento remoto* como a aquisição de informações sobre um objeto sem que haja contato físico com ele (Elachi & Zyl, 2006). 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 & Wynne, 2011).

O *sensoriamento remoto óptico* da qualidade da água está associado a um fato que percebemos 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, & 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, & Eichhorn, 1992) que serve como indicador da biomassa fitoplanctônica e produtividade primária (Huot et al., 2007; Schalles, 2006) e está associada à coloração verde de águas eutrofizadas. A derivação de sua concentração 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).

Em águas onde a clorofila *a* é o componente opticamente ativo dominante, como comumente ocorre em alto-mar, há certa facilidade para deduzir a concentração desse pigmento usando a reflectância nas regiões do verde e do azul do espectro luminoso (Morel & Prieur, 1977). No entanto, a mesma facilidade não ocorre em águas costeiras e continentais, geralmente mais turvas e opticamente complexas, em que o espectro de absorção da clorofila *a* na região do azul é sobreposto pelo de outros componentes (Schalles, 2006). Nesse caso, tem se proposto o uso de modelos que levam em conta a reflectância em bandas do vermelho e infravermelho próximo (Gitelson, Schalles, & Hladik, 2007). Dall'Olmo, Gitelson, & Rundquist (2003) propuseram um modelo que incorpora as reflectâncias em três bandas nessa região do espectro. O modelo foi validado por Gitelson et al. (2008) usando bandas correspondentes às do sensor MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer)¹, em um banco de dados que abrangia diferentes corpos hídricos e combinações bem diversas de

¹ Ver M. Rast, Bezy, & Bruzzi (1999) e <<https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/envisat/instruments/meris>>.

turbidez e eutrofização. Obteve-se 32% de acurácia na predição da concentração de clorofila *a*. Esses autores também validaram um “modelo de duas bandas”, que é, na verdade, um caso especial do “modelo de três bandas”, aplicável a águas onde a clorofila *a* é o componente opticamente ativo dominante. Usando bandas correspondentes às do sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)², lograram acurácia de 57%.

MODIS e MERIS – este saiu de operação, mas será sucedido pelo OLCI³ –, 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. O MODIS, a bordo de dois satélites da NASA – Terra e Aqua – se destaca por produzir imagens diariamente (alta *resolução temporal*) 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, operou a bordo do 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 (~ 2 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, & Povazhnyy, 2009). A desvantagem reside em suas imagens não serem de acesso gratuito.

² Ver Rudorff, Shimabukuro, & Ceballos (2007) e <<http://modis.gsfc.nasa.gov>>.

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

A gratuidade de acesso às imagens MODIS traz uma possibilidade muito interessante, que se soma ao monitoramento: a construção de séries de dados em retrospectiva a partir das imagens registradas desde o início da operação do sensor. O MODIS iniciou sua operação a bordo do satélite Terra em 2000, o que cria a expectativa de se aplicar os resultados do presente estudo para obter séries de mais de dez anos sobre a concentração de clorofila *a* em açudes do Semiárido. Considerando-se que muitos açudes deverão receber, direta ou indiretamente, águas da transposição do Rio São Francisco, tais séries seriam úteis, por exemplo, para avaliação do efeito desse aporte hídrico extra sobre a qualidade da água.

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 remoto. Especificamente, pretendeu-se selecionar e avaliar modelos a partir de dados de radiometria e de imagens MERIS/OLCI e MODIS (de 1 km e 500 m de resolução). Adicionalmente, pretendeu-se testar a aplicação dos modelos voltados a imagens MODIS de 500 m para geração de uma série temporal de concentrações estimadas de clorofila *a*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A fim de obter dados de radiometria para um amplo espectro de variação da concentração de clorofila *a* (*Chla*), definiram-se pontos amostrais em diferentes corpos hídricos (Figura 1), a saber: Açude Eng.º Armando Ribeiro Gonçalves (doravante Armando Ribeiro ou AR), Açude Mendubim (ME) e Lagoa do Piató (PT), os três na bacia do Rio Piranhas-Açu; Açude Santa Cruz do Apodi (SA), na bacia do Apodi-Mossoró; e os Açudes Castanhão (CA) e Orós (OR), na bacia do Rio Jaguaribe. Suas características físicas são

mostradas na Tabela 1. Essa lista abrange corpos hídricos de pequeno, médio e grande porte, com diferentes níveis de eutrofização.

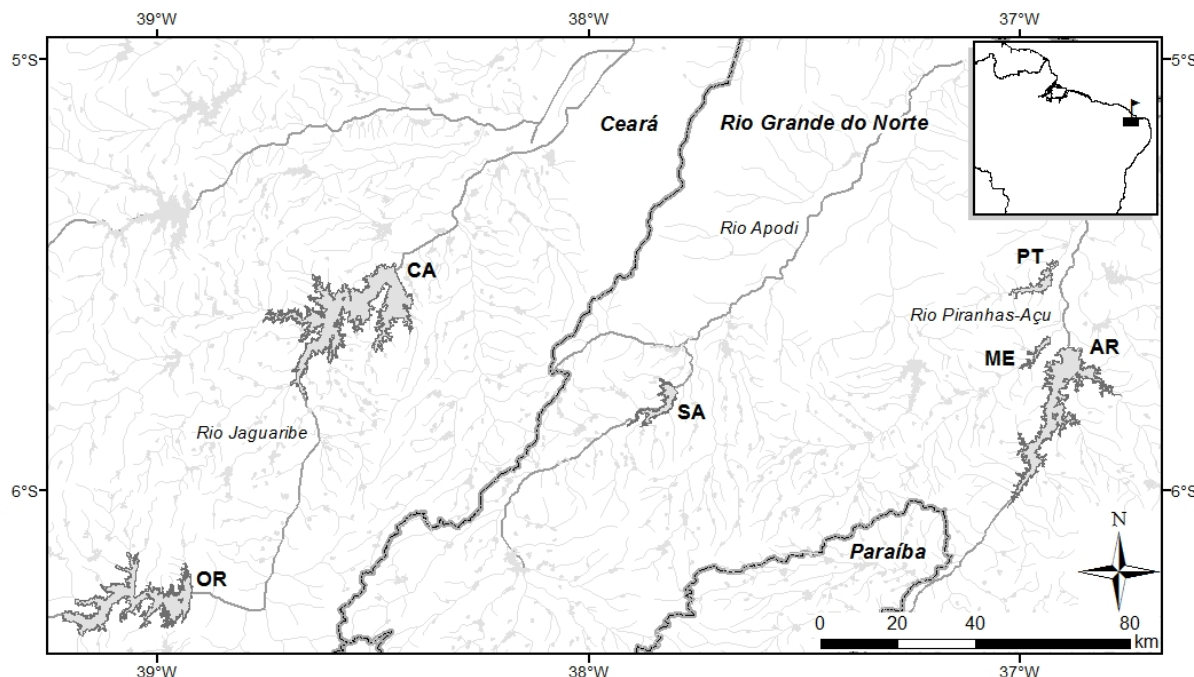


Figura 1. Área de estudo. Em destaque, os açudes Eng.º Armando Ribeiro Gonçalves (AR), Mendubim (ME), Lagoa do Piató (PT), Santa Cruz do Apodi (SA), Castanhão (CA) e Orós (OR); bem como os rios Piranhas-Açu, Apodi e Jaguaribe.

Tabela 1. Características físicas dos corpos hídricos incluídos no presente estudo. Fontes: (DNOCS, 1982, 1990, 2003; MI & FUNCATE, 2000; SEMARH & IDEMA, 2008; SEMARH⁴).

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

* 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.

⁴ Ficha Técnica do Reservatório Santa Cruz do Apodi no Sistema de Informações online. Disponível em <<http://www.semarh.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cResFichaTecnica.asp?IdReservatorio=43>>.

O rio Piranhas-Açu estende-se por aproximadamente 300 km e, assim como praticamente todos os rios do Semiárido, é intermitente sob condições naturais. Ficaria sem água nos períodos de estiagem não fosse por dois grandes açudes que regularizam sua vazão: Coremas-Mãe D'Água, na Paraíba, e Armando Ribeiro, no Rio Grande do Norte. Sua bacia hidrográfica, totalmente inserida em região de clima semiárido, tem área de 42.900 km² e abrange, total ou parcialmente, 102 municípios na Paraíba e 45 no Rio Grande do Norte, onde vivem mais de um milhão e meio de pessoas (CBH Piancó-Piranhas-Açu⁵). A maior parte da bacia é formada de rochas cristalinas pré-cambrianas, havendo manchas constituídas por arenitos caulíníticos, arenitos ferruginosos e lateritas. Na porção potiguar, predominam os solos Bruno Não Cálculo e Litólicos Eutróficos (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Rio Grande do Norte [SEMARH], 1998). A cobertura vegetal é dominada pela caatinga, havendo extensos carnaubais nas planícies aluviais (Silva, 1999). As principais demandas de recursos hídricos são para abastecimento público e irrigação (SEMARH, 1998). Há problemas de qualidade de água relacionados à presença de metais pesados e à proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas nos açudes (Eskinazi-Sant'Anna et al., 2006; Panosso et al., 2007).

A barragem do açude Armando Ribeiro, o maior da bacia do Piranhas-Açu, foi concluída em 1983 (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas [DNOCS], 1990). Excetuando-se os reservatórios de hidrelétricas, é o segundo maior reservatório do Nordeste. Abastece o perímetro de irrigação do Baixo-Açu, muitas comunidades rurais e mais de 20 municípios. Dele partem quatro adutoras: Mossoró, Sertão Central-Cabugi, Serra de Santana e Médio Oeste (Cirilo, 2008). A comunidade fitoplânctonica é dominada por cianobactérias e se registrou a presença de cianotoxinas na água durante todo um ano de estudo, com maior

⁵ Descrição da bacia no *site* do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu. Disponível em <<http://www.cbhpiancopiranhasacu.org.br/site/a-bacia/>>.

incidência nos períodos de chuva e transição (Costa et al., 2006). Os dados obtidos por Costa et al. (2009) entre setembro de 2002 e março de 2004 confirmam a condição eutrófica desse açude: concentração média de clorofila *a* de cerca de 40 µg/L, com valor máximo registrado acima de 60 µg/L; biovolume do fitoplâncton entre 99 e 176 mm³/L; transparência (Secchi) média da água menor que 0,5 m; e valores elevados de fósforo total (média > 50 µg/L) e nitrogênio total (média ~ 7 mg/L). Em outro estudo, Araújo (2009) observou concentrações de clorofila *a* de 50,4 ± 20 µg/L e constatou, com disco de Secchi, baixa transparência da água de 0,72 ± 0,31 m. O açude também foi classificado como eutrófico por Mosca (2008).

O açude Mendubim, por sua vez, tem dimensões muito menores que o vizinho Armando Ribeiro. Também difere deste por ser considerado mesotrófico, conforme estudo de Rocha (2008), que observou transparência (Secchi) média da água de 1,7 m (± 0,3) e concentrações de fósforo total, nitrogênio total, clorofila *a* e sólidos em suspensão de 30,8 µg/L (± 12,3); 1,7 mg/L (± 0,15); 5,6 µg/L (± 2); e 4,5 mg/L (± 1,9), respectivamente. Segundo o estudo, a comunidade fitoplanctônica é dominada por cianobactérias, com densidade variando entre 2.772 e 25.677 ind./mL.

O rio Apodi, diferentemente do Piranhas-Açu, está totalmente inserido no Rio Grande do Norte. De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (SEMARH, 1998), sua bacia, a do Apodi-Mossoró, tem 14.276 km², abrangendo 26,8% do estado e 52 municípios. Os solos predominantes são o Podzólico Vermelho-Amarelo Eutrófico, Cambissolo Eutrófico, Bruno Não Cálcico e Litólicos Eutróficos. Mais de 50% do solo é ocupado por caatinga antropizada, cerca de 20% por caatinga herbáceo-arbustiva, 4% por caatinga arbórea e 10% por agricultura. As principais demandas hídricas são para irrigação e abastecimento público. O açude Santa Cruz do Apodi, inaugurado em 2002, visa ao controle de cheias e regularização

da vazão do rio, irrigação de mais de 9.000 ha na Chapada do Apodi e abastecimento de mais de 100.000 habitantes em 27 municípios (SEMARH⁶).

O rio Jaguaribe percorre cerca de 630 km, integralmente no estado do Ceará. Sua bacia abrange 255 km² do estado de Pernambuco e quase 72.000 km² do Ceará, ocupando praticamente metade do estado (Secretaria dos Recursos Hídricos, Ceará [SRH], 2005). Por sua grande extensão, é dividida em cinco regiões hidrográficas ou sub-bacias: Alto Jaguaribe; Salgado; Banabuiú; Médio Jaguaribe; e Baixo Jaguaribe. Em 60% da bacia tem-se clima semiárido (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 1999). Predomina na bacia, assim como em todo o estado, o embasamento de rochas cristalinas; e a vegetação dominante é de caatinga arbustiva densa e caatinga arbustiva aberta, havendo carnaubais margeando o Jaguaribe (SRH, 2005). Os solos são pedregosos e pouco profundos, destacando-se os Podzólicos Vermelho-Amarelos Eutróficos, Litólicos Eutróficos, Planossolos Solódicos e Bruno Não Cálcicos (IBGE, 1999). Os usos preponderantes de recursos hídricos visam ao abastecimento público e à irrigação (SRH, 2005).

Os açudes Orós e Castanhão regularizam a vazão do Jaguaribe, garantindo a sua “perenização”. O primeiro está no exutório da sub-bacia do Alto Jaguaribe. É um açude antigo, tendo sido inaugurado em 1961, e já foi o maior do Nordeste (DNOCS, 1982). O segundo encontra-se a jusante, no Médio Jaguaribe. Bem mais recente, foi concluído em 2003 e encheu já em 2004, com o grande volume pluviométrico daquele ano. É o maior açude do Nordeste e reforça, por meio de uma adutora, o abastecimento da região metropolitana de Fortaleza. Num estudo limnológico conduzido menos de três anos após seu enchimento, Molisani et al. (2010) classificaram o açude como mesotrófico. Encontraram concentrações de clorofila *a* de 0,71 a 15 µg/L; transparência (Secchi) entre 0,65 e 2,4 m; e fósforo total entre

⁶ Barragem Santa Cruz do Apodi. Disponível em <<http://www.semarh.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/semarh/INFRAESTRUTURA/gerados/barragemasantacruzdoapodi.asp>>.

11 e 369 $\mu\text{g/L}$. As menores transparências e os maiores valores de fósforo total se deram na entrada do reservatório. A comunidade fitoplanctônica foi dominada, em termos de abundância, por Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cryptophyceae.

