



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

JANAINA CASTRO DE MENDONÇA

**DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS E USO DE SENSORIAMENTO
REMOTO PARA ESTIMAR AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A EM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2018

JANAINA CASTRO DE MENDONÇA

DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS E USO DE SENSORIAMENTO
REMOTO PARA ESTIMAR AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A EM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M495d Mendonça, Janaina Castro de.
Dinâmica de atributos limnológicos e uso de sensoriamento remoto para estimar as concentrações de clorofila-a em reservatório no Semiárido / Janaina Castro de Mendonça. – 2019.
108 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
1. Eutrofização. 2. Sensor Ocean and Land Colour Instrument - OLCI. 3. Satélite Sentinel-3. 4. Bacia hidrográfica. I. Título.

CDD 630

JANAINA CASTRO DE MENDONÇA

DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS E USO DE SENSORIAMENTO
REMOTO PARA ESTIMAR AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A EM
RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Ciência Agrárias, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 30/07/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luiz Carlos Guerreiro Chaves (Conselheiro)
Faculdade Terra Nordeste (FATENE)

Prof. Dr. Francisco Cleiton da Rocha (Conselheiro)
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

Prof. Dr. Luís Clênio Jairo Moreira (Conselheiro)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
(IFCE - Campus de Limoeiro do Norte)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo, e a Nossa Senhora, por sua divina intercessão.

À Universidade Federal do Ceará e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA-UFC) por toda a infraestrutura disponibilizada, pelos funcionários e docentes, por me proporcionarem toda a aprendizagem adquirida nesses anos. Agradeço à professora, Ph.D. Eunice Andrade e a todos os membros do grupo de pesquisa em Manejo de Água e Solo no Semiárido (MASSA) pela oportunidade, por todos os ensinamentos, experiências e vivências, dentro e fora do espaço acadêmico.

Agradeço, especialmente a todos os Professores, colegas e amigos que colaboraram, compartilharam e me apoiaram nessa caminhada.

Agradeço ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Ministério da Educação (CAPES/MEC - BRASIL) pelo financiamento da bolsa de mestrado.

Ao professor, Dr. e orientador Fernando Bezerra Lopes, pela orientação, ajuda, compreensão e paciência.

Aos membros da banca, os professores, Dr. Francisco Cleiton, Dr. Luís Clênio e Dr. Luiz Carlos Guerreiro, por aceitarem avaliar e contribuir com este trabalho.

Imensa gratidão àqueles que fazem parte dos bastidores da minha vida. Que geralmente ficam atrás das cortinas, mas que são os grandes responsáveis pelas minhas conquistas: Meus pais, razão para tantos sacrifícios e algumas renúncias. Aos meus irmãos e a todos da minha família. Agradeço também aos poucos amigos que conquistei até agora, aqueles que não partilham apenas de momentos bons, mas estendem as mãos nos momentos de descidas da vida. Esses sim, são meus alicerces.

Gratidão a todos que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho.

RESUMO

Os sistemas aquáticos continentais têm função direta de atender a alta demanda de água para a população e os mais diversos usos na sociedade. Tratando-se de reservatórios na região semiárida, os fatores quantitativo e qualitativo tornam-se relevantes em qualquer esfera social. Nesse contexto, a redução do volume de água armazenado em reservatório da região semiárida deteriora a qualidade da água. Assim, quando se utiliza do sensoriamento remoto a partir de sensores ópticos como ferramenta gestora para obter remotamente as concentrações de clorofila-*a* em corpos hídricos é possível reduzir custos e criar um vasto banco de dados. Desta forma, objetivou-se avaliar o estado qualitativo das águas de um reservatório artificial superficial, classificá-lo de acordo com o seu estado trófico e quantificar as concentrações de clorofila-*a* utilizando dados de sensoriamento remoto. O estudo foi realizado no Reservatório Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará. As campanhas foram realizadas trimestralmente, entre abril de 2015 e setembro de 2016, em cinco pontos amostrais, georreferenciados. Os atributos limnológicos analisados foram Clorofila-*a*, pH, CE, nitrogênio total, fósforo total, transparência, sólidos em suspensão fixo, voláteis e totais e temperatura. As coletas dos dados radiométricos, *in situ*, foram obtidas pelo sensor hiperespectral, ASD FieldSpec® 3 Hi-Res, com campo de visada de 25°, resolução espectral: 1,4 nm e que abrange a faixa espectral de 350 a 2500 nm. Para os atributos limnológicos foi aplicado o modelo estatístico multivariado, Análise da Componente Principal (ACP), com o objetivo de identificar os fatores determinantes da qualidade das águas. Com os dados de radiância *in situ* foram simuladas as respostas espectrais das bandas do sensor OLCI/Sentinel-3 e parametrização dos modelos de regressão para recuperação remota das concentrações de clorofila-*a*. Foram utilizados 75% dos dados para a etapa de parametrização, e em seguida foram validados os modelos empregando-se os outros 25% dos dados. Os atributos limnológicos clorofila-*a*, N-total e P-total apresentaram concentrações acima do limite recomendado para abastecimento humano. As águas do reservatório Pereira de Miranda estão com elevado grau de trofia, ou seja, eutrofizadas. A técnica de análise de componente principal permitiu a seleção de três componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais, explicando 82,34% da variância total. As variações da qualidade da água foram definidas por um grupo de sólidos em suspensão, um grupo de nutrientes e sais solúveis e um grupo orgânico. Foram desenvolvidos modelos de duas e três bandas, (8 e 11) e (8; 11 e 12), com os respectivos comprimentos de onda de (665; 708,75 e 761,25 nm). Os modelos de duas e três bandas apresentaram coeficientes de determinação (R^2) de 0,71 e 0,82, respectivamente. Os modelos, na etapa de validação, apresentaram coeficientes

de determinação (R^2) altos, 0,91 e 0,85, coeficientes de correlação (r) forte, 0,95 e 0,92 e NSE de 0,85 e 0,82, respectivamente, para os modelos de duas e três bandas. Os bons desempenhos dos modelos, usando os dados simulados mostram a viabilidade de se estimar remotamente as concentrações de clorofila-*a* em reservatórios superficiais do semiárido a partir dos dados do sensor orbital OLCI/Sentinel-3.

Palavras-chave: Eutrofização. Sensor Ocean and Land Colour Instrument - OLCI. Satélite Sentinel-3. Bacia hidrográfica.

ABSTRACT

Continental aquatic systems have a direct function of meeting the high demand of water for the population and the most diverse uses in society. In the case of reservoirs in the semi-arid region, the quantitative and qualitative factors become relevant in any social sphere. In this context, the reduction of the volume of water stored in the reservoir of the semi-arid region deteriorates the quality of the water. Thus, when remote sensing is used from optical sensors as a management tool to remotely obtain concentrations of chlorophyll in water bodies, it is possible to reduce costs and create a vast database. In this way, the objective was to evaluate the qualitative status of the waters of a superficial artificial reservoir, to classify it according to its trophic state and to quantify the concentrations of chlorophyll a using remote sensing data. The study was carried out at the Pereira de Miranda Reservoir, Pentecoste, Ceará. The campaigns were conducted quarterly, between April 2015 and September 2016, in five sample points, geo-referenced. The limnological attributes analyzed were Chlorophyll-a, pH, EC, total nitrogen, total phosphorus, transparency, fixed, volatile and total suspended solids and temperature. In situ radiometric data collection was obtained by the hyperspectral sensor, FieldSpec® 3 Hi-Res ASD, with a 25° field of view, a spectral resolution of 1,4 nm and covering the spectral range from 350 to 2500 nm. For the limnological attributes, the multivariate statistical model, Principal Component Analysis (PCA), was applied with the objective of identifying the determinants of water quality. With in situ radiance data, the spectral responses of the OLCI / Sentinel-3 sensor bands and parameterization of the regression models for remote retrieval of chlorophyll-a concentrations were simulated. 75% of the data were used for the parameterization step, and then the models were validated using the other 25%. The limnological attributes chlorophyll a, total N and total P had concentrations above the recommended limit for human supply. The waters of the Pereira de Miranda reservoir are highly trophic, that is, eutrophic. The main component analysis technique allowed the selection of three components indicating the quality of surface water, explaining 82.34% of the total variance. Variations in water quality were defined by a group of suspended solids, a group of nutrients, soluble salts and an organic group. Two- and three-band models (8 and 11) and (8, 11 and 12) with respective wavelengths of (665, 708.75 and 761.25 nm) were developed. The two- and three-band models showed coefficients of determination (R^2) of 0.71 and 0.82, respectively. The models, in the validation stage, presented high determination coefficients (R^2), 0.91 and 0.85, strong correlation coefficients (r), 0.95 and 0.92, and NSE of 0.85 and 0.82, respectively, for the two- and three-band models. The good performances of the models using the simulated data show the feasibility of remotely estimating

chlorophyll-a concentrations in surface semi-arid reservoirs from data from the OLCI / Sentianel-3 orbital sensor.

Keywords: Eutrophication. Ocean and Land Color Instrument Sensor - OLCI. Sentinel-3 Satellite. Hydrographic basin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Volume armazenado (%) nos reservatórios do estado do Ceará	18
Figura 2	– Situação do Estado Trófico dos reservatórios do estado do Ceará	19
Figura 3	– Esquema representativo dos quatro elementos fundamentais das técnicas de sensoriamento remoto	21
Figura 4	– Possíveis formas de interação da luz do visível em corpos hídricos	22
Figura 5	– Distribuição de frequência da posição do máximo de reflectância entorno de 700 nm	23
Figura 6	– Comportamento espectral das clorofilas (a, b e c)	24
Figura 7	– Localização da área de estudo e os pontos de coleta	29
Figura 8	– Caracterização visual dos pontos de coleta	30
Figura 9	– Precipitação pluviométrica para o posto Pentecoste e volume para o reservatório Pereira de Miranda, para os anos de 2015 e 2016	46
Figura 10	– Condutividade elétrica – CE e limite para irrigação	47
Figura 11	– Potencial Hidrogeniônico – pH e limites para consumo humano e irrigação..	48
Figura 12	– Concentrações de Sólidos suspensos fracionados	50
Figura 13	– Concentrações de Nitrogênio total (mg L^{-1})	52
Figura 14	– Concentrações de Fósforo Total e limite para abastecimento humano	53
Figura 15	– Concentrações de clorofila- <i>a</i> e limite de uso humano	56
Figura 16	– Transparência (m) do reservatório Pereira de Miranda	57
Figura 17	– Índice de Estado Trófico e classificação trófica para o reservatório Pereira de Miranda	59
Figura 18	– Coleta de dados radiométricos, (a) calibração com placa Lambertiana, (b) aquisição das medidas de radiância	75

Figura 19	– Função de resposta das bandas espectrais do sensor OLCI/ <i>Sentinel-3</i>	76
Figura 20	– Fator de reflectância espectral do sistema aquático do reservatório Pereira de Miranda, campanha de campo realizada em abril (a), julho (c), setembro (e); simulações das respostas espectrais das bandas do sensor OLCI em abril (b), julho (d) e setembro (f) de 2015	80
Figura 21	– Fator de reflectância espectral do sistema aquático do reservatório Pereira de Miranda, campanha de campo realizada em dezembro/2015 (a), março (c), setembro (e) de 2016; simulações das bandas do sensor OLCI em dezembro de 2015 (b), março (d) e setembro (f) de 2016	83
Figura 22	– Correlograma do fator de reflectância e as concentrações de clorofila- <i>a</i>	86
Figura 23	– Correlograma 2D entre o fator de FRB e as concentrações de clorofila- <i>a</i>	86
Figura 24	– Modelos de estimativa da concentração de clorofila- <i>a</i> de duas e três bandas, respectivamente, para o reservatório Pereira de Miranda	87
Figura 25	– Validação dos modelos para quantificação da clorofila- <i>a</i> , usando as concentrações de medidas <i>in situ</i> e dados simulados do sensor OLCI, duas e três bandas, respectivamente	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Divisões dos comprimentos de ondas da região do visível	23
Tabela 2 – Características das bandas do Ocean and Land Colour (OLCI)/ <i>Sentinel-3</i> ...	27
Tabela 3 – Atributos usados nos Índices de Estado Trófico – IET	42
Tabela 4 – Classificação de Nível trófico, IET, Clorofila- <i>a</i> , fósforo e transparência	44
Tabela 5 – Qualificação do teste (KMO) para aplicação do modelo	44
Tabela 6 – Matriz de cargas fatoriais da Componente Principal	61
Tabela 7 – Matriz de cargas fatoriais rotacionadas das variáveis	62
Tabela 8 – Atributos analisados, metodologias analíticas e referências	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Chl- <i>a</i>	Clorofila- <i>a</i>
IET	Índice de Estado Trófico
OLCI	Ocean Land Colour Instrument
S3	Senitel 3
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
SR	Sensoriamento Remoto
REM	Radiação Eletromagnética
COA	Componentes Opticamente Ativos
Nm	Namômetro
IVP	Infravermelho Próximo
Chl- <i>b</i>	Clorofila- <i>b</i>
Chl- <i>c</i>	Clorofila- <i>c</i>
Chl- <i>d</i>	Clorofila- <i>d</i>
Chl- <i>e</i>	Clorofila- <i>e</i>
Chl- <i>f</i>	Clorofila- <i>f</i>
CDOM	Matéria Orgânica Dissolvida Colorida
ESA	Agência Espacial Europeia
CETESB	Companhia
OLI	Operational Land Imager
L8	Landsat 8
MSI	Multispectral Strument
S2	Sentinel 2
O2	Oxigênio
CE	Condutividade Elétrica
pH	Potencial Hidrogeniônico
Ntotal	Nitrogênio total
Ptotal	Fósforo total
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SPSS	Software Statistical Packafe for the Social Sciences

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
F1	Fator 1
F2	Fator 2
F3	Fator 3
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
CO ₂	Dioxido de Carbono
NAP	Partículas Não Algas
R ²	Coefficiente de Determinação
D	Índice de Willmott
REMQ	Raiz do Erro Médio Quadrático
EMA	Erro Médio Absoluto
NSE	Coefficiente de Nash e Sutcliffe
UFC	Universidade Federal do Ceará
FRS	Fator de reflectância bidirecional
WSRF (c)	Função de resposta espectral ponderada
L (c)	Radiância do espectroradiômetro
ICE	Interactive Correlation Environment
P	Fósforo
Nº	Número
OH ⁻	Hidroxila
Cl ⁻	Íon Cloreto
SD	Transparência
S	Transparência (no índice)
dS	Decisiemens
Mg	Miligrama
µg	Micrograma
Cm	Centímetros
M	Metro
H	Hora
BHC	Bacia Hidrográfica do Curu
km ²	Quilômetros quadrado
hm ³	Hectômetros Cúbicos
UTM	Universal Transversal de Mercator

DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
ACP	Análise de Componente Principal
L	Litro
mm	Milímetros
P01	Ponto 01
P02	Ponto 02
P03	Ponto 03
P04	Ponto 04
P05	Ponto 05
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer
LAQA	Laboratório de Química Ambiental
PO_4^{3-}	Ortofosfato
λ_1	Primeiro comprimento de onda
λ_2	Segundo comprimento de onda
λ_3	Terceiro comprimento de onda

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	14
2	HIPÓTESE E OBJETIVOS	16
3	REVISÃO DE LITERATURA	17
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	29
5	DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS E FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO SUPERFICIAL ARTIFICIAL DO SEMIÁRDO	38
6	POTENCIAL DO SENSOR OLCI/SENTINEL-3A PARA ESTIMAR AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A EM RESERVATÓRIO NA REGIÃO SEMIÁRIDA	71
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
	REFERÊNCIAS	95

1 INTRODUÇÃO GERAL

A escassez de água devido ao regime pluviométrico e à geologia local, combinada com a ocorrência de altas taxas de evaporação, é responsável pela intermitência de quase toda a rede hidrográfica da região semiárida brasileira. Isto representa um grave problema para a captura e armazenamento de água nesta região (ARAÚJO NETO *et al.*, 2017). Como uma das alternativas mais eficientes para o armazenamento, os reservatórios foram adotados como uma estratégia da convivência com as condições climáticas desta região.

De um forma geral, as características climáticas do semiárido brasileiro influenciam nos processos de degradação da qualidade da água, seja por fatores naturais, como as altas taxas de evaporação e um regime pluviométrico irregular, mas principalmente por ações antrópicas, como o uso inadequado nas margens dos corpos hídricos, uso e ocupação irregular do solo, ausência de rede de tratamento da água e esgoto, ineficiência na gestão e no monitoramento dos recursos hídricos.

Essas atividades antrópicas somadas aos fatores climáticos desencadeiam e potencializam processos de degradação da água. Entre esses processos dar-se destaque para a eutrofização. A eutrofização é o processo pelo qual um corpo d'água se torna cada vez mais rico em nutrientes, favorecendo o desenvolvimento de plantas aquáticas como algas e macrófitas.

Em relação às espécies de fitoplâncton todas apresentam um pigmento (geralmente em grandes quantidades), a clorofila-*a* (Chl-*a*). Sendo este um dos principais parâmetros para estudos de produtividade primária e determinação da biomassa fitoplanctônica. Atuando assim como um indicador qualitativo importante (WATANABE *et al.*, 2015).

Nesse contexto, Bernardo (2015) remete que ações de caráter preventivo ou corretivo devem ser tecnicamente subsidiadas pela análise de atributos de qualidade da água. E uma das principais ações é o monitoramento, que propõe o acompanhamento dos impactos causados nesses sistemas.

O monitoramento de qualidade das águas é um dos mais importantes instrumentos da gestão ambiental. Ele consiste, basicamente, no acompanhamento sistemático dos aspectos qualitativos das águas, visando a produção de informações e é destinado à comunidade científica, ao público em geral e, principalmente, às diversas instâncias decisórias. Nesse sentido, o monitoramento é um dos fatores determinantes no processo de gestão ambiental, uma vez que propicia uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental (ALEXANDRE *et al.*, 2010).

Este acompanhamento pode ser realizado analisando-se os dados limnológicos, seja de forma individual, observando a influência de cada composto na qualidade da água ou de forma mais generalizada, com a união de compostos específicos originando índices. Entre os índices, o que mais se relaciona ao processo de eutrofização é o índice de estado trófico (IET), que considera o fósforo total, transparência e clorofila-*a*.

Esse Índice é utilizado há bastante tempo; conforme Carlos (1977) a determinação do estado trófico é feita a partir do exame de diversos critérios, como a composição de espécies da fauna do fundo ou do fitoplâncton, concentrações de nutrientes e várias medidas de biomassa ou produção. Inicialmente, dividido em três classes: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Atualmente, segundo a classificação de Lamparelli (2004) inseriu-se mais três classes, variando de oligotrófico a hipereutrófico.

As classes estabelecidas dentro deste índice têm por finalidade avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas e cianobactérias. Estes organismos apresentam componentes opticamente ativos, conseqüentemente, viabilizam alternativamente, um outro tipo monitoramento. Conforme Lopes *et al.* (2014) pode-se utilizar sensoriamento remoto (SR).

O Sensoriamento Remoto é uma técnica que apresenta grande potencialidade de monitoramento em diferentes escalas espaciais e temporais, pois permite estimar quantitativamente concentrações de componentes que interferem na qualidade de água, uma vez que a interação energia-matéria possibilita a aquisição de informações radiométricas referentes aos alvos terrestres (CHEN *et al.*, 2014; BERNARDO, 2015).

Neste contexto, os aspectos deste trabalho são divididos em dois eixos: no Capítulo 1, em um primeiro momento, analisa-se a influência dos atributos limnológicos na qualidade de água do Reservatório Pereira de Miranda, bem como estabelece o grau trófico, por meio do Índice de Estado Trófico (IET). Para finalizar este Capítulo, é realizado a Análise de Componente Principal (ACP). No segundo Capítulo, o tema central aborda o monitoramento desse corpo hídrico, utilizando a técnica de sensoriamento remoto, com ênfase no desenvolvimento de modelos bio-ópticos de obtenção de concentrações de clorofila-*a*, simulando bandas do sensor OLCI/Sentinel-3.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

Hipótese

A redução do volume dos corpos hídricos artificiais, associado aos fatores climáticos da região semiárida, desencadeiam alguns processos danosos ao sistema aquático, uma vez que, os fatores quantitativos influenciam nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água. Por apresentar bandas espectrais mais específicas para o monitoramento de corpos d'água é possível usar o sensor OLCI/Sentinel-3, para estimar as concentrações de clorofila-*a* em lagos artificiais da região semiárida brasileira.

Objetivo geral

Avaliar o estado qualitativo das águas de um reservatório do semiárido brasileiro, classificar seu estado trófico e quantificar as concentrações de clorofila-*a* utilizando dados de sensoriamento remoto.

Objetivos específicos

Avaliar a dinâmica dos atributos limnológicos, calcular o Índice do Estado Trófico e classificar as águas do reservatório Pereira de Miranda quanto ao grau de trofia;

Identificar os fatores determinantes da qualidade das águas superficiais, aplicando Análise de Componente Principal;

Analisar as respostas espectrais da água do Açude Pereira de Miranda, na região semiárida do estado do Ceará utilizando dados *in situ* obtidos por meio do sensor hiperespectral ASD FieldSpec® 3 Hi-Res;

Simular respostas espectrais das bandas do sensor orbital OLCI/Sentinel-3 e avaliar o desempenho de modelos para estimar as concentrações de clorofila-*a*, em reservatório da região semiárida do Brasil.

3 REVISÃO DE LITERATURA

Qualidade das águas superficiais no Semiárido

A água é considerada o recurso natural mais importante, pois trata-se de um bem essencial à sobrevivência de todas as espécies do planeta, sendo também o recurso natural que mais enfrenta problemas em termos de qualidade e quantidade (BATISTA *et al.*, 2014).

Em termos qualitativos, a água se deteriora em função das condições naturais como escoamento superficial e infiltração e das ações antrópicas, como uso e ocupação desregular de áreas com funções ambientais, como a mata ciliar de corpos hídricos (LUBENOW *et al.*, 2012). E estas condições sofrem interferências danosas por haver pressão sobre novas áreas produtivas no campo, além da expansão urbana sobre áreas verdes, o que tem estimulado cada vez mais o desmatamento, a poluição ambiental e a degradação dos recursos naturais (OLIVEIRA FILHO; DUTRA; CERUTI, 2012).

O aumento desordenado de áreas urbanizadas sem infraestrutura básica também é responsável pelo lançamento de efluentes não tratados nos corpos d'água, devido principalmente à falta de saneamento básico e destinação incorreta do lixo produzido. Além disso, segundo Oliveira Filho, Dutra e Ceruti (2012), a qualidade dos corpos hídricos também é degradada por não haver a preservação das matas nativas, ciliares, além do uso cada vez mais frequente dos produtos químicos pelo setor agrícola.

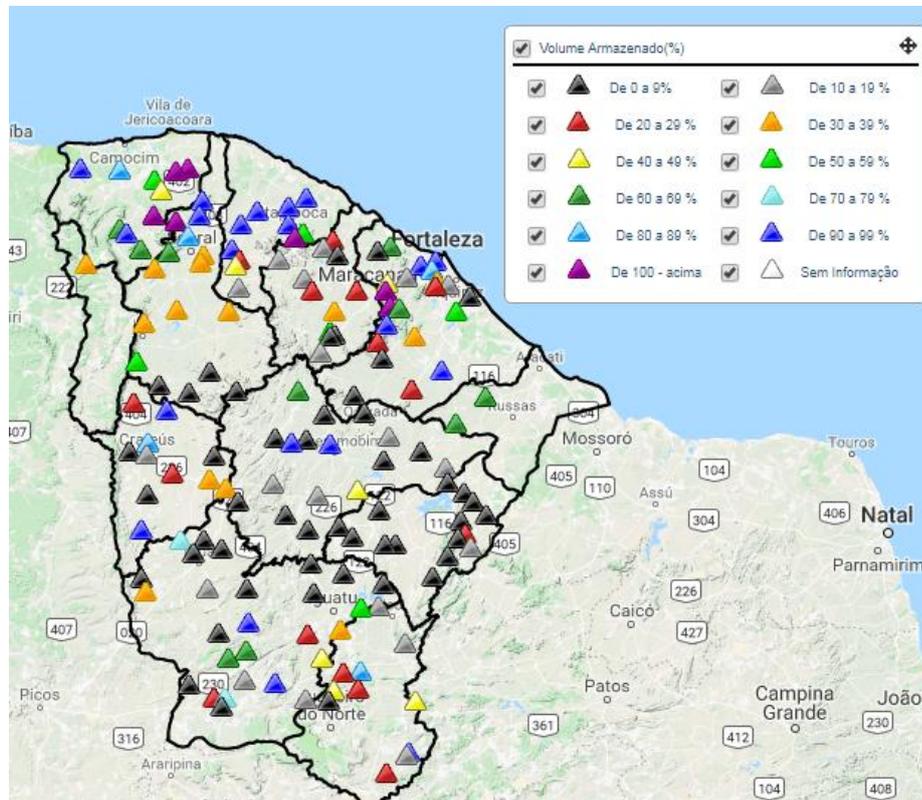
Considerando os fatores qualitativo e quantitativo, ambos se relacionam com as condições climáticas, haja visto que se tratando de região semiárida ocorre, segundo Santo e Manzi (2011), variabilidades temporal e espacial da precipitação pluviométrica. Em que a média anual pode variar espacialmente de 400 a 2.000 mm (MEDEIROS *et al.*, 2012).

Dentro desse contexto e de forma mais pontual no estado do Ceará, alguns órgãos como a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH em conjunto com a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME, por meio do Portal Hidrológico, fornecem informações da situação das bacias hidrográficas e seus respectivos reservatórios no âmbito quantitativo e qualitativo. No estado do Ceará, os reservatórios monitorados por esses órgãos estão demonstrados na Figura 1.

O cenário observado é referente ao ano de 2018 em que quantitativamente ocorreram alterações positivas, pois alguns reservatórios de médio e pequeno porte tiveram seus volumes restituídos, ou pelo menos uma recarga significativa. Mas, de forma geral, as precipitações ainda não foram suficientes para mudar totalmente a situação crítica de déficit

hídrico, pois muitos reservatórios ainda apresentam volume armazenado abaixo de 20% de suas capacidades.

Figura 1 - Volume armazenado (%) nos reservatórios do estado do Ceará



Fonte: COGERH e FUNCEME (2018).

De acordo com a Figura 1, os reservatórios que apresentam os maiores volumes estão situadas nas bacias hidrográficas mais próximas ao litoral, enquanto os que estão com situações mais críticas localizam-se nas bacias do Médio Jaguaribe, Alto Jaguaribe e Banabuiú. Essas são regiões com reservatórios ditos estratégicos para o abastecimento hídrico do estado do Ceará.

Diante da realidade vivenciada nos últimos anos, a redução no volume desses reservatórios não gera somente dificuldades no âmbito quantitativo, mas também afeta os parâmetros indicadores da qualidade de água. As alterações danosas que ocorrem nos reservatórios estão associadas aos processos de eutrofização.

Eutrofização

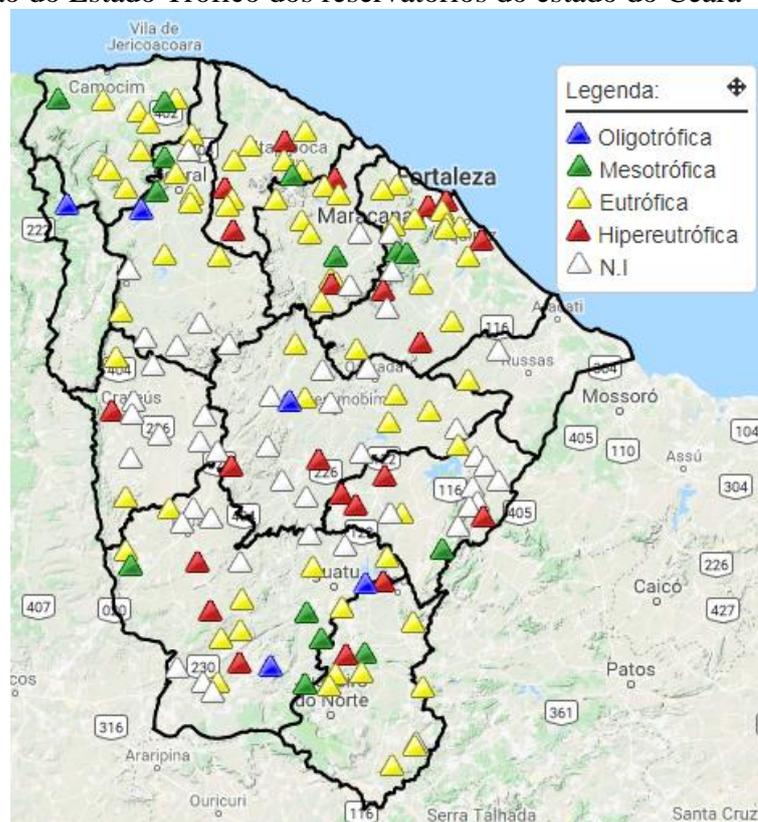
A eutrofização é um grande problema para a gestão da água e refere-se ao processo pelo qual os ambientes aquáticos sofrem um enriquecimento por nutrientes, principalmente do

fósforo e do nitrogênio, provenientes de fontes naturais e antropogênicas, que induzem a uma distribuição indesejável ao equilíbrio dos organismos presentes e consequentemente na qualidade da água (SALAMEH; HARAHSHEH, 2011; LOPES *et al.*, 2016).

Com o aumento da disponibilidade de nutrientes ocorre um crescimento excessivo do fitoplâncton, e como consequência do processo de decomposição da matéria orgânica ocorre uma depleção significativa do oxigênio dissolvido, podendo ocasionar à morte das comunidades aquáticas aeróbias, gerando a perda da qualidade cênica do ambiente e o aumento da incidência de cianobactérias (CARPENTER *et al.*, 1998; OLIVEIRA, 2012).