Nas visitas aos corpos hídricos incluídos neste estudo (Tabela 1), coletaram-se dados para caracterizar a qualidade da água (Tabela 2) e o decaimento da radiação disponível para fotossíntese (PAR) na coluna d'água (Figura 2). Tal decaimento foi calculado pela integração das irradiâncias entre 400 e 700 nm, medidas a diferentes profundidades, com os mesmos equipamentos utilizados para a radiometria acima da superfície (descritos no próximo tópico e mostrados na Figura 3). A profundidade da zona eufótica, definida como a profundidade onde a PAR atinge 1% em relação à superfície, variou entre 1,3 m (AR abr/12 ini1) e 8,2 m (SA dez/10 P1).

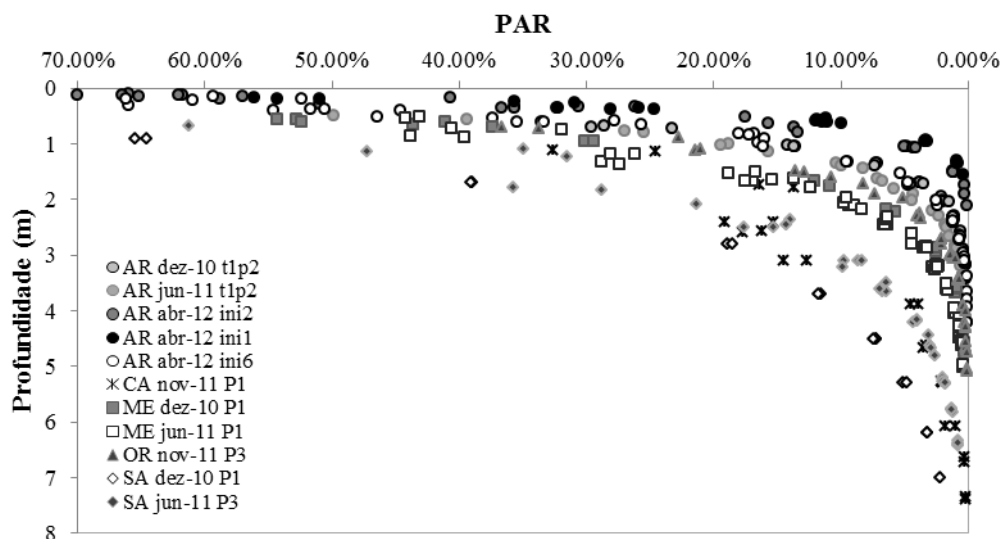


Figura 2. Radiação disponível para fotossíntese (PAR) na coluna d'água. Dados obtidos durante as visitas aos açudes.

Tabela 2. Qualidade da água nos primeiros 2 m de profundidade dos pontos amostrais (dados obtidos durante as visitas aos açudes). Valores: mediana (máx.; mín.). (CH: corpo hídrico; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; TSS: sólidos totais em suspensão; VSS: sólidos voláteis em suspensão; FSS: sólidos fixos em suspensão).

CH	Data	Chla (µg/L)	T (°C)	pH	CE (µS/cm)	OD (mg/L)	TSS (mg/L)	VSS (mg/L)	FSS (mg/L)
AR	nov/08	64.9 (31.5; 86.0)	30.0 (29.5; 31.5)	9.6 (8.1; 9.8)	200.4 (198.9; 334.6)	10.4 (6.6; 11.9)	12.6 (7.8; 26.8)	10.0 (6.8; 15.0)	0.2 (0.0; 7.0)
AR	dez/10	49.0 (44.1; 54.9)	28.9 (27.9; 29.6)	8.6 (8.3; 8.7)	259.7 (259.0; 260.5)	8.7 (7.4; 9.7)	6.7 (4.5; 9.0)	6.7 (4.5; 8.5)	0.0 (0.0; 1.0)
AR	jun/11	18.7 (18.4; 48.0)	-	-	-	-	4.7 (3.0; 6.3)	-	-
AR	nov/11	45.8 (42.8; 50.0)	27.9 (27.7; 28.0)	7.3 (7.1; 7.4)	256.0 (256.0; 256.0)	9.0 (8.5; 9.1)	10.3 (10.0; 11.3)	-	-
AR	abr/12	53.0 (45.1; 78.7)	-	-	-	-	-	-	-
CA	nov/11	7.0 (4.0; 7.8)	28.8 (28.5; 29.4)	6.7 (6.6; 6.7)	304.9 (304.0; 305.0)	7.9 (7.7; 8.5)	3.7 (2.7; 4.0)	-	-
ME	dez/10	*	27.7 (27.7; 27.7)	7.9 (7.9; 7.9)	165.0 (164.6; 165.0)	7.6 (7.6; 7.6)	*	*	*
ME	jun/11	9.6	-	-	-	-	3.8	-	-
OR	nov/11	28.0 (27.2; 32.4)	30.1 (30.1; 30.1)	7.4 (7.2; 7.5)	279.5 (279.0; 280.3)	10.0 (8.8; 10.2)	7.3 (6.7; 7.7)	-	-
PT	jun/11	101.0	-	-	-	-	39.0	-	-
PT	nov/11	48.7 (47.4; 50.1)	28.7 (28.6; 28.7)	7.4 (7.4; 7.4)	966.0 (966.0; 966.0)	9.2 (9.2; 9.2)	21.0	-	-
SA	dez/10	1.8 (1.2; 2.4)	29.2 (28.9; 30.1)	8.2 (8.1; 8.3)	256.8 (256.0; 257.0)	7.4 (7.2; 7.5)	0.8 (0.5; 1.5)	0.5 (0.0; 1.3)	0.0 (0.0; 0.3)
SA	jun/11	3.4 (3.1; 5.2)	-	-	-	-	1.0	-	-

Amostragem e análises

Este estudo se vale de dados obtidos no âmbito do Projeto “Hidrologia Espacial”, uma parceria em andamento entre a Agência Nacional de Águas – ANA e o *Institut de Recherche pour le Développement* – IRD, que também conta com a participação de outras instituições, como a Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN. Cinco campanhas de coleta de dados foram realizadas até o momento (Tabela 3; ANEXO 1). O Armando Ribeiro foi o açude mais visitado, principalmente em razão do apoio da UFRN.

Em cada visita a um corpo hídrico, tomaram-se, em um ou mais pontos, amostras de água para determinação em laboratório da concentração de clorofila *a* (*Chla*) e de sólidos totais em suspensão à superfície (TSS). Em algumas oportunidades foram determinadas as concentrações de sólidos voláteis em suspensão (VSS) e sólidos fixos em suspensão (FSS). Nos mesmos pontos amostrais, executou-se a radiometria para obtenção dos espectros de reflectâncias entre 400 e 900 nm. Os dados foram coletados entre 10 e 14h.

Tabela 3. Campanhas de coleta de dados realizadas. (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	Radiometria
Nov./2008	AR (11)	17	9
Dez./2010	AR (5); SA (3)	14	7
Jun./2011	AR (3); ME (1); PT (2); SA (2)	11	7
Nov./2011	AR (2); CA (2); OR (3); PT (2)	14	8
Abr./2012	AR (5)	12	5

As amostras de água foram tomadas à superfície, a 1 m e a 2 m de profundidade usando-se garrafa de Van Dorn de 5 L, com a qual se enchiam dois frascos 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 a vácuo, com filtros Whatman 934-AH (1,5 µm de porosidade), 200 ml para análise de *Chla* e 200 ml para análise de TSS, VSS e FSS. Os filtros eram, então, mantidos a baixa temperatura até chegarem ao Laboratório de Ecologia Aquática da 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), que concluíram que tal procedimento pode aumentar o erro da análise em comparação com a não acidificação. As análises de TSS foram

realizadas com o peso seco do material particulado, após secagem em estufa a 105 °C por períodos consecutivos de 1 h até a estabilização do peso. FSS foi quantificado após incineração em mufla a 550 °C por 15 min. VSS correspondeu à diferença entre os dois anteriores (American Public Health Association [APHA], 1998).

Para a radiometria, utilizou-se um conjunto de radiômetros hiperspectrais TriOS (Figura 3): um RAMSES-ACC-VIS, para medição da irradiância, e dois RAMSES-ARC-VIS, para medição da radiância ascendente e descendente. Esses radiômetros permitem o registro da intensidade da radiação eletromagnética entre 320 e 950 nm, com resolução de 3,3 nm. Os três radiômetros operam simultaneamente, ligados a um computador por meio de uma base receptora, e o *software* MSDA XE da TriOS permite o cálculo e o registro, em tempo real, da reflectância nos diferentes comprimentos de onda. Para a obtenção da reflectância de 1 em 1 nm, os dados, registrados a cada 3,3 nm, foram interpolados. Como resultado, tem-se uma curva que descreve o *comportamento espectral* da água (Figura 5).

Uma vez que os dados de reflectância têm valores muito baixos, as reflectâncias registradas por radiometria foram multiplicadas por 10^5 para facilitar a análise e visualização. Isso se refletiu nos coeficientes dos modelos desenvolvidos.

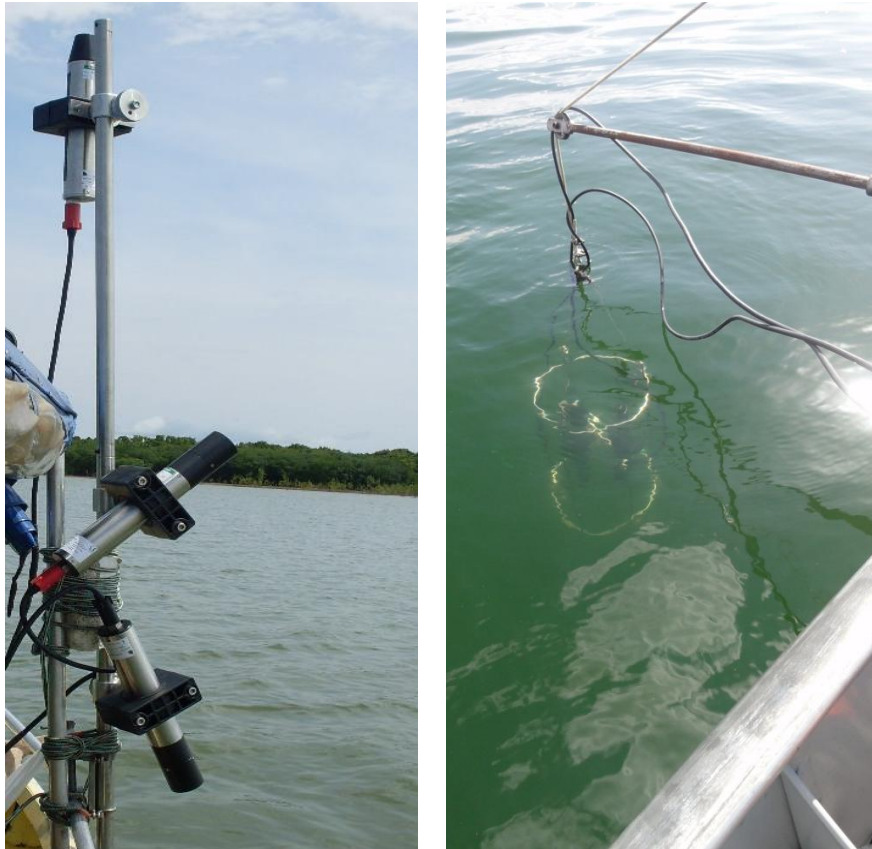


Figura 3. Montagem dos radiômetros na embarcação para radiometria fora e dentro d'água.

Modelagem

Como anteriormente mencionado, Dall'Olmo et al. (2003) propuseram um modelo para predição da concentração de clorofila *a* que leva em conta a reflectância em três bandas espectrais. Os princípios do modelo se explicam a seguir, conforme Gitelson *et al.* (2008).

A predição das concentrações dos componentes opticamente ativos da água se baseia na relação entre a *reflectância de sensoriamento remoto* (doravante apenas reflectância ou *R*) e os coeficientes de retroespalhamento (*b*) e de absorção total (*a*) da energia luminosa:

$$R_{\lambda} \propto \gamma \frac{b_{\lambda}}{a_{\lambda} - b_{\lambda}}$$

Equação 1

onde λ é o comprimento de onda e γ depende da geometria do campo luminoso que emerge do corpo hídrico. O coeficiente a_λ é a soma dos coeficientes de absorção dos pigmentos (a_{pigm}), da matéria orgânica dissolvida colorida (a_{CDOM}), das partículas inanimadas em suspensão ($a_{tripton}$) e da água pura (a_{water}):

$$a_\lambda = a_{pigm} + a_{CDOM} + a_{tripton} + a_{water} \quad \text{Equação 2}$$

Um dos componentes de a_{pigm} , por sua vez, é o coeficiente de absorção da clorofila a (a_{chla}). É este último que o modelo de três bandas busca estimar, indiretamente, para viabilizar a predição da concentração daquele pigmento. O modelo assume a forma:

$$Chla \propto \frac{R_{\lambda_3}}{R_{\lambda_1} - R_{\lambda_2}} \quad \text{Equação 3}$$

onde $Chla$ é a concentração de clorofila a e R_{λ_i} é a reflectância na banda λ_i . A banda λ_1 deve ter máxima sensibilidade a a_{chla} , o que a situa entre 660 e 690 nm. Essa banda, no entanto, também será sensível à absorção dos demais componentes ($a_{CDOM} + a_{tripton}$), cujo efeito deve ser subtraído. Por isso, estabelece-se a banda λ_2 suficientemente próxima da primeira para que seja igualmente sensível a ($a_{CDOM} + a_{tripton}$) e, ao mesmo tempo, suficientemente distante para que tenha baixa sensibilidade à a_{chla} , o que deve ocorrer entre 710 e 730 nm. Ainda é necessário, no entanto, neutralizar o efeito da variação do retroespalhamento da luz na água (b_λ no numerador da Equação 1), o que pode ser conseguido definindo-se uma banda λ_3 minimamente sensível a ($a_{chla} + a_{CDOM} + a_{tripton}$), de modo que se tenha ($a_{\lambda_3} \sim a_{water}$) e ($R_{\lambda_3} \propto b_{\lambda_3}$). Os comprimentos de onda na faixa do infravermelho próximo se candidatam a essa função.

Um caso especial do modelo de três bandas, o modelo de duas bandas, é aplicável quando a clorofila a é o componente opticamente ativo dominante, isto é, quando ($a_{chla_{\lambda_1}} \gg b_{\lambda_1}$) e ($a_{chla_{\lambda_1}} \gg a_{CDOM_{\lambda_1}} + a_{tripton_{\lambda_1}}$):

$$Chla \propto \frac{R_{\lambda_3}}{R_{\lambda_1}} \quad \text{Equação 4}$$

Esses modelos, que foram validados com dados oriundos de águas em condições bastante variadas de eutrofização e turbidez, foram adotados como a principal referência para a pré-seleção de modelos executada no presente trabalho. Para tal pré-seleção, utilizaram-se os dados obtidos de *Chla* e reflectância, conforme descrito a seguir.

No caso dos modelos propostos para predição de *Chla* diretamente a partir de dados de radiometria, elaborou-se um *script* em linguagem R (ANEXO 3), no *software* RStudio (versão 0.97). Mantendo uma estrutura de duas ou três bandas, o algoritmo testava todas as combinações possíveis de bandas, gerando uma lista dos modelos com coeficiente de determinação (r^2) maior que 0,8 – mais de 60.000 combinações de duas ou três bandas atenderam a esse critério. No caso dos modelos propostos para predição de *Chla* a partir de imagens MERIS e MODIS (resolução de 1 km), apenas modificou-se o mencionado *script* para que os comprimentos de onda correspondessem às bandas desses sensores. E no caso dos modelos voltados a imagens MODIS de 500 m de resolução, os dados radiométricos foram previamente utilizados para simular os dados de reflectância nas bandas 1 a 4 desse sensor (ANEXO 2) e, então, a seleção de modelos foi feita tanto manualmente (pela análise de combinações simples dessas bandas) como computacionalmente (por intermédio de algoritmos evolutivos híbridos [Cao, Recknagel, & Orr, in press]; ver Recknagel, 2008 para uma descrição). Por fim, também se incluiu, na pré-seleção, modelos relacionados na literatura.

Após a pré-seleção dos modelos, procedeu-se à calibração e avaliação do erro de predição. Mais uma vez, valeu-se de *scripts* em linguagem R (ANEXO 3). Estimaram-se, por *bootstrapping* (Efron, 1979; ver Wehrens, Putter, & Buydens, 2000 para uma descrição), os coeficientes e intervalos de confiança de 95% ($IC_{95\%}$), o r^2 e o *bootstrap* 632 (Efron, 1983; doravante err_{632}), um parâmetro que quantifica o erro de predição de um modelo. Foi usado o pacote *boot*, que integra a lista de pacotes da instalação padrão do R. Para cada modelo, 9.999 amostras bootstrap foram geradas. Adotou-se o método do bootstrap balanceado no processo de geração das amostras e, para o cálculo dos $IC_{95\%}$, aplicou-se o percentil ajustado (BC_{α} , Efron & Tibshirani, 1993).

Ao final, foram selecionados os modelos com baixo err_{632} , mantendo-se, deliberadamente, alguns modelos frequentemente citados na literatura como promissores.

Validação dos modelos MODIS 500 m

Antes da validação, o comportamento dos modelos voltados a imagens MODIS de 500 m, selecionados na fase anterior, foi avaliado com reflectâncias extraídas de imagens⁷ dos produtos MOD09A1 e MYD09A1 (imagens MODIS compostas pelos pixels de melhor qualidade num intervalo de oito dias consecutivos) cujas datas de aquisição abrangiam as datas de coleta de dados em campo. Em seguida, procedeu-se à validação dos modelos com dados de clorofila *a* fornecidos pela ANA, provenientes de um estudo realizado nos períodos de chuva e estiagem, em 2009, pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP, totalizando 16 campanhas de coleta de dados nos açudes Armando Ribeiro e Castanhão. Como a metodologia utilizada para a determinação de tais dados de clorofila *a* não foi a mesma utilizada no presente trabalho, vez que envolvia a acidificação das amostras para

⁷ As reflectâncias das imagens foram divididas por π para equiparação às reflectâncias da radiometria.

correção da interferência dos feopigmentos, os dados foram transformados antes da validação, de acordo com a relação matemática encontrada por J. L. de Attayde (dados não publicados) entre as concentrações determinadas com e sem acidificação ($r^2 = 0,97$).

Geração de uma série de *Chla* estimada

Os modelos MODIS 500 m com validação satisfatória foram aplicados à geração de uma série de dados estimados de concentração de clorofila *a* (*Chla*) no açude Armando Ribeiro. Delimitou-se, para o procedimento, o período de julho de 2003 a janeiro de 2012. Esse período abrange um evento crítico: as intensas chuvas do início de 2004 (vide enchimento abrupto do açude no gráfico inferior da Figura 11). A série produzida foi comparada com dados observados em campo, provenientes deste trabalho e do trabalho de Mosca (2008), além dos dados fornecidos pela ANA (usados na validação dos modelos).

As imagens utilizadas foram, novamente, dos produtos MOD09A1 e MYD09A1. Adotou-se tal tipo de imagem porque a interferência da cobertura de nuvens é reduzida e a correção atmosférica é mais eficiente. O *download* das imagens foi feito com o programa GetModis e o processamento com o MOD3R (Martinez, Villar, Cochonneau, Le Hesran, & Guyot, in press), ambos desenvolvidos pelo IRD e de uso livre (ANEXO 4). O MOD3R calcula, para cada imagem em uma série, a reflectância representativa de uma área delimitada no corpo hídrico, descartando-se os *pixels* de qualidade duvidosa. A delimitação de tais áreas se restringiu às proximidades da barragem, como uma estratégia para tentar evitar a interferência do material em suspensão que adentra o reservatório por via fluvial, cuja presença dificulta a predição de *Chla* por sensoriamento remoto. Além disso, a restrição à zona da barragem evita a susceptibilidade à variação de nível do reservatório, exceto nos casos mais extremos de depleção do volume armazenado. Foram processadas 788 imagens. Descartaram-se 362 por qualidade ruim ou duvidosa.

RESULTADOS

Dados obtidos

A maior concentração de clorofila *a* (*Chla*) 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 maior concentração de sólidos totais em suspensão à superfície (TSS) foi de 39 mg/L (PT) e, a menor, de 0,5 mg/L (SA). Verificou-se uma correlação significativa entre *Chla* e TSS ($S = 641,83$; $\rho = 0,78$; $p \ll 0,01$; $n = 67$), mas houve visível variabilidade na relação (Figura 4).

O comportamento espectral observado foi semelhante na maior parte dos trinta e seis espectros de reflectância obtidos (Figura 5). O comportamento típico observado pode ser representado pelo espectro do ponto P09 (AR, 2008) (Figura 6) e exibiu as seguintes feições: depressão discreta a 440 nm; pico pronunciado próximo a 555 nm; depressão a 625 nm seguida de pico discreto a 650 nm; depressão pronunciada em torno dos 680 nm seguida de pico pronunciado próximo aos 705 nm; e pico discreto entre 810 e 820 nm. A posição do pico em torno dos 705 nm se deslocou em função da *Chla*, variando de 694 (para *Chla* = 18,4 µg/L) a 706 nm (*Chla* = 101 µg/L). Para outros espectros, houve padrões diferentes, como a manutenção da reflectância alta após o pico no verde (*e. g.* AR, P02, 2008) ou a ocorrência do pico no verde como a única feição distinguível (*e.g.* SA, P2, 2010).

A reflectância a 819 nm e a reflectância simulada na banda 1 (vermelho) do MODIS (ANEXO 2) foram boas preditoras da variação de TSS (Figura 7; $r^2 = 0,93$ e $0,92$). A reflectância a 680 nm (região do vermelho onde se dá a máxima absorção da luz pela clorofila *a*) não explicou satisfatoriamente a variação da *Chla* ($r^2 = 0,33$).

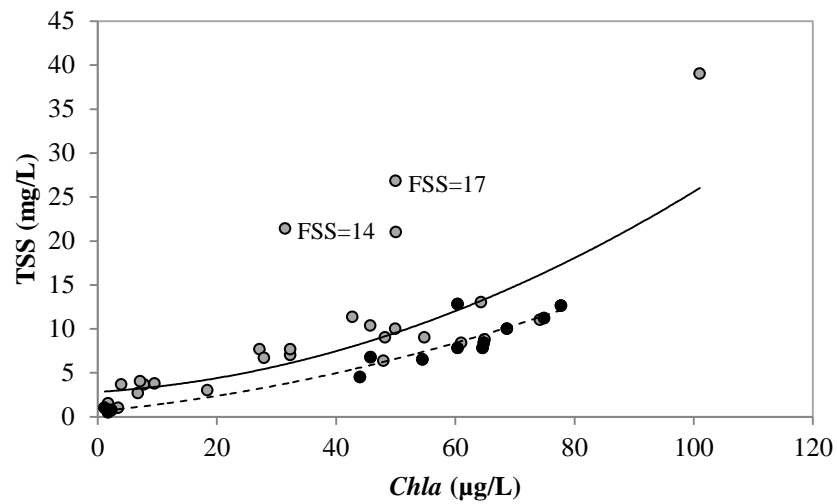


Figura 4. Relação entre *Chla* e TSS ($S = 641,83$; $\rho = 0,78$; $p \ll 0,01$; $n = 67$). Os pontos negros representam amostras com concentração de sólidos fixos em suspensão (FSS) $\leq 0,2$ mg/L. Os pontos em cinza têm concentração maior ou desconhecida (maior parte dos casos). O valor de sólidos fixos em suspensão (FSS) é destacado para dois pontos. A curva tracejada se ajusta aos pontos negros ($r^2 = 0,9$) e a sólida, a todos os pontos ($r^2 = 0,48$) – ambas são polinomiais de segunda ordem.

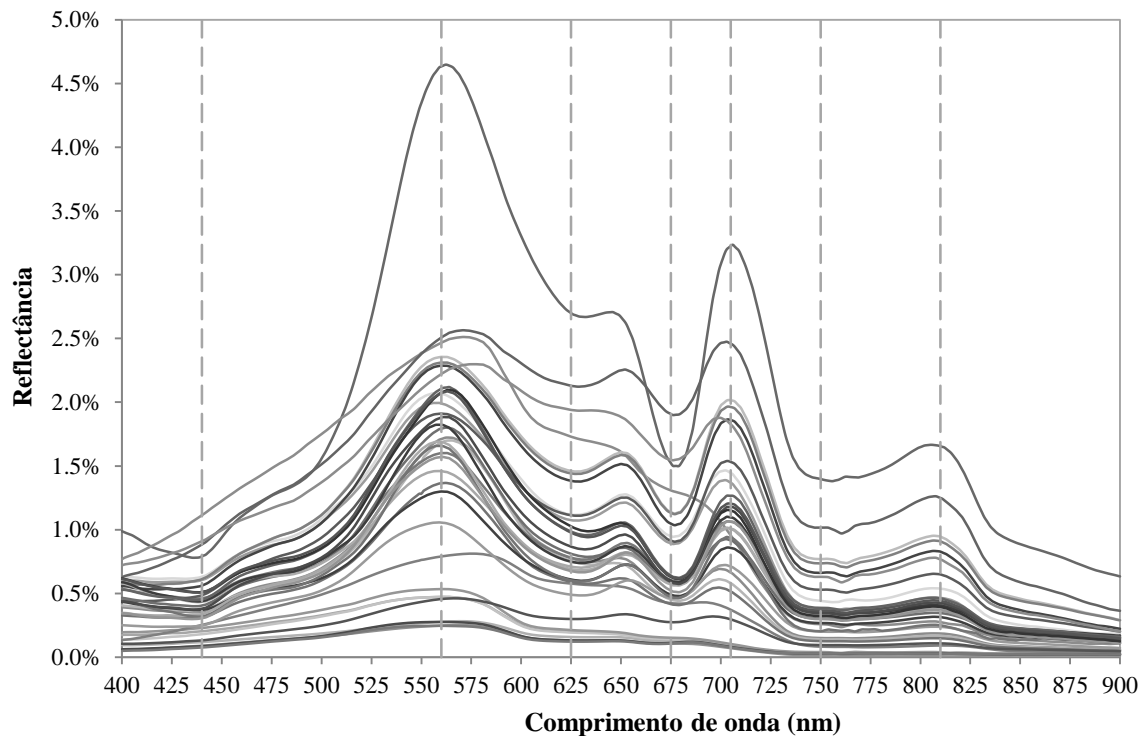


Figura 5. Espectros obtidos com a radiometria. Linhas tracejadas: feições distinguíveis.

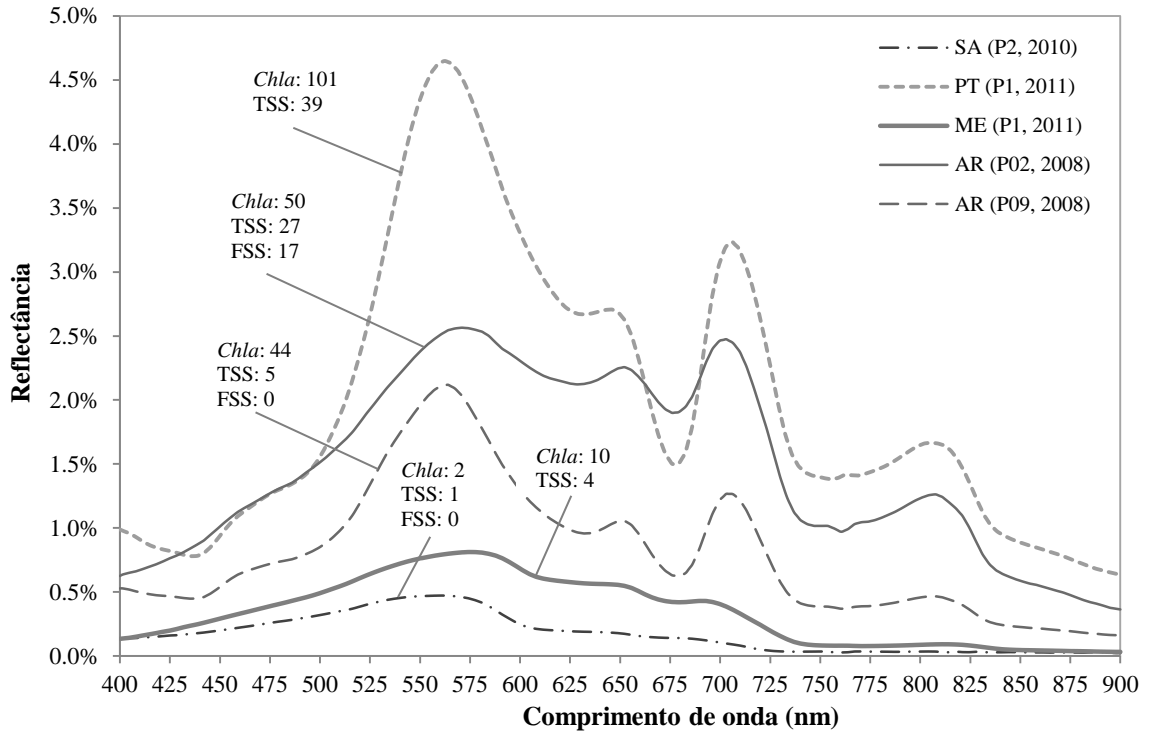


Figura 6. Espectros obtidos em alguns pontos amostrais. Associados a cada curva, dados de *Chla* ($\mu\text{g/L}$), TSS (mg/L) e FSS (mg/L).