As espécies de cianobactérias produzem toxinas que, conforme Watanabe *et al.* (2015) em determinadas concentrações, podem causar doenças graves no fígado e no sistema nervoso, podendo levar o indivíduo à morte. Frente à problemática, o que se busca é o monitoramento desse recurso natural, estabelecendo-se um gerenciamento mais eficiente dos recursos hídricos por governos de instâncias federais, estaduais e municipais. No estado do Ceará, a condição qualitativa dos reservatórios é monitorada pelos órgãos COGERH e FUNCEME, os quais disponibilizam a situação do grau trófico dos corpos hídricos, como demonstrado na Figura 2.

Figura 2 - Situação do Estado Trófico dos reservatórios do estado do Ceará



Fonte: FUNCEME; COGERH, (2018).

Os dados na Figura 2 são referentes ao mês de fevereiro de 2018, último monitoramento sobre o estado trófico dos reservatórios. Os mesmos são classificados em cinco categorias, quatro delas correspondendo aos resultados dos Índices de Estado Trófico - IET (oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica), e por último os reservatórios sem informações disponíveis.

Observa-se na Figura 2 que muitos dos reservatórios monitorados estão classificados em situação eutrófica. Conforme Figueirêdo *et al.*, (2007), essa situação é uma realidade em muitos reservatórios, e por essa razão, vários desses corpos hídricos artificiais já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação. Portanto, enfatiza-se a importância do monitoramento, conforme Eraso (2016), o monitoramento é realizado com a função de determinar se há qualidade na água para determinados usos, assim como para analisar as variáveis limnológicas, podendo determinar o grau trófico de um corpo hídrico.

Para avaliação do estado trófico de reservatórios, são utilizados, principalmente, valores médios de fósforo total e clorofila-*a* nesses corpos d'água (FIGUEIRÊDO; VIEIRA; MOTA, 2006). A clorofila-*a* é utilizada para estimar a biomassa do fitoplâncton e inferir sobre a qualidade da água, e consequentemente, a carga de nutrientes e as condições gerais do ecossistema aquático (PAL *et al.*, 2013).

Parâmetro bastante utilizado, a clorofila-*a*, pigmento fotossinteticamente ativo, está presente em todos os fitoplâncton, entretanto, as clorofilas *c*, *d* e mesmo *e* podem estar presentes em várias profundidades; porém a (*a*) é a única presente em todos os vegetais e também é a que realmente dá início à síntese dos compostos orgânicos (ARRAUT *et al.*, 2005; MANTOVANI, 1993).

Por apresentar tais características, a clorofila-*a* é considerada um dos principais atributos utilizados nos estudos de monitoramento de qualidade de água por meio do Sensoriamento Remoto (SR). Lopes *et al.* (2016) ressaltam a relevância do SR na avaliação de problemas em sistemas aquáticos, como nos processos de eutrofização e nas concentrações de sedimentos em suspensão. Portanto, o sensoriamento remoto é visto como um complemento às abordagens tradicionais de monitoramento de recursos hídricos, fornecendo uma visão sinótica dos sistemas ambientais (COELHO *et al.*, 2017).

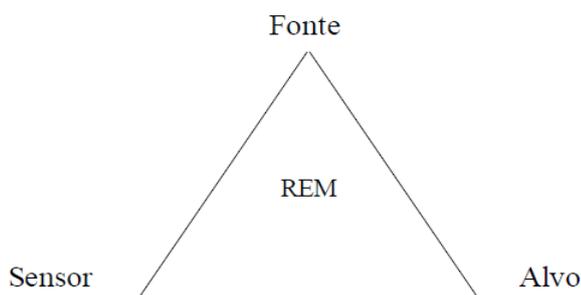
Sensoriamento remoto e comportamento espectral da água

O sensoriamento remoto é uma ferramenta que vem sendo bastante empregada nos estudos dos corpos hídricos continentais, permitindo o monitoramento em escalas espaciais e temporais (LOPES *et al.*, 2014). Várias pesquisas têm demonstrado as diversas possibilidades do uso dessa tecnologia, como nos estudos de Rundquist *et al.* (1996), Dall'omo; Gitelson, (2005), Corazza, (2010), Watanabe *et al.* (2010), Bernardo *et al.* (2016), Lopes *et al.* (2016) e Watanabe *et al.* (2018).

Conforme Novo (2010), o SR é a utilização conjunta de sensores, que podem estar em diferentes níveis de aquisição de dados, e têm o objetivo de estudar fenômenos e processos terrestres ou em meio aquático, em que se possa registrar e analisar as interações que ocorrem entre a radiação eletromagnética (REM) e as substâncias que compõem o meio estudado.

Quando se estuda sensoriamento remoto, é fundamental entender a interação que ocorre da radiação eletromagnética com os alvos. A REM que é transmitida pela fonte, é captada e refletida ou emitida pelo alvo e registrada pelo sensor. Esse fenômeno compreende-se por meio da Figura 3. A REM que atinge o sistema sensor é a fração daquela espalhada pelo alvo e que se propaga em sua direção dentro do ângulo sólido definido pelas suas características estruturais (subsistema óptico nos sensores ópticos e antenas nos sensores não ópticos) (MANTOVANI, 1993).

Figura 3 - Esquema representativo dos quatro elementos fundamentais das técnicas de sensoriamento remoto



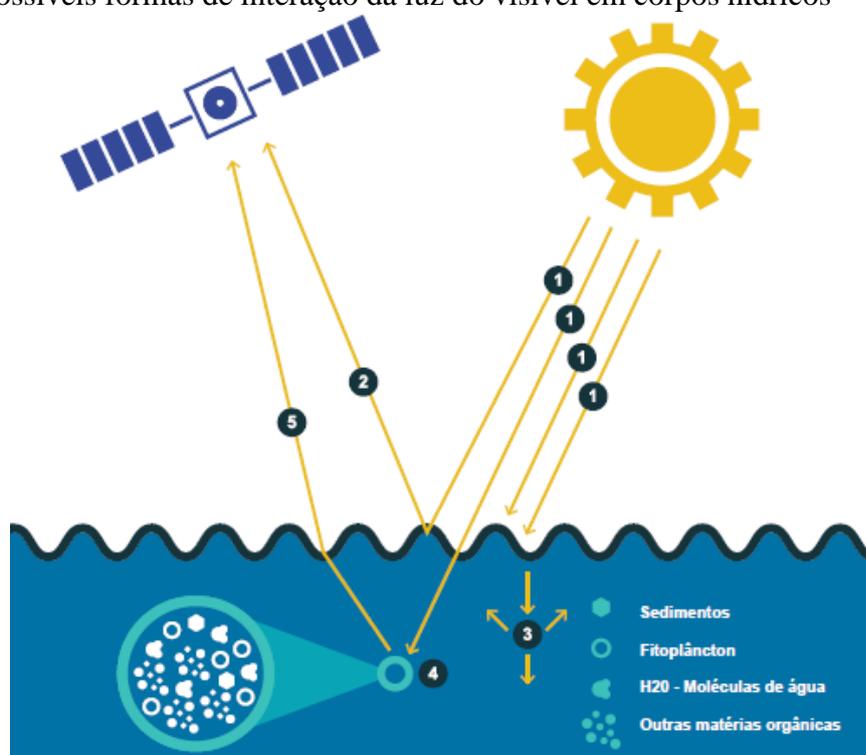
Fonte: Novo e Ponzoni (2001).

Conforme Novo e Ponzoni (2001), a REM propaga-se no vácuo à velocidade da luz e sua interação com o meio físico pode ser explicada através de dois modelos: o modelo corpuscular (ou quântico) e o ondulatório. Ao penetrar na coluna d'água, a radiação é submetida a profundas alterações, tanto na sua intensidade quanto na sua composição espectral, devido ao processo de interação da radiação eletromagnética com o corpo d'água. Portanto, é possível

extrair informações sobre a qualidade da água, a partir das diferentes assinaturas espectrais de seus componentes opticamente ativos (COAs). Uma vez que a energia, ao interagir com a matéria, pode ser refletida, absorvida ou transmitida por esses componentes (WATANABE *et al.*, 2010; PAULA, 2015; BERNARDO, 2015).

Porém, a maior parte do fluxo incidente sobre a água pura não é refletido, como ocorre no solo e na vegetação, mas, sim absorvido ou transmitido. Nos comprimentos de onda do visível, pouca luz é absorvida, uma pequena quantidade é refletida e a maior parte transmitida (FERREIRA; PEREIRA FILHO, 2009). Observa-se na Figura 4 as possíveis interações da luz da faixa do visível com os constituintes do corpo d'água.

Figura 4 – Possíveis formas de interação da luz do visível em corpos hídricos



Fonte: Sutcliffe, (2016).

No primeiro momento (1), a radiação é emitida, alguns raios atingem a superfície da água e outros ultrapassam e atingem maiores profundidades; no (2) a radiação é refletida para o sensor, não obtendo informações do interior do corpo hídrico; no terceiro momento (3) a radiação penetra na água e é difundida por partículas em suspensão; no (4) a radiação também penetra, mas agora é absorvida por moléculas dissolvidas ou em suspensão, por último, ocorre a radiação retrodifundida (5), que é quando o sinal recebido pelo sensor tem informações sobre o interior, de águas mais profundas.

Para compreender melhor o espectro do visível, região em que ocorre as interações dos corpos d'água, a Tabela 1 demonstra os comprimentos de onda, que variam de aproximadamente 400 até 700 nm. Mas, vale ressaltar que esses intervalos não assumem limites tão precisos, existindo uma faixa de transição para cada intervalo.

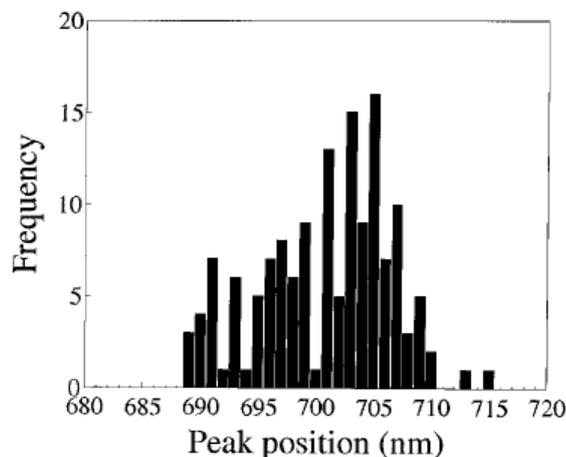
Tabela 1 – Divisões dos comprimentos de ondas da região do visível

Comprimento de onda (nm)	Cor da Luz refletida
400 - 446	Violeta
446 - 500	Azul
500 - 578	Verde
578 - 592	Amarelo
592 - 620	Laranja
620 - 700	Vermelho

Fonte: Adaptado de Moreira (2011).

Na água pura, o coeficiente de absorção é mínimo na região compreendida entre 400 e 600 nm, aumentando rapidamente na região do infravermelho; já os pigmentos fotossintetizantes interagem, principalmente com a radiação da faixa do azul (400 a 500 nm) e do vermelho (600 a 700 nm) no processo de fotossíntese. Além disso, pode-se observar elevados valores de reflectância nos comprimentos de onda do IVP (entre 700-900 nm) (LONDE, 2008; BARBIERI, 2012; BERNARDO, 2016). A posição da refletância máxima sempre foi encontrada em comprimentos de onda maiores, entre 690 e 715 nm (DALL'OMO; GITELSON, 2005), conforme demonstrado na Figura 5.

Figura 5 – Distribuição da frequência da posição máxima de refletância no entorno de 700 nm.

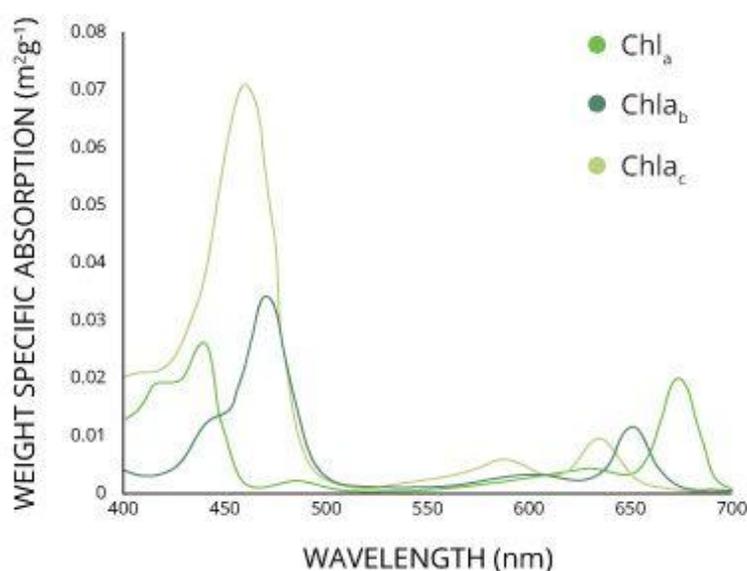


Fonte: Dall'omo e Gitelson (2005).

Como um dos principais pigmentos fotossintetizantes, a chl-*a*, bem como os outros tipos de clorofilas possuem seus picos de absorção e de reflectância na região do visível. As maiores reflectâncias procedentes desses organismos são verificada na faixa do verde, a partir de 500 nm. Porém, esse comportamento é dependente das paredes celulares dos fitoplânctons, fenômeno que explica a coloração esverdeada em ambientes com elevada concentração de fitoplânctons (GITELSON *et al.*, 2000; BERNARDO, 2015).

Entretanto, não é somente a chl-*a* que representa os pigmentos fotossintetizantes, outros pigmentos, que desenvolvem a função de pigmentos acessórios também realizam a absorção de energia, mas em menor quantidade, como as clorofilas de tipos Chl-*b*, Chl-*c*, Chl-*d*, Chl-*e*, (BERNARDO, 2016). O comportamento de alguns destes tipos ao longo do comprimento de onda é demonstrado na Figura 6. Outro recente representante desses pigmentos é a Chl-*f* (BEHRENDT *et al.* (2015).

Figura 6 - Comportamento espectral das clorofilas (*a*, *b* e *c*)



Fonte: Kemker (2014).

Essa faixa espectral do visível - entre 350 e 700 nm - é correspondente à faixa de radiação fotossinteticamente ativa, fundamental para os estudos de comportamento espectral da água, onde ocorre a aquisição simultânea de radiância e de atributos de qualidade da água *in situ* (FERREIRA; PEREIRA FILHO, 2009). Conseqüentemente, nesse intervalo também desenvolvem-se os modelos bio-ópticos de recuperação de chl-*a* nos corpos hídricos interiores. Cada comprimento de onda desempenha um papel fundamental para gerar os melhores resultados.

3.1 Modelos de detecção das concentrações de clorofila-a

Diante da abordagem e da importância do monitoramento de todos os ecossistemas aquáticos, os sinais de radiação registrados remotamente em regiões específicas do espectro eletromagnético são, geralmente transformados em refletância e combinados em modelos para a estimativa remota da concentração de clorofila-*a*, parâmetro que é relacionado à produtividade e biomassa dos fitoplânctons (DALL'OLMO; GITELSON, 2005).

Os modelos empíricos de recuperação de concentrações de clorofila foram aplicados inicialmente para águas oceânicas, em trabalhos desenvolvidos por Gordon e Morel (1983). Sofrendo alterações e adaptações para águas continentais. Porém, nesses ecossistemas de águas continentais, alguns fatores dificultam o ajuste desses modelos. De acordo com Carvalho, Barbosa e Novo (2013) a chl-*a*, a matéria orgânica dissolvida e as partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão, encontram-se em concentrações mais elevadas, interferindo na resposta espectral dos pigmentos fotossintetizantes.

Esses modelos são desenvolvidos utilizando uma, duas ou três bandas, e dependendo da finalidade do estudo, pode ocorrer a necessidade de incorporar mais bandas. Porém, os modelos de maior abrangência foram desenvolvidos utilizando duas e três bandas, para águas classificadas como tipo II, e em regiões de clima temperado (DALL'OLMO; GITELSON, 2005). Ressalta-se que já se encontram diversos modelos desenvolvidos para as regiões de clima tropical.

Entretanto, em regiões espectrais específicas, a precisão do algoritmo é afetada por interferências devido à variabilidade do rendimento quântico de fluorescência e do coeficiente de absorção específico de chl-*a* (DALL'OLMO; GITELSON, 2005). Por este motivo, as bandas utilizadas nos modelos precisam seguir uma padronização no que diz respeito aos comprimentos de ondas onde os componentes opticamente ativos têm maior sensibilidade para a detecção.

Portanto, a avaliação remota precisa da concentração de clorofila a (chl-*a*) é particularmente desafiadora em águas turvas e produtivas (GITELSON; SCHALLES; HLADIK, 2007). Pois além da absorção por chl-*a*, os comprimentos de ondas usados podem sofrer interferências de outros componentes.

Em razão dessas interferências, uma das premissas para o desenvolvimento dos modelos é que, o primeiro comprimento de onda $R^{-1}(\lambda_1)$ deve estar localizado na região do espectro de máxima sensibilidade à clorofila-*a*. Porém, também pode ser fortemente afetado

pela absorção de tripton, matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM, sigla do inglês usualmente utilizada) e água, bem como por retroespalhamento de todas as partículas.

Esse efeito poderia ser minimizado usando uma segunda banda espectral, $R^{-1}(\lambda_2)$ que é menos sensível à absorção por chl-*a* e aos coeficientes de absorção de tripton e CDOM (GITELSON; SCHALLES; HLADIK, 2007). A diferença $R^{-1}(\lambda_1)$ e $R^{-1}(\lambda_2)$, no entanto, ainda é afetada por retroespalhamento. Portanto, para explicar a variabilidade na dispersão, foi sugerido o uso de uma terceira banda espectral $R^{-1}(\lambda_3)$, onde a reflectância é minimamente afetada pela absorção de constituintes (chl-*a* + tripton + CDOM) (GITELSON; SCHALLES; HLADIK, 2007).

Os comprimentos de onda escolhidos para representar cada banda, estão relacionados a intervalos que respeitam as recomendações já descritas, com a finalidade de reduzir o máximo possível todas as interferências ocasionadas pela própria dinâmica da água e seus constituintes. Para Gitelson, Schalles e Hladik (2007), $R^{-1}(\lambda_1)$, $R^{-1}(\lambda_2)$ e $R^{-1}(\lambda_3)$, são representadas, respectivamente nos intervalos de $650 \text{ nm} \leq \lambda_1 \leq 700 \text{ nm}$; λ_2 com um valor fixo em 710 nm, e $700 \text{ nm} \leq \lambda_3 \leq 750 \text{ nm}$. Porém, para Carvalho, Barbosa e Novo (2013), λ_2 deve ser entre 710 a 730 nm, pois a absorção de chl-*a* é mínima e a absorção por tripton e CDOM se mantêm praticamente constante.

3.2 Satélite Sentinel-3/Sensor OLCI

Na busca por sensores mais eficientes que possam mitigar problemas recorrentes de poluição e eutrofização, foi lançado em fevereiro de 2016, pelo Programa *Copernicus*, da Agência Espacial Europeia – ESA, o sensor *Ocean Land Color Instrument* (OLCI) a bordo do satélite *Sentinel-3A*. O sensor OLCI-S3 possibilita medições topográficas da superfície do oceano; medição da temperatura à superfície da terra e dos oceanos; caracterização da cor dos oceanos e da refletância da cobertura do solo (ESA, 2017).

Conforme Donlon *et al.* (2012), os satélites da série *Sentinel*, principalmente para recursos hídricos, proporcionam uma nova era no monitoramento de águas costeiras, parâmetros ambientais com alta precisão, e estudos sobre mudanças ambientais. Pois fornecem um fluxo contínuo de dados a longo prazo. Com isso, alguns estudos estão sendo desenvolvidos, validando modelos bio-ópticos, utilizando o sensor OLCI. Os modelos se utilizam de duas a três bandas, e estas são determinadas por apresentarem maior sensibilidade para identificar as feições dos COAs.

Bernardo *et al.* (2015) desenvolveram um modelo para simular as bandas dos sensores OLI/*Landsat-8*; MODIS/*Aqua* e OLCI/*Sentinel-3*; porém para estimar concentrações de sólidos totais no Reservatório Barra Bonita - SP. Watanabe *et al.* (2018) utilizaram um algoritmo semianalítico parametrizado com base nas bandas do sensor OLCI, em dois reservatórios em São Paulo – SP. E Andrade (2018), analisou a distribuição espacial de chl-*a*, no Reservatório Ibitinga, via imagem do sensor OLCI/S3.

Diante do possível potencial, o mesmo vem sendo explorado em diversos lagos e reservatórios. Shen *et al.* (2017), desenvolveram um algoritmo de razão dupla para o Lago Taihu, na China. Lins *et al.* (2017) também desenvolveram algoritmos de duas bandas do OLCI e do sensor MSI-*Sentinel 2*, para o sistema Mundaú-Manguaba, Alagoas, Brasil. Toming *et al.* (2017), validaram modelos com os dados do OLCI-S3 e SMI-S2, em águas costeiras do Mar Báltico.

Toming *et al.* (2017) consideram que o lançamento deste satélite indica uma nova era no monitoramento da qualidade de água, pois proporciona resultados em alta frequência, em longa duração e de forma contínua. Essa condição é possibilitada por 21 bandas presentes, uma resolução espacial de (300 m), espectral de (400 – 1020 nm), radiométrica de (12 bits) e temporal variando de um a dois dias.

Na Tabela 2, observam-se as funções correspondes a cada banda, e o respectivo comprimento de onda. Estas características são responsáveis por indicarem as melhores bandas, de acordo com os objetivos estabelecidos. Ou seja, qual banda é mais adequada para usar em um modelo de recuperação de algum COA.

Tabela 2 – Características das bandas do Ocean and Land Color (OLCI)/Sentinel-3

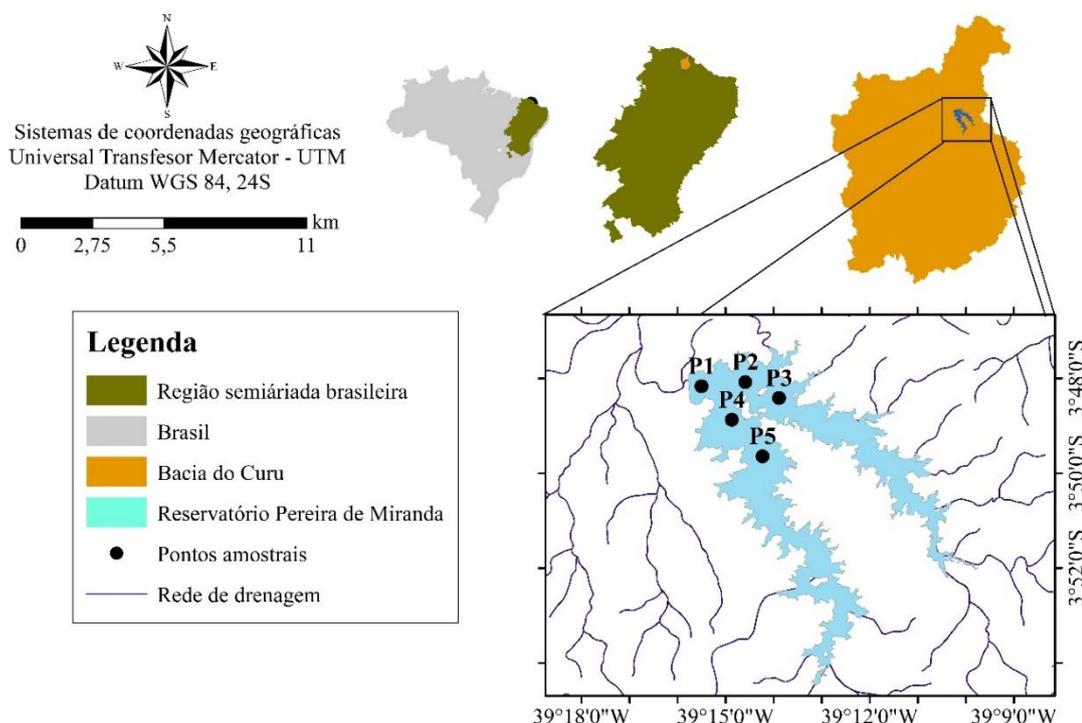
Banda	Comprimento de onda (nm)	Funções
Oa1	400	Correção de aerossol, melhor recuperação de constituintes de água
Oa2	412,5	Substância amarela e pigmentos detríticos (Turbidez)
Oa3	442,5	Máxima absorção de Chl- <i>a</i> , biogeoquímica e vegetação
Oa4	490	Altas concentrações de clorofila- <i>a</i> e outros pigmentos
Oa5	510	Clorofila- <i>a</i> , sedimentos, turbidez e maré vermelha
Oa6	560	Referência de Clorofila- <i>a</i> (Chl- <i>a</i> mínimo)
Oa7	620	Carga de sedimentos
Oa8	665	Clorofila- <i>a</i> (2º pico de absorção máxima), Sedimento, substância amarela/vegetação
Oa9	673,75	Melhoria na recuperação de fluorescência
Oa10	681,25	Pico de fluorescência de Chl- <i>a</i> e borda vermelha
Oa11	708,75	Linha de base de fluorescência da Chl- <i>a</i> , transição de borda vermelha
Oa12	753,75	Absorção de O ₂ /nuvens, vegetação
Oa13	761,25	Banda de absorção de O ₂ /correção de aerossóis
Oa14	764,37	Correção atmosférica
Oa15	767,5	O ₂ A usado para pressão de topo de nuvem, fluorescência terrestre.
Oa16	778,75	Correção atmosférica; correção de aerossóis
Oa17	865	Correção atm. e de aerossóis, nuvens, co-registro de pixels
Oa18	885	Banda de referência de absorção de vapor d'água, monitoramento de vegetação
Oa19	900	Absorção de vapor de água; monitoramento de vegetação
Oa20	940	Absorção de vapor de água, atmosfera; correção aerossol
Oa21	1020	Correção atmosférica; correção de aerossóis

Fonte: Adaptado de Dolon *et al.* (2012).

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo corresponde ao reservatório Pereira de Miranda também conhecido como Açude Pentecoste, localizado na Bacia Hidrográfica do Curu (BHC) (Figura 7). Esta bacia hidrográfica é pioneira em ações de gerenciamento de recursos hídricos e a primeira a constituir um Comitê de Bacia Hidrográfica, em 1997 (GORAYEB *et al.*, 2005).

Figura 7 – Localização geográfica da área de estudo com os pontos de coleta no reservatório Pereira de Miranda, em Pentecoste, Ceará

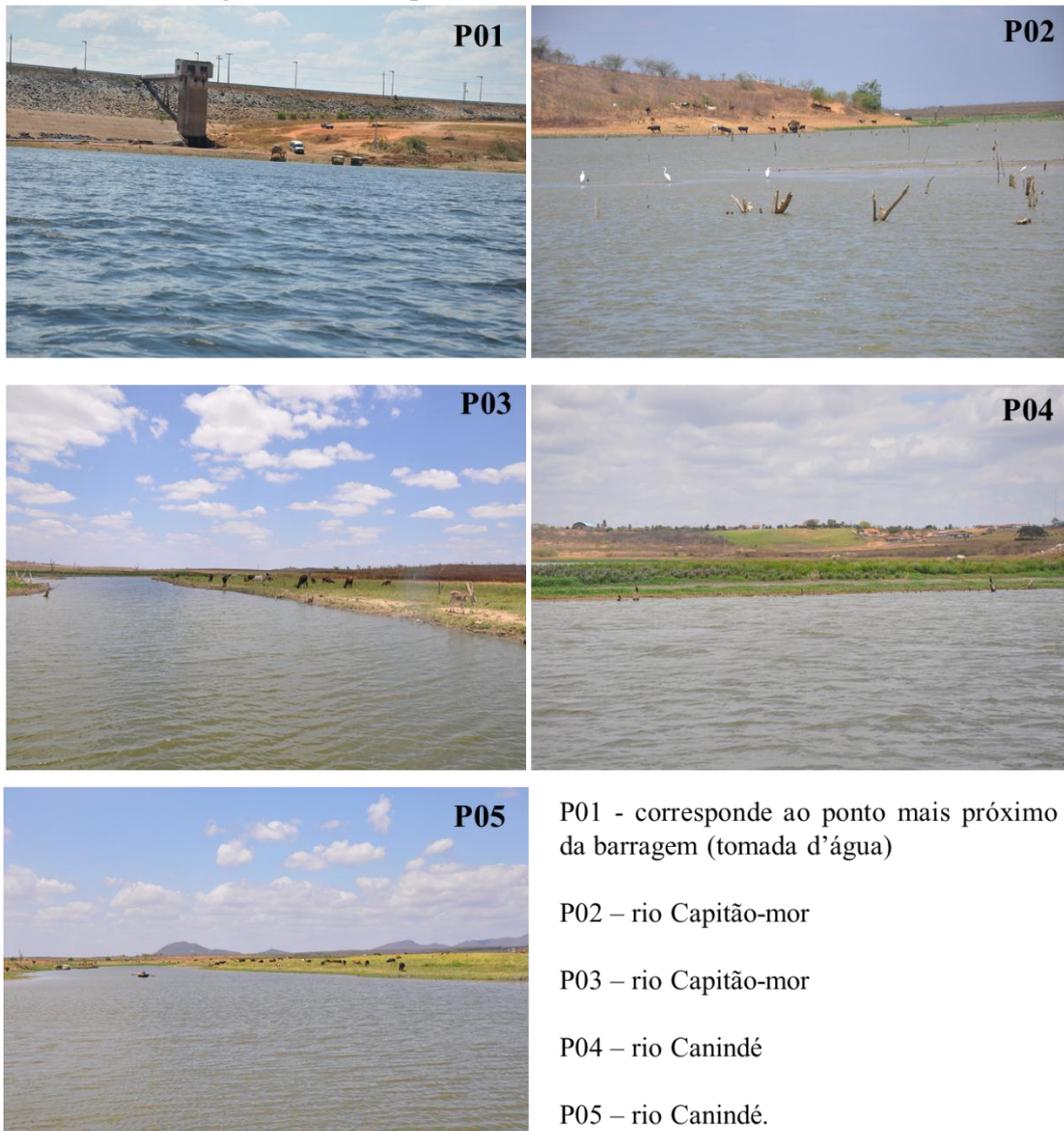


Fonte: Elaborada pelo autor (2018).

Considerado o quinto maior reservatório artificial do estado do Ceará, sua barragem foi projetada e construída pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS entre os anos de 1950 e 1957. Possui as coordenadas UTM (*Universal Transversa de Mercator*) em 470.964 mE e 9.579.84 mN. Possui uma bacia hidrográfica com área de 2.840 km² e uma bacia hidráulica de 57 km², com capacidade de acumular 360 hm³ de água (DNOCS, 2016).

Os pontos amostrais de coletas para este estudo, são caracterizados e denominados na Figura 8. Essa Figura representa o período de coleta (2015 e 2016) e demonstra o aspecto da água e o entrono de cada ponto, em que se observa o baixo nível de volume e presença de animais pastando.

Figura 8 – Caracterização visual dos pontos de coleta



Fonte: Fontes de grupo de pesquisa MASSA.

Este reservatório foi escolhido por estar localizado em área urbana, este é fundamental para o desenvolvimento e a manutenção da qualidade de vida para o moradores da região, suprimindo necessidades de abastecimento humano, irrigação, piscicultura, lazer e navegação do município de Pentecoste (OLIVEIRA, 2009). Em termos de produção de pescado, Gurgel e Fernando, (1994) relatam uma produção em média de 423,1 kg para o ano de 1990. Essa atividade ainda é praticada atualmente, porém, devido aos anos consecutivos de baixa precipitação pluviométrica, e conseqüentemente uma drástica redução do seu volume, essa atividade passou a ser somente de subsistência.

Em relação às características climáticas, a Bacia Hidrográfica do Curu é submetida em toda sua extensão aos efeitos das irregularidades pluviométricas do semiárido e aos índices deficitários de balanço hídrico durante quase todo o ano. A temperatura na região varia de 26 a

28 °C, com elevadas taxas de evaporação, que provoca um regime de escoamento superficial de alta variabilidade, com cursos d'água intermitentes e apresenta vazões nulas por longos períodos (ALEXANDRE, 2010; SOUZA; SANTOS; OLIVEIRA, 2012).

Conforme a classificação de Köppen, (1948) o clima local é BSw'h, caracterizando a região como quente e semiárida com chuvas durante o verão e o outono, temperaturas médias sempre superiores a 18 °C. Já na parte baixa da Bacia do Curu, o clima é Aw', subtropical chuvoso com precipitações máximas no outono e temperatura média do mês mais frio sempre superior a 18 °C (LIMA *et al.*, 2015; SENA *et al.*, 2015).

Os solos da bacia do Curu são classificados como Neossolos Quartzarênicos Distróficos e Argissolos Vermelho-Amarelo, que têm fertilidade natural de baixa a média, sendo extremamente vulneráveis às condições de aridez e lixiviação (FRANÇA *et al.*, 2013). São solos que oferecem elevados teores de minerais facilmente decomponíveis, os quais constituem fontes de nutrientes para plantas e, até mesmo, como fonte incipiente para os recursos hídricos (OLIVEIRA, 2009).

Em relação ao recobrimento vegetal da bacia observa-se um Complexo Vegetativo Litorâneo ao norte, e a Caatinga Arbustiva Densa no centro e sudeste da bacia, Mata Seca a sudoeste (Serra do Machado), e Mata Ciliar que margeia o leito do baixo curso do rio Curu (CEARÁ, 2009).

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, D. M. B.; FRANÇA, J. M. B. DE; AVELINO, F. F.; PAULINO, W. D. **Qualidade da Água do Açude Pereira de Miranda, Ceará: Avaliação e Recomendações.** 2010. Disponível em: <https://www.cogerh.com.br/publicacoes/category/13-artigos.html>. Acesso em: 26 maio 2018.
- ANDRADE, C. P. de. **Remote sensing of chlorophyll-a concentration based on absorption coefficients in Ibitinga reservoir.** 2018. 68f. Dissertação (Mestrado em Ciências cartográficas) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2018.
- ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, p. 2447- 2456. 2005.
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E.M.; IZÍDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Seasonal and spatial variation of the trophic state index of the Orós reservoir, Ceará, Brazil. **Revista Agroambiente On-line**, v. 8, p. 39–48, 2014.
- BERNARDO, N.; WATANABE, F.; RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E. Evaluation of the suitability of MODIS, OLCI and OLI for mapping the distribution of total suspended matter in the Barra Bonita Reservoir (Tietê River, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 4, p. 68-82, 2016.
- BERNARDO, N. Nariane Marshelle Ribeiro. **Análise do potencial do sensor oli (operational land imager) a bordo do landsat-8 em estimar a concentração de sólidos totais em suspensão no reservatório de barra bonita.** 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, São Paulo, 2015.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, n.2, p.261-269. 1977.
- CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; KITCHELL, J. F.; PACE, M. L. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus and grazing on Phytoplankton biomass and production in experimental Lakes. **Limnol Oceanography**, v. 43, n. 1, p. 73-80. 1998.
- CARVALHO, L. A. S de; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M. Ajuste de bandas de modelos empíricos de estimativa de clorofila aplicados à região da planície de inundação do Lago Grande Curuai – PA. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 16., 2013. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013.
- CEARÁ. Assembleia Legislativa. Caderno regional da bacia do Curu/ Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. **Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas**, INESP, v. 5. Fortaleza: 119p. 2009.

CHEN, J. CUI, T.; QIU, Z.; LIN, C. A three-band semi-analytical model for deriving total suspended sediment concentration from HJ-1A/CCD data in turbid coastal waters. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 93, p. 1-13, 2014.

COELHO, C.; HEIM, B.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; DE ARAÚJO, J. In Situ and Satellite Observation of CDOM and Chlorophyll-a Dynamics in Small Water Surface Reservoirs in the Brazilian Semiarid Region. **Water**. 9, 913; doi:10.3390/w9120913. 2017.

COGERH – **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>. Acesso em: 05 mar. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Índice de qualidade de água**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2018.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca-RS**. 2010. 102f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results, **Appl. Opt.**, v. 44, p. 412–422, 2005.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Açude Pentecoste**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/pentecoste.htm>. Acesso em: 01 fev. 2018.

DOLON, C.; BERRUTI, B.; BUOMGIORNO, A.; FERREIRA, M.H.; FÉMÉNIAS, P.; FRERICK, J.; GORYL, P.; KLEIN, U.; LAUR, H.; MAVROCORDATOS, C.; et al. The global monitoring for environment and security (GMES) Sentinel-3 mission. **Remote Sens. Environ.**, v. 120, p. 37–57, 2012.

ERASO, R. J. M. **Estudo do Nível Trófico do Reservatório de Porto Primavera por Meio de Sensoriamento Remoto e Visualização de Séries Temporais**. 2016. 155f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.

EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). Sentinel-3a earth colour data released. Online. 2016. Disponível em: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel3/Sentinel-3A_Earth_colour_data_released. Acesso em: 13 maio 2018.

FERREIRA, A. B.; PEREIRA FILHO, W. Avaliação da Reflectância Espectral de Corpos d'água em Santa Maria - Rs por meio de Espectrorradiometria de Campo. **Revista Geoambiente, On-line**. 2009.

FERREIRA, R. D. **Dados fluorométricos e espectrais aplicados à estimativa da concentração de clorofila na Planície de Curuai / Rio Amazonas**. 105f. Dissertação

(Mestrado do Curso de Pós Graduação em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; SANTOS, A. T.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F. ; PAULINO, W. D. ; MOTA, F. S. B. ; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-408, 2007.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; VIERA, V. P. P. B; MOTA, F. S. B. Avaliação do risco de eutrofização em reservatórios da bacia do Acaraú, Ceará, Brasil. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 27, n. 2, p. 179-189, dez. 2006.

FITZ, Paulo Roberto. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; NETO, J. A. C.; PAULINO, W. D. Comportamento das variáveis qualitativas do açude Pereira de Miranda – Pentecoste/CE, no período de estiagem. **Revista Geociências**, v. 32, n. 4, p. 586-599, 2013.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em: 25 fev. 2017.

GITELSON, A. A.; YACOBI, Y.Z.; RUNDQUIST, D. C.; STARK, R.; HAN,L.; ETZION, D. Remote estimation of chlorophyll concentration in productive waters: principals, algorithm development and validation. In: NWQMC National Monitoring Conference, 2000, Austin, USA. **Proceedings... NWQMC**, 2000. Disponível em: http://www.nwqmc.org/2000proceeding/papers/pap_gitelson.pdf. Acesso em: 10 mai. 2018.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. (2007). Remote Chlorofyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, n. 109, pp. 464-472, 2007.

GORAYEB, A.; SOUZA, M. J. N.; FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAUJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; SILVA, E. V. Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de desmatamento da bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará - Brasil. **Geografia (Londrina)**, v. 14, p. 85-106, 2005.

GORDON, H. R.; MOREL, A. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: A review. **Coastal and Estuarine studies**, v. 4, 1 ed., New York: Springer-Verlag, 1983.

GURGEL, J. J. S, FERNANDO, C. H. Fisheries in semi-arid northeast Brazil with special reference to the role of tilapias. **Institute Revue Gestation Hydrobiology**. Canadá, v.79, n.1, p.77-94, 1994.

KEMKER, C. Turbidity, Total Suspended Solids and Water Clarity.” Fundamentals of Environmental Measurements. **Fondriest Environmental**, Inc. 2014. Disponível em: <http://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters/waterquality/turbidity-total-suspended-solids=water-clarity/>. Acesso em: 31 maio 2018.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: com um estúdio dilos climas de La tierra. Mexico: Fondo de Cultura Econômica, 1948.

LIMA, P. DE F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3. p. 309-318. 2015.

LINS, R. C.; MARTINEZ, J.-M.; MARQUES, D. DA M.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO JÚNIOR C. R. Assessment of Chlorophyll-a Remote Sensing Algorithms in a Productive Tropical Estuarine-Lagoon System. **Remote Sens.**, v. 9, n. 516, 2017.

LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 223p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M; BECKER, H ; BATISTA, A. A. . Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** (Online), v. 18, p. 437-445, 2014.

LOPES, F. B.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; ANDRADE, E. M.; CHAVES, L. C. G. (2014). Modelagem de variáveis limnológicas a partir de dados de sensoriamento remoto de campo. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 2., 2014. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI, 2014.

LOPES, F. B.; SENA, M. G. T.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O.; ANDRADE, E. M.; BECKER, H. Eutrofização em reservatórios da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3., 2015. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, 2015. p. 3569-3579. 2015.

LOPES, F. B.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; ANDRADE, E. M. ; FERREIRA, F. D. Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a concentrations in a reservoir of the semi-arid region. **Agro@mbiente On-line**, v. 10, p. 96-106, 2016.

LUBENOW, A. T.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. S.; CAVALLINI, G. S.; CANTERLE, Y. C. Impacto do uso e ocupação da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal, Irati (PR). **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 3, 2012.

MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria orgânica particulada**. 1993. 119 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 1993.

MARTIN, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R.; FONTENELE, D. A seca plurianual de 2010-2017 no Nordeste e seus impactos. **Parc. Estrat.**, v. 22. n. 44. p. 17-40. 2017.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T.F. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido**

Brasileiro / Campina Grande: INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA, 103p. 2012.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicações**. 4. ed. – Viçosa, MG: editora UFV, p. 422, 2011.

NETO, J. R. de A.; ANDRADE, E. M. DE; PALÁCIO, H. A. de Q.; SALES, M. M. DE; MAIA, A. R. S. Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59-69, 2017.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 388p. 2010.

NOVO, E. M. L. M; PONZONI, F. J. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos, São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 68 p. 2001.

OLIVEIRA FILHO, P. C.; DUTRA, A. M.; CERUTI, F. C. Qualidade das Águas Superficiais e o Uso da Terra: Estudo de Caso Pontual em Bacia Hidrográfica do Oeste do Paraná. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 1, p. 32-43, 2012.

OLIVEIRA, J. N. P. **A Influência da população difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical**. 2012. 115f. Dissertação (mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2012.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do índice de estado trófico modificado**. 2009. 140f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

PAL, A., RI, A. K., e ZAIDI, J. Water quality inde (WQI) of three historical lakes in Mahoba District of Bundelkhand Region, Uttar Pradesh, India. **Asian Journal of Science and Technology**, v. 4, p. 048-053, 2013.

PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M; ARRAES, F. D. (2009). Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, v.39, n.9, p.2494-2500, 2009.

PAULA, M. R. **relações Entre variáveis limnológicas e reflectância do Reservatório Passo Real – rs**. 2015. 84f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2015.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SALAMEH, E.; HARAHSHEH, S. Eutrophication Process in Arid Climates. In: ANSARI, A.; GILL, S.; LANZA, G.; RAST, W. **Eutrophication: causes, consequences and control**. Rotherdam: Springer Netherlands, p. 69- 90. 2011.

SANTOS, C. A. C.; MANZI, A. O. Eventos Extremos de Precipitação no Estado do Ceará e suas Relações com a Temperatura dos Oceanos Tropicais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, n. 1, 157- 165, 2011.

SENA, M. G. T.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O. variabilidade da condutividade elétrica e do pH nas águas superficiais da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3., 2015, Fortaleza. **Anais...** 2015. Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, p. 3664-3672. 2015.

SHEN, M. *et al.* Determination of the Downwelling Diffuse Attenuation Coefficient of Lake Water with the Sentinel-3A OLCI. **Remote Sensing**, v. 9, n. 12, p. 1246, 2017.

SOUZA, M. J. N.; SANTOS, J. O.; OLIVEIRA, V. P. V.; Sistemas ambientais e capacidade de suporte na bacia hidrográfica do Rio Curu - Ceará. **Revista Continentes**, n. 1, p. 119-143, 2012.

SUTCLIFFE, A., BRITO, A.C., SÁ, C., SOUSA, F., BOUTOV, D., BROTAS, V. (2016). Observação da Terra: uso de imagens de temperatura da superfície do mar e cor do oceano para a monitorização de águas costeiras e oceânicas. DGRM, Lisboa, Portugal. E-book disponível em: <www.sophia-mar.pt>. Acesso em: 25 jul. 2018.

TOMING, K.; KUTSER, T.; UIBOUPIN, R.; ARIKAS, A.; VAHTER, K.; PAAVEL, B. Mapping Water Quality Parameters with Sentinel-3 Ocean and Land Colour instrument imagery in the Baltic Sea. **Remote Sensing**, v. 9, n. 10, p. 1070. 2017.

WATANABE F.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N.; RODRIGUES, T.; BERNARDO, N. Estimation of Chlorophyll-a Concentration from Optimizing a Semi-Analytical Algorithm in Productive Inland Waters. **Remote Sensing**, v. 10, n. 227, p. 1-18, 2018,

WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T. W. P.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F. e ROTTA, L. H. S. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, p. 10391-10417, 2015.

WATANABE, F. S. Y.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F.; ARAÚJO, A. P. de. Avaliação do comportamento espectral da água: estudo de caso do alto curso do Rio Paraná (Presidente Epitácio SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLÓGICAS DA GEOINFORMAÇÃO, 3., 2010. Recife. **Anais...** Recife: A informação Geoespacial: Inovação Tecnológica, Ocupação e Monitoramento, 2010.

5 DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS E FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIO SUPERFICIAL ARTIFICIAL DO SEMIÁRDO

Resumo: Em regiões semiáridas, devido a irregularidade das chuvas, o armazenamento de água para os períodos mais críticos é fundamental; contudo, as características qualitativas da água afetam a sua disponibilidade. Ademais, elenca-se que a degradação da qualidade da água em corpos hídricos é consequência do uso inadequado desse recurso natural, bem como das suas margens, gerando processos de difícil reversão, como a eutrofização. Visando entender e combater esses efeitos de forma preventiva, objetivou-se avaliar indicadores da qualidade da água, aplicar o Índice do Estado Trófico e usar a Análise de Componente Principal (ACP), para avaliar os principais atributos influenciadores das condições tróficas do Reservatório Pereira de Miranda, localizado na Cidade de Pentecoste, Ceará. O mesmo está inserido na Bacia Hidrográfica do Curu e é considerado um dos principais reservatórios da região. Foram realizadas seis campanhas de coletas de dados, no período de abril de 2015 a setembro de 2016. Os atributos analisados foram chl-*a*, pH, CE, Ntotal, Ptotal, transparência, sólidos suspensos fixo, voláteis e totais e temperatura. Além desses, foram observados precipitação diária e acumulada, e o volume do reservatório. Posteriormente, aplicou-se o Índice de Estado Trófico (IET), para os atributos chl-*a*, Ptotal e transparência. Todos estes atributos foram usados para avaliar as matrizes geradas na Análise de Componente Principal (ACP), através do *software Statistical Packafe for the Social Sciences - SPSS*, versão 16.0. Os atributos que foram analisados individualmente apresentaram valores elevados, e alguns fora dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA N° 357/2005. O IET-Médio, em todas as campanhas, classifica-se como Hipereutrófico, com valores acima de 67. E a ACP gerou uma matriz de três fatores, em que os principais atributos são SSF, SST, transparência (F1); Ntotal, Ptotal, temperatura, CE (F2) e chl-*a* e pH no (F3). Ambos os resultados constataam que o Reservatório Pereira de Miranda sofre impactos de ações antrópicas e de fatores climáticos em todo o seu entorno, além de um potencial processo de eutrofização, o que leva a uma forte degradação da qualidade de sua água.

Palavras-chave: Análise de componente principal. Monitoramento. Gestão de recursos hídricos.

DYNAMICS OF LIMNOLOGICAL ATTRIBUTES AND DETERMINING FACTORS OF WATER QUALITY IN ARTIFICIAL SURFACE RESERVOIR OF THE SEMI-ARID

ABSTRACT: In semi-arid regions, due to rainfall irregularity, water storage for the most critical periods is essential, but the qualitative characteristics of water affect its availability. In addition, it is argued that the degradation of water quality in water bodies is a consequence of the inadequate use of this natural resource, as well as its margins, generating processes of difficult reversal such as eutrophication. Aiming to understand and combat in a preventive manner, the objective was to evaluate water quality indicators, to apply the Trophic State Index and to use the Principal Component Analysis (PCA) to evaluate the main attributes influencing the trophic conditions of the Pereira de Miranda Reservoir, located in the City of Pentecost, State of Ceará, Brazil. The reservoir is located in the Curu Basin and it is considered one of the main reservoirs of the region. Six data collection campaigns were carried out from April 2015 to September 2016. The attributes analyzed were chl-a, pH, CE, Ntotal, Ptotal, transparency, suspended solids, volatile and total solids and temperature. Besides these, daily and accumulated precipitation, and the volume of the reservoir. Subsequently, the Trophic State Index (IET) was applied, for the attributes chl-a, Ptotal and transparency. All these attributes were used to evaluate the matrices generated in the Principal Component Analysis (PCA), through the software Statistical Packafe for the Social Sciences - SPSS, version 16.0. The attributes that were individually analyzed presented high values, and some were outside the limits established by CONAMA Resolution 357/2005. The average EIT, in all campaigns is classified as Hypereutrophic, with values above 67. And the ACP generated a matrix of three factors, in which the main attributes are SSF, SST, transparency (F1); Ntotal, Ptotal, temperature, CE (F2) and chl-a and pH at (F3). Both results only confirm that the Pereira de Miranda Reservoir suffers impacts of anthropic actions and climatic factors in all its surroundings, besides a potential process of eutrophication, which leads to a strong degradation of the quality of its water.

Key words: Principal component analysis. Monitoring. Management of water resources.

Introdução

Lagos e reservatórios no semiárido brasileiro estão sujeitos a significativos períodos de escassez de água. Nesta região, os reservatórios superficiais apresentam baixa vazão e alto tempo de residência associado a balanço hídrico negativo e às altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico (BARBOSA *et al.* 2012). Essas características associadas ao manejo inadequado dos reservatórios propiciam o processo de eutrofização.

A eutrofização é quando ocorre o aumento da disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que se acumulam na água, acarretando, principalmente, crescimento excessivo do fitoplâncton. Estes organismos têm um papel importante no meio ambiente. No entanto, altas concentrações de determinadas espécies podem levar a problemas de saúde pública (WATANABE *et al.*, 2015).

Esse processo de eutrofização das águas ocorre de forma natural e/ou cultural, em que esta é induzida e acelerada, principalmente pelo ser humano. Conforme Macedo e Tavares (2010), as origens são as mais diversas, como os efluentes domésticos, industriais, agrícolas e os sistemas de criação de organismos aquáticos.

Considerando os reservatórios do semiárido brasileiro, esse processo é agravado devido às condições climáticas. Conforme Andrade *et al.* (2010), a região é caracterizada por curtos períodos de chuvas seguidos de longos períodos de seca. O que ocasiona constantes alterações no volume e nas características químicas e físicas das massas de água.

Vale ressaltar, que além dos diversos danos causados aos corpos hídricos e a todos os sistemas envolvidos, como a população de uma forma geral, a eutrofização é um processo muito difícil de ser revertido, bem como muito dispendioso (DI BERNANRDO *et al.*, 2010).

O processo de eutrofização pode ser avaliado por meio do estado trófico, considerado importante nos estudos dos ecossistemas aquáticos, pois reflete a influência antrópica na qualidade da água e no funcionamento ecológico de rios, lagos e reservatórios (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

O estado trófico ou o grau de trofia existente em um determinado ecossistema aquático, pode ser obtido pelo cálculo do índice de Estado Trófico (IET), que representa as entradas externas de nutrientes, como esgoto doméstico, resíduos industriais e agrícolas, e características específicas de cada reservatório, como tempo de retenção, vazão, regime hidrológico, servindo como base para um planejamento de controle da eutrofização e uso do corpo hídrico (MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015). Destaca-se ainda que o

monitoramento do estado trófico de um corpo d'água é essencial na determinação de práticas gestoras eficientes, em uma bacia hidrográfica.

Diante de vários estudos que avaliam a eutrofização, por meio do estado trófico, ou seja, utilização e aplicação de índices, enfatizando, principalmente a região semiárida, têm-se: Chaves *et al.* (2013), Batista *et al.* (2014), Bezerra, Becker e Mattos (2014), Santos *et al.* (2014), Lopes *et al.* (2015) e Coelho *et al.* (2017).

Estes estudos também se baseiam em uma avaliação estatística que indique os principais atributos que contribuem para os processos de poluições nos sistemas aquáticos estudados, sendo um dos mais utilizados a Análise de Componente Principal, o qual dentro das componentes geradas, indica os principais atributos que estão influenciando no comportamento qualitativo de um determinado corpo hídrico, especificamente, em reservatórios artificiais do semiárido brasileiro.

Portanto, objetivou-se avaliar a dinâmica de atributos limnológicos, calcular o Índice de Estado Trófico, classificar as águas quanto ao grau de trofia e identificar os fatores determinantes da qualidade das águas superficiais aplicando Análise de Componente Principal.

Material e métodos

Atributos limnológicos

Os atributos analisados neste estudo foram coletados em cinco pontos, distribuídos de forma uniforme ao longo da bacia hidráulica do Reservatório Pereira de Miranda. A localização dos mesmos foi feita de forma que representasse os principais aportes ao Reservatório. As seis campanhas foram realizadas nos meses de abril, julho, setembro e dezembro de 2015 e março e setembro de 2016 (para os atributos CE e pH). Para os demais atributos estão inclusos os dados de junho de 2016, correspondendo a sete campanhas.

As amostras foram coletadas a uma profundidade de 30 cm da superfície da água, em garrafas plásticas de 1,0 L, previamente esterilizadas e preparadas para análises dos atributos fósforo, nitrogênio e clorofila-*a*; e de 1,5 L para análises dos sedimentos em suspensão, pH e CE. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em caixa térmica com cubos de gelo para adequada preservação e encaminhadas para os laboratórios para processamento imediato.

Em campo, foram medidas a temperatura, a CE, o pH e a transparência de Secchi. Os atributos, metodologias adotadas e suas respectivas referências, estão resumidos na Tabela 3.

Tabela 3 - Atributos analisados, metodologias analíticas e referências

Atributos Analisados	Metodologia	Referência
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Utilizando Espectrofotométrico – Extração à quente com Metanol	JONES (1979)
Transparência (m)	Disco de Secchi - in situ	
Fósforo Total (mg L^{-1})	Espectrofotométrico - Ácido Ascórbico	
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	Digestão de Persulfato	
SSF (mg L^{-1})	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro $0,45\mu\text{m}$ de porosidade – Ignição $500-550^{\circ}\text{C}$	APHA <i>et al.</i> (2005)
SSV (mg L^{-1})	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro $0,45\mu\text{m}$ de porosidade – Secagem a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$	
SST (mg L^{-1})	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro $0,45\mu\text{m}$ de porosidade – Secagem a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$	
CE (dS m^{-1})	Condutivímetro	
pH	Potenciométrico	
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Termômetro de filamento de mercúrio $0 - 60^{\circ}\text{C}$	

Fonte: Elaborada pelo autor

Os laboratórios parceiros desta pesquisa foram: Laboratório de Química Ambiental (LAQA), vinculado ao Departamento de Química Analítica e Físico-Química da Universidade Federal do Ceará (UFC), Laboratório de Solo, Água e Planta do Departamento de Engenharia Agrícola (UFC) e Laboratório de Manejo de Solos, pertencente ao Departamento de Ciências do Solo (UFC).

Índice de Estado Trófico – IET

O estado trófico do reservatório Pereira de Miranda foi quantificado através de atributos relacionados com o processo de eutrofização, como a transparência das águas, as concentrações de nutrientes (fósforo total) e a clorofila “a”, que é usada como medida de biomassa de algas. A classificação do estado trófico do Reservatório foi realizada utilizando-se o método de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004).

O Índice de Estado Trófico utilizado foi o IET de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004) para corpos d’água lênticos e lóticos do estado de São Paulo. O IET tem sido bastante aplicado pela sua simplicidade e tem o objetivo de classificar os corpos de água de acordo com seu grau de trofia. O Índice de Estado Trófico foi obtido através das equações 1, 2 e 3:

$$IET(SD) = 10 * \left(6 - \frac{\ln S}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET(CL - a) = 10 * \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 * (\ln CL - a)}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$IET(PT) = 10 * \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 * (\ln PT)}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

em que: *SD* - profundidade do disco de Secchi (m); *CL-a* - concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$); *PT* - Concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$); *ln*: logaritmo natural.

Para a classificação do estado trófico é feita a média aritmética dos três índices encontrados anteriormente, e, por meio desse IET médio, classifica-se o corpo hídrico estudado (Equação 4).

$$IET = \frac{(IET(CL - a) + IET(SD) + IET(PT))}{3} \quad (4)$$

A partir dos valores do Índice de Estado Trófico Médio (IET), as águas do reservatório Pereira de Miranda foram classificadas de acordo com os limites estabelecidos por Lamparelli (2004), conforme Tabela 4. Nesta, observam-se os limites para cada variável.

Tabela 4 - Classificação de Nível trófico, IET, clorofila-*a*, fósforo e transparência

Nível trófico	Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	SD (m)	P-total (mg L^{-1})	IET
ULTRAOLIGOTRÓFICO	chl-a $\leq 1,17$	$\geq 2,4$	$\leq 0,008$	$IET \leq 47$
OLIGOTRÓFICO	$1,17 < \text{chl-a} \leq 3,24$	$2,4 > SD \geq 1,7$	$0,008 < P \leq 0,019$	$47 < IET \leq 52$
MESOTRÓFICO	$3,24 < \text{chl-a} \leq 11,03$	$1,7 > SD \geq 1,1$	$0,019 < P \leq 0,052$	$52 < IET \leq 59$
EUTRÓFICO	$11,03 < \text{chl-a} \leq 30,55$	$1,1 > SD \geq 0,8$	$0,052 < P \leq 0,120$	$59 < IET \leq 63$
SUPEREUTRÓFICO	$30,55 < \text{chl-a} \leq 69,05$	$0,8 > SD \geq 0,6$	$0,120 < P \leq 0,233$	$63 < IET \leq 67$
HIPEREUTRÓFICO	chl-a $> 69,05$	$< 0,6$	$> 0,233$	$IET > 67$

Fonte: Modificado de Lamparelli, (2004).

Análise dos dados

De posse dos dados, inicialmente, foi realizada uma análise descritiva dos dados com o objetivo de identificar a distribuição dos atributos físicos, químicos e biológicos no

espaço e no tempo e verificaram-se também as possíveis limitações de uso da água para consumo humano de acordo com a PORTARIA Nº 2.914, DE 12 DE DEZEMBRO DE 2011 (BRASIL, 2011); esta portaria é responsável pelos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e o padrão de potabilidade, e para uso na irrigação de acordo com os limites estabelecidos por Ayers e Westcot (1999).

A análise dos dados foi realizada para todos os atributos limnológicos, Tabela 3, dos cinco pontos amostrados, localizados ao longo da bacia hidráulica do reservatório Pereira de Miranda, com o objetivo de se conhecer as características e o comportamento dos atributos de qualidade da água. Os gráficos foram criados utilizando-se o software MS Excel v.10[®].