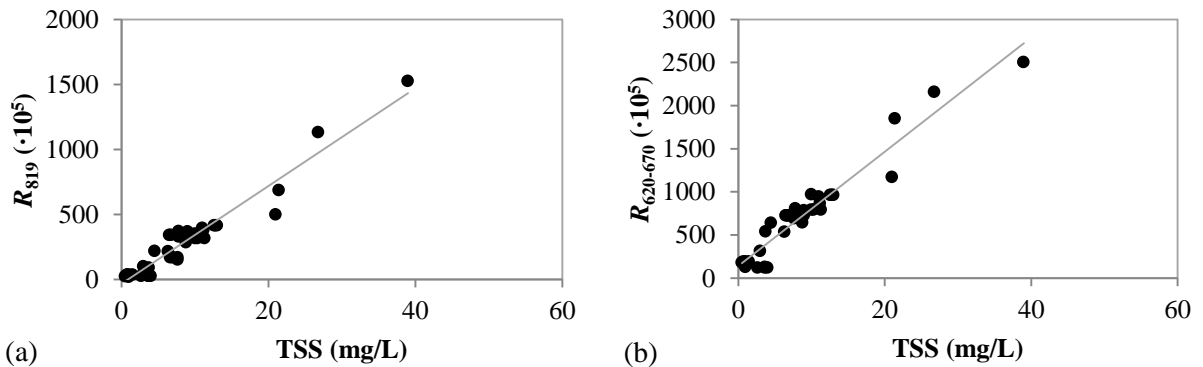


Figura 7. Relação de TSS (a) com a reflectância a 819 nm ($r^2 = 0,93$) e (b) com a reflectância simulada na banda 1 (vermelho) do MODIS ($r^2 = 0,92$).

Modelagem

Um total de 14 modelos para predição de *Chla* foi selecionado (Tabela 4): cinco aplicáveis a imagens MODIS de 500 m de resolução (Mo01 a Mo05), usando as bandas 1, 3 e 4 desse sensor; dois para imagens MODIS de 1 km (Mk01 e 02; bandas 13, 14 e 15); dois para imagens MERIS (Me01 e 02; bandas 7, 8, 9 e 10); e cinco para aplicação a dados de radiometria em campo (R01 a 05).

Os modelos aplicáveis à radiometria tiveram melhor ajuste (r^2 de 0,89 a 0,94; err_{632} de 9,78 a 6,65 $\mu\text{g/L}$), seguidos pelas categorias dos modelos MERIS (r^2 de 0,90 e 0,92; err_{632} de 8,85 e 7,43 $\mu\text{g/L}$), MODIS 1 km (r^2 de 0,80 e 0,87; err_{632} de 12,11 e 9,92 $\mu\text{g/L}$) e, por último, MODIS 500 m (r^2 de 0,72 a 0,94; err_{632} de 14,01 a 6,48 $\mu\text{g/L}$).

Tabela 4. Modelos selecionados. A notação R_i ou R_{i-j} denota a reflectância num comprimento de onda i ou numa banda $i-j$. Valores originais de reflectância foram multiplicados por 10^5 . Intervalos de confiança de 95% estão entre colchetes. Abreviações: [sqrt: raiz quadrada].

id.	Aplicação	Modelo $Chla \propto x$	Ajuste		r^2	err_{632} ($\mu\text{g/L}$)	Fig.	
			a	b				
$Chla (\mu\text{g/L}) = a + bx$								
$x = \dots$								
Mo01	MODIS 500 m	$[(R_{545-565} - R_{620-670}) / (R_{545-565} / R_{620-670})]$	2,677 [-4,770; 15,429]	0,109 [0,085; 0,137]	0,74	14,01	8a	
Mo02	MODIS 500 m	$\text{sqrt}(R_{545-565} - R_{459-479})$	-23,168 [-31,855; -15,942]	2,221 [1,9916; 2,579]	0,77	12,84	8b	
Mo03	MODIS 500 m	$\text{sqrt}(R_{545-565})$	-27,656 [-38,245; -17,864]	1,862 [1,57; 2,159]	0,72	13,99	8c	
R01	Radio- metria	$R_{767} / (R_{690} - R_{691})$	13,689 [11,729; 16,128]	2650,6 [2397,3; 2814,2]	0,94	6,65	-	
R02	Radio- metria	$R_{767} / (R_{686} - R_{698})$	15,915 [14,002; 18,291]	258,78 [234,77; 276,4]	0,93	6,87	8d	
R03	Radio- metria	R_{722} / R_{685}	-28,221 [-34,403; -23,181]	80,033 [72,311; 87,867]	0,93	6,98	8e	
R04	Radio- metria	R_{725} / R_{675}	-23,419 [-27,608; -18,625]	77,887 [69,394; 84,399]	0,92	7,45	8f	
Mk01	MODIS 1 km	R_{748} / R_{678}	-20,716 [-28,528; -12,683]	135,07 [116,4; 154,57]	0,87	9,92	8g	
Mk02	MODIS 1 km	R_{748} / R_{667}	-24,82 [-35,222; -13,893]	164,55 [134,8; 192,1]	0,80	12,11	-	
Me01	MERIS	$R_{754} / (R_{681} - R_{709})$	23,592 [21,545; 26,06]	150,54 [134,4; 163,49]	0,92	7,43	8h	
$Chla (\mu\text{g/L}) = a + bx + cx^2$								
$x = \dots$								
R05	Radio- metria	R_{700} / R_{670}	-22,132 [-81,767; 33,710]	17,340 [-86,255; 129,38]	20,169 [-27,688; 64,182]	0,89	9,78	-
Me02	MERIS	$R_{754} / (R_{665} - R_{709})$	28,337 [24,443; 31,899]	196,04 [175,15; 217,59]	171,39 [-141,6; 321,17]	0,90	8,85	8i
<i>Modelos complexos</i>								
Mo04	MODIS 500 m	$Chla = ((R_{545-565} + 87,152) / \ln((2R_{620-670} - R_{545-565}))) / 6,907 + ((-79,205 \cdot \exp(R_{545-565}/R_{620-670}) / (112,120 - (R_{545-565}/R_{620-670} + (R_{545-565} - R_{459-479})))) / \ln(((R_{545-565}/R_{459-479}) \cdot \ln(R_{620-670}/R_{459-479})))$				0,94	6,48	8j
Mo05	MODIS 500 m	IF $R_{545-565}/R_{620-670} > 1,8$ THEN $Chla = -38,778 [-57,281; -25,776] + 2,307 [1,848; 2,792] \cdot R_{545-565}$ ELSE $Chla = -22,372 [-46,143; -10,033] + 2,048 [1,604; 2,617] \cdot (R_{545-565} - R_{459-479})$				0,82	12,07	-

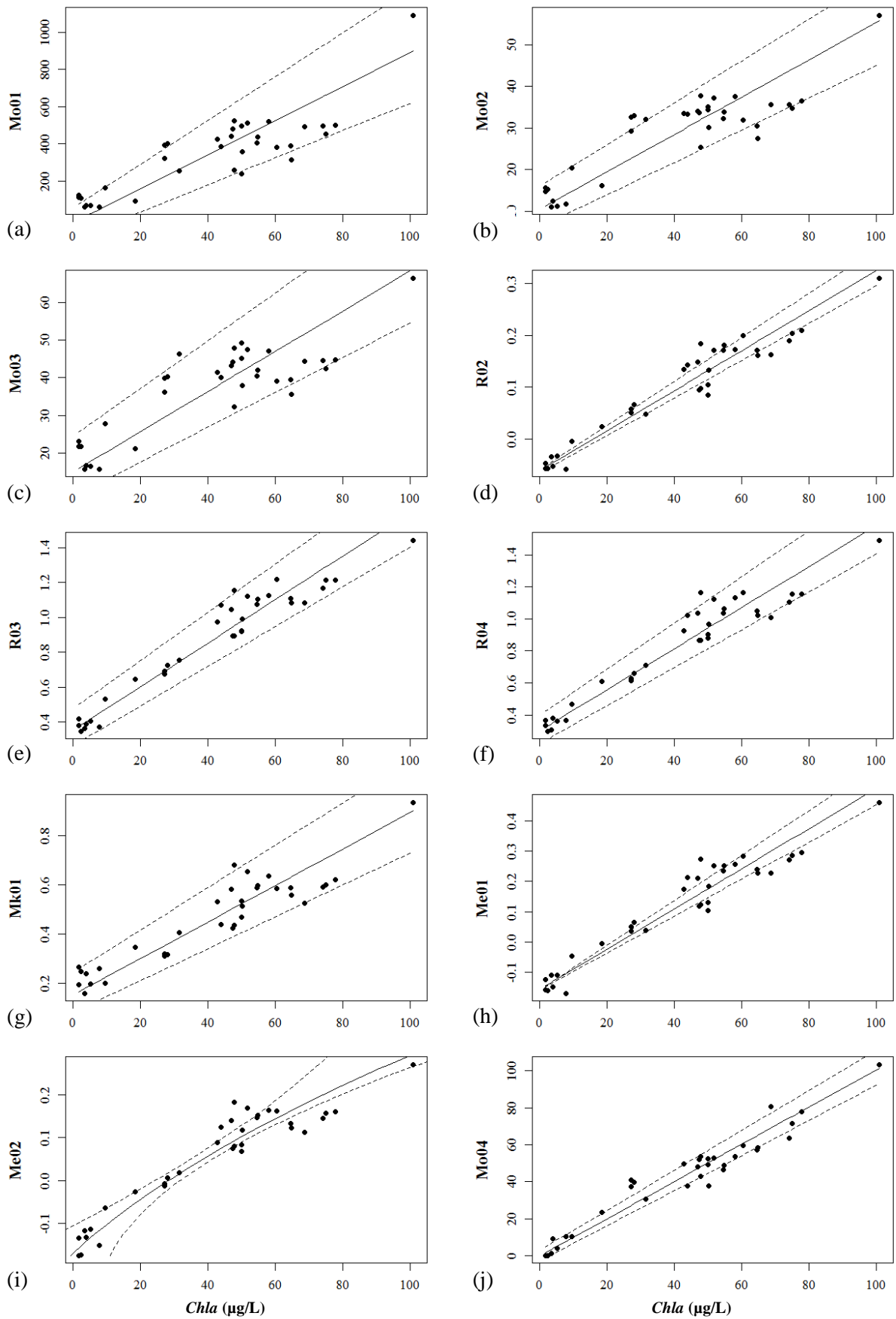


Figura 8. Ajuste dos modelos selecionados. Linhas tracejadas demarcam a combinação dos intervalos de confiança de 95% dos coeficientes (Tabela 4).

Validação dos modelos MODIS 500 m

A aplicação dos modelos MODIS 500 m (Mo01 a 05) a imagens dos produtos MOD09A1 e MYD09A1 teve um bom resultado, no geral, mas houve uma tendência a se superestimar a concentração de clorofila *a* (*Chla*), principalmente no caso das concentrações mais baixas (Figura 9). Os modelos não foram reparametrizados. Dessa forma, prosseguiu-se à validação dos modelos (Figura 10) levando-se em conta que os valores podem estar superestimados. O único modelo com desempenho satisfatório foi Mo01 (RMSE [*root-mean-square error*] de 11 µg/L; $r^2 = 0,65$).

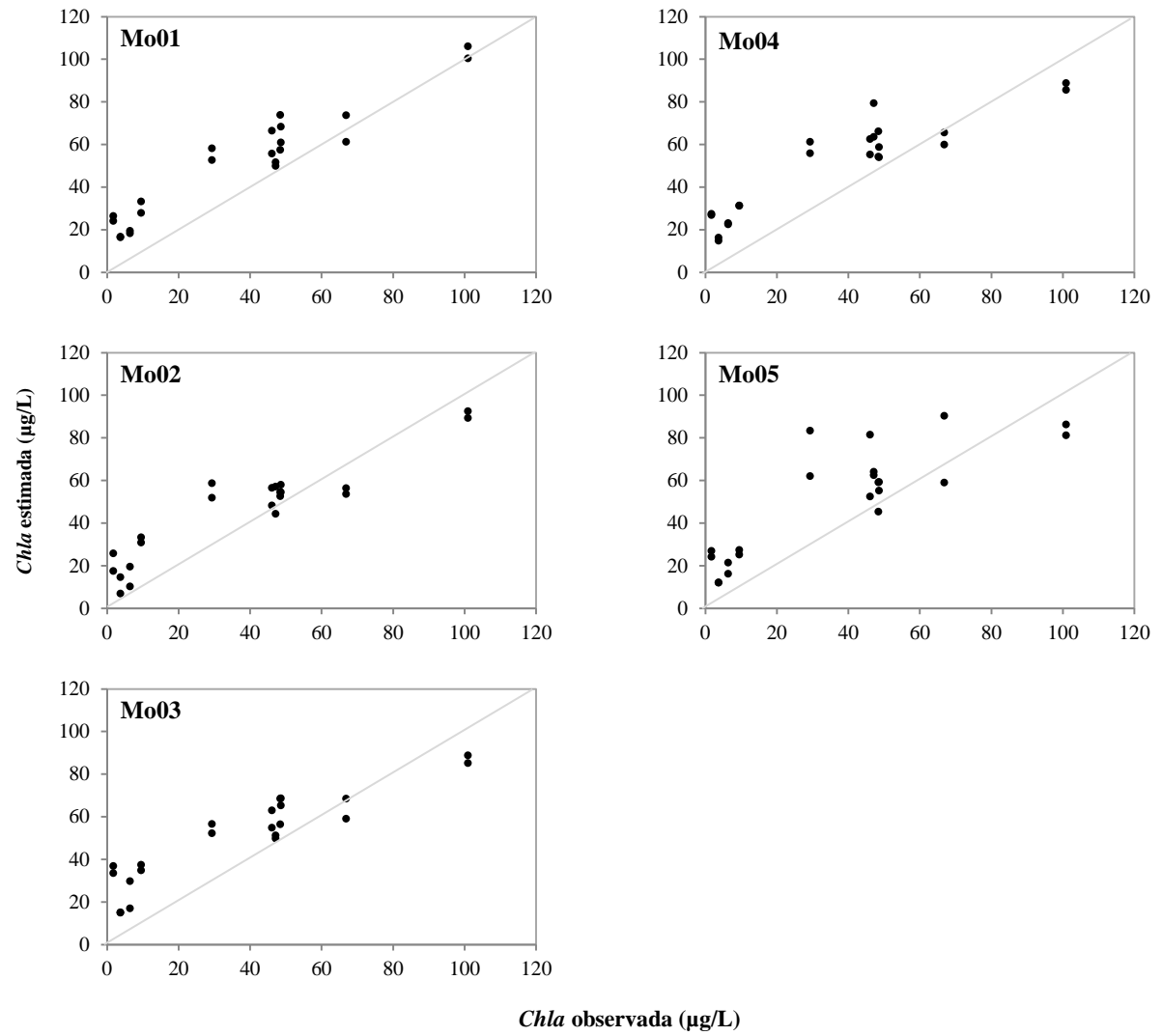


Figura 9. Aplicação dos modelos MODIS 500 m a imagens MODIS compostas pelos *pixels* de melhor qualidade num intervalo de oito dias consecutivos, abrangendo a data da coleta de dados em campo.