Análise de Componentes Principais (ACP)

A identificação dos atributos determinantes da variabilidade da qualidade das águas no açude Pereira de Miranda fundamentou-se na aplicação do modelo de estatística multivariada, Análise das Componentes Principais. Esta metodologia se compõe das seguintes etapas: preparação da matriz de correlação; extração dos fatores comuns e rotação dos eixos relativos aos fatores comuns (SANDS; PODMORE, 2000). Para a análise dos dados foi utilizado o programa *Statistical Package for the Social Sciences* 16.0 (SPSS), por apresentar versatilidade no manuseio das operações necessárias à obtenção de componentes principais.

A consistência dos dados foi aferida pelo método *Kayser Mayer Olkim* (KMO). Por esse método, compara-se a magnitude dos coeficientes de correlação observados com os coeficientes de correlação parcial, produzindo o índice KMO (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004), gerado pela Equação 5:

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} a_{ij}^2} \quad (5)$$

em que r_{ij} - coeficiente de correlação simples entre a variável i e j ; a_{ij} - coeficiente de correlação parcial entre a variável i e j . Silveira e Andrade (2002) propuseram intervalos como critério de qualificação para o resultado do KMO (Tabela 5).

Tabela 5 – Intervalo de validade do teste KMO para aplicação no modelo ACP

Intervalo	Qualificação
$KMO < 0,50$	Inaceitável
$0,50 < KMO < 0,70$	Admissível
$0,70 < KMO < 0,90$	Adequado
$KMO > 0,90$	Excelente

Fonte: Elaborada pelo autor

A extração dos fatores foi definida pela variância da combinação linear das variáveis observadas. O primeiro fator extraído representa a combinação linear que explica a variância máxima existente na amostra; o segundo, a combinação linear com a máxima explicação da variância remanescente e assim sucessivamente (MANLY, 1986; HONGYU 2015; PALÁCIO, 2004). A correlação de cada variável com os fatores é expressa (Equação 6), em termos algébricos, por:

$$X_i = A_{i1}.f_1 + A_{i2}.f_2 + \dots + A_{in}.f_n + \xi \quad (6)$$

em que (X_1, X_2, \dots, X_i) - expressam a combinação linear dos fatores (f); A - representa as cargas fatoriais; ξ - termo residual da variância não explicada pelos fatores.

O número de fatores extraídos foi definido pelo critério das raízes características, eigenvalues, onde se consideram somente componentes com autovalor superior a um, ou seja, o fator deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável (HAIR JÚNIOR; ANDERSON; TATHAN, 2005; FERREIRA *et al.*, 2015).

Para minimizar o elevado grau de dificuldade na identificação dos fatores significantes da matriz de cargas fatoriais, foi empregado o procedimento de transformação ortogonal, Varimax, ou simplesmente rotação da matriz das cargas fatoriais. A rotação de matriz tem por finalidade minimizar a contribuição das variáveis com menor significância no fator (HAIR JÚNIOR; ANDERSON; TATHAN, 2005).

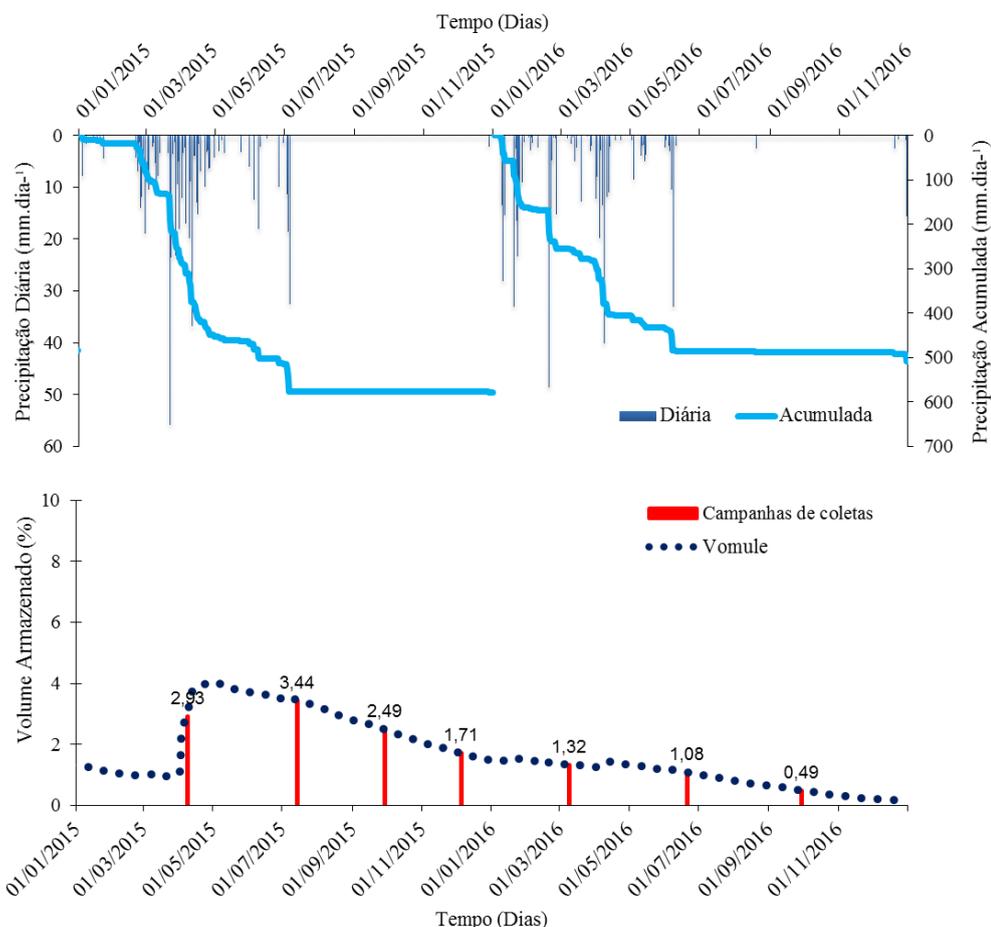
Resultados e discussão

A dinâmica observada no sistema aquático de um reservatório encontra-se intimamente relacionada aos sistemas terrestre e climático. Portanto, os resultados observados devem-se a fatores internos e externos, como o uso do solo nas bacias de captação e/ou o regime sazonal das condições de climáticas.

Destaca-se que, o estado do Ceará sofreu com anos consecutivos de estiagem, e como consequência, os reservatórios ficaram em situação crítica. No Pereira de Miranda, o volume encontrava-se muito baixo e as chuvas que ocorreram não foram suficientes para elevar de forma favorável o nível da água. Outro fator importante para destacar é que no período das coletas dos dados, o mesmo recebeu descargas de esgotos domésticos, além de apresentar animais pastando e atividades inadequadas em suas margens, fatores que contribuíram para os processos de poluição e eutrofização das águas do Reservatório.

Portanto, o primeiro dado observado é referente às precipitações pluviométricas diária e acumulada e volume de água armazenado no reservatório para o período de coletas de dados desta pesquisa, Figura 9. Destaca-se também, o volume específico para o dia de cada coleta. Observa-se que as chuvas para os anos de 2015 e 2016 ficaram mais concentradas entre os meses de março e junho. Como já esperado, pois essa é a quadra chuvosa característica do Estado.

Figura 9 – Precipitação pluviométrica para o posto de Pentecoste e volume para o reservatório Pereira de Miranda para os anos de 2015 e 2016



Fonte: COGERH e FUNCEME (2018).

Destaca-se que ocorreu uma precipitação pluviométrica máxima de 60 mm no mês de abril de 2015 e o acumulado para o mesmo ano chegou a aproximadamente 600 mm. Já para o ano de 2016, a precipitação máxima foi registrada no final de fevereiro, de aproximadamente 50 mm. E a acumulada para o mesmo ano foi de 500 mm. Os mesmos foram obtidos através do Portal da FUNCEME e COGERH.

Esse Reservatório, conforme relatado, possui capacidade de armazenamento de aproximadamente 360 hm³, mas em 2015 apresentava apenas 4% de sua capacidade. Chegando

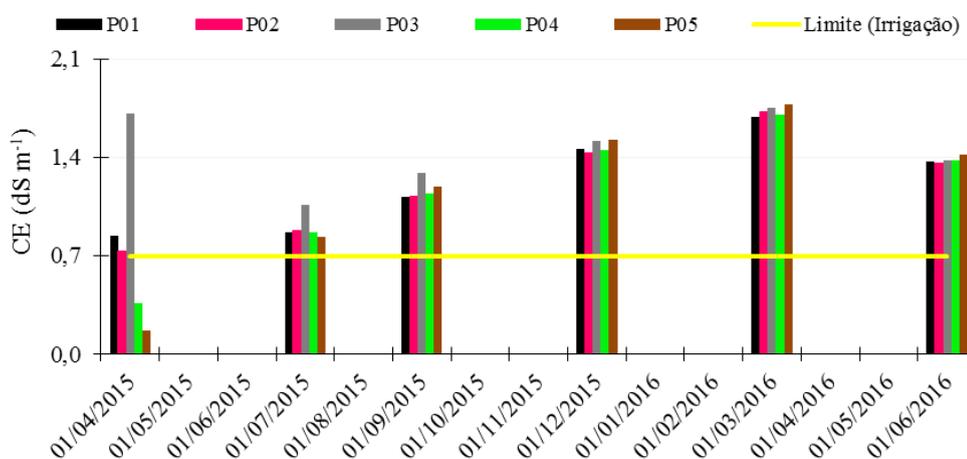
a atingir 0,49% nos meses finais de 2016. Essa realidade caótica de déficit hídrico atingiu a muitos dos reservatórios superficiais da região. Conforme Martins, Magalhães e Fontenele (2017), dos reservatórios monitorados pela COGERH, 108, até dezembro de 2016, tinham um percentual armazenado variando de 10 a 0%.

Condutividade elétrica – CE

A condutividade elétrica (CE) define a facilidade com a qual um material é capaz de conduzir uma corrente elétrica. Na água, estão dissolvidos muitos eletrólitos como o Cl^- e quanto maior seu valor, maior também é a quantidade de partículas dissolvidas. Quanto mais pura a água, menor o valor de condutividade elétrica (SENA *et al.*, 2015). No estado do Ceará esse parâmetro qualitativo da água, geralmente, apresenta altos valores em reservatórios hídricos, decorrente tanto das condições climáticas que acarretam alto índices de evaporação, como das características dos solos predominantes nesse Estado.

Por sua vez, a CE é um parâmetro usado para auxiliar na determinação de solos com potencial de salinização. De acordo com Almeida (2010) a qualidade da água e o manejo inadequado nas margens dos mananciais são os principais agentes causadores de salinidade no solo. A série de CE medidas nas águas nos pontos amostrais do Pereira de Miranda é apresentada na Figura 10.

Figura 10 – Condutividade elétrica – CE da água do Pereira de Miranda e limite para água de irrigação



Fonte: Elaborada pelo autor

A faixa de CE adequada foi proposta por Ayers e Westcot (1999), sendo classificada com nenhuma restrição quando apresentar valores menores que $0,7 \text{ dS m}^{-1}$; ligeiramente a

moderada quando estiver entre 0,7 e 3,0 dS m⁻¹ e grau de restrição severa quando for superior a 3,0 dS m⁻¹.

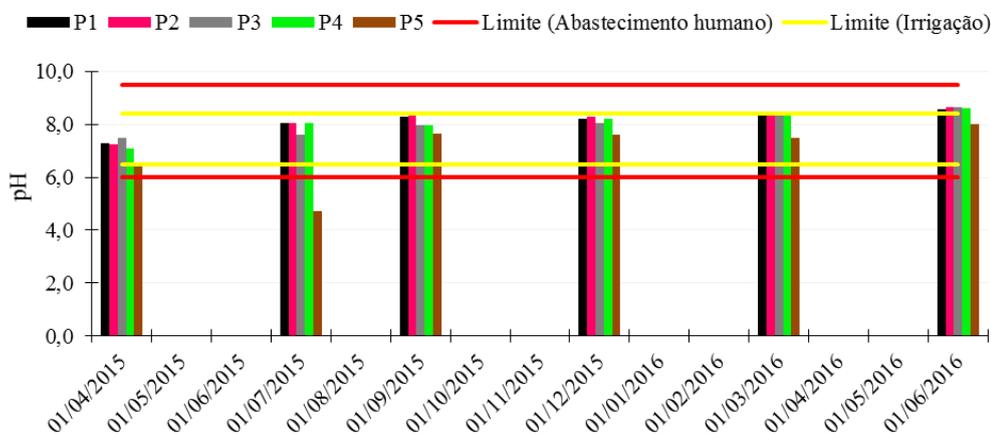
Em relação às restrições para o uso na irrigação, percebe-se que, com exceção dos pontos P04 e P05, na coleta de abril de 2015, os demais apresentaram valores superiores ao limite de 0,75 dS m⁻¹. E que em todos os pontos as águas apresentam CE com grau de restrição de ligeiramente a moderada. Este dado está em consonância com estudos no mesmo reservatório, em que Sena *et al.* (2015) observaram a CE também entre essa faixa.

Santiago; Frischkorn e Mendes Filho (2000), em um estudo sobre mecanismos de salinização, observaram que a condutividade elétrica do Açude Pereira de Miranda acompanha fielmente as mudanças de volume do mesmo, com o produto dos dois parâmetros sendo aproximadamente constante. Em 1980, por exemplo, uma redução de volume em 40% resultou em um aumento da condutividade elétrica na mesma porcentagem.

Potencial Hidrogeniônico – pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é determinado pela concentração de íons de Hidrogênio (H⁺) e representa o equilíbrio entre íons H⁺ e os íons OH⁻, variando de 0 a 14. É um parâmetro indicativo do grau de acidez ou alcalinidade do meio. A série de pH do Reservatório Pereira de Miranda, Figura 11, para todos os pontos de coleta, exceto o P05, da coleta de julho de 2015, apresenta valores superiores aos valores mínimos estabelecidos para consumo humano e para manejo de irrigação.

Figura 11 - Potencial Hidrogeniônico – pH da água do Pereira de Miranda e limites para consumo humano e irrigação



Fonte: Elaborada pelo autor

Os elevados valores históricos de pH medidos em recursos hídricos na região semiárida brasileira estão compreendidos dentro da faixa de valores de pH (7,0 a 9,0), em águas de rios e reservatórios de dureza elevada (SANTOS; MASSARO, 2000), ou seja, águas com alto nível de sais de cálcio e magnésio.

Quando fora dos limites estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, o mesmo afeta o metabolismo de várias espécies e, para proteção das espécies aquáticas, o pH deve estar entre 6,0 e 9,0. Esses mesmos valores são usados como critérios para as águas destinadas ao abastecimento humano (BRASIL, 2005; ALMEIDA, 2010; FERREIRA *et al.*, 2015; SENA *et al.* 2015

Para práticas de irrigação, e para consumo humano, Almeida (2010) sugere o pH em uma faixa que corresponde de 6,0 – 8,4. Quando os valores de pH forem abaixo, torna a água corrosiva, e pH elevados tendem a formar incrustações nas tubulações (SILVA *et al.*, 2011). Ressalta-se que o pH acima de 8,0 intensifica o processo de eutrofização, pois os fosfatos adsorvidos aos hidróxidos de ferro (III) e de alumínio depositados no sedimento de fundo dos mananciais, são novamente liberados, enriquecendo as águas com nutrientes (FRANÇA *et al.*; VIERA, 2013).

O P05 destaca-se para em as coletas como sendo o de menor valor. Uma possibilidade para esse comportamento é a entrada de água no Reservatório com frequência, por este ponto estar localizado no rio Canindé. Embora não ocorrendo precipitações pluviométricas, isso pode levar á redução dos íons e, conseqüentemente do pH. O comportamento do pH da água depende de sua origem e características naturais, mas pode ser alterado pela introdução de resíduos. Muitos fatores, como a geologia do local, contribuem para a variação do pH em ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988; SILVA *et al.*, 2012).

Conforme Amâncio *et al.* (2004), o pH das águas do Pereira de Miranda variou de 7,0 para o período chuvoso e 8,6 para o mês de dezembro, caracterizado por não ocorrência de chuvas na região. O mesmo estudo destaca que o pH apresentou valores diretamente proporcionais às concentrações de oxigênio dissolvido, associando ao processo fotossintético, em que a produção de oxigênio para o meio aquático e consumo do CO₂, ocasionam a redução do pH.

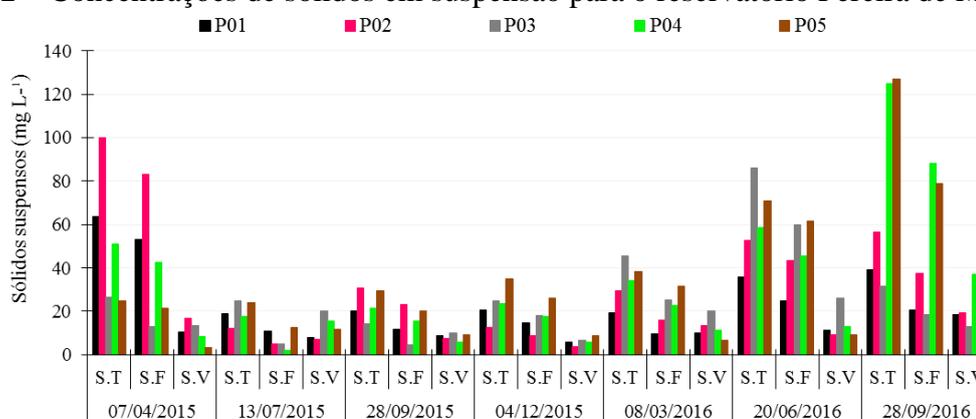
Sólidos em Suspensão Totais

Outra variável fundamental na dinâmica de ecossistemas aquáticos são os sólidos em suspensão, estes estão fracionados em Sólidos Suspensos Fixos – SSF, Sólidos Suspensos

Voláteis – SSV e Sólidos Suspensos Totais – SST que são a soma das duas frações (SSF e SSV). Os SST referem-se ao material particulado não dissolvido, encontrado no corpo de água, composto por substâncias inorgânicas e orgânicas, incluindo-se aí os organismos planctônicos (fito e zooplâncton), sendo que sua principal influência é na diminuição da transparência da água, impedindo a penetração da luz (PARANÁ, 2008).

Os sólidos no Reservatório foram analisados através da Figura 12. Observa-se uma grande variação, tendo as maiores concentrações para os meses de abril de 2015, junho de 2016 e setembro de 2016.

Figura 12 – Concentrações de sólidos em suspensão para o reservatório Pereira de Miranda



Fonte: Elaborada pelo autor

Os SSTs referem-se ao material particulado não dissolvido, encontrado no corpo d'água, composto por substâncias inorgânicas e orgânicas, incluindo-se aí os organismos planctônicos (fito e zooplâncton), sendo que sua principal influência é na diminuição da transparência da água, impedindo a penetração da luz (PARANÁ, 2008), contribuindo para processos que prejudicam a qualidade das águas. Conforme Basso, Moreira e Pizzato (2011) os sólidos possuem elevada superfície de contato, o que aumenta a capacidade de adsorção de elementos traços e substâncias poluentes agregadas.

As coletas ocorridas em abril/2015 e junho/2016 apresentam concentrações superiores às demais coletas e esse comportamento está associado às precipitações pluviométricas que ocorreram neste período. A precipitação pluviométrica é um dos principais fatores responsáveis pelo aporte de sedimentos nos corpos hídricos. Isso devido ao impacto das chuvas sobre o solo, que deflagra o processo de erosão e aumenta a concentração de sólidos (FRAGA *et al.*, 2012; MENDONÇA *et al.*, 2016).

Esses sólidos entram nos sistemas aquáticos interiores por processos de erosão no entorno de reservatórios e lagos, lançamento de efluentes domésticos e industriais e intemperismo de terrenos montanhosos (GITELSON *et al.*, 1993; BASSO, MOREIRA; PIZZATO, 2011).

Na campanha de coleta de setembro de 2016, período em que não ocorreu precipitação pluviométrica, os pontos com maiores concentrações foram P04 e P05, ambos com aproximadamente 125 mg L^{-1} . Observando esses dois pontos, percebe-se que a fração que mais contribuiu foi a de SSF, ou seja, a fração inorgânica. De acordo com Bukata *et al.* (1995) e Von Sperling (1996), estas frações também denominam-se partículas não algais – NAP, compostas por silte, areia, argila, minerais do solo e partículas de origem química antropogênica.

As concentrações das partículas de SSF foram as mais relevantes nessa coleta, devido, principalmente, à redução do volume do reservatório e, conseqüentemente, a sua profundidade; com isso alguns fatores como o vento pode favorecer processos mecânicos, levando à ressuspensão dos sólidos presentes no fundo. E em relação às frações de SSV, que também foram acentuadas para os pontos P04 e P05, associa-se às substâncias orgânicas.

Em observações *in loco*, percebeu-se que esses pontos (P04 e P05) estão situados próximos à entrada do Rio Canindé no Reservatório. Nas margens próximas foi possível presenciar a existência de pastagens, animais e culturas de feijão e milho no entorno das mesmas. Essas atividades proporcionam o incremento de partículas ao Reservatório, mesmo sem a ocorrência de chuvas. Especificamente, quando os animais estão pastando nas margens do corpo d'água e entram no mesmo, o que também levam aos processos de ressuspensão dessas partículas.

Os estudos de Lopes *et al.* (2015), na mesma bacia hidrográfica, confirmam a existência de atividades antrópicas impactantes na área, como ocupação irregular, atividades agrícolas e residências. Esse comportamento também é constatado por Basso, Moreira e Pizzato (2011), em que associam as principais fontes de sólidos nas águas à intervenção humana no ambiente.

Nitrogênio Total

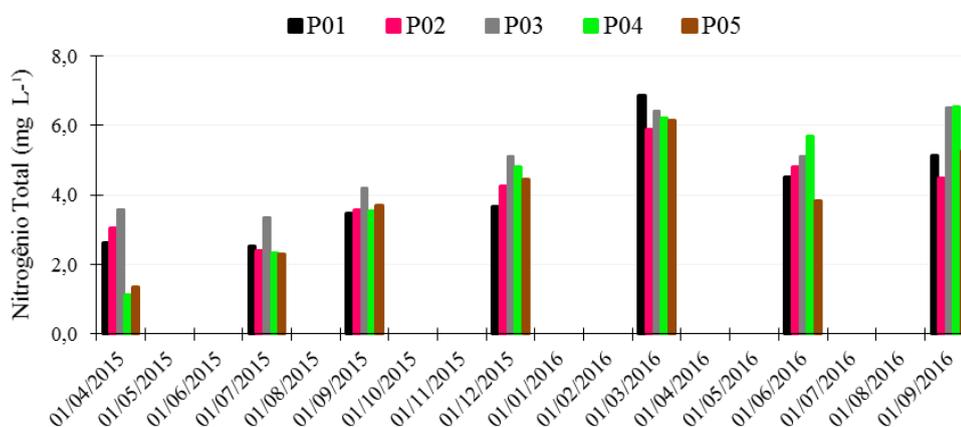
O Nitrogênio Total (N-total) é a soma de todas as frações nitrogenadas quantificadas: nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio orgânico. É um dos elementos mais importantes e essencial para os organismos de ecossistemas aquáticos; atua no metabolismo,

principalmente na formação de proteínas, que é o componente básico da biomassa, incluindo o material genético (PARANÁ, 2008; SILVA *et al.*, 2011).

Também é considerado um importante indicador de qualidade das águas naturais. Segundo a resolução do CONAMA nº 357/2005, não existem concentrações limitantes para o N-total; somente para suas frações, em que os mesmos variam de acordo com o pH do sistema aquático. Mas, Smith *et al.* (1999) consideram teores de N-total superior a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ como indicadores de corpos hídricos eutróficos. Conforme Vidal e Neto, (2014) e Leal e Vargas, (2016), a maior oferta de nutrientes como o N, leva ao crescimento desordenado de algas, que podem influenciar no processo de eutrofização e, a consequente deterioração da qualidade da água.

Para o Pereira de Miranda, os valores de Ntotal variaram até aproximadamente $7,0 \text{ mg L}^{-1}$, Figura 13, apresentando as maiores concentrações nas coletas de 2016, principalmente para março, período chuvoso na região. Muito embora, observe-se que para a coleta de abril de 2015, período em que houve mais precipitação pluviométrica do que no mês de março, os valores foram os menores.

Figura 13 – Concentrações de Nitrogênio total (mg L^{-1}) no reservatório Pereira de Miranda



Fonte: Elaborada pelo autor

As concentrações de nitrogênio total tendem a serem maiores no período chuvoso, conforme estudos desenvolvidos no Rio Piriqui (PARANÁ, 2008). O referido autor também observou esse comportamento, com concentrações variando de $4,9 \text{ mg L}^{-1}$ a $7,5 \text{ mg L}^{-1}$. Relaciona-se à maior quantidade de material alóctone carregada para o rio em épocas de maior ocorrência de chuvas.

Considerando de forma geral, as altas concentrações do nitrogênio total para o período seco estão fortemente associadas ao baixo volume no Reservatório, variando de 3,44%

a 0,49%, bem como às entradas contínuas de substâncias ricas com esse nutriente, provenientes das atividades inadequadas do entorno.

O P03 foi o local em que se destacou em todas as coletas. Localizado na afluição do Rio Capitão-Mor ao Reservatório, com as margens próximas a área urbana, o que pode contribuir de forma considerável para o aumento desse composto. Esgotos domésticos e industriais, fertilizantes e excrementos de animais são causas do aumento do nitrogênio na água. Assim como o resultado da lixiviação do solo, processos biogênicos naturais, lançamento de despejos e drenagem de áreas agrícolas (SILVA *et al.*, 2011). Quando em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária (ODUM, 1988). Porém, para Xu *et al.* (2010), nessas condições a produção pode permanecer elevada, pois esse nutriente é muito abundante na atmosfera e pode ser fixado pelo fitoplâncton.

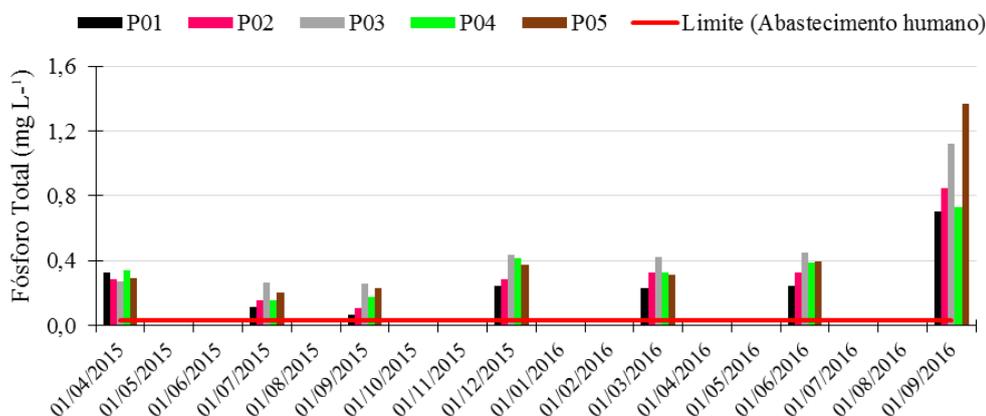
A associação direta das concentrações de nitrogênio aos danos na qualidade dos corpos hídricos está no fato de que este elemento atua como fator limitante no processo de eutrofização e, conseqüentemente, no crescimento exagerado de algas. Xu *et al.* (2010), em um lago localizado na China, observaram que durante os períodos de verão e outono, as adições de N revelaram um efeito positivo significativo no crescimento do fitoplâncton, e as adições de P apenas estimularam o crescimento do fitoplâncton.

Analisando ainda os danos oriundos do nitrogênio na forma de nitrato na água, o mesmo pode trazer um risco mais severo à saúde humana, como relatado por Silva *et al.* (2012), que afirmam que quando o nitrato passa por um processo é convertido em nitrito por uma bactéria estomacal, causando a metemoglobinemia infantil, podendo causar câncer.

Fósforo Total – Ptotal

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um nutriente essencial para os organismos vivos. As concentrações deste elemento no Pereira de Miranda, Figura 14, apresentam-se para todas as campanhas de coleta, acima do limite de referência, especificamente para águas do tipo Classe II, que tem seu limite estabelecido em 0,030 mg L⁻¹. No Brasil, a legislação do CONAMA (2005) estabelece que o nível crítico de P total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L⁻¹ nas Classes 1, 2 e 3, respectivamente (KLEIN; AGNE, 2012).

Figura 14 – Concentrações de Fósforo Total nas águas do Pereira e Miranda e limite para abastecimento humano



Fonte: Elaborada pelo autor

Elevadas concentrações em sistemas aquáticos são um indicativo de poluição, pois ele é considerado um dos principais nutrientes limitantes para o processo de eutrofização. O fósforo é indispensável para o crescimento de algas, pois faz parte da composição de compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia da célula (SILVA *et al.*, 2011).

Na bacia hidrográfica do Rio Bonito, São Paulo, a concentração máxima de fósforo total encontrada foi de 3,1 mg L⁻¹, indicando poluição provocada pelos esgotos da cidade, sem qualquer tipo de tratamento, no período de estiagem. Em outro ponto, o nutriente atingiu um valor mínimo de 0,1 mg L⁻¹, indicando que este valor pode estar relacionado à erosão superficial dos solos agrícolas. Junto ao material erodido é de se esperar que matéria orgânica do solo e fertilizantes utilizados em plantios sejam também carregados para o rio (FONSECA; SALVADOR, 2005).

Em um diagnóstico ambiental, Alexandre *et al.* (2010) estimaram emissão de P em toneladas por ano, para o reservatório em estudo, classificando as fontes em difusas e pontuais e a contribuição de cada uma para as concentrações encontradas. As fontes difusas, por meio da agricultura e a pecuária acumularam 63,47% de P-total. Enquanto as fontes pontuais, como esgoto e piscicultura são responsáveis por 36,5%. Klein e Agne, (2012) relatam que a transferência de P para o ambiente aquático ocorrem principalmente por dois caminhos, escoamento superficial e percolação no perfil.

Outro estudo relevante para a região semiárida foi realizado por Wiegand, Piedra e Araújo (2015), no reservatório Marengo, Ceará, comparando o mesmo com um reservatório de uma região úmida, o *La Juventud*, Cuba. O *La Juventud*, apresentou retenção de fósforo 50%,

enquanto o Marengo apresentou e retenção de 73%, sugerindo que reservatórios da região semiárida brasileira são potencialmente suscetíveis a processo de eutrofização.

O tempo de residência da água, conforme Wiegand, Piedra e Araújo (2015) é o fenômeno que melhor explica a retenção de fósforo mais elevada em reservatórios da região semiárida, pois influencia diretamente o tempo de residência do fósforo no lago. Esse elevado tempo de residência da água na bacia semiárida deve-se tanto à reduzida lâmina escoada superficialmente (93 *versus* 595 mm anuais na bacia úmida) quanto à excessiva evaporação da água armazenada no reservatório no período seco (WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2015).

No presente trabalho não foi calculado e avaliado o tempo de residência do reservatório Pereira de Miranda; porém, em estudos para o mesmo reservatório, em períodos distintos, Alexandre *et al.* (2010) encontraram que o tempo de residência médio da água foi de aproximadamente 810 dias. Oliveira (2009) encontrou valores do tempo de residência da água variando de 139 a 940 dias. Ambos relacionam esses valores à variabilidade dos eventos climáticos da região semiárida, ao impacto das atividades do homem e aos ciclos biogeoquímicos, contribuindo de forma direta para a deterioração das águas do Pereira de Miranda e comprometendo efetivamente sua qualidade.

Destaca-se para este estudo a campanha de setembro/2016, que apresentou os maiores valores de fósforo total, principalmente no ponto de coleta P05, que ultrapassou 1,2 mg L⁻¹. Outro ponto de coleta em que obteve-se valores relevantes de P-Total foi o P03. Neste, assim como as concentrações de N-Total, encontrou-se valores mais elevados em comparação aos outros pontos em todas as coletas. Vale ressaltar que os maiores teores de P-total ocorreram para os períodos secos da região. A explicação mais aceitável está relacionada à redução do volume de água do Reservatório e a ocorrência de ressuspensão do sedimento de fundo devido aos processos mecânicos causados pelo vento.

Diferentemente dos resultados observados para o período chuvoso, abril/2015, março e junho/2016, em que as variações nas concentrações foram mínimas, este comportamento também foi identificado na bacia do Rio Piriqui por Paraná (2008). Entretanto, para o período seco, identificou-se as menores concentrações. Situação semelhante somente para a coleta de setembro/2015.

Batista *et al.* (2014), para o reservatório Orós, observaram as variações em relação ao período de coleta. As concentrações médias de P-total para o período chuvoso foram classificadas, segundo os limites estabelecidos por Toledo *et al.* (1984), como eutrófico. E para o período seco, supereutrófico,

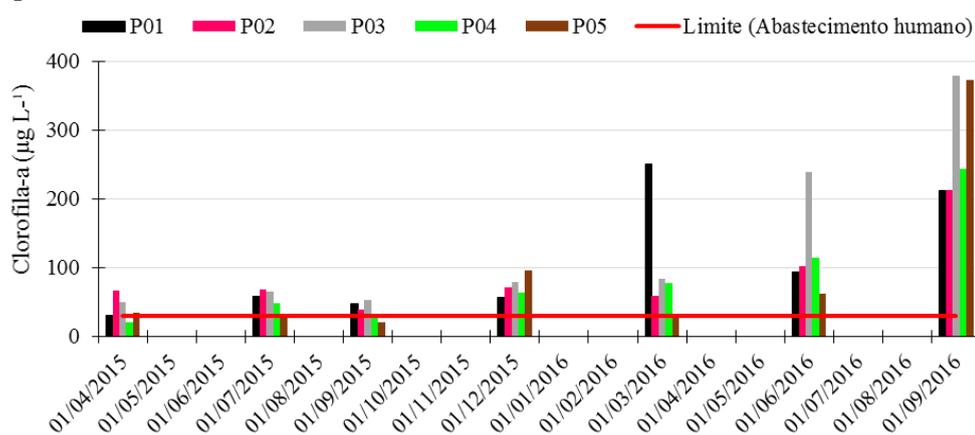
Clorofila-a

A concentração de clorofila-a (chl-a) é um dos atributos mais importantes para avaliar o estado dos ambientes hídricos, que muitas vezes varia bastante no tempo e no espaço (MATSUSHITA *et al.*, 2015). Suas concentrações devem atender a um padrão de qualidade para águas de Classe II, que segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005, o valor limite estabelecido é de até 30 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Na caracterização do estado trófico, a chl-a está diretamente relacionada ao processo de eutrofização, sendo considerada como uma medida da biomassa das espécies algáceas presentes em lagos e reservatórios. O seu monitoramento é extremamente importante, uma vez que o nível de clorofila é um excelente indicador de condições tróficas e um indicador indireto de enriquecimento de fósforo e nitrogênio, oriundos de fertilizantes, pesticidas e herbicidas (GOODIN *et al.*, 1993; OLIVERIA, 2009).

O resultado encontrado para o Pereira de Miranda, Figura 15, ultrapassa o limite de qualidade em todas as coletas, principalmente para setembro de 2016, chegando a valores máximos de aproximadamente 400 $\mu\text{g L}^{-1}$ nos pontos P03 e P05. Outros pontos de coletas no Reservatório que se destacaram foram o P01 (março/2016) e o P03 (setembro/2016).

Figura 15 – Concentrações de clorofila-a nas águas do reservatório Pereira de Miranda e limite aceitável para uso humano



Fonte: Elaborada pelo autor

As demais coletas de 2015 apresentaram valores de chl-a variando de 20,29 $\mu\text{g L}^{-1}$ no ponto P05 (setembro), a 95,19 $\mu\text{g L}^{-1}$ (dezembro). Analisando outros estudos Lopes *et al.* (2015) encontram valores semelhantes, com concentrações variando de 23,90 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 76,29 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Para as coletas de 2016, os pontos amostrais com maiores concentrações foram P01, P03 e P05. As concentrações no P01, em março e setembro, ultrapassaram $200 \mu\text{g L}^{-1}$. Este ponto de coleta está localizado próximo à barragem do Reservatório, local com condições mais críticas, pois é mais impactado com atividades inadequadas praticadas pela população. Já os pontos P03 e P05, nas coletas de junho, localizados nas afluições dos rios ao reservatório, sofrem mais influência de atividades inadequadas ligada à agricultura e à pecuária.

Conforme estudos de Oliveira (2009) no mesmo Reservatório, os mesmos pontos também se destacaram por apresentarem os maiores índices de produtividade primária, embora não sendo as mesmas coordenadas geográficas, situam-se na mesma área. Ou seja, acabam sendo afetados pelos mesmos fatores. Entretanto, as concentrações foram inferiores, variando de $0,70 \mu\text{g L}^{-1}$ a $48,50 \mu\text{g L}^{-1}$, para o período de 2001 a 2008.

A evolução da produtividade primária nestes pontos pode ser uma resposta da comunidade fitoplanctônica com a proximidade da parede do Açude, que, por acumular as águas drenadas dos rios, aumenta o tempo de residência e por consequência o tempo de assimilação desses nutrientes disponíveis na água. Já a diferença das repostas de produção entre os pontos está intrínseca às limitações de cada um, como profundidade, dinâmica de circulação hídrica, disponibilidade de nutrientes, dentre outras (OLIVEIRA, 2009).

Em outro reservatório de muita importância para o estado, o Óros, Santos *et al.* (2014), admitem que as concentrações médias de chl-*a* também variam no tempo e no espaço em consequências do efeito do clima sazonal e do uso da terra. Ressalta-se que, no Óros, os maiores valores de clorofila-*a* foram registrados para a estação seca.

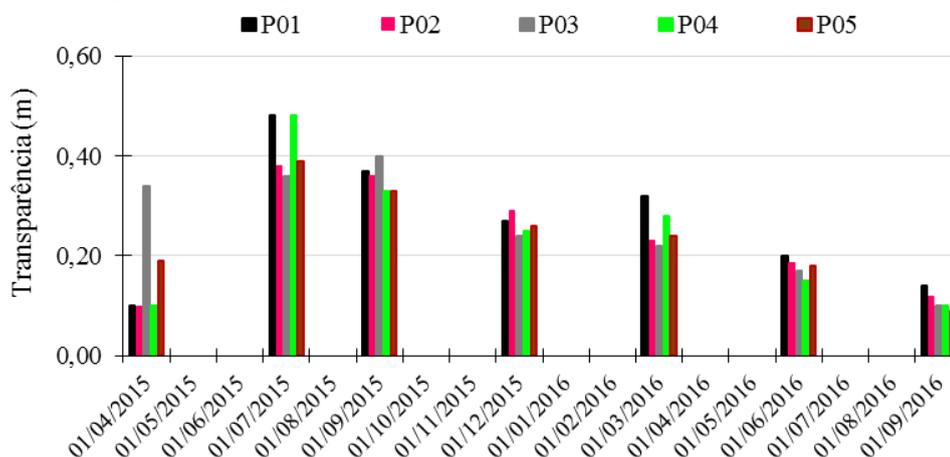
Desta forma, deve-se considerar o efeito das chuvas e, conseqüentemente, do volume armazenado no reservatório para todas as coletas. Apesar de em 2015 o volume já está muito baixo, os valores foram superiores às campanhas de 2016, em decorrência do mesmo comportamento das precipitações pluviométricas. Destacando que setembro de 2016 foi a coleta em que o Pereira de Miranda apresentou o menor volume armazenado, apenas, 0,49%.

Transparência – SD

A transparência é influenciada pela própria água e pelos constituintes opticamente ativos nela suspensos e dissolvidos; pode ser usada como indicadora da presença desses materiais na água (SANTOS; PEREIRA FILHO; TONIOLO, 2015). A transparência encontrada para o Pereira de Miranda, Figura 16, teve uma variação de 0,09 m até

aproximadamente 0,50 m, tendo os valores máximos para as coletas de julho e setembro de 2015. E os menores, para as coletas de abril/2015 e setembro de 2016.

Figura 16 – Transparência da água do reservatório Pereira de Miranda



Fonte: Elaborada pelo autor

Este atributo está diretamente relacionado à penetração de luz na coluna de água. A adoção da transparência como indicadora de estado trófico está associada a estudos que correlacionam o aumento de densidade fitoplancônica com a diminuição da penetração de luz, por um processo de sombreamento (LAMPARELLI, 2004).

Para este estudo, analisando-se as campanhas de julho/2015 e março/2016, observa-se um comportamento muito semelhante, embora com profundidades diferentes. Julho/2015, período de pós chuvas, teve-se as maiores profundidades, principalmente nos pontos P01 e P04, e no P03 a menor. Assim como para março/2016, período chuvoso. Já para as campanhas de abril/2015, período chuvoso e setembro/2015, período seco, o P03 foi o que a apresentou as maiores transparências, 0,35 m e 0,40 m, respectivamente.

Na campanha de abril/2015, observa-se um comportamento inverso ao volume do reservatório e da precipitação pluviométrica, Figura 9. Com valores de transparência mais baixos, enquanto ocorreu maiores valores de chuvas e, conseqüentemente, recarga ao Reservatório. Entretanto, os pontos P03 e P05 tiveram maiores transparência, 0,35 m e 0,19 m, respectivamente.

Esses resultados comportam-se de maneira contrária aos dados obtidos por Lima *et al.* (2015) para o mesmo reservatório, em que os pontos de coletas mais próximos à região pluvial, ou seja, à entrada dos respectivos rios foram as que apresentaram as menores transparências. Considerando o mesmo estudo, os autores destacam a variação temporal dos valores da profundidade para o mês de abril, nos anos de 2012 e 2013, que reduziu de 1,30 m

para 0,10 m, respectivamente. Registrando ainda, uma redução deste atributo para todo o reservatório desde o ano de 2013.

Ressalta-se que os pontos de maiores transparências observados neste estudo se localizam nas proximidades da barragem do Reservatório. Esse comportamento está em consonância com os resultados de Santos *et al.* (2014), para o reservatório Orós, também da região semiárida brasileira. Essa condição é justificada por esses locais de coltas receberem contribuições de águas com maior sedimentação.

Outro aspecto que entra em discordância com o estudo de Santos *et al.*, (2014), é em relação a variabilidade espacial da transparência durante a estação chuvosa, que foi significativa, o que é explicado pelos diferentes aportes de nutrientes dos tributários. Porém, não sendo significativa durante a estação seca, decorrente das baixas descargas adicionais no reservatório.

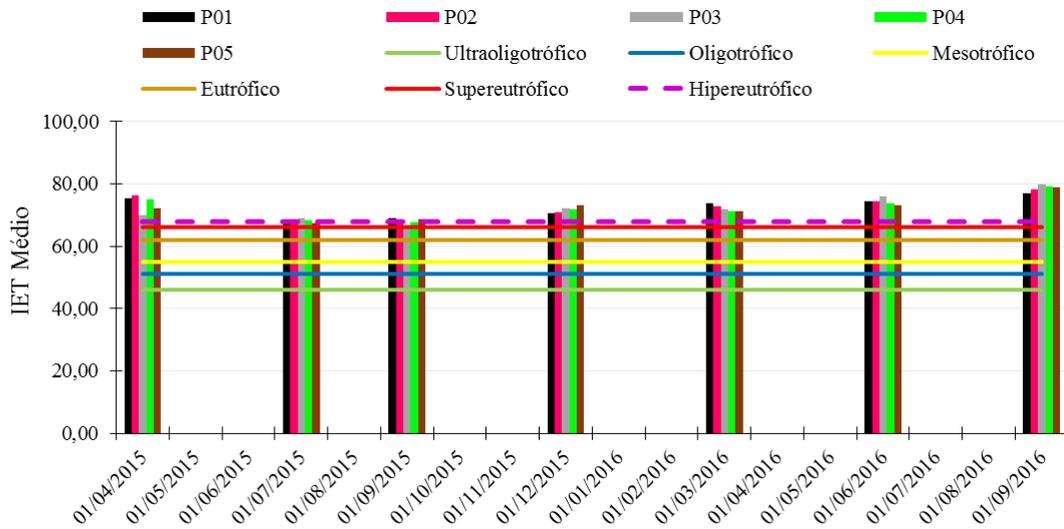
Em decorrência desses comportamentos, Esteves (1988) e Lamparelli (2004), não consideram a transparência um bom indicador na avaliação do estado trófico em reservatórios da região Nordeste do Brasil, ou seja, região semiárida, pois a mesma é relacionada quando ocorre o aumento da densidade de organismos fitoplanctônicos e a redução de penetração de luz. Outro fator que é considerado pelos autores é em relação às concentrações de sólidos minerais elevadas nas águas dessa região. Parâmetro que pode interferir negativamente na avaliação do IET, pois o mesmo pode ser superestimado.

Índice de Estado Trófico – IET

Analisando-se o IET para as sete campanhas, verifica-se que o índice segue os resultados observados para os parâmetros individualmente. Sendo a coleta de setembro de 2016 com o IET mais elevado, atingindo o valor de 80, para alguns pontos. Exceto para o P03, da coleta de setembro de 2015, com 66,37, considerado supereutrófico.

Observa-se na Figura 17 o resultado da classificação do grau de trofia para as águas do Pereira de Miranda, classificadas como hipereutrófica. Esse resultado se deve às concentrações dos parâmetros analisados: concentrações de Chl-a $> 69,05 \mu\text{g L}^{-1}$; SD $< 0,6$, em metros; os teores de Ptotal < 233 (mg PO₄-3 m⁻³), ou 0,233 mg L⁻¹ e IET > 67 .

Figura 17 – Índice de Estado Trófico e classificação trófica para o reservatório Pereira de Miranda



Fonte: Elaborada pelo autor

Em consonância a esses resultados Lopes *et al.*, (2015) também obtiveram IET variando de 73,46 a 77,77; classificando todos os pontos como hipereutrófico. No mesmo estudo analisaram-se o IET para outros dois reservatórios importantes da Bacia do Curu, sendo eles: General Sampaio e Caxitoré, sendo ambos classificados como supereutróficos.

Lopes *et al.* (2015) confirmam que para o Pereira de Miranda existem atividades impactantes como o desmatamento dos mananciais, uso e ocupação irregular nas suas margens e na bacia hidrográfica, atividades agrícolas, pecuária e residências. E afirmam que a ausência de órgão de fiscalização contribui para a deterioração da qualidade da água desses reservatórios.

Aplicando o IET proposto por Toledo (1984), Oliveira (2009) também analisou o estado trófico do Pereira de Miranda. Apesar de considerar limites diferentes e menos classes, como para supereutrófico, quando superior a 74. Os resultados para um IET médio de 2001, 2002 e de 2004 a 2008 foram semelhantes, variando de 46, em 2007 a 83,06, em 2004.

Esses resultados são relacionados às precipitações pluviométricas, que contribuíram significativamente para o florescimento de fitoplâncton; por sua vez indica o enriquecimento do nutriente fósforo no reservatório, agravando seu estado trófico (OLIVEIRA, 2009). O caso das chuvas afetarem o estado trófico dos açudes provém do fato de que nestes reservatórios hídricos são concentradas as águas drenadas da bacia hidrográfica durante o período chuvoso, e que carregam para dentro desses ecossistemas grandes quantidades de nutrientes, oriundos, principalmente, das atividades humanas ao longo desta bacia.

Diante do exposto, o reservatório Pereira de Miranda apresenta indicadores qualitativos que promovem a proliferação de organismos potencialmente tóxicos (cianobactérias), visto que, o pH apresentou resultado acima de 7,5, para alguns meses e a temperatura sempre elevada, principalmente no segundo semestre (FRANÇA *et al.*, 2013).

Portanto, a dinâmica de nutrientes em reservatórios do semiárido é controlada, principalmente, pela variação sazonal das condições climatológicas e hidrológicas (CHELLAPPA *et al.*, 2008).

Análise de Componente Principal – ACP

A qualidade de um ecossistema na natureza só pode ser entendida pelo conhecimento das relações existentes entre os diversos fatores ambientais que a condicionam (OLIVEIRA, 2009).

Desta forma, a Análise da Componente Principal dos nove atributos analisados neste estudo (Tabela 6), gerou uma matriz de três fatores, e para a primeira matriz de cargas fatoriais, explicando 44,65%, a segunda componente 25,86% e terceira componente 11,82%, com uma variância total explicada por 82,33% da variância original. O teste de adequação do modelo KMO foi de 0,64, considerado admissível segundo a classificação de Andrade e Silveira (2002). Os atributos de SSV e o IET não foram considerados na ACP, pois quando incluídos os mesmos o KMO não apresentou resultados satisfatórios.

Tabela 6 - Matriz de cargas fatoriais da Componente Principal

Variáveis	Fator		
	F1	F2	F3
Transparência (m)	-0,865	0,299	0,132
SST (mg L ⁻¹)	0,854	-0,362	0,254
SSF (mg L ⁻¹)	0,797	-0,428	0,328
P-total (mg L ⁻¹)	0,728	0,249	0,409
chl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,647	0,164	-0,512
pH	0,605	-0,530	-0,498
N-total (mg L ⁻¹)	0,540	0,748	-0,122
Temperatura (°C)	0,339	0,732	-0,290
CE (dS m ⁻¹)	0,428	0,678	0,315
Autovalor (Fi)	4,018	2,328	1,064
Variância (%)	44,650	25,866	11,822
Variância Acumulada (%)	44,650	70,516	82,338

Fonte: Elaborada pelo autor

Observa-se que para o fator 1 (F1) 44,65% da variância total está relacionada com os atributos químicos de SD (-0,865), SST (0,854), SSF (0,797), P-total (0,728), Chl-*a* (0,647) e pH (0,605), ambos atributos apresentam uma associação e correlação entre si, já a transparência da água é diretamente influenciada pelas concentrações dos sólidos suspensos presentes. Amâncio *et al.* (2004), relaciona os valores de transparência reduzido às altas taxas de sedimentação do material em suspensão.

A transparência também foi justificada por Henry *et al.* (1998), devido a dois fatores principais, a introdução de material alóctone, elevando a quantidade de material em suspensão na água e ressuspensão de material sedimentado, provocada principalmente pelo vento nos períodos em que as cotas hídricas dos sistemas aquáticos estão baixas.

Para o F2, os atributos responsáveis por 25,86% da variância total foram NTotal (0,748), temperatura (0,732) e CE (0,678). E para o F3, o de menor contribuição com 11,82% da variância total; os atributos que tiveram maior influência nessa fator foram chl-*a* e pH, apesar de serem mais significativos no F1. Destacando assim que o pH tem influência nos três fatores e indicando que não é possível determinar com precisão em qual componente tem maior influência. O atributo clorofila-*a* também tem influencias nos componentes 1 e 3. A componente 3 apresenta autovalor próximo ao limite mínimo de seleção dos componentes, ou seja, superior a 1,0.

De maneira geral, a matriz de cargas fatoriais, Tabela 6, é de difícil interpretação. Para minimizar a contribuição das variáveis com menor significância no fator, utilizou-se o método Varimax, de rotação ortogonal e que possibilita que, para cada componente principal, existem apenas alguns pesos significativos e todos os outros sejam próximos a zero, ou seja, maximiza a variação entre os pesos de cada componente principal (PRADO *et al.*, 2016).

As cargas fatoriais para a matriz rotacionada apresentam para os fatores F1, F2 e F3 os valores de variância de 31,75%; 29,43% e 21,15%, respectivamente. Explicando a mesma percentagem da variância total acumulada, com 82,33%.

Os atributos mais importantes para este estudo são o SSF (0,926), o SST (0,904), o P-total (0,700) e a transparência (-0,670), demonstradas na Tabela 7. O F2 é composto pelos mesmos atributos da matriz de cargas fatoriais antes da rotação ortogonal, porém com cargas fatoriais mais elevadas para cada atributo, N-total (0,915), temperatura (0,824) e CE (0,775). O F3 é formado pelos atributos pH (0,865) e chl-*a* (0,688). Ressaltando o aumento do seu autovalor para 1,903 após a rotação ortogonal.

Tabela 7 – Matriz de cargas fatoriais rotacionadas das variáveis

Variáveis	Fator		
	F1	F2	F3
SSF (mg L ⁻¹)	0,926	-0,054	0,257
SST (mg L ⁻¹)	0,904	0,034	0,325
P-Total (mg L ⁻¹)	0,700	0,517	-0,048
Transparência (m)	-0,670	-0,121	-0,627
N-total	0,091	0,915	0,140
Temperatura (°C)	-0,151	0,824	0,183
CE (dS m ⁻¹)	0,282	0,775	-0,250
pH	0,339	-0,176	0,865
Chl- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,137	0,464	0,688
Autovalor (Fi)	2,858	2,649	1,903
Variância (%)	31,753	29,435	21,150
Variância Acumulada (%)	31,753	61,188	82,338

Fonte: Elaborada pelo autor

Para os atributos com maior relevância no F2, a temperatura é considerada um fator importante, conforme Sousa, Bertossi e Lastoria (2015). A mesma pode interferir em reações químicas e bioquímicas, além de alterar processos biológicos que ocorrem na água. França *et al.* (2013) relacionam altas temperaturas com presença de nutrientes proveniente de alterações antrópicas e naturais. Já em relação a CE, coeficientes altos são característicos, dos ambientes eutrofizados com baixo volume de armazenamento devido ao período de estiagem.

Uma possível justificativa para a relação entre pH e chl-*a* no F3, é a influência de vários processos biológicos e químicos nos corpos d'água (SOUSA; BERTOSSO; LASTORIA, 2015). O pH também pode ser diretamente influenciado pelas taxas de fotossíntese do ecossistema, pois quando esta se eleva, favorecida pelo enriquecimento da água por nitrogênio e fósforo, o pH da água tende a aumentar, tornando-se mais alcalino em decorrência da diminuição das concentrações de gás carbônico na água (WETZEL, 2001; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Considerando que cada estudo apresenta suas particularidades, devido a dinâmica de cada corpo hídrico, buscou-se resultados semelhantes, principalmente na região semiárida. Com estudos no Reservatório Orós, (LOPES *et al.*, 2014) com uma matriz com cinco fatores, apresentou alguns resultados semelhantes, na matriz com rotação Varimax como para transparência, com um coeficiente negativo de (-0,783); altas cargas fatoriais para SST e SSF com valores de 0,925 e 0,952, respectivamente. Atribuindo para esses resultados a influência direta do escoamento superficial em áreas agrícolas e solo exposto. No mesmo estudo ainda

pode ser verificado uma relevância para o F3, em que se percebe os maiores coeficientes para pH e chl-*a*, e também o N-total. O autor associa esses parâmetros a indicativos de poluição orgânica. Atribuindo alusivos à ação antrópica na qualidade da água, como atividades agrícolas e pastoris na região, fontes de poluição difusa e pontual.

Na região semiárida do Rio Grande do Norte, Braga *et al.*, (2015) verificaram os efeitos na qualidade da água de dois reservatórios, através de ACP, que com 87,43% a variância total foi explicada. Os resultados obtidos são associados ao baixo volume nos reservatórios e a transparência. Enquanto as variáveis como SSV, SSF e chl-*a* com os maiores valores. Ambos os reservatórios mostraram uma redução considerável em seus níveis de água que foi seguida pela redução da qualidade da água em termos de concentrações elevadas de chl-*a* ou sólidos suspensos, o que indica impactos nesses ecossistemas aquáticos.

Conclusão

Os atributos clorofila-*a*, N-total, e P-total apresentaram concentrações acima do limite recomendado para água com finalidade de abastecimento humano. Ademais, as águas do reservatório Pereira de Miranda, também estão com elevado grau de trofia, classificadas como hipereutrofizadas.

A técnica de análise de componente principal permitiu a seleção de três componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais, explicando 82,34% da variância total. As variações da qualidade da água foram definidas por um grupo de sólidos em suspensão, por um grupo de nutrientes e sais solúveis e por um grupo de matéria orgânico.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; FERREIRA, A. C. S. The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in a semiarid region reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, p. 554-561, 2010.
- ALEXANDRE, D. M. B.; FRANÇA, J. M. B. DE; AVELINO, F. F.; PAULINO, W. D. **Qualidade da Água do Açude Pereira de Miranda, Ceará: Avaliação e Recomendações**. 2010. Disponível em: <https://www.cogerh.com.br/publicacoes/category/13-artigos.html>. Acesso em: 02 abr. 2018.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade de Água de Irrigação**. Cruz das Almas. Embrapa Mandioca e Fruticultura. 2010. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/875385/1/livroqualidadeagua.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2018.
- AMANCIO, A. L. L.; FARIAS, W. R. L. e SILVA NETO, A. R. da. Balanço de nutrientes da água do açude Pentecoste (Pentecoste, Ceará, Brasil) no período de março a dezembro de 2002. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, n.1, p. 44-52, 2005.
- ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; AQUINO, D. N.; ALEXANDRE, D. M. B. Land use and groundwater quality: the case of Baixo Acaraú Irrigated Perimeter, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 208-215, 2010.
- APHA ET AL 2005 - APHA. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. 21.ed. Washington, DC, EUA: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 2005.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 153p. FAO, Irrigação e Drenagem, 29. 1999.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.
- BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; PIZZATO, F. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS. **Geosul, Florianópolis**, v. 26, n. 52, p 145-163. 2011.
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E.M.; IZÍDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Seasonal and spatial variation of the trophic state index of the Orós reservoir, Ceará, Brazil. **Revista Agroambiente On-line**, v. 8, p. 39-48, 2014.
- BEZERRA, A. F. DE M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 67-76, 2014.
- BRAGA, G.G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J.N.P.; MENDONÇA JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on

water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.

BRASIL, 2005 – Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2018.

BUKATA, R.P.; JEROME, J.H.; KONDRATYEV, K.Y.; POZDNYAKOV, D.V. **Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters**. FL, USA, CRC Press: Boca Raton. 1995.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Agua**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Índices de qualidade de água. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%A1guassuperficiais/108%C3%ADndicesdequalidade-das%C3%A1guas>. Acesso em: 15 abr. 2018.

CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 35, n. 4, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008.

COELHO, C. F. **Eutrofização em pequenos reservatórios semiáridos: Saneamento rural, aspectos limnológicos e sensoriamento remoto**. 2017. 77 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

COELHO, C.; HEIM, B.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; DE ARAÚJO, J. In Situ and Satellite Observation of CDOM and Chlorophyll-a Dynamics in Small Water Surface Reservoirs in the Brazilian Semiarid Region. **Water**. 9. 913. DOI:10.3390/w9120913. 2017.

COGERH - **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>. Acesso em: 05 mar. 2018.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Açude Pentecoste**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/pentecoste.htm>. Acesso em: 01 fev. 2017.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. D. B. **Florações de Algas e Cianobactérias: suas influencias na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. São Carlos: LDiBe Editora, 2010.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. DA. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286. 2015.

FONSECA, H. S.; SALVADOR, N. N. B. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Bonito em Descalvado - SP. **Rev Inst Adolfo Lutz**, v. 64, n. 2, p. 179-185, 2005.

FRAGA, R. S.; TAVARES, V. E. Q.; TIMM, L. C.; ESTRELA, C. C.; BARTELS, G. K. Influência da precipitação sobre parâmetros de qualidade da água utilizada para irrigação do morangueiro no município de Turuçu-RS. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 18, n. 1-4, p. 81-94, 2012.

FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; NETO, J. A. C.; PAULINO, W. D. Comportamento das variáveis qualitativas do açude Pereira de Miranda – Pentecoste/CE, no período de estiagem. **Revista Geociências**, v. 32, n. 4, p. 586-599, 2013.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em: 25 fev. 2018.

GITELSON, A.; GARBUZOV, G.; SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K-H.; KARNIELI, A.; KAISER, A. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality, **International Journal of Remote Sensing** v. 14, p. 1269-1295, 1993.

GOODIN, D.G.; HAN, L.; FRASER, R.N.; RUNDQUIST, D.C.; STEBBINS, W.A.; SCHALLES, J.F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

HAIR JÚNIOR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. 5.ed. 593p. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.

HONGYU, K. **Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente**. 2015. 155f. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agronômica) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; JUNIOR, G. J. O. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S - Engineering and Science**, 2016.

JONES, J. G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh waters. London: **Fresh Waters Biological Association**, 1979.

- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187-200, 1958.
- KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente!. **Rev. Elet. Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.
- LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.
- LIMA, P. DE F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015.
- LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online)**, v. 18, p. 437-445, 2014.
- LOPES, F. B.; SENA, M. G. T.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O.; ANDRADE, E. M.; BECKER, H. Eutrofização em reservatórios da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, 2015. p. 3569-3579. 2015.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.
- MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Eng Sanit Ambient**. v.20 n.4. 2015.
- MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods**. New York: Chapman and Hall, 159 p. 1986.
- MATSUSHITA, B.; YANG, W.; YU, G.; OYAMA, Y.; YOSHIMURA, K.; FUKUSHIMA, T. A hybrid algorithm for estimating the chlorophyll-a concentration across different trophic states in Asian inland waters. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sens**. v. 102, p. 28–37, 2015.
- MENDONÇA, J. C.; LIMA, F. J. O.; SENA, M. G. T.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; SILVA, F. H. O. Frações de sólidos suspensos de um reservatório artificial sob influência da sazonalidade climática. In: SIMPÓSIO DE MANEJO DE SOLO E ÁGUA - SMSA, 1., 2016, Mossoró - RN. p. 1-4. **Anais...** Convivência com o semiárido: uso sustentável da água e do solo, 2016.
- MONTEIRO, V. P.; PINHEIRO, J. C. V. Critério para Implantação de Tecnologias de Suprimentos de Água Potável em Municípios Cearenses Afetados pelo Alto Teor de Sal. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 02, p. 365-387, 2004.
- ODUM, P. E. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 1986.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do índice de estado trófico modificado**. 2009. 140f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Uso e Qualidade da água**. 2008. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1074.html>. Acesso em: 03 maio 2018.

PRADO, B. Q. DE M.; FERNANDES, H. R.; ARAÚJO, T. G.; LAIA, G. A.; BIASE, N. G. Avaliação de variáveis climatológicas da cidade de Uberlândia (MG) por meio da análise de componentes principais. **Eng Sanit Ambient.**, v. 21, n. 2, p. 407-413, 2016.

SANDANIELO, V. L. M.; PADOVANI, C. R. Construção de Índice Percentual de “Status” de Desenvolvimento Sustentável de Assentamentos Rurais Utilizando Procedimento Estatístico Multivariado. **Revista Energia na Agricultura**, v. 25, n. 3, p. 137-153. 2010.

SANDS, G. R.; PODMORE, T. H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 79(1), 29-41. 2000.

SANTIAGO, M.M.F., FRISCHKORN, H, FILHO, J.M. Mecanismos de salinização em água do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí. Joint world congress on groundwater, I **Anais...** Fortaleza. 2000.

SANTOS, F. C. DOS; PEREIRA FILHO, W.; TONIOLO, G. R. Transparência associada à refletância da água do reservatório Passo Real. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., João Pessoa. 2015. **Anais...** João Pessoa, INPE. 2015.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M. DE.; NETO, J. R. DE A.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. DE Q. Uso da terra e a dinâmica do estado trófico em reservatório do semiárido tropical. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SENA, M.G.T.; LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; OLIVEIRA, C.M.B.; LIMA, F.J.O. Variabilidade da condutividade elétrica e do ph nas águas superficiais da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3., 2015, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, 2015. p. 3664-3672. 2015.

SILVA, Í. N.; FONTES, L. DE O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B. DE; OLIVEIRA, A. C. DE. Qualidade de Água na Irrigação. **Agropecuária Científica no semiárido**, v. 07, n. 3 p. 01-15. 2011.

SILVEIRA, S. S.; ANDRADE, E. M. Análise de componentes principais na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração. **Revista Engenharia Agrícola**, v.22, p.174- 177, 2002.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 176-196, 1999.

SOUZA, A. DE; BERTOSI A. P. A.; LASTORIA G. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. **Revista Agro@mbiente, On-line**, v. 9, n. 3, p. 227-234, 2015.

SPSS for Windows 16. Version 16.0. Chicago (IL), 2007. Programa de computador. 2007.

TOLEDO, A. P. de.; TALARICO, M; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19., Santiago do Chile. **Anais...** Santiago: AIDIS, p. 56. 1984.

VIDAL, T. F.; NETO J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402–407, 2014.

VIEIRA, M. R. **Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido.** Disponível em:

http://www.agsolve.com.br/news_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf. Acesso em: 27 Jun. 2018.

VON SPERLING, E. Mechanisms of eutrophication in tropical lakes, **Environ. Pollut.**, 3. p. 434–439 1996.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n. 1/3, p. 169-174, 2008.

WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T. W. P.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F. e ROTTA, L. H. S. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, p. 10391-10417, 2015.

WETZEL, R.G. **Limnology - lake and river ecosystems**. 3ed. San Diego: Academic Press, p. 1006, 2001.

WIEGAND, M.C.; PIEDRA, J.I.G.; DE ARAÚJO, J.C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 21, p. 415–424, 2016.

XU, H.; PAERL, H. W.; QIN, B.; ZHU, G.; GAO, G. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. **Limnology and Oceanography**, v. 55, p. 420-443, 2010.

6 POTENCIAL DO SENSOR OLCI/SENTINEL-3A PARA ESTIMAR AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-*a* EM RESERVATÓRIO NA REGIÃO SEMIÁRIDA

RESUMO

A água como um recurso indispensável para as formas de vida vem sendo explorada sem a devida responsabilidade, desencadeando a degradação de sua qualidade. Neste cenário, o sensoriamento remoto surge como uma ferramenta barata e eficiente no monitoramento de corpos d'água. Diante desse contexto, objetivou-se simular as respostas espectrais das bandas do sensor OLCI a bordo do satélite Sentinel-3 e avaliar o desempenho de modelos para estimar as concentrações de clorofila-*a*. Foram realizadas coletas de dados radiométricos e limnológicos, em cinco pontos georreferenciados, nos meses de abril, julho, setembro e dezembro de 2015 e março e setembro de 2016. Sendo utilizado o espectrorradiômetro modelo ASD FieldSpec® 3 Hi-Res, resolução espectral de 1,4 nm, com medidas radiométricas no intervalo que varia de 350 – 2500 nm e uma placa de referência de Spectralon, como superfície lambertiana para calibração. As amostras de água foram coletadas, simultaneamente aos dados de radiância. A partir dos dados de radiância *in situ* simulou-se as respostas espectrais das bandas do sensor OLCI/Sentinel-3. Com os dados simulados foram feitas parametrizações dos modelos de regressão, utilizando 75% dos dados, e em seguida a validação empregando-se os outros 25% dos dados. As respostas espectrais mostraram-se dinâmicas em relação aos componentes integrantes do sistema aquático. Porém, com predomínio de feições características de presença de clorofila-*a*. Obteve-se uma baixa correlação simples entre os dados espectrais e as concentrações de clorofila-*a*. Os modelos desenvolvidos foram de duas e três bandas, 8 e 11; e 8, 11 e 12, com os respectivos comprimentos de onda: 665; 708,75 e 761,25 nm. Os modelos de duas e três bandas apresentaram coeficientes de determinação (R^2) de 0,71 e 0,82, respectivamente. Os valores de NSE foram de 0,85 e 0,82 e os erros REMQ e EMA foram de 29,20 e 28,54 $\mu\text{g. L}^{-1}$ e 26,59 e 19,73 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, para os modelos de duas e três bandas. Os resultados indicam ótimo potencial para estimar as concentrações de clorofila-*a* a partir dos dados de sensoriamento remoto orbital do sensor OLCI/Sentinel-3.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. Respostas espectrais. Modelos bio-ópticos.

ABSTRACT

Water as an indispensable resource for life forms, has been explored without proper responsibility, triggering a strong degradation of its quality. In this context, the objective was to simulate the spectral responses of the OLCI sensor bands on the sentinel-3A satellite and to evaluate the performance of models to estimate chlorophyll-*a* concentrations. The radiometric and limnological data collections were collected at five geo-referenced points in April, July, September and December of 2015, and in March and September of 2016. The ASD FieldSpec® 3 Hi-Res model spectroradiometer was used 1.4 nm with radiometric measurements in the range of 350-2500 nm and a Spectralon reference plate as a Lambertian surface for calibration. The water samples were collected, simultaneously to the radiance data, in 1.5 L bottles and stored in thermal boxes, for later laboratory analysis. From the in situ radiance data the spectral responses of the OLCI/Sentinel-3 sensor bands were simulated. As the simulated data were parameterized the regression models used 75% of the data, and then were validated using the other 25% of the data. The spectral responses were dynamic in relation to the components of the aquatic system. However, with a predominance of characteristic features of chlorophyll-*a* presence. The simple correlation between spectral data and chlorophyll-*a* concentrations is low. The models developed were of two and three bands, (8 and 11) and (8, 11 and 12), with respective wavelengths of (665, 708.75 and 761.25 nm). The two and three-band models showed coefficients of determination (R^2) of 0.71 and 0.82, respectively. The NSE values were 0.85 and 0.82 and the REMQ and EMA errors were 29.20 and 28.54 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 26.59 and 19.73 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectively for the two and three-band models. The results indicate good potential for estimating chlorophyll-*a* concentrations from the OLCI/Sentinel-3 sensor orbital remote sensing data.

Key words: Remote sensing. Spectral responses. Bio-optical models.

Introdução

O atendimento das demandas de uso de recursos aquáticos atuais e futuros está intrinsecamente relacionado à qualidade da gestão hídrica. Com destaque para os cuidados com a qualidade da água que afeta diretamente a disponibilidade desse recurso vital para vida (HASEENA *et al.*, 2017). Para isso, é essencial monitorar a qualidade das águas interiores,

principalmente em sistemas aquáticos de abastecimento de água (AUGUSTO-SILVA *et al.*, 2014).

Ennes, Galo e Tachibana (2010) explicam que para um gerenciamento adequado dos recursos hídricos é necessário estudos que permitam conhecer a distribuição espacial e temporal dos indicadores de qualidade da água. Nesse cenário, o sensoriamento remoto surge como uma ferramenta barata e eficiente no monitoramento de corpos d'água, com destaque para os estudos com base em dados de reflectância espectral. Esse tipo de monitoramento é considerado de longo prazo, sendo realizado por satélites que fornecem medidas frequentes e visão sinótica, possibilitando uma análise integrada do sistema estudado (CHERNETSKIY *et al.*, 2009; QI *et al.*, 2014).

No sistema aquático, conforme abordam Augusto-Silva *et al.* (2014), ocorrem mudanças ópticas no perfil da reflectância espectral em comprimentos de onda específicos, devido a presença dos constituintes opticamente ativos, e a magnitude dessas mudanças varia, principalmente, de acordo com as concentrações dos três principais componentes - fitoplâncton, matéria orgânica dissolvida e material mineral suspenso. Sendo mais importante a quantificação das concentrações de clorofila-*a* (chl-*a*) (CHERNETSKIY *et al.*, 2009; WATANABE *et al.*, 2010).

O principal motivo para monitor a clorofila-*a* é devido a sua presença em todos os organismos fotossintetizantes e representar, aproximadamente de 1 a 2% do peso seco do material orgânico de todas as algas planctônicas, e ser considerado o principal indicador da biomassa do fitoplâncton (ARRAUT *et al.*, 2005; JENSEN, 2009; ERASO, 2016).

Para Chen *et al.* (2011), é possível e necessário analisar esses componentes opticamente ativos da água com base em dados espectrais *in situ* e desenvolver modelos com algoritmos confiáveis que possam estimar a distribuição temporal e espacial. Esse procedimento é possível, conforme Dall'olmo e Gitelson, (2005) com o registro remoto dos dados de radiância em regiões específicas do espectro eletromagnético, posteriormente transformadas em reflectância e ajustados em modelos para a estimativa de chl-*a*.

Os modelos podem ser desenvolvidos usando apenas uma banda, duas bandas, três e/ou mais bandas e essas são determinadas por apresentarem maior sensibilidade para identificar as feições dos COAs. E esse é um fator primordial, pois influencia na escolha do satélite que mais possibilita a aquisição desses dados. Este é o caso do sensor *Ocean Land Colour Instrument* (OLCI) a bordo do satélite *Sentinel-3*, lançado em fevereiro de 2016, é responsável por monitorar o sistema aquático oceano, mas também com potencialidade para sistemas interiores.

O sensor OLCI possui 21 bandas, abrangendo todo o espectro do visível e estendendo para a região do infravermelho próximo. Algumas dessas bandas serem específicas para o monitoramento da qualidade de água, como as do espectro do vermelho, que detectam pontos característicos de absorção de chl-*a*. Também apresenta outro fator determinante para esse monitoramento, sua resolução temporal que varia de dois a três dias, possibilitando uma continuidade nos dados adquiridos.

Visando suas potencialidades, alguns pesquisadores desenvolveram estudos utilizando o sensor OLCI/S3, como Bernardo *et al.* (2016), Shen *et al.* (2017), Lins *et al.* (2017), Toming *et al.* (2017), Watanabe *et al.* (2018) e Andrade (2018). Com este embasamento, objetivou-se simular as respostas espectrais das bandas do sensor OLCI/S3; desenvolver modelos e avaliar seus desempenhos para estimar as concentrações de clorofila-*a*, usando os dados simulados, em um reservatório da região semiárida do Brasil.

Material e métodos

Coleta de dados limnológicos e radiométricos

Foram realizadas seis campanhas referentes ao período de abril, julho, setembro e dezembro de 2015 e março e setembro de 2016, distribuídas em cinco pontos amostrais, georreferenciados ao longo da bacia hidráulica do Reservatório. As coletas de água ocorreram simultaneamente à coleta dos dados de radiância.

As amostras de água foram coletadas em garrafas com capacidade de 1,5 L, devidamente esterilizadas e identificadas, depois submersas a uma profundidade de 30 cm da superfície da água. Posteriormente, armazenadas em uma caixa térmica refrigerada. Ademais, determinou-se *in situ*: condutividade elétrica (CE), potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura e transparência pelo disco de Secchi.

Os atributos Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Voláteis (SSV) e Totais (SST), Clorofila-*a* (Chl-*a*), foram analisados no Laboratório de Solo, Água e Planta do Departamento de Engenharia Agrícola e Laboratório de Manejo de Solos, pertencente ao Departamento de Ciências do Solo (UFC) e no Laboratório de Química Ambiental (LAQA), vinculado ao Departamento de Química Analítica e Físico-Química (UFC) (Tabela 8).

Para as coletas dos dados radiométricos foi utilizado o espectrorradiômetro *ASD FieldSpec® 3 Hi-Res*, que possui campo de visada de 25°, resolução espectral de 1,4 nm, com medidas radiométricas no intervalo que varia de 350 – 2500 nm e uma placa de referência de

Spectralon, como superfície lambertiana para calibração, a altura do sensor em relação a superfície da água foi de 1 m.

Tabela 8 – Atributos analisados, metodologias analíticas e referências

Atributos Analisados	Metodologia	Referência
Clorofila-a	Utilizando Espectrofotométrico – Extração à quente com Metanol	JONES (1979)
Sólidos suspensos totais	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Secagem a 103°C – 105°C	APHA et al. (2005)
Sólidos Suspensos Fixos	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Ignição 500–550°C	
Sólidos Suspensos Voláteis	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Ignição 500–550°C	
Radiância	Espectrorradiômetro	MILTON (1987)

Fonte: Elaborada pelo autor

Os dados radiométricos, coletados *in situ*, Figura 18 - foram obtidos seguindo a metodologia de Milton (1987), por meio de dez medidas de radiância, no horário de 10 às 14 horas. Sendo este o período que proporciona a condição adequada de menor ângulo de inclinação solar, favorecendo um maior fluxo de energia no campo de irradiação.

Figura 18 – Coleta de dados radiométricos, (a) calibração com placa lambertiana, (b) aquisição das medidas de radiância



Fonte: Pesquisa, (2015).

Segundo Novo (2010) o estudo do comportamento espectral dos alvos é realizado através de métodos experimentais de laboratório e de campo, e a grandeza radiométrica é uma medida que permite estimar sua reflectância, como exposta na equação 7.

$$\rho \equiv \frac{\phi_r}{\phi_i} \quad (7)$$

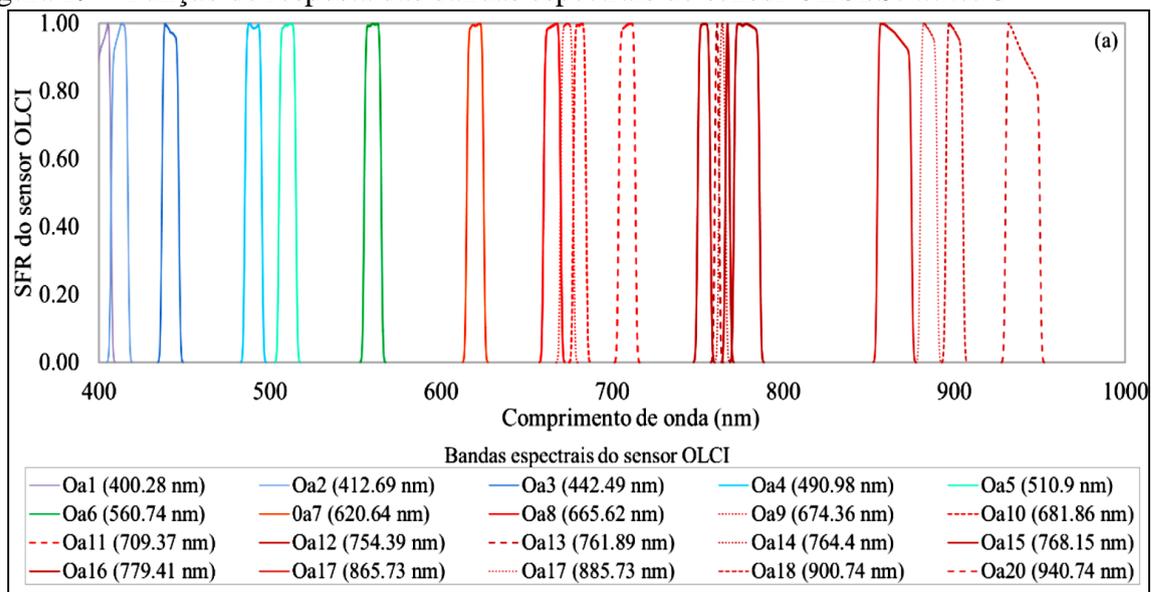
em que: (ρ) é a reflectância definida como a razão adimensional entre o fluxo radiante refletido (ϕ_r) por uma superfície e o fluxo radiante incidente (ϕ_i).

Processamento dos Dados OLCI/Sentinel-3

A simulação foi feita utilizando as 21 bandas do sensor OLCI (*Ocean Land Colour Instrument*) a partir dos dados *in situ* e da função de resposta espectral de cada banda espectral do sensor. Nessa simulação ocorre a cobertura das principais feições que permitem a detecção de chl-*a* no comprimento de onda de 400 a 1020 nm.

Conforme Bernardo (2015), dependendo dos sensores, os dados hiperespectrais permitem simular as bandas dos sensores multiespectrais, contudo, a função de resposta do sensor (SRF) apresentado na Figura 19, deve ser considerada para cada banda.

Figura 19 – Função de resposta das bandas espectrais do sensor OLCI/Sentinel-3



Fonte: Bernardo *et al.* (2016).

A convolução entre sinais radiométricos medidos com um sensor *in situ* e um SFR em cada banda produz os dados espectrais simulados de cada banda do sensor orbital mostrados

nas imagens calibradas radiometricamente (BERNARDO *et al.*, 2016). O método utiliza as curvas espectrais do sensor hiperespectral como entrada e o procedimento consiste basicamente na soma ponderada dessas curvas, onde as ponderações definem a contribuição de cada banda (LOPES *et al.*, 2016). Para cada canal que compõe a banda (LOPES *et al.*, 2016), demonstrados na equação 8.

$$L_{(i)} = \sum_x^y WSRF_{(c)} * L_{(c)} \quad (8)$$

em que: $L_{(i)}$ é a radiância da banda simulada, formada pela soma do produto da função de resposta espectral ponderada ($WSRF_{(c)}$) e a radiância do espectrorradiômetro ($L_{(c)}$).

Parametrização e validação dos modelos

Para a parametrização dos modelos de regressão foram utilizados 75% dos dados, e em seguida foram validados empregando-se os outros 25% dos dados, evitando-se o efeito de autocorrelação que poderia causar resultados tendenciosos (LOPES *et al.*, 2016). Nesta etapa foi utilizado o *Interactive Correlation Environment* (ICE), proposto por Ogashawara *et al.* (2014). Uma ferramenta web estatística livre que possibilita, conforme Watanabe *et al.* (2015) a análise de colinearidade de dados que determina a correlação de uma variável dependente sobre a razão entre duas variáveis independentes.

Na validação e calibração dos modelos utilizou-se as repostas espectrais das bandas do sensor. Para selecionar os dados da validação as observações foram ordenadas do menor para o maior valor. A quantidade de observações selecionadas para validação (X) foi igual a $n/4$ (n = número de amostras). A posição de cada observação selecionada para validação seguiu o seguinte critério: $X_1 = 4$; $X_2 = X_1 + 4$ $X_n = X_{n-1} + 4$.

Utilizou-se os dados dos pontos P02, P04 e P05 da coleta de julho de 2015; P01 de dezembro de 2015; P03 e P04 de março de 2016 e P04 de setembro de 2016 para a validação dos modelos. Essas coletas representam os períodos seco e chuvoso nos dois anos.

Estatisticamente para validar o desempenho dos modelos, calcularam-se os indicadores comparando-se os valores estimados com os valores medidos não empregados na análise de regressão.

Os indicadores estatísticos utilizados nessa avaliação foram: coeficiente de determinação (R^2); índice de Willmott (d); coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE); erro médio absoluto (EMA) e raiz do erro médio quadrático ($REMQR$).

O coeficiente de determinação, R^2 , é a porcentagem da variação da variável dependente explicada pela(s) variável (eis) independente(s), equação:

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\left(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2\right) \left(\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2\right)}} \right]^2 \quad (9)$$

em que: o coeficiente de determinação deve ser interpretado como a proporção de variação total da variável dependente Y que é explicada pela variação da variável independente X (LOPES, 2013).

O índice de Willmott (d) foi calculado pela equação 10, (WILLMOTT *et al.*, 1985), cujos valores variam de zero, para nenhuma concordância, a 1, para a concordância perfeita. Valores acima de 0,75 são considerados satisfatórios.

$$d = 1 - \frac{\sum (P_i - OI)^2}{\sum (|P_i - OI| + |O_i - O|)^2} \quad (10)$$

em que: d é o índice de concordância de Willmott; P_i - expressa o valor estimado da variável; O_i - representa o valor observado; e O - define a média dos valores observados.

O coeficiente definido por Nash e Sutcliffe (1970) traduz a similaridade da variabilidade entre duas variáveis; é um indicador da similaridade de quantificação e um critério estatístico importante para avaliar a precisão de modelos (MACHADO *et al.*, 2003). Foi determinado pela equação 11.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum (Y_m - Y_c)^2}{\sum (Y_m - \bar{Y}_m)^2} \right] \quad (11)$$

em que: NSE - coeficiente de Nash e Sutcliffe, ($-\infty < NSE \leq 1$); Y_m - valor medido; Y_c - valor calculado; e \bar{Y}_m - média dos valores medidos.

O erro médio absoluto (EMA) é definido como sendo a diferença entre a previsão e a observação, dividida pelo número de observações - equação 12

$$EMA = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |X_i' - X_i| \quad (12)$$

em que: X_i - dados medidos; X_i' - dados estimados; N - números pares de pontos utilizados.

A raiz do erro médio quadrático (*REMQ*) indica o grau de similaridade entre os dados medidos e os estimados usando os modelos, sendo o valor ideal igual a zero. O *REMQ* foi obtido pela equação 13.

$$REMQ = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n [X_i' - X_i]^2} \quad (13)$$

em que: X_i - dados medidos; X_i' - dados estimados; e N - números pares de pontos utilizados.

Resultados e discussão

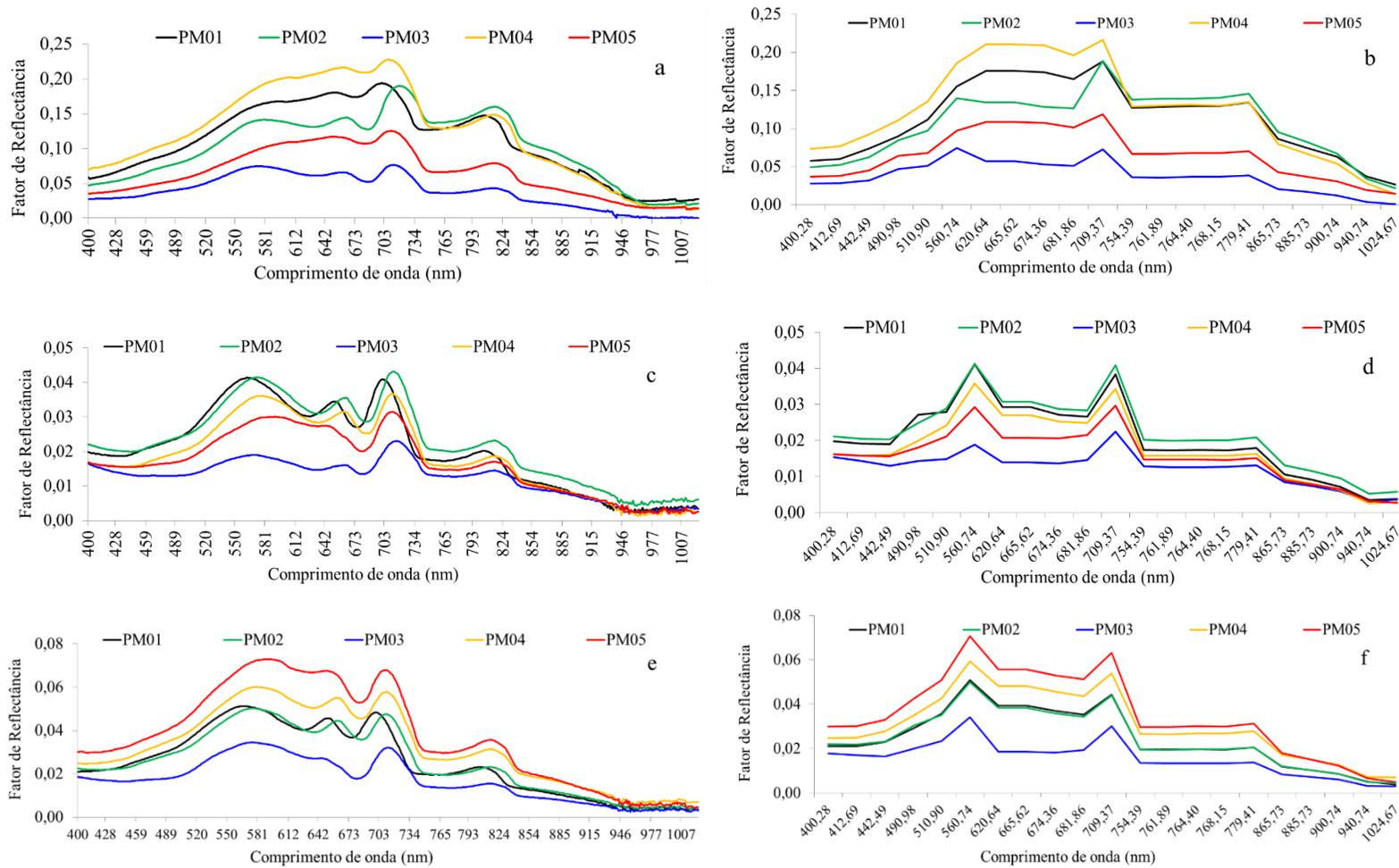
A análise dos fatores de respostas espectrais *in situ* e das simulações das bandas do sensor OLCI/S3 para as campanhas de abril de 2015 a setembro de 2016, correspondentes aos períodos seco e chuvoso, têm relação direta com os atributos físicos, químicos e biológicos analisados.

Os resultados apresentados no Capítulo 1 deste estudo demonstram que o nível trófico do reservatório passa por degradação de sua qualidade, consequências fortemente relacionadas à existência de atividades antrópicas impactantes e por anos prolongados de seca, que reduziram drasticamente o volume de água armazenada. Em estudos Lopes *et al.* (2015), relacionam esses impactos ao desmatamento nas margens dos mananciais, como o uso e ocupação irregular, atividades agrícolas, a criação de peixes em tanque redes, a pecuária e a descarga de esgotos domésticos.

Fator de reflectância espectral

O fator de reflectância espectral do sistema aquático do reservatório Pereira de Miranda para os meses de abril, julho e setembro de 2015 são apresentadas na Figura 20. A mesma possui as respostas dos dados *in situ*, Figura 20 (a; c; e), e os dados simulados OLCI/S3, Figura 20 (b; d; f), para cada campanha de campo em períodos distintos; chuvoso, pós-chuvoso e seco.