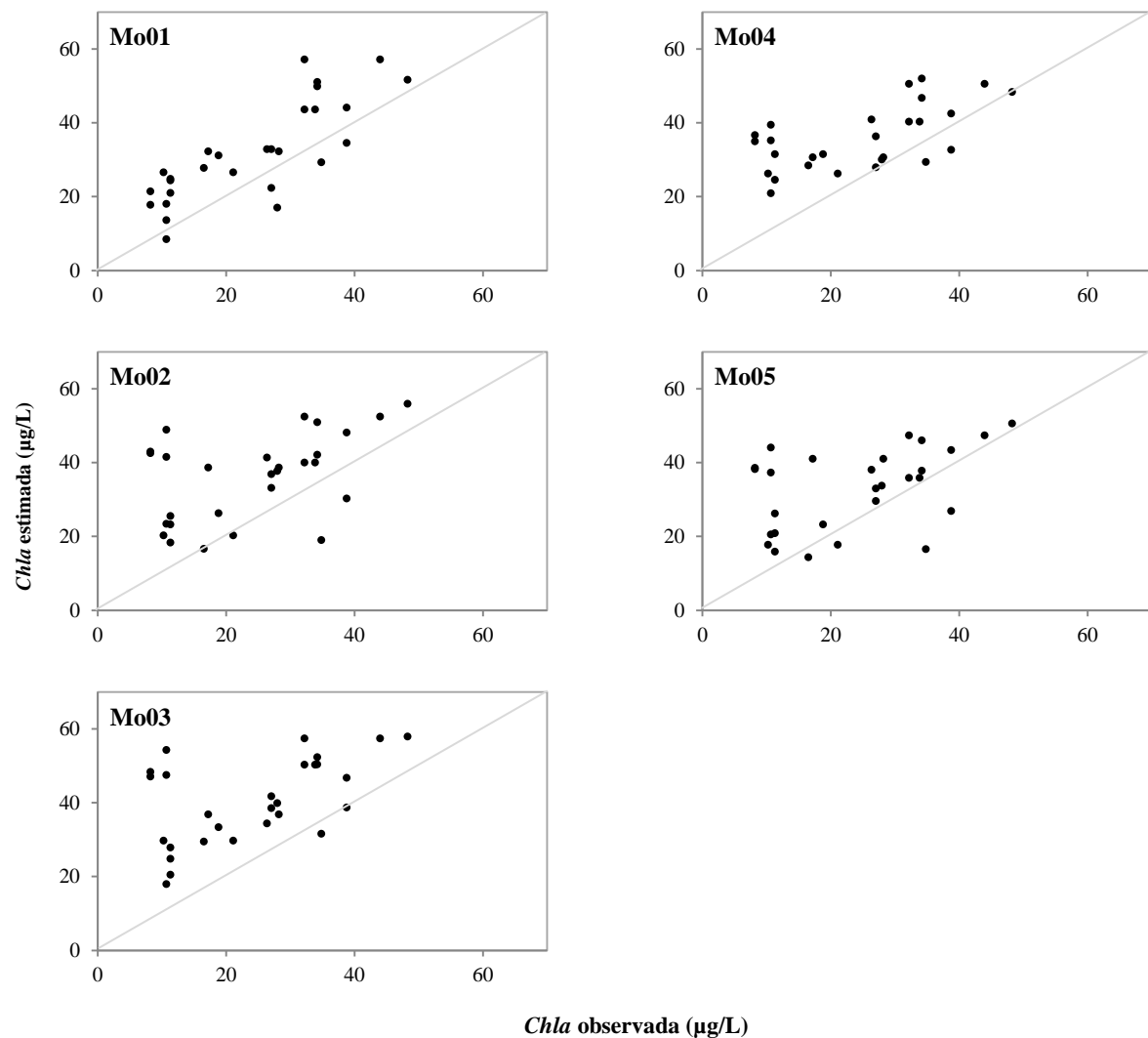


Figura 10. Validação dos modelos MODIS 500 m com dados de concentração de clorofila *a* (*Chla*) fornecidos pela ANA, obtidos durante os períodos de chuva e estiagem de 2009, nos açudes Armando Ribeiro e Castanhão. Apenas Mo01 teve desempenho satisfatório (RMSE = 11 µg/L; $r^2 = 0,65$)

Geração de uma série de *Chla* estimada

Tendo-se obtido uma validação satisfatória apenas para Mo01, testou-se a aplicação desse modelo à geração de uma série de dados estimados de concentração de clorofila (*Chla*) no açude Armando Ribeiro. Nota-se efeito das chuvas em 2004, 2006, 2008, 2009 e 2011 sobre a resposta do modelo, que previu uma queda na *Chla* associada a essas chuvas. Houve predição de valores negativos em 2004. Por outro lado, é interessante constatar que a predição

de forte queda da *Chla*, em 2009, esteve de acordo com os dados observados. Além disso, os altos e baixos da variação observada de *Chla* foram razoavelmente bem acompanhados pela predição do modelo, indicando que este tem bom potencial para a análise de tendências na variação temporal da biomassa fitoplanctônica.

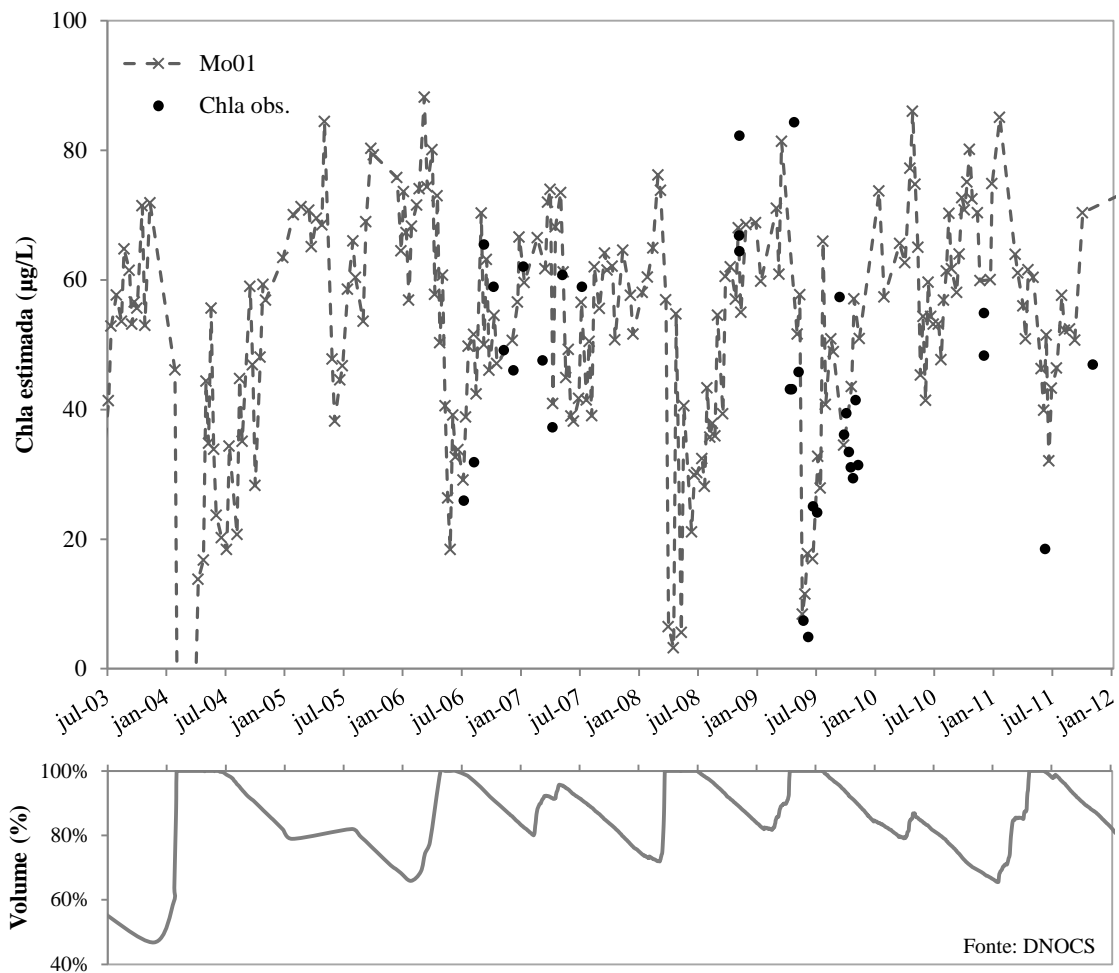


Figura 11. Concentração de clorofila *a* (*Chla*) estimada no açude Armando Ribeiro com o modelo Mo01 e evolução do volume hídrico armazenado no período de jul./2003 a jan./2012. Observe-se o efeito das chuvas de 2004 sobre o volume do reservatório e a resposta do modelo. As predições do modelo estão marcadas com um “x”. Os pontos negros correspondem a valores médios de *Chla* obtidos neste trabalho (em 2008, 2010 e 2011), dados fornecidos pela ANA (abr-out/2009) e dados obtidos por Mosca (2008) (jul/2006 – jul/2007). Como, neste último caso, não se dispunha das datas exatas de coleta, considerou-se o dia 15 de cada mês.

DISCUSSÃO

O comportamento espectral da água na maior parte dos pontos amostrais foi compatível com o de corpos hídricos eutrofizados. Foi possível vislumbrar uma depressão da reflectância a 440 nm (ponto onde se dá a máxima absorção da energia luminosa pela clorofila *a* na faixa do azul), mas de forma bem mais discreta que aquela vista na região dos 660 a 690 nm (onde se dá a máxima absorção pela clorofila na faixa do vermelho). Isso ocorre porque, na região do azul, o espectro de absorção da clorofila *a* é sobreposto pelos espectros de absorção do tripton orgânico (partículas orgânicas inanimadas em suspensão) e da matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM. Kirk, 2011). A razão entre as reflectâncias a 440 e 550 nm não foi boa preditora da concentração de clorofila *a*, diferentemente do que ocorre em águas claras e oligotróficas (Morel & Prieur, 1977).

O pico observado na região do verde é uma feição comum em ambientes eutróficos, explicada pelo fato de que, nessa região do espectro, os pigmentos algais têm baixo coeficiente de absorção e o retroespalhamento das partículas em suspensão assume o papel dominante (Gitelson et al., 2000). Esse pico tende a aumentar em função da densidade de algas e demais partículas em suspensão, como observado neste estudo, mas *blooms* de algas ricas em carotenoides podem ter efeito contrário, levando à sua redução (Yacobi, Gitelson, & Mayo, 1995).

Após o pico do verde, a reflectância diminuiu e chegou a um mínimo, por volta dos 625 nm. Esse mínimo é associado à absorção pela ficocianina, pigmento presente nas cianobactérias (Simis, Peters, & Gons, 2005). Houve nítida semelhança entre o espectro tipicamente observado neste trabalho e espectros observados para águas com dominância de cianobactérias (e.g. Matthews, Bernard, & Winter, 2010; Schalles, 2006; Sváb, Tyler, Preston,

Présing, & Balogh, 2005), evidenciando a dominância desses organismos na maior parte dos pontos amostrais.

A depressão pronunciada na região dos 660-690 nm e o pico vizinho, igualmente pronunciado, em torno dos 700 nm, também são feições relacionadas a ambientes com elevada produtividade e têm sido incorporadas em modelos matemáticos para a predição da concentração de clorofila *a* (*Chla*. e.g. Gitelson, 1992; Gons, 1999; Kallio, Koponen, & Pulliainen, 2003). A depressão se deve à absorção da energia luminosa pela clorofila *a*. O pico é explicado principalmente pela co-ocorrência, naquela região do espectro, de uma absorção mínima por parte da clorofila *a*, do tripton e do CDOM (Schalles, 2006). Sua posição e amplitude variam em função dos valores de *Chla* (Gitelson, 1992). Esse pico e a depressão em torno dos 680 nm não foram distinguíveis para *Chla* < 10 µg/L. Portanto, numa futura validação dos modelos baseados parcial ou totalmente em tais feições (R01 a 05, Mk01 e 02 e Me01 e 02), especial atenção deve ser dirigida à predição de baixas concentrações.

O pico discreto observado na região do infravermelho próximo (entre 810 e 820 nm) está associado à presença de sólidos em suspensão (TSS. Long & Pavelsky, 2013; Sterckx, Knaeps, Bollen, Trouw, & Houthuys, 2007). Tanto as reflectâncias na região do infravermelho próximo como as na região do vermelho têm se mostrado boas preditoras de TSS (Bhatti, Nasu, & Takagi, 2011; Harrington-Jr, Schiebe, & Nix, 1992; Katlane, Nechad, Ruddick, & Zargouni, 2011; Miller & McKee, 2004; Villar et al., 2012), o que corrobora as relações encontradas de TSS com a reflectância a 819 nm ($r^2 = 0,93$) e com a reflectância simulada da banda 1 do MODIS ($r^2 = 0,92$). Usando a reflectância nessa mesma banda, em imagens MODIS reais, Miller & McKee (2004) obtiveram bons resultados em águas costeiras ($r^2 = 0,89$).

A variabilidade na relação entre *Chla* e TSS e a incapacidade de a reflectância na região dos 660-690 nm explicar satisfatoriamente a variabilidade de *Chla* foram evidências adicionais de que, além da clorofila *a*, outros componentes opticamente ativos, como a matéria inorgânica em suspensão, tiveram influência relevante sobre os espectros observados. A matéria inorgânica em suspensão aumenta o retroespalhamento da luz, deslocando a reflectância para cima em toda a região do visível e infravermelho próximo e atenuando as feições produzidas pelos pigmentos algais (Han, 1997; Sváb et al., 2005). O espectro do ponto P02 (no Armando Ribeiro, em 2008) exemplifica bem esse efeito. As próprias células das algas aumentam o retroespalhamento da luz, alterando a conformação do espectro de reflectâncias – e a forma como o fazem depende de sua densidade, tamanho e formato (Kirk, 2011).