Figura 20 – Fator de reflectância espectral do sistema aquático do reservatório Pereira de Miranda, campanha de campo realizada em abril (a), julho (c), setembro (e); simulações das repostas espectrais das bandas do sensor OLCI em abril (b), julho (d) e setembro (f) de 2015



Fonte: Elaborada pelo autor

*Os eixos de y não apresentam padronização de seus valores, isso devido ao fator de reflectância apresentar magnitudes diferentes para cada coleta.

Considerando a campanha de abril, as maiores reflectâncias dos pontos P04, P01 e P02, no comprimento de onda de 720 nm, correspondem às maiores concentrações de SST, com 51,0; 63,50 e 100,0 (mg L^{-1}), respectivamente. No trabalho realizado por Arraut *et al.* (2005) observa-se um comportamento semelhante, em que através do uso de primeira e segunda derivada, ocorre aumento de reflectância à medida que as concentrações de SST aumentam e as de chl-*a* diminuem. Principalmente entre as regiões do vermelho e do infravermelho próximo.

Em relação à menor reflectância, apresentada pelo ponto P03, em todas as campanhas de 2015, também é explicada pela relação inversa entre sólidos e chl-*a*; o mesmo apresenta concentrações de chl-*a* elevadas de 50,20 ($\mu\text{g L}^{-1}$), enquanto os sólidos totais de 26,50 (mg L^{-1}), tem as menores concentrações. Vale ressaltar que, as frações fixas e voláteis estavam com valores praticamente semelhantes, SSF=13 (mg L^{-1}) e SSV= (13,5 mg L^{-1}).

Este comportamento de elevada dispersão da reflectância entre os pontos é explicado em estudos desenvolvidos por Corazza (2010). Este considera as substâncias dissolvidas e partículas suspensas no meio líquido de diferentes tamanhos e atividade óptica como o principal fator de dispersão da reflectância em corpos hídricos. O incremento dessas substâncias para dentro do reservatório ocorre devido às chuvas que aconteceram no período próximo à coleta de abril.

Para a coleta de julho, as feições são mais uniformes, com picos de absorção e reflectância da chl-*a* mais definidos (Figura 19c). Conforme Novo e Ponzoni (2001), a clorofila-*a* apresenta coeficientes de absorção em dois pontos máximos: um na região do azul em torno de 438 nm, e outro na região do vermelho, em torno de 675 nm. Verifica-se que os pontos P01, P02 e P04 são os que apresentam as maiores reflectâncias, entorno de 0,04. Porém, em menor magnitude em relação à campanha de abril.

Observando estes pontos, da campanha de julho, considera-se que os mesmos possuem em comum, as concentrações de chl-*a* menores para essa campanha, 29,37; 47,79 e 57,37 ($\mu\text{g L}^{-1}$), respectivamente. Já as concentrações de sólidos em suspensão estão variando. Esse comportamento também foi semelhante na campanha de setembro, porém com inversão dos que apresentam maior reflectância.

Na coleta de setembro, volta-se a observar maior dinâmica nas feições, pontos mais separados quanto ao valor de reflectância, com deslocamento de picos, principalmente nos pontos P03 e P05, sendo suas feições contrárias, com menor e maior reflectância, respectivamente (Figura 20e). Para o P03, esse comportamento pode ser atribuído às suas

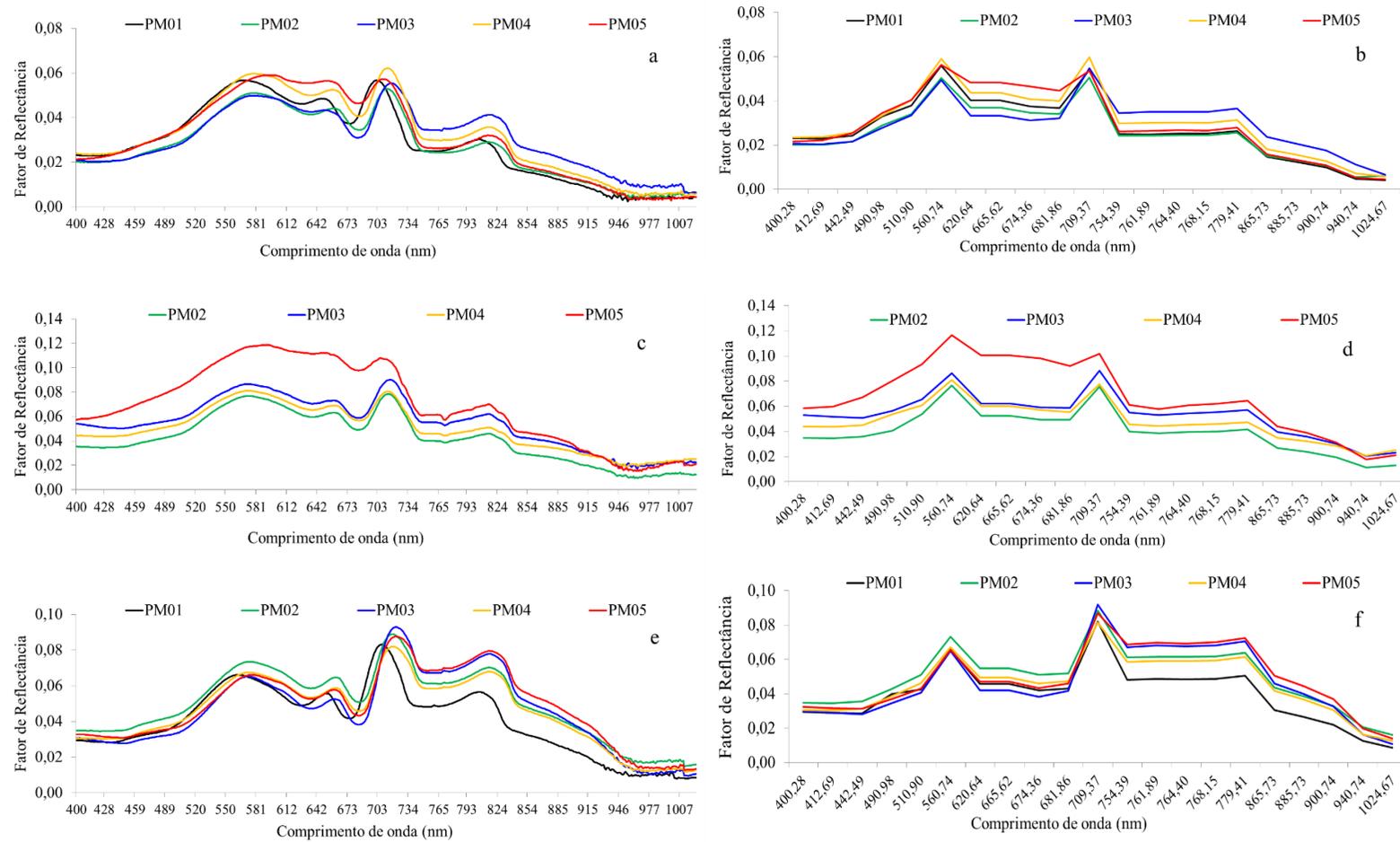
concentrações baixas de SST = 14,40 (mg L⁻¹) e altas de chl-*a*, com 52,87 (µg L⁻¹), a maior da campanha.

Observa-se que os comportamentos das respostas espectrais são semelhantes aos dados simulados (Figura 20b; d; f e Figura 21b; d; f). Esses resultados confirmam que a simulação respondeu significativamente. Em consonância aos resultados de Bernardo *et al.* (2016), em que os dados simulados também representaram várias características de absorção e reflectância dos dados hiperespectrais. Entretanto, não foi possível representar o pico de reflexão situado na região do vermelho.

Outro aspecto que não é registrado com muita precisão são os deslocamentos nos picos de absorção e reflectância que acontecem entre 600 e aproximadamente 680 nm. Certamente, por se tratar da representação das faixas das bandas do sensor multiespectral, o mesmo só apresenta bandas que abrangem comprimentos de ondas limitados, permitindo lacunas, entre uma banda e a outra.

Comportamento semelhante para o fator de reflectância espectral de dezembro de 2015 (Figura 21a), março (Figura 21c) e setembro de 2016 (Figura 21e) apresentam dados com feições mais uniformes, com curvas muito próximas e fator de reflectância variando de 0,02 a 0,12.

Figura 21 – Fator de reflectância espectral do sistema aquático do reservatório Pereira de Miranda, das campanhas realizadas em dezembro/2015 (a), março (c), setembro (e) de 2016; simulações das bandas do sensor OLCI em dezembro de 2015 (b), março (d) e setembro (f) de 2016



Fonte: Elaborada pelo autor

*Os eixos de y não apresentam padronização de seus valores, isso devido ao fator de reflectância apresentar magnitudes diferentes para cada coleta

Para as campanhas do período seco (Figura 21a e Figura 21e), o Ponto P03 continua sendo o de menor reflectância, conseqüentemente por apresentar maiores concentrações de chl-*a* em relação aos sólidos em suspensão, com 78,36 e 379,67 ($\mu\text{g L}^{-1}$), respectivamente. Contudo, apresenta características de predominância de alta concentração de chl-*a*, com picos de absorção na região azul, entre 430 e 440nm, e na região do vermelho, com um pico mais evidente entorno de 650 e 665 nm.

Nas campanhas de dezembro/2015 e março/2016 (Figura 21c e 21e) observa-se deslocamento no pico de reflectância na região verde, em torno de 560 nm, levando para mais próximo da região do vermelho. Esse comportamento afetou mais o ponto P05. Para a campanha de março/2016, ocorre uma mudança, pois a dinâmica deste ponto se distancia bastante dos demais. O deslocamento no pico de reflectância na região verde é um fenômeno associado às baixas concentrações de chl-*a*, da ordem de 29,48 ($\mu\text{g L}^{-1}$), a menor nessa campanha, seguida de maior concentração de SST 38,33 mg L^{-1} .

Ressalta-se que, a fração que mais contribuiu para esse comportamento foi a de SSF, ou seja, partículas inorgânicas, com valores de 31,67 (mg L^{-1}). E de acordo com Esteves (1998), quanto menor o tamanho das partículas maior o efeito da dispersão. Já em relação ao deslocamento que ocorre na região do verde, Corazza (2010) verificou que esse pico de reflectância é bem definido em 550 nm e se desloca em direção aos comprimentos de ondas maiores, tornando-se um pico mais achatado e menos definido. Este comportamento está relacionado às concentrações de sólidos suspensos totais. Ainda na região verde há a exceção de algumas bandas de absorção atribuídas às biliproteínas (NOVO, 2001).

Observa-se ainda, que para março de 2016, o ponto P03, que apresentava a menor reflectância para as outras campanhas, agora aparece como a segunda maior (Figura 21c). Apesar de possuir a maior concentração de chl-*a*, que corresponde a 83,57 ($\mu\text{g L}^{-1}$), também possui a maior concentração de SST (45,38 mg L^{-1}).

A resposta espectral apresentada na campanha de setembro tem fator de reflectância atingindo 0,09, porém é a que apresenta maior uniformização na feição com as curvas muito próximas, dentro de reflexo visível; observa-se que após 700 nm ocorre uma mudança no comportamento. Ressalta-se que esta campanha foi a que apresentou as maiores concentrações de clorofila-*a*. A maior foi encontrada no ponto P03 (379,67 $\mu\text{g L}^{-1}$) e conseqüentemente, o de menor fator de reflectância. Bem como a de menor SST (31,50 mg L^{-1}). O ponto que assumiu a maior fator de reflectância nesta campanha foi o P02, no entanto, muito próximo aos demais. Observa-se que o comportamento que mais se destaca é em relação a região do vermelho e

infravermelho próximo. Esse comportamento pode ser ressaltado, também em os dados das coletas realizadas, pois estas apresentaram picos semelhantes.

De forma geral, em todas as campanhas, foram observados outros picos de reflectância na região do infravermelho, próximo na faixa de 700 nm, esse comportamento é atribuído ao alto espalhamento e a absorção mínima por todos os componentes opticamente ativos, incluindo a água pura. Porém, entre todos os fatores, o que tem maior contribuição para os picos nessa região, entre 685 e 715 nm é a chl-*a* (ARRAUT *et al.*, 2005; DALL'OLMO; GITELSON, 2005; BABIN, 2008; ENNES; GALO; TACHIBANA, 2010; LOPES *et al.*, 2016).

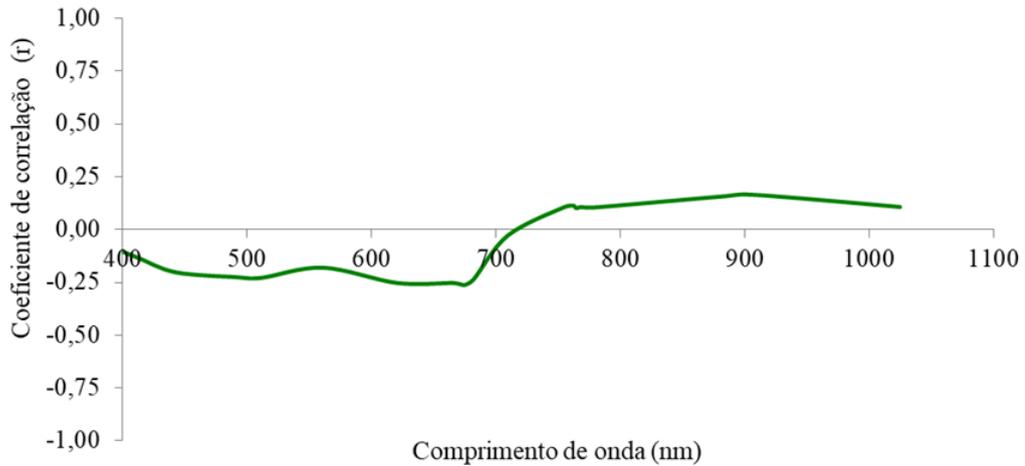
Outro pico em destaque para as campanhas está situado na região do infravermelho, em torno de 800 nm. Segundo Boss (2013) o aumento no espalhamento de luz é ocasionado devido à presença de sólidos suspensos na água, especificamente os inorgânicos. O que vai afetar diretamente nos valores de reflectância no comprimento de onda nas faixas do vermelho e infravermelho próximo.

A presença de diversos componentes opticamente ativos dificulta definir qual componente exerce maior influência no sistema aquático, pois apesar de cada um proporcionar características específicas, tanto a chl-*a* como os sólidos suspensos apresentam similaridades nas feições das respostas espectrais (GITELSON, 1992; RUNDQUIST *et al.*, 1996) assim como foi observado em todas as campanhas de campo deste estudo. Em função dos comportamentos observados a partir das respostas espectrais *in situ* e as simuladas pelo sensor OLCI, buscou-se modelos utilizando bandas espectrais para estimar as concentrações de clorofila-*a*.

Correlação e análise dos modelos

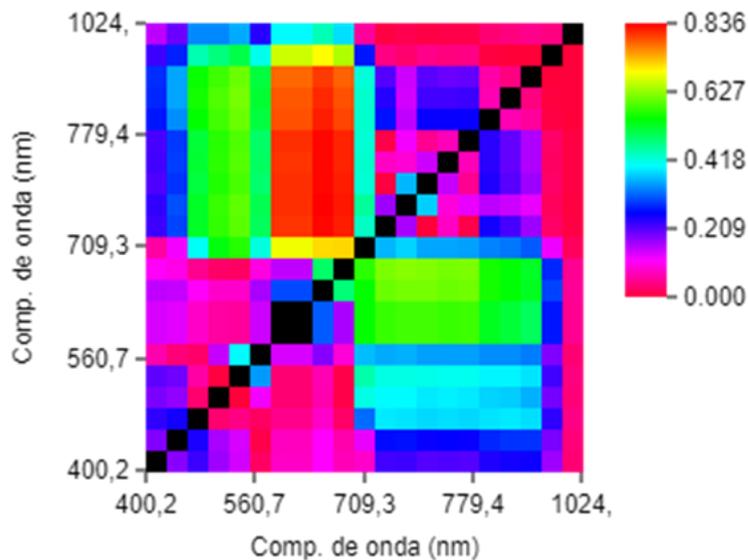
O correlograma expressa a correlação linear entre o fator de reflectância bidirecional - FRB e a variável clorofila-*a* (Figura 22), para a identificação das posições espectrais de maior correlação entre os atributos limnológicos e a reflectância espectral, para modelos de apenas uma banda. Neste estudo, observa-se que a mesma apresentou um coeficiente de correlação (r) muito baixo, variando até -0,25, ou seja, uma correlação inversa até 0,20.

Figura 22 – Correlograma simples do fator de reflectância e concentrações de clorofila-*a*



Observando esse comportamento, justifica-se o uso de modelos de duas e/ou mais bandas espectrais. Para identificar as posições espectrais de maior correlação desses modelos, novamente, a reflectância espectral, através da razão entre bandas do FRB foi correlacionada com as concentrações de chl-*a*, Figura 23.

Figura 23 – Correlograma 2D entre o fator de FRB e as concentrações de clorofila-*a*

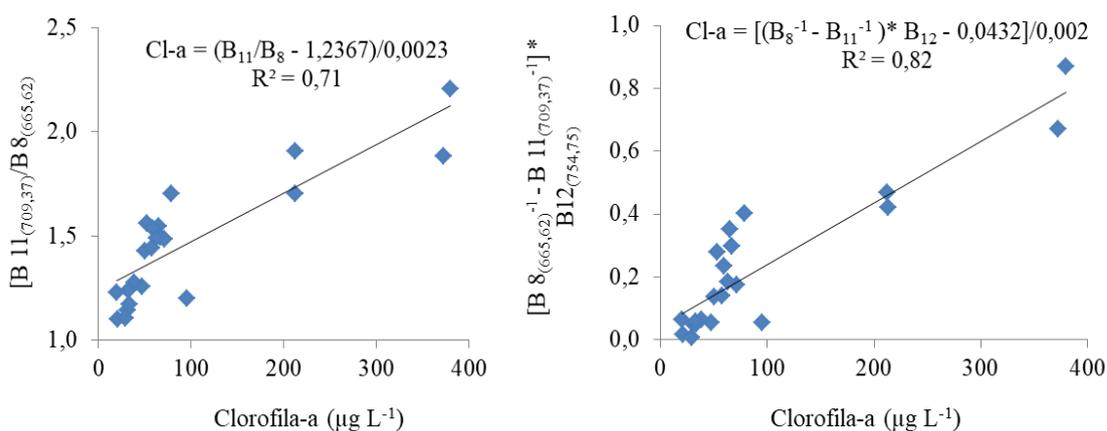


O correlograma possibilita identificar as maiores correlações entre a razão de bandas e a concentração de chl-*a*. A correlação mais forte foi para os comprimentos de onda na região do vermelho (665 a 710 nm), apresentando um coeficiente de correlação positiva acima de (0,84). Em estudos de Bernardo *et al.* (2016) observou-se uma forte correlação positiva de

(0,91) na região do vermelho, para o sensor OLCI-S3. O comprimento de onda variou de 681 a 764 nm. Esse comportamento também foi encontrado no trabalho de Watanabe *et al.* (2015) para o sensor OLI-Landatsat 8, sendo sua correlação positiva mais baixa, com um valor de (0,865) e a negativa de (-0,81).

Após a correlação, selecionaram-se os comprimentos de onda para os modelos de duas e três bandas Figura 24. Em ambos os modelos, as bandas situam-se na região do vermelho e infravermelho próximo. O primeiro modelo corresponde á razão das bandas 8 e 11, e os comprimentos de ondas de 665; 709,37 nm, respectivamente. E o segundo modelo corresponde às razões das bandas 8, 11 e 12 com comprimentos de ondas, 665; 709,37; 754,75 nm, respectivamente. Estes modelos apresentaram bons coeficientes de determinação (R^2) de 0,71 e 0,82 para o modelo de uma banda e duas bandas, respectivamente.

Figura 24 – Modelos de estimativa da concentração de clorofila-*a* de duas e três bandas, respectivamente, para o reservatório Pereira de Miranda



Fonte: Elaborada pelo autor

Ambos os modelos apresentaram coeficientes de determinação satisfatórios, ou seja, as simulações mostraram a viabilidade de se estimar as concentrações de clorofila-*a* a partir dos dados orbitais desse sensor. Bernardo *et al.* (2016) utilizou modelo de duas bandas (razão das bandas 15 e 14) para recuperar concentrações de sólidos suspensos totais, encontraram um R^2 de 0,83. Watanabe *et al.* (2015), obtiveram valores inferiores de 0,75; 0,70 e 0,71, porém aplicaram para comprimentos de onda da região do vermelho, verde e azul, respectivamente.

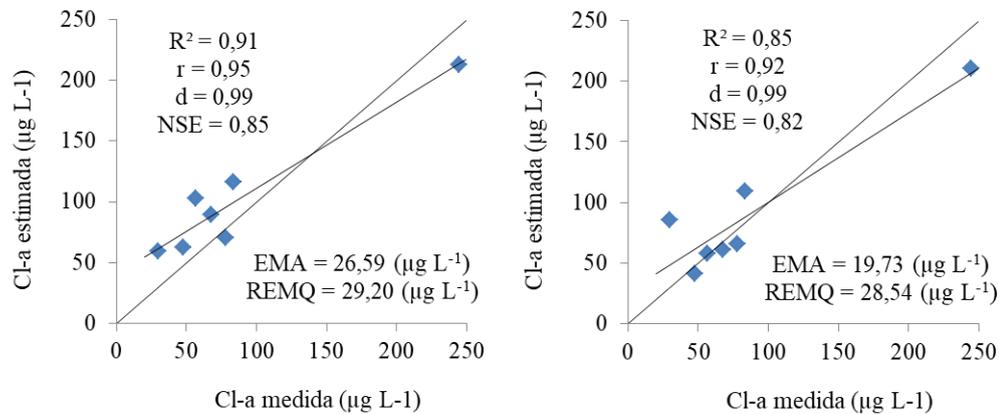
Shen *et al.* (2017) desenvolveram um algoritmo de razão de banda dupla para o coeficiente de atenuação difuso em 490 nm, para o Lago Taihu, China e obtiveram um R^2 de 0,81. Lopes *et al.* (2016), simulando as bandas do sensor MERIS em reservatório no semiárido,

obtiveram valores de R^2 de 0,85 e 0,84 para os modelos de duas e três bandas, respectivamente. Os modelos de Dall’Olmo e Gitelson (2005), para águas do tipo II, em Nebraska, obtiveram um R^2 de 0,94; Gitelson, Schalles e Hladik, (2007), em águas de estuários de Chesapeake Bay, Estados Unidos, obtiveram R^2 de 0,81, e o modelo de três bandas de Chen *et al.* (2011), desenvolvido na área de estudo em Pearl River Estuary (PRE), China, obteve um R^2 de 0,81.

Validação e acurácia dos modelos

Observa-se em ambos os modelos, boa relação das concentrações de chl-*a* entre os dados medidos e estimados (Figura 25). Os indicadores apresentam coeficiente determinação (R^2) de 0,91 e 0,85; coeficiente de correlação (r) de 0,95 e 0,92; índice de Willmott (d) de 0,99 para ambos os modelos; coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,85 e 0,82; erro médio absoluto (EMA) de 26,59 e 19,73 $\mu\text{g L}^{-1}$, e raiz do erro médio quadrático (REMQU) de 29,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 28,54 para os modelos de duas e três bandas, respectivamente.

Figura 24 - Validação dos modelos para quantificação da clorofila-*a*, usando as concentrações de medidas *in situ* e dados simulados do sensor OLCI, duas e três bandas, respectivamente



Fonte: Elaborada pelo autor

Os valores de R^2 , r e d apresentaram valores considerados satisfatórios para ambos os modelos, os valores de NSE também foram bons, o que é importante, pois é considerado um indicador relevante para uma validação. Porém, os valores dos erros (EMA e REMQU) não foram tão satisfatórios, principalmente para o modelo de duas bandas, isso ocorre devido composição complexas das águas, ou seja, outros componentes opticamente ativos presentes nas águas do reservatório Pereira de Miranda.

Observa-se que ambos os modelos têm tendência em superestimar as concentrações; no modelo de duas bandas foi até $150 \mu\text{g L}^{-1}$, no modelo de três bandas até $100 \mu\text{g L}^{-1}$. E subestimar acima desses valores.

Watanabe *et al.* (2018), aplicando um algoritmo semianalítico, que simula os dados de algumas bandas do OLCI/S3, em um reservatório em São Paulo, encontrou uma tendência que subestimou as concentrações de chl-*a*, no intervalo de 10 a $200 \mu\text{g L}^{-1}$, com valores de REQM de 19,6% para modelos de duas bandas. Bernardo *et al.* (2016), avaliando erros para modelos de uma e duas bandas, dos dados simulados do OLCI/S3, obtiveram R^2 de 0,80; REQM de 22,76% para o modelo de uma banda e R^2 de 0,83 e REQM de 37,39% para o modelo de duas bandas. Esses resultados são associados às concentrações de clorofila-*a*.

Conclusão

Os bons desempenhos dos modelos, usando os dados simulados mostram a viabilidade de se estimar remotamente as concentrações de clorofila-*a* a partir dos dados do sensor orbital OLCI/Sentinel-3.

Recomenda-se avançar nas pesquisas no que diz respeito às faixas espectrais mais adequadas para recuperar remotamente as concentrações de clorofila-*a*, minimizando os erros, em sistemas aquáticos complexos da região semiárida brasileira.

A simulação apresentou coeficientes com valores considerados adequados e satisfatórios, porém com valores de erros elevados, o que reduz a adequação dos modelos. Apresentando tendências a superestimar e subestimar os valores de clorofila-*a*. Esses resultados são influenciados pela forte dinâmica do sistema hídrico do reservatório Pereira de Miranda, mas indicam a potencialidade dos modelos para estimar as concentrações de clorofila-*a* a partir dos dados de sensoriamento remoto orbital do sensor OLCI/S3.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, C. P. de. **Remote sensing of chlorophyll-a concentration based on absorption coefficients in Ibitinga reservoir**. 2018. 68f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2018.
- APHA *et al* 2005 - APHA. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. 21. ed. Washington, DC, EUA: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 2005.
- ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, p. 2447- 2456. 2005.
- AUGUSTO-SILVA, P.; OGASHAWARA, I.; BARBOSA, C., DE CARVALHO, L.; JORGE, D.; FORNARI, C.; STECH, J. Analysis of MERIS Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in a Brazilian Reservoir. **Remote Sens.**, v. 6, p. 11689–11707, 2014.
- BABIN, M. **Phytoplankton fluorescence: Theory, current literature and in situ measurement**. In: M. Babin, C.S. Roesler and J.J. Cullen [eds.], Real-time coastal observing systems for ecosystem dynamics and harmful algal blooms, [S.I]: UNESCO, 2008.
- BERNARDO, N.; WATANABE, F.; RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E. Evaluation of the suitability of MODIS, OLCI and OLI for mapping the distribution of total suspended matter in the Barra Bonita Reservoir (Tietê River, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 4, p. 68-82, 2016.
- BERNARDO, N. M. R. **Análise do potencial do sensor oli (operational land imager) a bordo do landsat-8 em estimar a concentração de sólidos totais em suspensão no reservatório de barra bonita**. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas). Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, São Paulo. 2015.
- BOGGIONE, G. A.; PIRES, E. G.; SANTOS, P. A.; FONSECA, L. M. G. Simulation of panchromatic band by spectral combination of multispectral ETM+ bands, **Proc. ISPSE**, pp. 321-324, 2003.
- BOSS, E. **Scattering: definition**. Ocean optics. (2013). Disponível em: <http://www.oceanopticsbook.info/view/scattering/definitions>. Acesso em: 23 mar. 2015.
- CEARÁ. Assembleia Legislativa. Caderno regional da bacia do curu/ Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. **Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas**, v. 5. Fortaleza: INESP, 119p. 2009.
- CHEN, S.; FANG, L.; LI, H.; CHEN, W.; HUAN W. (2011). Evaluation of a three-band model for estimating chlorophyll-a concentration in tidal reaches of the Pearl River Estuary, China. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 66, p. 356-364, 2011.

CHERNETSKIY, M.; SHEVYRNOGOV, A.; SHEVNINA, S.; VYSOTSKAYA, G.; SIDKO, A. Investigations of the Krasnoyarsk Reservoir waters based on the multispectral satellite data. **Advances in Space Research.**, v. 43, p. 206–213. 2009.

COGERH – **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>. Acesso em: 05 mar. 2017.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca-RS**. 2010. 102f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results, **Appl. Opt.**, v. 44, p. 412–422, 2005.

ENNES, R. BUENO TRINDADE GALO, M. DE L.; TACHIBANA, V. M. Caracterização Espectral da Água do Reservatório de Itupararanga, Sp, a Partir de Imagens Hiperespectrais Hyperion e Análise Derivativa. **Boletim de Ciências Geodésicas**, [S.l.], abr. 2010. ISSN 1982-2170. Disponível em: <http://revistas.ufpr.br/bcg/article/view/17246>. Acesso em: 17 mar. 2017.

ERASO, R. J. M. **Estudo do Nível Trófico do Reservatório de Porto Primavera por Meio de Sensoriamento Remoto e Visualização de Séries Temporais**. 2016. 155 f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, São Paulo, 2016.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em: 25 fev. 2017.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. (2007). Remote Chlorofyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, n. 109, pp. 464-472, 2007.

GITELSON, A.; GARBUZOV, G.; SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K-H.; KARNIELI, A.; KAISER, A. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality, **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, p. 1269-1295, 1992.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2 ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 672 p. 2009.

JONES, J. G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh waters**. London: Fresh Waters Biological Association, 1979.