As complexidades descritas até aqui tiveram, portanto, de ser contornadas pelos modelos selecionados no presente estudo. Exceto pelos modelos voltados a imagens MODIS de 500 m de resolução (Mo01 a 05), os demais se basearam na abordagem semi-analítica de Dall’Olmo et al. (2003), que propuseram a utilização de três bandas (ou duas, no “caso especial”) na interface vermelho – infravermelho para isolar o sinal associado à clorofila *a* daquele associado aos demais componentes opticamente ativos. Esse tipo de modelo, que foi validado com sucesso em corpos hídricos norte-americanos (Gitelson et al., 2008), teve calibração bem sucedida neste estudo e, como próximo passo, será necessária sua validação para os açudes do Semiárido.

Os modelos dedicados à aplicação na radiometria se mostraram os mais precisos, presumivelmente devido à flexibilidade na definição das bandas que os constituem, não tendo de se restringir a intervalos correspondentes a bandas do MODIS ou MERIS/OLCI, como no caso dos demais. R01 e R02, que tiveram o melhor ajuste, não tiveram suas bandas posicionadas exatamente nos intervalos de comprimentos de onda recomendados por Gitelson

et al. (2008), principalmente no caso do primeiro, em que a diferença nas posições das bandas λ_1 e λ_2 é de apenas 1 nm. Apesar do bom ajuste, sua aplicabilidade é duvidosa, pois uma diferença tão pequena, menor que a própria resolução dos radiômetros usados neste estudo, torna-o vulnerável aos erros inerentes à medição. Por essa razão, a menos que uma futura validação sugira o contrário, preferência deve ser dada a R02.

O desempenho dos modelos de duas bandas (R03 e 04) foi bem próximo ao dos modelos de três bandas. Isso indica que, embora CDOM, tripton orgânico e outros pigmentos de algas possam ter influenciado os espectros observados, não estiveram presentes em concentrações elevadas o suficiente para mascarar o efeito da clorofila *a* sobre a reflectância nas proximidades dos 680 nm, como ocorreu a 440 nm (nessa posição do espectro a absorção da luz por esses outros componentes é mais intensa). A razão entre as reflectâncias a 725 e 675 nm (ou entre comprimentos de onda próximos a estes), utilizada no modelo R04, também foi aplicada de forma bem sucedida à predição da *Chla* por Hoge, Wright, & Swift (1987); Yacobi et al. (1995); Ruddick, Gons, Rijkeboer, & Tilstone (2001); e Dall'Olmo & Gitelson (2005). No que diz respeito à razão 700/670 (ou uma variante com comprimentos de onda próximos), utilizada no modelo R05, Mittenzwey, Ullrich, Gitelson, & Kondratyev (1992) obtiveram bom ajuste com um modelo polinomial de segunda ordem, assim como ocorreu neste estudo. Pierson & Strvmbek (2000) e Kallio et al. (2003) incorporaram essa razão de bandas a modelos lineares simples e Gitelson & Kondratyev (1991), a um modelo de potência.

Os modelos MERIS/OLCI (Me01 e 02) tiveram um melhor ajuste que os MODIS 1 km (Mk01 e 02), possivelmente pelo fato de que a estrutura de três bandas, dos primeiros, possibilita melhor isolamento do sinal da clorofila *a* que a de duas bandas, dos últimos. Os modelos Me02 e Mk02, que utilizaram a banda λ_1 (Equações 3 e 4) em torno de 665 nm, como recomendado por Gitelson et al. (2008), tiveram desempenho inferior aos modelos

Me01 e Mk01, que utilizaram λ_1 na faixa dos 680 nm. Isso pode ser devido a diferenças nas concentrações de componentes opticamente ativos ou a diferenças na composição do fitoplâncton. De qualquer forma, tanto os modelos propostos neste trabalho como aqueles propostos por outros autores (e.g. Gitelson et al., 2008; Gons, Rijkeboer, & Ruddick, 2002; Koponen, Pulliainen, Kallio, & Hallikainen, 2002; Matthews et al., 2010; Moses et al., 2009; Pierson & Strömbäck, 2000) demonstraram bom potencial no uso de dados MERIS/OLCI e MODIS 1 km à quantificação da *Chla* em águas continentais e devem ser validados, em futuros trabalhos, para os açudes do Semiárido.

Enquanto há razões para se esperar uma validação bem sucedida de modelos MERIS, podem-se prever dificuldades na aplicação dos modelos MODIS 1 km aos açudes do Semiárido, principalmente em relação à *mistura espectral*, isto é, a influência de diferentes elementos da paisagem sobre um mesmo *pixel* (Adams et al., 1995; por exemplo, a água do açude e a vegetação na margem). Essa mistura foi encontrada com frequência no processamento das imagens de 500 m, para geração da série de *Chla*, e serão ainda mais frequentes nas imagens de 1 km de resolução. Por isso, é possível que estas se adequem apenas a grandes açudes.

O fato de o ajuste dos modelos MODIS 500 m ter sido pior que o dos demais já era esperado, em consequência da menor resolução espectral nas bandas 1 a 5 do MODIS, as quais resumem as reflectâncias de uma larga faixa do espectro (620 a 670 nm, no caso da banda 1, por exemplo) a um único valor, não sendo possível, dessa forma, levar em consideração as distintas feições espectrais discutidas anteriormente. A aparente exceção entre esses modelos, Mo04 ($r^2 = 0,94$), não confirmou o bom desempenho na validação, o que provavelmente é explicado pela ocorrência de *overfitting* – o ajuste obtido funciona bem apenas para os dados ajustados. Essa é uma possível consequência de modelos derivados de algoritmos evolutivos (Leardi, 1994). Mo01, o único modelo com validação satisfatória, não

se mostrou recomendável a aplicações que exijam previsões precisas, sendo mais indicado para análise de variações temporais e identificação de condições eutróficas nos açudes. A predição de valores negativos de *Chla* em 2004 demonstra susceptibilidade desse modelo aos efeitos de fortes chuvas como a daquele ano sobre o comportamento espectral da água. Considerando-se que o modelo não foi calibrado com dados obtidos sob influência significativa de chuva, talvez uma recalibração incluindo dados obtidos em tal situação possa amenizar essa susceptibilidade ou, ao menos, delimitar as condições nas quais ele não é aplicável. Até que isso seja realizado, sua aplicação é mais confiável no período de estiagem.

A série histórica produzida com o Mo01 mostra uma tendência de queda nos valores de *Chla* no início dos períodos chuvosos (os quais não começam exatamente no mesmo mês a cada ano), com posterior retomada de valores elevados. Isso pode estar associado à redução da disponibilidade de luz pelo aumento da matéria não-algal em suspensão na época das chuvas (Jones & Knowlton, 2005). As intensas chuvas de 2004 tiveram maior impacto sobre as concentrações preditas pelo modelo do que as chuvas dos anos seguintes. No Orós, o modelo proposto por Martinez et al. (2011) mostrou uma alteração no estado trófico do açude em 2004 que durou pelo menos até 2009. Não se encontraram estudos que tenham acompanhado a biomassa fitoplanctônica continuamente, por vários anos, no Armando Ribeiro ou em outro açude, para confirmação do efeito das chuvas. Há estudos que evidenciaram uma diminuição da biomassa fitoplanctônica no período chuvoso (Chellappa, Aliete, & Costa, 2003; Cordeiro-Araújo, Fuentes, Aragão, & Bittencourt-Oliveira, 2010; Dantas, Moura, Bittencourt-Oliveira, Neto, & Cavalcanti, 2008; Lima, Barbosa, Cruz, Wnaderley, & Ceballos, 2012), ao passo que outros mostraram efeito contrário ou pouco significativo (Chellappa, Borba, & Rocha, 2008; Costa et al., 2009; Diniz, Barbosa, & Ceballos, 2006). É provável que a direção da mudança na biomassa fitoplanctônica dependa

da combinação de fatores diversos, como volume e intensidade das chuvas, dimensões do açude e cobertura e uso do solo na bacia hidrográfica.

A abordagem desenvolvida neste trabalho, de utilização de imagens MODIS 500 m para monitoramento da *Chla*, se revelou promissora. Uma das estratégias adotadas para viabilizar o uso dessas imagens, que carecem de resolução espectral, foi restringir a extração das reflectâncias à zona da barragem dos açudes, onde se espera ter menor concentração do material em suspensão trazido por via fluvial e, portanto, menor interferência desse material na detecção da *Chla*. Outra estratégia foi o uso do *software* desenvolvido pelo IRD, que permite *download* e processamento automatizados das imagens, com descarte de *pixels* e imagens de qualidade duvidosa. Esse software cria a perspectiva de se implantar um sistema automatizado de monitoramento em um grande número de reservatórios, um recurso especialmente interessante a instituições envolvidas na gestão de recursos hídricos.

CONCLUSÕES

Os modelos propostos neste trabalho para predição da concentração de clorofila *a* a partir de dados de radiometria e de imagens dos sensores MERIS/OLCI e MODIS (1 km de resolução espacial) mostraram bom potencial de aplicação a açudes do Semiárido, devendo ser validados em estudos futuros. Os modelos voltados a imagens MODIS de 500 m de resolução (produtos MOD09A1 e MYD09A1) tiveram, como esperado, desempenho inferior aos demais, devido à baixa resolução espectral, mas a validação satisfatória do modelo Mo01 mostrou ser promissora sua aplicação ao monitoramento de açudes cuja área de espelho d'água inviabilize a aplicação dos modelos baseados em produtos MODIS de melhor resolução espectral, mas pior resolução espacial. O *software* desenvolvido pelo IRD, para *download* e processamento de imagens MODIS, pode ser a base para um sistema automatizado de monitoramento da concentração de clorofila *a* em reservatórios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, J. B., Sabol, D. E., Kapos, V., Filho, R. A., Roberts, D. A., Smith, M. O., & Gillespie, A. R. (1995). Classification of multispectral images based on fractions of endmembers: Application to land-cover change in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 52(2), 137–154. doi:10.1016/0034-4257(94)00098-8
- ANA. (2012). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2012*. Brasília: ANA. Retrieved from <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/>
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704–726. doi:10.1007/BF02804901
- Angelini, R., Bini, L. M., & Starling, F. L. R. M. (2008). Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (Brasília – DF). *Oecologia Australis*, 12(3), 564–571.
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed.). Washington DC: APHA.
- Araújo, F. O. de. (2009). *Efeitos do enriquecimento com nutrientes (N e P) em diferentes condições de luz sobre o crescimento do fitoplâncton em um reservatório eutrófico no semi-árido brasileiro*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Retrieved from www.sigaa.ufrn.br/sigaa/verProducao?idProducao=594852&key=196006552c2533837e910fd196d3903f&ei=T5AbUe2NKcv00QH684GoBg&usg=AFQjCNGCZMuE-wRfckMFzUegfiQDlCnXEw
- Bakker, W. (2012). Satellite and Sensor Systems for Environmental Monitoring. *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. doi:10.1002/9780470027318.a2319.pub2
- Barbosa, J. E. de L., Medeiros, E. S. F., Brasil, J., Cordeiro, R. da S., Crispim, M. C. B., & Silva, G. H. G. da. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 103–118. doi:10.1590/S2179-975X2012005000030
- Barbosa, J. M., & Ponzi-Jr, M. (2006). Arranjos produtivos no sertão nordestino: aquíicultura e pesca. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 1(1), 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*. London: Chapman & Hall.
- Bhatti, A. M., Nasu, S., & Takagi, M. (2011). Multispectral Remotely Sensed Models for Monitoring Suspended Sediment: A Case Study of Indus River, Pakistan. *International Journal of Water Resources and Arid Environments*, 1(6), 417–427.

- Bouvy, M., Barros-Franca, L. M., & Carmouze, J. P. (1998). Compartimento microbiano no meio pelágico de sete açudes do estado de Pernambuco. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(1), 93–101.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M., & Moura, A. (2000). Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23, 13–27. doi:10.3354/ame023013
- 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, 285–297.
- Bukata, R. P. (2005). Inland and coastal (case 2) water quality products. *Satellite Monitoring Of Inland And Coastal Water Quality: Retrospection, Introspection, Future Direction*. Boca Raton: CRC Press.
- Campbell, J. B., & Wynne, R. H. (2011). *Introduction to Remote Sensing* (5th ed.). New York: The Guilford Press.
- Cao, H., Recknagel, F., & Orr, P. T. (n.d.). Evolving rule models for early warning of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*.
- 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), 3477–3483.
- Chellappa, N. T., Aliete, M., & Costa, M. (2003). Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica*, 24(sup. 1), S3–S10.
- Chellappa, N. T., Borba, J. M., & Rocha, O. (2008). Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(3), 477–494.
- Chorus, I., & Bartram, J. (Eds.). (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon.
- Cirilo, J. A. (2008). Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. *Estudos Avançados*, 22(63), 61–82.
- COGERH. (2008). *Rede de monitoramento da qualidade da água: boletim informativo*. Fortaleza. Retrieved from <http://www.cogerh.com.br/>
- Cooke, G. D., & Kennedy, R. H. (2001). Managing Drinking Water Supplies. *Lake and Reservoir Management*, 17(3), 157–174. doi:10.1080/07438140109354128
- Cordeiro-Araújo, M. K., Fuentes, E. V, Aragão, N. K. V, & Bittencourt-Oliveira, M. do C. (2010). Dinâmica fitoplanctônica relacionada às condições ambientais em reservatório de abastecimento público do

- semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 5(4), 592–599.
doi:10.5239/agraria.v5i4.1023
- Costa, I. A. S. da, Azevedo, S. M. F. O., Senna, P. A. C., Bernardo, R. R., Costa, S. M., & Chellappa, N. T. (2006). Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1B), 29–41. doi:/S1519-69842006000200005
- 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), 382–401. doi:10.4257/oeco.2009.1302.11
- Dall'Olmo, G., & Gitelson, A. A. (2005). Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. *Applied Optics*, 44(3), 412–22.
- 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
- Dantas, Ê. W., Moura, A. do N., Bittencourt-Oliveira, M. do C., Neto, J. D. de T. A., & Cavalcanti, A. de D. C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, 22(4), 970–982.
- Diniz, C. R., Barbosa, J. E. de L. B., & Ceballos, B. S. de O. (2006). Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-árido Paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6(sup. esp. 1), 1–19.
- DNOCS. (1982). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida* (1st ed.). Fortaleza: DNOCS.
- DNOCS. (1990). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida* (2nd ed.). Fortaleza: DNOCS.
- DNOCS. (2003). *Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida* (3rd ed.). Fortaleza: DNOCS.
- Efron, B. (1979). Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *Annals of Statistics*, 7(1), 1–26.
doi:10.1214/aos/1176344552
- Efron, B. (1983). Estimating the error rate of a prediction rule: improvement on cross-validation. *Journal of the American Statistical Association*, 78(382), 316–331. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2288636>