LINS, R. C.; MARTINEZ, J.-M.; MARQUES, D. DA M.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO JÚNIOR C. R. Assessment of Chlorophyll-a Remote Sensing Algorithms in a Productive Tropical Estuarine-Lagoon System. **Remote Sens.**, v. 9, n. 516, 2017.

LOPES, F. B.; SENA, M. G. T.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O.; ANDRADE, E. M.; BECKER, H. Eutrofização em reservatórios da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, p. 3569-3579. 2015.

LOPES, F. B.; NOVO, E. M. L. M. ; BARBOSA, C. C. F. ; ANDRADE, E. M. ; FERREIRA, F. D. Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a concentrations in a reservoir of the semi-arid region. **Agro@ambiente On-line**, v. 10, p. 96-106, 2016.

LOPES, F. B. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil**. 2013. 202 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2013.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, p. 147-155, 2003.

MASCARENHAS, N. D. A.; BANON, G. J. F.; FONSECA, L. M. G. Simulation of a Panchromatic Band Simulation by Spectral Linear Combination of Multispectral Bands. **International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'91)**, Espoo, Finlândia. 1991.

MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p.1807-1827, 1987.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V.: River flow forecasting through conceptual models, Part I -A discussion of principles, **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282-290, 1970.

NOVO, E. M. L. M. **Comportamento Espectral da Água**. In: MENESES, P. R.; MADEIRA NETTO, J. S. Sensoriamento Remoto – Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília: Editora UnB, 262 p. 203-222. 2001.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 388p. 2010.

NOVO, E. M. L. M; PONZONI, F. J. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos, São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 68 p. 2001.

OGASHAWARA, I.; CURTARELLI, M. P.; SOUZA, A. F.; AUGUSTO-SILVA, P. B.; ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L. Interactive Correlation Environment (ICE) – A Statistical Web tool for Data Collinearity Analysis. **Remote Sensing**, v. 6, p. 3059-3074, 2014.

QI, L.; HU, C.; BARNES, H.; DUAN, B. B.; MA, R. An EOF-Based Algorithm to Estimate Chlorophyll a Concentrations in Taihu Lake from MODIS Land-Band Measurements: Implications for Near Real-Time Applications and Forecasting Models. **Remote Sens.**, v. 6, p. 10694-10715, 2014.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SHEN, M. *et al.* Determination of the Downwelling Diffuse Attenuation Coefficient of Lake Water with the Sentinel-3A OLCI. **Remote Sensing**, v. 9, n. 12, p. 1246, 2017.

TOMING, K.; KUTSER, T.; UIBOUPIN, R.; ARIKAS, A.; VAHTER, K.; PAAVEL, B. Mapping Water Quality Parameters with Sentinel-3 Ocean and Land Colour instrument imagery in the Baltic Sea. **Remote Sensing**, v. 9, n. 10, p. 1070, 2017.

WATANABE F.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N.; RODRIGUES, T.; BERNARDO, N. Estimation of Chlorophyll-a Concentration from Optimizing a Semi-Analytical Algorithm in Productive Inland Waters. **Remote Sensing**, v. 10, n. 227, 2018.

WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T. W. P.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F. e ROTTA, L. H. S. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, p. 10391-10417, 2015.

WATANABE, F. S. Y.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F.; ARAÚJO, A. P. de. Avaliação do comportamento espectral da água: estudo de caso do alto curso do Rio Paraná (Presidente Epitácio SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLÓGICAS DA GEOINFORMAÇÃO, 3., 2010, Recife. **Anais... Recife: A informação Geoesoacial: Inovação Tecnológica, Ocupação e Monitoramento**, p. 1-8. 2010.

WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, R. E.; FEDDEMA, J. J.; KLINK, K. M.; LEGATES, D. R.; ROWE, C. M.; O'DONNELL, J. Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, v. 90, p. 8995-9005, 1985.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dissertação foi realizada utilizando dados obtidos nos anos de 2015 e 2016, abordando dados qualitativos, quantitativos e radiométricos do reservatório artificial Pereira de Miranda. Dividida em dois eixos, o primeiro trata da qualidade das águas, Índice de Estado Trófico e Análise de Componente Principal. O segundo, especificamente, trata de alguns atributos qualitativos e radiométricos, trazendo o sensoriamento remoto de ecossistemas aquáticos, como uma alternativa para um monitoramento mais eficiente de corpos hídricos. Ambos são pontuados a seguir:

As águas desse reservatório sofrem impactos de ações antrópicas em todo seu entorno e ao longo de sua bacia hidrográfica, esses impactos são agravados por fatores climáticos característicos da região semiárida.

Foram analisados 11 atributos qualitativos. Os atributos clorofila-*a*, N-total, e P-total apresentaram concentrações acima do limite recomendado para abastecimento humano. Esse resultado influencia diretamente para um consequente estado trófico de hipereutrofizadas. A técnica de análise de componente principal permitiu o melhor ajuste do modelo. A seleção gerou três componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais, explicando 82,34% da variância total.

Avaliando os dados radiométricos das seis campanhas de campo observa-se fator de reflectância variando de 0,02 a 0,25. Destacando a campanha de abril de 2015, em que obteve-se o maior fator de reflectância. As demais campanhas apresentaram valores mais uniformes.

Utilizando os dados de reflectância, foram desenvolvidos dois modelos bio-ópticos, com dados do sensor *Ocean Land Colour Instrument (OLCI)*, a bordo do satélite Sentinel-3A. A simulação apresentou coeficientes com valores considerados adequados e satisfatórios. Porém, apresentou tendências a superestimar e subestimar as concentrações de clorofila-*a*. Observa-se que a tendência em superestimar, no modelo de duas bandas foi até 150 $\mu\text{g L}^{-1}$, no modelo de três bandas até 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. E subestimar acima desses valores.

Esses resultados são influenciados pela forte dinâmica do sistema hídrico do reservatório Pereira de Miranda, mas indicam a potencialidade dos modelos para estimar as concentrações de clorofila-*a* a partir dos dados de sensoriamento remoto orbital do sensor OLCI/S3.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; FERREIRA, A. C. S. The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in a semiarid region reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, p. 554-561, 2010.
- ALEXANDRE, D. M. B.; FRANÇA, J. M. B. DE; AVELINO, F. F.; PAULINO, W. D. **Qualidade da Água do Açude Pereira de Miranda, Ceará: Avaliação e Recomendações**. 2010. Disponível em: <https://www.cogerh.com.br/publicacoes/category/13-artigos.html>. Acesso em: 26 maio 2018.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade de Água de Irrigação**. Cruz das Almas. Embrapa Mandioca e Fruticultura. 2010. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/875385/1/livroqualidadeagua.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2018.
- AMANCIO, A. L. L.; FARIAS, W. R. L. e SILVA NETO, A. R. da. Balanço de nutrientes da água do açude Pentecoste (Pentecoste, Ceará, Brasil) no período de março a dezembro de 2002. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, n.1, p. 44-52, 2005.
- ANDRADE, C. P. de. **Remote sensing of chlorophyll-a concentration based on absorption coefficients in Ibitinga reservoir**. 2018. 68f. Dissertação (Mestrado em Ciências cartográficas) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2018.
- ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; AQUINO, D. N.; ALEXANDRE, D. M. B. Land use and groundwater quality: the case of Baixo Acaraú Irrigated Perimeter, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 208-215, 2010.
- APHA *et al* 2005 - APHA. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. 21. ed. Washington, DC, EUA: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 2005.
- ARRAUT, E. M.; RUDORFF, C. M.; BARBOSA, C. C. F.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, p. 2447- 2456. 2005.
- AUGUSTO-SILVA, P.; OGASHAWARA, I.; BARBOSA, C., DE CARVALHO, L.; JORGE, D.; FORNARI, C.; STECH, J. Analysis of MERIS Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in a Brazilian Reservoir. **Remote Sens.**, v. 6, p. 11689–11707, 2014.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 153p. FAO, Irrigação e Drenagem, 29. 1999.

- BABIN, M. **Phytoplankton fluorescence: Theory, current literature and in situ measurement**. In: M. Babin, C.S. Roesler and J.J. Cullen [eds.], Real-time coastal observing systems for ecosystem dynamics and harmful algal blooms, [S.I]: UNESCO, 2008.
- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.
- BASSO, L. A.; MOREIRA, L. G. R.; PIZZATO, F. A influência da precipitação na concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre-RS. **Geosul, Florianópolis**, v. 26, n. 52, p 145-163. 2011.
- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E.M.; IZÍDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Seasonal and spatial variation of the trophic state index of the Orós reservoir, Ceará, Brazil. **Revista Agroambiente On-line**, v. 8, p. 39–48, 2014.
- BERNARDO, N. M. R. **Análise do potencial do sensor oli (operational land imager) a bordo do landsat-8 em estimar a concentração de sólidos totais em suspensão no reservatório de barra bonita**. 2015. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas). Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, São Paulo. 2015.
- BERNARDO, N.; WATANABE, F.; RODRIGUES, T.; ALCÂNTARA, E. Evaluation of the suitability of MODIS, OLCI and OLI for mapping the distribution of total suspended matter in the Barra Bonita Reservoir (Tietê River, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 4, p. 68-82, 2016.
- BEZERRA, A. F. DE M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 67-76, 2014.
- BOGGIONE, G. A.; PIRES, E. G.; SANTOS, P. A.; FONSECA, L. M. G. Simulation of panchromatic band by spectral combination of multispectral ETM+ bands, **Proc. ISPSE**, pp. 321-324, 2003.
- BOSS, E. **Scattering: definition**. Ocean optics. (2013). Disponível em: <http://www.oceanopticsbook.info/view/scattering/definitions>. Acesso em: 23 mar. 2015.
- BRAGA, G.G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J.N.P.; MENDONÇA JÚNIOR, J.R.; BEZERRA, A.F.M.; TORRES, L.M.; GALVÃO, A.M.F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.
- BRASIL, 2005 – Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2018.
- BUKATA, R.P.; JEROME, J.H.; KONDRATYEV, K.Y.; POZDNYAKOV, D.V. **Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters**. FL, USA, CRC Press: Boca Raton. 1995.

- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Agua**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, n.2, p.261-269. 1977.
- CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; KITCHELL, J. F.; PACE, M. L. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus and grazing on Phytoplankton biomass and production in experimental Lakes. **Limnol Oceanography**, v. 43, n. 1, p. 73-80. 1998.
- CARVALHO, L. A. S de; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M. Ajuste de bandas de modelos empíricos de estimativa de clorofila aplicados à região da planície de inundação do Lago Grande Curuai – PA. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013.
- CEARÁ. Assembleia Legislativa. Caderno regional da bacia do curu/ Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. **Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas**, v. 5. Fortaleza: INESP, 119p. 2009.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Índices de qualidade de água. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%A1guasuperficiais/108%C3%ADndicesdequalidade-das%C3%A1guas>. Acesso em: 15 abr. 2018.
- CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 35, n. 4, p. 505-511, 2013.
- CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008.
- CHEN, J. CUI, T.; QIU, Z.; LIN, C. A three-band semi-analytical model for deriving total suspended sediment concentration from HJ-1A/CCD data in turbid coastal waters. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 93, p. 1-13, 2014.
- CHEN, S.; FANG, L.; LI, H.; CHEN, W.; HUAN W. (2011). Evaluation of a three-band model for estimating chlorophyll-a concentration in tidal reaches of the Pearl River Estuary, China. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 66, p. 356-364, 2011.
- CHERNETSKIY, M.; SHEVYRNOGOV, A.; SHEVNINA, S.; VYSOTSKAYA, G.; SIDKO, A. Investigations of the Krasnoyarsk Reservoir waters based on the multispectral satellite data. **Advances in Space Research.**, v. 43, p. 206–213. 2009.
- COELHO, C. F. **Eutrofização em pequenos reservatórios semiáridos: Saneamento rural, aspectos limnológicos e sensoriamento remoto**. 2017. 77 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

COELHO, C.; HEIM, B.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; DE ARAÚJO, J. In Situ and Satellite Observation of CDOM and Chlorophyll-a Dynamics in Small Water Surface Reservoirs in the Brazilian Semiarid Region. **Water**. 9. 913. DOI:10.3390/w9120913. 2017.

COGERH - **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>. Acesso em: 05 mar. 2018.

COGERH – **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>. Acesso em: 05 mar. 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CESTESB. **Índice de qualidade de água**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2018.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca-RS**. 2010. 102f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results, **Appl. Opt.**, v. 44, p. 412–422, 2005.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. D. B. **Florações de Algas e Cianobactérias: suas influencias na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. São Carlos: LDiBe Editora, 2010.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Açude Pentecoste**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/pentecoste.htm>. Acesso em: 01 fev. 2018.

DOLON, C.; BERRUTI, B.; BUOMGIORNO, A.; FERREIRA, M.H.; FÉMÉNIAS, P.; FRERICK, J.; GORYL, P.; KLEIN, U.; LAUR, H.; MAVROCORDATOS, C.; et al. The global monitoring for environment and security (GMES) Sentinel-3 mission. **Remote Sens. Environ.**, v. 120, p. 37–57, 2012.

ENNES, R. BUENO TRINDADE GALO, M. DE L.; TACHIBANA, V. M. Caracterização Espectral da Água do Reservatório de Itupararanga, Sp, a Partir de Imagens Hiperespectrais Hyperion e Análise Derivativa. **Boletim de Ciências Geodésicas**, [S.l.], abr. 2010. ISSN 1982-2170. Disponível em: <http://revistas.ufpr.br/bcg/article/view/17246>. Acesso em: 17 mar. 2017.

ERASO, R. J. M. **Estudo do Nível Trófico do Reservatório de Porto Primavera por Meio de Sensoriamento Remoto e Visualização de Séries Temporais**. 2016. 155f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). Sentinel-3a earth colour data released. Online. 2016. Disponível em: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel3/Sentinel-3A_Earth_colour_data_released. Acesso em: 13 maio 2018.

FERREIRA, A. B.; PEREIRA FILHO, W. Avaliação da Reflectância Espectral de Corpos d'água em Santa Maria - Rs por meio de Espectrorradiometria de Campo. **Revista Geoambiente, On-line**. 2009.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. DA. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286. 2015.

FERREIRA, R. D. **Dados fluorométricos e espectrais aplicados à estimativa da concentração de clorofila na Planície de Curuai / Rio Amazonas**. 105f. Dissertação (Mestrado do Curso de Pós Graduação em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; SANTOS, A. T.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F. ; PAULINO, W. D. ; MOTA, F. S. B. ; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-408, 2007.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; VIERA, V. P. P. B; MOTA, F. S. B. Avaliação do risco de eutrofização em reservatórios da bacia do Acaraú, Ceará, Brasil. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 27, n. 2, p. 179-189, dez. 2006.

FITZ, Paulo Roberto. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FONSECA, H. S.; SALVADOR, N. N. B. Estudo integrado da qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Bonito em Descalvado - SP. **Rev Inst Adolfo Lutz**, v. 64, n. 2, p. 179-185, 2005.

FRAGA, R. S.; TAVARES, V. E. Q.; TIMM, L. C.; ESTRELA, C. C.; BARTELS, G. K. Influência da precipitação sobre parâmetros de qualidade da água utilizada para irrigação do morangueiro no município de Turuçu-RS. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 18, n. 1-4, p. 81-94, 2012.

FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; NETO, J. A. C.; PAULINO, W. D. Comportamento das variáveis qualitativas do açude Pereira de Miranda – Pentecoste/CE, no período de estiagem. **Revista Geociências**, v. 32, n. 4, p. 586-599, 2013.

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em: 25 fev. 2018.

GITELSON, A. A.; YACOBI, Y.Z.; RUNDQUIST, D. C.; STARK, R.; HAN,L.; ETZION, D. Remote estimation of chlorophyll concentration in productive waters: principals, algorithm

development and validation. In: NWQMC National Monitoring Conference, 2000, Austin, USA. **Proceedings...** NWQMC, 2000. Disponível em: http://www.nwqmc.org/2000proceeding/papers/pap_gitelson.pdf. Acesso em: 10 mai. 2018.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. (2007). Remote Chlorofyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, n. 109, pp. 464-472, 2007.

GITELSON, A.; GARBUZOV, G.; SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K-H.; KARNIELI, A.; KAISER, A. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality, **International Journal of Remote Sensing** v. 14, p. 1269-1295, 1993.

GOODIN, D.G.; HAN, L.; FRASER, R.N.; RUNDQUIST, D.C.; STEBBINS, W.A.; SCHALLES, J.F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

GORAYEB, A.; SOUZA, M. J. N.; FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAUJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; SILVA, E. V. Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de desmatamento da bacia hidrográfica do rio Curu, Ceará - Brasil. **Geografia (Londrina)**, v. 14, p. 85-106, 2005.

GORDON, H. R.; MOREL, A. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: A review. **Coastal and Estuarine studies**, v. 4, 1 ed., New York: Springer-Verlag, 1983.

GURGEL, J. J. S, FERNANDO, C. H. Fisheries in semi-arid northeast Brazil with special reference to the role of tilapias. **Institute Revue Gestation Hydrobiology**. Canadá, v.79, n.1, p.77-94, 1994.

HAIR JÚNIOR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. 5.ed. 593p. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 4, p. 571-590, 1998.

HONGYU, K. **Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente**. 2015. 155f. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agrônômica) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; JUNIOR, G. J. O. **Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação**. E&S - **Engineering and Science**, 2016.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2 ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 672 p. 2009.

JONES, J. G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh waters**. London: Fresh Waters Biological Association, 1979.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187-200, 1958.

KEMKER, C. Turbidity, Total Suspended Solids and Water Clarity.” Fundamentals of Environmental Measurements. **Fondriest Environmental**, Inc. 2014. Disponível em: <http://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters/waterquality/turbidity-total-suspended-solids=water-clarity/>. Acesso em: 31 maio 2018.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente!. **Rev. Elet. Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: com um estúdio dilos climas de La tierra. Mexico: Fondo de Cultura Econômica, 1948.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

LIMA, P. DE F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3. p. 309-318. 2015.

LINS, R. C.; MARTINEZ, J.-M.; MARQUES, D. DA M.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO JÚNIOR C. R. Assessment of Chlorophyll-a Remote Sensing Algorithms in a Productive Tropical Estuarine-Lagoon System. **Remote Sens.**, v. 9, n. 516, 2017.

LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 223p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online)**, v. 18, p. 437-445, 2014.

LOPES, F. B.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; ANDRADE, E. M.; CHAVES, L. C. G. (2014). Modelagem de variáveis limnológicas a partir de dados de sensoriamento remoto de campo. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 2., 2014. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI, 2014.

LOPES, F. B.; SENA, M. G. T.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O.; ANDRADE, E. M.; BECKER, H. Eutrofização em reservatórios da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, p. 3569-3579. 2015.

LOPES, F. B.; NOVO, E. M. L. M. ; BARBOSA, C. C. F. ; ANDRADE, E. M. ; FERREIRA, F. D. Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a

concentrations in a reservoir of the semi-arid region. **Agro@mbiente On-line**, v. 10, p. 96-106, 2016.

LOPES, F. B. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil**. 2013. 202 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2013.

LUBENOW, A. T.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. S.; CAVALLINI, G. S.; CANTERLE, Y. C. Impacto do uso e ocupação da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal, Irati (PR). **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 3, 2012.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, p. 147-155, 2003.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Eng Sanit Ambient**. v.20 n.4. 2015.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods**. New York: Chapman and Hall, 159 p. 1986.

MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria orgânica particulada**. 1993. 119 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 1993.

MARTIN, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R.; FONTENELE, D. A seca plurianual de 2010-2017 no Nordeste e seus impactos. **Parc. Estrat.**, v. 22. n. 44. p. 17-40. 2017.

MASCARENHAS, N. D. A.; BANON, G. J. F.; FONSECA, L. M. G. Simulation of a Panchromatic Band Simulation by Spectral Linear Combination of Multispectral Bands. **International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'91)**, Espoo, Finlândia. 1991.

MATSUSHITA, B.; YANG, W.; YU, G.; OYAMA, Y.; YOSHIMURA, K.; FUKUSHIMA, T. A hybrid algorithm for estimating the chlorophyll-a concentration across different trophic states in Asian inland waters. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sens**. v. 102, p. 28–37, 2015.

MEDEIROS, S. S.; CAVALCANTE, A. M. B.; MARIN, A. M. P.; TINÓCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H.; PINTO, T.F. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro** / Campina Grande: INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA, 2012.

MENDONÇA, J. C.; LIMA, F. J. O.; SENA, M. G. T.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; SILVA, F. H. O. Frações de sólidos suspensos de um reservatório artificial sob influência da

sazonalidade climática. In: SIMPÓSIO DE MANEJO DE SOLO E ÁGUA - SMSA, 1., 2016, Mossoró - RN. p. 1-4. **Anais...** Convivência com o semiárido: uso sustentável da água e do solo, 2016.

MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p.1807-1827, 1987.

MONTEIRO, V. P.; PINHEIRO, J. C. V. Critério para Implantação de Tecnologias de Suprimentos de Água Potável em Municípios Cearenses Afetados pelo Alto Teor de Sal. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 02, p. 365-387, 2004.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicações**. 4. ed. – Viçosa, MG: editora UFV, p. 422, 2011.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V.: River flow forecasting through conceptual models, Part I -A discussion of principles, **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282-290, 1970.

NETO, J. R. de A.; ANDRADE, E. M. DE; PALÁCIO, H. A. de Q.; SALES, M. M. DE; MAIA, A. R. S. Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59-69, 2017.

NOVO, E. M. L. M. **Comportamento Espectral da Água**. In: MENESES, P. R.; MADEIRA NETTO, J. S. Sensoriamento Remoto – Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília: Editora UnB, 262 p. 203-222. 2001.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 388p. 2010.

NOVO, E. M. L. M; PONZONI, F. J. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos, São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 68 p. 2001.

ODUM, P. E. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 1986.

OGASHAWARA, I.; CURTARELLI, M. P.; SOUZA, A. F.; AUGUSTO-SILVA, P. B.; ALCÂNTARA, E. H.; STECH, J. L. Interactive Correlation Environment (ICE) – A Statistical Web tool for Data Collinearity Analysis. **Remote Sensing**, v. 6, p. 3059-3074, 2014.

OLIVEIRA FILHO, P. C.; DUTRA, A. M.; CERUTI, F. C. Qualidade das Águas Superficiais e o Uso da Terra: Estudo de Caso Pontual em Bacia Hidrográfica do Oeste do Paraná. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 1, p. 32-43, 2012.

OLIVEIRA, J. N. P. **A Influência da população difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical**. 2012. 115f. Dissertação (mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2012.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do índice de estado trófico modificado**. 2009. 140f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

PAL, A., RI, A. K., e ZAIDI, J. Water quality index (WQI) of three historical lakes in Mahoba District of Bundelkhand Region, Uttar Pradesh, India. **Asian Journal of Science and Technology**, v. 4, p. 048-053, 2013.

PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M.; ARRAES, F. D. (2009). Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, v.39, n.9, p.2494-2500, 2009.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Uso e Qualidade da água**. 2008. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1074.html>. Acesso em: 03 maio 2018.

PAULA, M. R. **relações Entre variáveis limnológicas e reflectância do Reservatório Passo Real – rs**. 2015. 84f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2015.

PRADO, B. Q. DE M.; FERNANDES, H. R.; ARAÚJO, T. G.; LAIA, G. A.; BIASE, N. G. Avaliação de variáveis climatológicas da cidade de Uberlândia (MG) por meio da análise de componentes principais. **Eng Sanit Ambient.**, v. 21, n. 2, p. 407-413, 2016.

QI, L.; HU, C.; BARNES, H.; DUAN, B. B.; MA, R. An EOF-Based Algorithm to Estimate Chlorophyll a Concentrations in Taihu Lake from MODIS Land-Band Measurements: Implications for Near Real-Time Applications and Forecasting Models. **Remote Sens.**, v. 6, p. 10694-10715, 2014.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SALAMEH, E.; HARAHSHEH, S. Eutrophication Process in Arid Climates. In: ANSARI, A.; GILL, S.; LANZA, G.; RAST, W. **Eutrophication: causes, consequences and control**. Rotherdam: Springer Netherlands. p. 69- 90. 2011.

SANDANIELO, V. L. M.; PADOVANI, C. R. Construção de Índice Percentual de “Status” de Desenvolvimento Sustentável de Assentamentos Rurais Utilizando Procedimento Estatístico Multivariado. **Revista Energia na Agricultura**, v. 25, n. 3, p. 137-153. 2010.

SANDS, G. R.; PODMORE, T. H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 79(1), 29-41. 2000.

SANTIAGO, M.M.F., FRISCHKORN, H, FILHO, J.M. Mecanismos de salinização em água do Ceará, Rio Grande do Norte e Piauí. Joint world congress on groundwater,1 **Anais...** Fortaleza. 2000.

SANTOS, C. A. C.; MANZI, A. O. Eventos Extremos de Precipitação no Estado do Ceará e suas Relações com a Temperatura dos Oceanos Tropicais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, n. 1, 157- 165, 2011.

SANTOS, F. C. DOS; PEREIRA FILHO, W.; TONIOLO, G. R. Transparência associada à reflectância da água do reservatório Passo Real. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., João Pessoa. 2015. **Anais...** João Pessoa, INPE. 2015.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M. DE.; NETO, J. R. DE A.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. DE Q. Uso da terra e a dinâmica do estado trófico em reservatório do semiárido tropical. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SENA, M. G. T.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; OLIVEIRA, C. M. B.; LIMA, F. J. O. variabilidade da condutividade elétrica e do pH nas águas superficiais da região semiárida. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3., 2015, Fortaleza. **Anais...** 2015. Fortaleza: INOVAGRI/INCT-EI, p. 3664-3672. 2015.

SHEN, M. *et al.* Determination of the Downwelling Diffuse Attenuation Coefficient of Lake Water with the Sentinel-3A OLCI. **Remote Sensing**, v. 9, n. 12, p. 1246, 2017.

SILVA, Í. N.; FONTES, L. DE O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B. DE; OLIVEIRA, A. C. DE. Qualidade de Água na Irrigação. **Agropecuária Científica no semiárido**, v. 07, n. 3 p. 01-15. 2011.

SILVEIRA, S. S.; ANDRADE, E. M. Análise de componentes principais na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração. **Revista Engenharia Agrícola**, v.22, p.174- 177, 2002.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 176-196, 1999.

SOUZA, A. DE; BERTOSSI A. P. A.; LASTORIA G. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. **Revista Agro@mbiente, On-line**, v. 9, n. 3, p. 227-234, 2015.

SOUZA, M. J. N.; SANTOS, J. O.; OLIVEIRA, V. P. V.; Sistemas ambientais e capacidade de suporte na bacia hidrográfica do Rio Curu - Ceará. **Revista Continentes**, n. 1, p. 119-143, 2012.

SPSS for Windows 16. Version 16.0. Chicago (IL), 2007. Programa de computador. 2007.

SUTCLIFFE, A., BRITO, A.C., SÁ, C., SOUSA, F., BOUTOV, D., BROTAS, V. **Observação da Terra: uso de imagens de temperatura da superfície do mar e cor do oceano para a monitorização de águas costeiras e oceânicas**. Lisboa, Portugal: DGRM. E-book disponível em: www.sophia-mar.pt. Acesso em: 25 jul. 2018.

TOLEDO, A. P. de.; TALARICO, M; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 19., Santiago do Chile. **Anais...** Santiago: AIDIS, p. 56. 1984.

TOMING, K.; KUTSER, T.; UIBOUPIN, R.; ARIKAS, A.; VAHTER, K.; PAAVEL, B. Mapping Water Quality Parameters with Sentinel-3 Ocean and Land Colour instrument imagery in the Baltic Sea. **Remote Sensing**, v. 9, n. 10, p. 1070, 2017.

VIDAL, T. F.; NETO J. C. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402–407, 2014.

VIEIRA, M. R. **Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido.** Disponível em:

http://www.agsolve.com.br/news_upload/file/Parametros%20da%20Qualidade%20da%20Agua.pdf. Acesso em: 27 Jun. 2018.

VON SPERLING, E. Mechanisms of eutrophication in tropical lakes, **Environ. Pollut.**, 3. p. 434–439 1996.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n. 1/3, p. 169-174, 2008.

WATANABE F.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N.; RODRIGUES, T.; BERNARDO, N. Estimation of Chlorophyll-a Concentration from Optimizing a Semi-Analytical Algorithm in Productive Inland Waters. **Remote Sensing**, v. 10, n. 227, 2018.

WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T. W. P.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F. e ROTTA, L. H. S. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, p. 10391-10417, 2015.

WATANABE, F. S. Y.; IMAI, N. N.; BARBOSA, C. C. F.; ARAÚJO, A. P. de. Avaliação do comportamento espectral da água: estudo de caso do alto curso do Rio Paraná (Presidente Epitácio SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLÓGICAS DA GEOINFORMAÇÃO, 3., 2010, Recife. **Anais... Recife: A informação Geoesoacial: Inovação Tecnológica, Ocupação e Monitoramento**, p. 1-8. 2010.

WETZEL, R.G. **Limnology - lake and river ecosystems**. 3ed. San Diego: Academic Press, p. 1006, 2001.

WIEGAND, M.C.; PIEDRA, J.I.G.; DE ARAÚJO, J.C. Vulnerability towards eutrophication of two tropical lakes in both humid (Cuba) and semiarid (Brazil) climates. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 21, p. 415–424, 2016.

WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, R. E.; FEDDEMA, J. J.; KLINK, K. M.; LEGATES, D. R.; ROWE, C. M.; O'DONNELL, J. Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, v. 90, p. 8995-9005, 1985.

XU, H.; PAERL, H. W.; QIN, B.; ZHU, G.; GAO, G. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. **Limnology and Oceanography**, v. 55, p. 420-443, 2010.