- Efron, B., & Tibshirani, R. J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*. (D. R. Cox, D. V Hinkley, N. Reid, D. B. Rubin, & B. W. Silverman, Eds.) *Refrigeration And Air Conditioning* (Vol. 57, p. 436). Chapman & Hall. doi:10.1111/1467-9639.00050
- Elachi, C., & Zyl, J. J. van. (2006). *Introduction To The Physics and Techniques of Remote Sensing* (2nd ed., p. 616). Wiley-Interscience.
- Eskinazi-Sant'Anna, E. M., Panosso, R. de F., Attayde, J. L. de, Costa, I. A. S. da, Santos, C. M., & Araújo, M. F. F. (2006). Águas potiguares: oásis ameaçados. *Ciência Hoje*, 39(233), 68–71.
- Esteves, F. de A. (2011). *Fundamentos de Limnologia* (3rd ed., p. 790). Rio de Janeiro: Interciência.
- 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), 247–258. doi:10.4257/oeco.2009.1302.03
- Ferrão-Filho, A. da S. (2009). Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. *Oecologia Australis*, 13(2), 272–312.
- Ferreira, A. C. S., Paulino, W. D., & Menezes, M. (2008). Cianobactérias no estado do Ceará: uma tentativa de estabelecimento de classes de risco. *XII Congresso Brasileiro de Ficologia*. Águas Claras, DF, Brasil: Sociedade Brasileira de Ficologia. Retrieved from www.sbfic.org.br
- FUNASA. (2003). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde / FUNASA. Retrieved from 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*. Campina Grande, PB / Cruz das Almas, BA: INSA / UFRB. Retrieved from 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, 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), 3582–3593. doi:10.1016/j.rse.2008.04.015
- Gitelson, A. A., & Kondratyev, K. Y. (1991). Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. *International Journal of Remote Sensing*, 12(3), 373–385.

- 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), 464–472.
doi:10.1016/j.rse.2007.01.016
- 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), 121–136.
- Gons, H. (1999). Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. *Environmental Science & Technology*, *33*, 1127–1132.
- Gons, H., Rijkeboer, M., & Ruddick, K. (2002). A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters. *Journal of Plankton Research*, *24*(9), 947–951.
- Han, L. (1997). Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, *63*(6), 701–705.
- Harrington-Jr, J., Schiebe, F., & Nix, J. (1992). Remote sensing of Lake Chicot, Arkansas: monitoring suspended sediments, turbidity, and secchi depth with Landsat MSS data. *Remote Sensing of Environment*, *27*, 15–27.
- Hoge, F. E., Wright, C. W., & Swift, R. N. (1987). Radiance-ratio algorithm wavelengths for remote oceanic chlorophyll determination. *Applied optics*, *26*(11), 2082–94.
- 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), 707–745. doi:10.5194/bgd-4-707-2007
- Huszar, V., Silva, L., Marinho, M., Domingos, P., & Sant'Anna, C. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, *424*, 67–77.
- IBGE. (1999). *Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe*. Salvador, BA, Brasil. Retrieved from http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/diagnosticos_levantamentos/jaguaribe/jaguar.pdf
- Jespersen, A. M., & Christoffersen, K. (1987). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*, *109*(3), 445–454.
- Jones, J., & Knowlton, M. (2005). Chlorophyll response to nutrients and non-algal seston in Missouri reservoirs and oxbow lakes. *Lake and Reservoir Management*, *21*(3), 361–371.

- 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), 3771–3790. doi:10.1080/0143116021000023899
- Katlane, R., Nechad, B., Ruddick, K., & Zargouni, F. (2011). Optical remote sensing of turbidity and total suspended matter in the Gulf of Gabes. *Arabian Journal of Geosciences*. doi:10.1007/s12517-011-0438-9
- Kirk, J. T. O. (2011). *Light and photosynthesis in aquatic systems* (3rd ed.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Kondratyev, K. Y., Pozdnyakov, D. V., & Pettersson, L. H. (1998). Water quality remote sensing in the visible spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5), 957–979.
- Koponen, S., Pulliainen, J., Kallio, K., & Hallikainen, M. (2002). Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 79(1), 51–59.
- Leardi, R. (1994). Application of a genetic algorithm to feature selection under full validation conditions and to outlier detection. *Journal of Chemometrics*, 8(1), 65–79. doi:10.1002/cem.1180080107
- Lima, S. M. S., Barbosa, L. G., Cruz, P. S., Wnaderley, S. L., & Ceballos, B. S. O. de. (2012). Dinâmica funcional de reservatórios de usos múltiplos da região semiárida/Paraíba-Brasil. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 7(4), 18–25. Retrieved from <http://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1499>
- 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, 197–209. doi:10.1016/j.rse.2012.10.019
- 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. XV *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (pp. 5247–5254). Curitiba, RN, Brasil: INPE.
- Martinez, J.-M., Villar, R., Cochonneau, G., Le Hesran, E., & Guyot, J. (n.d.). Surface water quality monitoring with MODIS data – Application to the Amazon River. *Remote Sensing of Environment*.
- Matthews, M. W., Bernard, S., & Winter, K. (2010). Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. *Remote Sensing of Environment*, 114(9), 2070–2087. doi:10.1016/j.rse.2010.04.013
- MI. (2005). *Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro*. Brasília: MI. Retrieved from <http://www.mi.gov.br/desenvolvimentoregional/publicacoes/delimitacao.asp>

- MI, & FUNCATE. (2000). Análise da eficiência da açudagem nas bacias receptoras. *Projeto de transposição de águas do rio São Francisco para o nordeste setentrional*. Brasília: MI.
- Miller, R. L., & McKee, B. A. (2004). Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 93(1-2), 259–266.
doi:10.1016/j.rse.2004.07.012
- Mittenzwey, K., Ullrich, S., Gitelson, A. A., & Kondratyev, K. Y. (1992). Determination of chlorophyll a of inland waters on the basis of spectral reflectance. *Limnology and Oceanography*, 37(1), 147–149.
- 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), 1–12.
doi:10.4322/actalb.02201001
- Morel, A., & Prieur, L. (1977). Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, 22(4), 709–722. doi:10.4319/lo.1977.22.4.0709
- Mosca, V. P. (2008). *Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e para a piscicultura intensiva em tanques-rede*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Retrieved from
http://bdtb.bczm.ufrn.br/tesdesimplificado/tde_arquivos/8/TDE-2008-07-29T014859Z-1327/Publico/VanessaPM.pdf
- Moses, W. J., Gitelson, A. A., Berdnikov, S., & Povazhnyy, 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), 451–459.
- Panosso, R., Costa, I. A. S. da, De, S. N. R., 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), 433–449.
- Pierson, D., & Strömbäck, N. (2000). A modelling approach to evaluate preliminary remote sensing algorithms: Use of water quality data from Swedish Great Lakes. *Geophysica*, 36, 177–202.
- Rast, M., Bezy, J. L., & Bruzzi, S. (1999). The ESA Medium Resolution Imaging Spectrometer MERIS a review of the instrument and its mission. *International Journal of Remote Sensing*, 20(9), 1681–1702.
doi:10.1080/014311699212416

- 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* (5th ed.). New York: W.H. Freeman and Company Publishers.
- Rebouças, A. da C. (1997). Água na região Nordeste: desperdício e escassez. *Estudos Avançados*, 11(29), 127–154.
- Recknagel, F. (2008). Ecological informatics: overview. (S. E. Jorgensen & B. D. Fath, Eds.) *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Elsevier.
- Ritchie, J., Zimba, P., & Everitt, J. (2003). Remote sensing techniques to assess water quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(6), 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*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Retrieved from http://bdtd.bczm.ufrn.br/tesesimplificado/tde_arquivos/8/TDE-2008-07-29T053738Z-1329/Publico/AnaCatarinaLR.pdf
- Ruddick, K. G., Gons, H. J., Rijkeboer, M., & Tilstone, G. (2001). Optical remote sensing of chlorophyll a in case 2 waters by use of an adaptive two-band algorithm with optimal error properties. *Applied optics*, 40(21), 3575–3585.
- Rudorff, B. F. T., Shimabukuro, Y. E., & Ceballos, J. C. (Eds.). (2007). *O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil*. São José dos Campos, SP: Editora Parêntese.
- 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 L. Richardson & E. Ledrew (Eds.), *Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes: science and management applications* (pp. 27–79). Dordrecht: Springer.
- SEMARH. (1998). *Plano Estadual de Recursos Hídricos: Relatório Síntese*. Natal, RN, Brasil. Retrieved from http://www.semarh.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/semarh/ftp/Plano_Estadual_RN_Relatorio_Sintese.pdf
- SEMARH, & IDEMA. (2008). *Perfil do seu Município: Assú*. Natal, RN, Brasil. Retrieved from http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/arquivos/Perfil do Seu Municipio 2009/Mapas/assu.pdf

- Silva, M. G. da. (1999). *Caracterização de minerais pesados ao longo do Rio Piranhas-Açu / RN: distribuição e proveniência*. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Retrieved from http://bdtd.bczm.ufrn.br/teodesimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=380
- 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), 237–245. doi:10.4319/lo.2005.50.1.0237
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental science and pollution research international*, 10(2), 126–139.
- SRH. (2005). *Consolidação da Política e dos Programas de Recursos Hídricos do Estado do Ceará: Atualização do Plano Estadual de Recursos Hídricos*. Fortaleza, CE, Brazil: SRH. Retrieved from <http://www.srh.ce.gov.br/images/stories/PLANERH.rar>
- 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), 97–108. doi:10.1080/01490410701296341
- Stich, H. B., & Brinker, a. (2005). Less is better: Uncorrected versus pheopigment-corrected photometric chlorophyll-a estimation. *Archiv für Hydrobiologie*, 162(1), 111–120. doi:10.1127/0003-9136/2005/0162-0111
- Sváb, E., Tyler, A. N., Preston, T., Présing, M., & Balogh, K. V. (2005). Characterizing the spectral reflectance of algae in lake waters with high suspended sediment concentrations. *International Journal of Remote Sensing*, 26(5), 919–928. doi:10.1080/0143116042000274087
- Vieira, V. P. P. B. (2002). Sustentabilidade do Semi-Árido Brasileiro: Desafios e Perspectivas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 7(4), 105–112.
- Villar, R. E., Martinez, J.-M., Guyot, J.-L., Fraizy, P., Armijos, E., Crave, A., Bazán, H., et al. (2012). The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. *Journal of Hydrology*, 444-445, 221–228. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.04.024
- Wehrens, R., Putter, H., & Buydens, L. M. . (2000). The bootstrap: a tutorial. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 54(1), 35–52. doi:10.1016/S0169-7439(00)00102-7
- Yacobi, Y. Z., Gitelson, A. A., & Mayo, M. (1995). Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using highspectral-resolution radiometer and Landsat TM: spectral features of reflectance and algorithm development. *Journal of Plankton Research*, 17(11), 2155–2173. doi:10.1093/plankt/17.11.2155

ANEXO 1

Lista dos dados coletados nas campanhas de campo realizadas entre 2008 e 2012.

Abreviações: [CH: corpo hídrico; Pos.: posição no corpo hídrico; B: zona da barragem; M: zona intermediária; I: zona inicial; R: radiometria acima da superfície; k_d : radiometria na coluna d'água; perf: perfil vertical com sonda multiparamétrica; T: temperatura; CE: condutividade elétrica; demais abreviações: vide Tabela 2 e Tabela 3].

Marcadores: [x: executado; -: não executado; *: dados descartados].

CH	Data	Ponto	Latitude	Long.	Pos.	R	k_d	perf	Prof.	TSS (mg/L)	VSS (mg/L)	FSS (mg/L)	Chla ($\mu\text{g/L}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	OD (mg/L)
AR	nov/2008	t1p1	-5.6710	-36.8770	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	-	-	-	-
AR	nov/2008	t1p2	-5.6730	-36.8800	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	nov/2008	t1p3	-5.6760	-36.8870	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	nov/2008	t1p4	-5.6790	-36.8965	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	nov/2008	P07	-5.7758	-36.9192	M	-	*	-	0 m	x	x	x	x	-	-	-	-
									1 m	x	x	x	x	-	-	-	-
									2 m	x	x	x	x	-	-	-	-
AR	nov/2008	P08	-5.7583	-36.9164	M	-	-	-	0 m	x	x	x	x	-	-	-	-
AR	nov/2008	P09	-5.7259	-36.9050	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									1 m	x	x	x	x	-	-	-	-
									2 m	x	x	x	x	-	-	-	-
AR	nov/2008	P10	-5.6794	-36.8874	B	x	-	*	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									1 m	x	x	x	x	-	-	-	-
									2 m	x	x	x	x	-	-	-	-
AR	nov/2008	t2p2	-5.7064	-36.8973	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	nov/2008	P01	-6.0184	-37.0118	I	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	nov/2008	P02	-5.9964	-36.9962	I	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	dez/2010	P08	-5.7490	-36.9126	M	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	dez/2010	P09	-5.7153	-36.8976	B	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	dez/2010	P11	-5.6924	-36.8927	B	x	-	x	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									1 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									2 m	x	x	x	x	x	x	x	x
AR	dez/2010	t1p2	-5.6729	-36.8799	B	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AR	dez/2010	S/E	-5.6695	-36.8790	B	-	-	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	jun/2011	P07	-5.7959	-36.9186	M	x	-	-	0 m	x	-	-	x	-	-	-	-
									1 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	jun/2011	P11	-5.6691	-36.8781	B	x	-	-	0 m	x	-	-	x	-	-	-	-
AR	jun/2011	t1p2	-5.6697	-36.8783	B	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AR	nov/2011	P11	-5.6739	-36.8854	B	x	-	x	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									1 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									2 m	x	-	-	x	x	x	x	x
AR	nov/2011	S/E	-5.6695	-36.8790	B	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	
AR	abr/2012	ini1	-5.9875	-36.9964	I	-	x	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-

CH	Data	Ponto	Latitude	Long.	Pos.	R	k _a	perf	Prof.	TSS (mg/L)	VSS (mg/L)	FSS (mg/L)	Chla (µg/L)	T (°C)	pH	CE (µS/cm)	OD (mg/L)
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	abr/2012	ini2	-5.9806	-36.9912	I	x	x	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	abr/2012	ini1	-5.9875	-36.9964	I	x	-	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	abr/2012	ini3	-5.9740	-36.9856	I	x	-	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	abr/2012	ini4	-5.9671	-36.9808	I	x	-	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
AR	abr/2012	ini6	-5.9535	-36.9699	I	x	x	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
CA	nov/2011	P1	-5.4902	-38.4610	B	x	x	-	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									1 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									2 m	x	-	-	x	-	-	-	-
CA	nov/2011	P2	-5.5014	-38.4679	B	x	-	-	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
ME	dez/2010	P1	-5.6488	-36.9350	B	x	x	x	0 m	*	*	*	*	x	x	x	x
									1 m	*	*	*	*	x	x	x	x
									2 m	*	*	*	*	x	x	x	x
ME	jun/2011	P1	-5.6527	-36.9391	B	x	x	-	0 m	x	-	-	x	-	-	-	-
									1 m	-	-	-	x	-	-	-	-
OR	nov/2011	P1	-6.2409	-38.9333	B	x	-	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-
OR	nov/2011	P2	-6.2738	-38.9400	B	x	-	-	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
OR	nov/2011	P3	-6.2644	-38.9644	B	x	x	x	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									1 m	x	-	-	x	x	x	x	x
									2 m	x	-	-	x	x	x	x	x
PT	jun/2011	P1	-5.5232	-36.9450	n.a.	x	-	-	0 m	x	-	-	x	-	-	-	-
PT	jun/2011	P2	-5.5315	-36.9625	n.a.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PT	nov/2011	P1	-5.5248	-36.9440	n.a.	x	-	-	0 m	-	-	-	x	x	x	x	x
PT	nov/2011	P2	-5.5314	-36.9626	n.a.	x	-	-	0 m	x	-	-	x	x	x	x	x
SA	dez/2010	P1	-5.7729	-37.8100	B	x	x	x	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									1 m	x	x	x	x	x	x	x	x
									2 m	x	x	x	x	x	x	x	x
SA	dez/2010	P2	-5.7912	-37.8147	M	x	-	-	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
SA	dez/2010	P3	-5.8061	-37.8210	B	x	-	x	0 m	x	x	x	x	x	x	x	x
SA	jun/2011	P1	-5.7650	-37.8106	B	x	-	-	0 m	x	-	-	x	-	-	-	-
									1 m	-	-	-	x	-	-	-	-
									2 m	-	-	-	x	-	-	-	-
SA	jun/2011	P3	-5.8068	-37.8217	M	x	x	-	0 m	-	-	-	x	-	-	-	-

ANEXO 2

Para a simulação das bandas 1 a 4 do MODIS a partir dos dados de radiometria, programou-se uma macro, no Visual Basic for Applications do Microsoft Excel 2010, que integrava as reflectâncias em cada intervalo de comprimentos de onda correspondente a uma banda MODIS, levando em conta a sensibilidade do sensor em cada comprimento de onda. O resultado é apresentado abaixo. Os valores de reflectância foram multiplicados por 10^5 .

Açude	Data	Ponto	Banda 1 (vermelho)	Banda 2 (infravermelho próximo)	Banda 3 (azul)	Banda 4 (verde)
AR	nov/2008	t1p1	644,929	155,239	506,040	1263,742
AR	nov/2008	t1p2	806,105	207,610	629,283	1554,257
AR	nov/2008	t1p3	943,935	208,678	713,119	1982,722
AR	nov/2008	t1p4	970,043	180,561	698,249	1969,971
AR	nov/2008	P09	962,174	220,668	674,635	2008,473
AR	nov/2008	P10	719,545	162,803	500,862	1524,778
AR	nov/2008	t2p2	867,060	193,767	604,581	1807,922
AR	nov/2008	P01	1849,963	336,712	1113,310	2147,520
AR	nov/2008	P02	2156,981	567,260	1189,566	2425,513
AR	dez/2010	P08	783,431	217,732	622,819	1767,854
AR	dez/2010	P09	641,281	142,110	497,797	1605,290
AR	dez/2010	P11	724,936	203,011	605,672	1641,561
AR	jun/2011	P07	312,925	60,641	183,718	441,822
AR	jun/2011	P11	534,697	107,404	393,998	1039,256
AR	nov/2011	P11	793,537	197,357	591,267	1714,330
AR	abr/2012	ini2	1400,744	354,494	810,574	2230,090
AR	abr/2012	ini1	1469,871	429,089	863,037	2255,015
AR	abr/2012	ini3	1487,682	442,440	865,041	2298,148
AR	abr/2012	ini4	1153,478	301,818	712,973	1870,351
AR	abr/2012	ini6	744,723	167,200	524,120	1432,154
CA	nov/2011	P1	118,936	22,770	110,251	245,106
CA	nov/2011	P2	126,004	21,591	118,848	274,662
ME	dez/2010	P1	1593,151	134,332	1392,716	2413,636
ME	jun/2011	P1	538,753	46,122	354,708	772,188
OR	nov/2011	P1	573,702	70,315	463,507	1315,444
OR	nov/2011	P2	690,027	78,205	526,389	1595,230
OR	nov/2011	P3	725,250	82,805	537,571	1631,028
PT	jun/2011	P1	2502,762	862,446	1171,066	4437,024
PT	jun/2011	P2	2086,773	560,555	1041,745	3616,220
PT	nov/2011	P1	1114,295	189,251	828,522	1962,898
PT	nov/2011	P2	1170,005	245,397	856,874	2036,718
SA	dez/2010	P1	191,454	28,770	284,583	530,077
SA	dez/2010	P2	175,473	28,661	236,861	468,648
SA	dez/2010	P3	178,879	17,846	252,781	469,045
SA	jun/2011	P1	126,335	11,507	122,169	242,649
SA	jun/2011	P3	150,445	15,187	147,660	270,722

ANEXO 3

Scripts em linguagem R usados para pré-seleção e avaliação de modelos.

Pré-seleção

```
# Preparações.
options(digits=5)
Chla_TriOS <- read.table("R_Chla_TriOS.txt", h=T)
attach(Chla_TriOS)

# Encontrando as melhores combinações para o modelo de três bandas
result3band <- NULL
for(r1 in 400:800) {
  print(r1)
  for(r2 in (r1+1):800) {
    for(r3 in 400:800) {
      dadosModAp <- as.data.frame(eval(parse(text=paste("(1/X", as.character(r1), "-
1/X", as.character(r2), ")*X", as.character(r3), sep=""))))
      names(dadosModAp) <- "x"
      mod <- lm(Chla~x, dadosModAp)
      if(summary(mod)$r.square >= 0.8) {
        pred <- predict(mod, dadosModAp)
        RMSEC <- sqrt(sum((pred - Chla)^2)/NROW(pred))
        print(c(format(r1), format(r2), format(r3), format(RMSEC),
format(summary(mod)$r.square)))
        result3band <- c(result3band, r1, r2, r3, RMSEC, summary(mod)$r.square)
      }
    }
  }
}
tabResult3band <- matrix(result3band, ncol=5, byrow=T)
write(matrix(result3band, ncol=5, byrow=F), file="R_tabResult3band.txt",
ncolumns=5, sep = "\t")

# Encontrando as melhores combinações para o modelo de duas bandas
result2band <- NULL
for(r1 in 600:700) {
  print(r1)
  for(r3 in (r1+1):800) {
    dadosModAp <- as.data.frame(eval(parse(text=paste("(1/X", as.character(r1),
")*X", as.character(r3), sep=""))))
    names(dadosModAp) <- "x"
    mod <- lm(Chla~x, dadosModAp)
    if(summary(mod)$r.square >= 0.8) {
      pred <- predict(mod, dadosModAp)
      RMSEC <- sqrt(sum((pred - Chla)^2)/NROW(pred))
      print(c(format(r1), format(r3), format(RMSEC),
format(summary(mod)$r.square)))
      result2band <- c(result2band, r1, r3, RMSEC, summary(mod)$r.square)
    }
  }
}
tabResult2band <- matrix(result2band, ncol=4, byrow=T)
write(matrix(result2band, ncol=4, byrow=F), file="R_tabResult2band.txt",
ncolumns=4, sep = "\t")
```

Avaliação

```

# Preparações.
options(digits=5)
par(family="serif")
library(boot)
Chla_SimModis <- read.table("R_Chla_Sim.Modis.txt", h=T)
attach(Chla_SimModis)

# Função acoplada ao bootstrapping para obter os parâmetros do modelo linear.
calcSt <- function(data, indices, formula) {
  amostraCalibr <- data[indices,]
  modCalibr <- lm(formula, data=amostraCalibr)
  L <- 1:nrow(data)
  predCalibr <- predict(modCalibr, amostraCalibr)
  errCalibr <- sqrt(sum((predCalibr - eval(substitute(data$y[indices],
list(y=attributes(modCalibr$model[1])$names))))^2)/NROW(indices))
  indicesValid <- NULL
  for(n in L[!L%in%indices]) indicesValid <- c(indicesValid, n)
  if(!is.null(indicesValid)) {
    amostraValid <- data[indicesValid,]
    predValid <- predict(modCalibr, amostraValid)
    errValid <- sqrt(sum((predValid - eval(substitute(data$y[indicesValid],
list(y=attributes(modCalibr$model[1])$names))))^2)/NROW(indicesValid))
    err632 <- 0.368*errCalibr + 0.632*errValid
  } else {
    if(fgt0) {
      err632 <- errCalibr
      fgt0 <- F
    } else err632 <- NA
  }
  return(c(coef(modCalibr), summary(modCalibr)$r.square, err632))
}

# Exemplo: avalia a calibração entre Chla e a raiz da reflec. na banda 4 do MODIS.
fgt0 <- T
bs.G <- boot(data=Chla_SimModis, statistic=calcSt, R=9999, sim="balanced",
formula=Chla~sqrt(G))
ic.a.G <- boot.ci(bs.G, index=1, type="all") #intercepto
a.G <- paste(format(median(bs.G$t[,1])), "[", format(ic.a.G$bca[4]), ", ",
format(ic.a.G$bca[5]), "]", sep="")
ic.b.G <- boot.ci(bs.G, index=2, type="all") #coef. angular
b.G <- paste(format(median(bs.G$t[,2])), "[", format(ic.b.G$bca[4]), ", ",
format(ic.b.G$bca[5]), "]", sep="")
ic.rquad.G <- boot.ci(bs.G, index=3, type="all") #r quadrado
rquad.G <- paste(format(median(bs.G$t[,3])), "[", format(ic.rquad.G$bca[4]), ", ",
format(ic.rquad.G$bca[5]), "]", sep="")
ic.err632.G <- boot.ci(bs.G, index=4, type="bca") #erro 632
err632.G <- paste(format(median(bs.G$t[,4])), "[", format(ic.err632.G$bca[4]), ",
", format(ic.err632.G$bca[5]), "]", sep="")

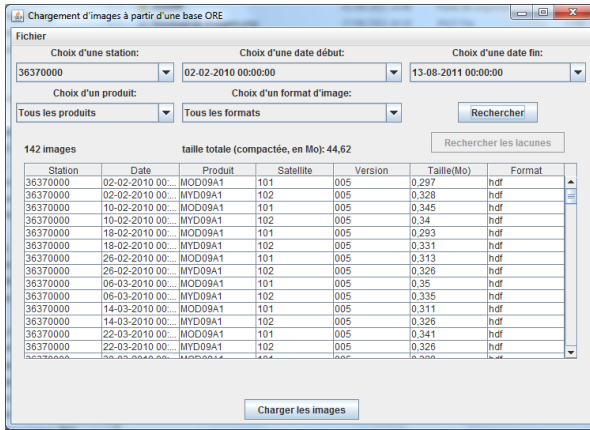
# Repete o procedimento do exemplo para os outros modelos.

```

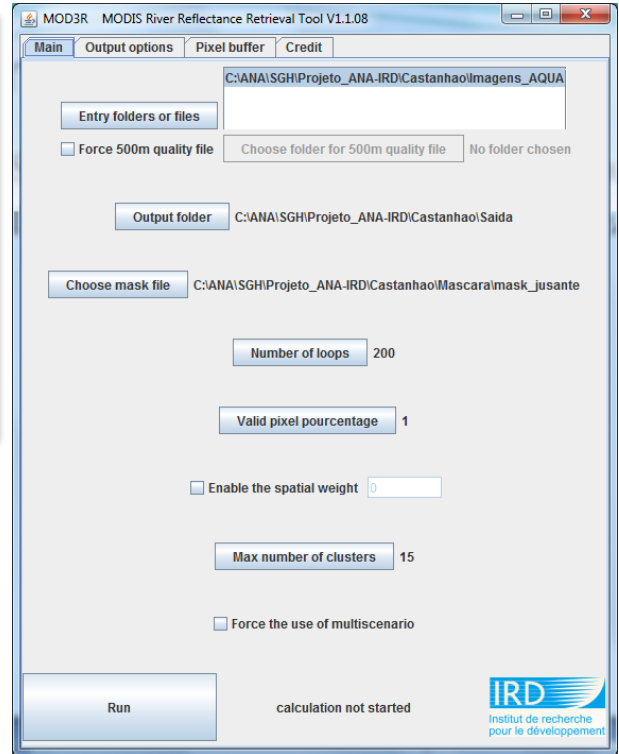
ANEXO 4

Exemplos de telas e resultados do *software*, desenvolvido pelo IRD, utilizado para *download* e processamento automatizado de séries de imagens MODIS 500 m. São mostradas também imagens MODIS dos açudes Castanhão e Armando Ribeiro.

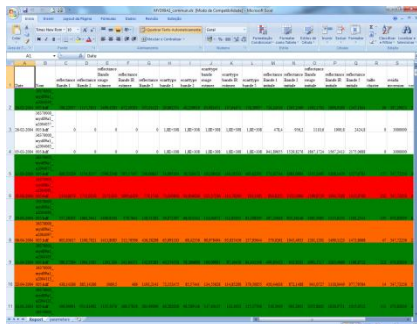
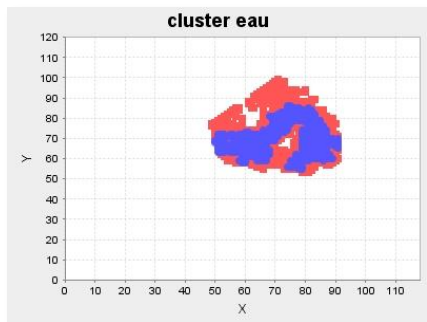
GetModis. *Download* de imagens.



MOD3R. Processamento de imagens.



Saídas do MOD3R. Gráficos de *pixels* selecionados em cada imagem e planilha de dados de reflectância.



Imagens MODIS recortadas, mostrando os açudes Armando Ribeiro e Castanhão.

