



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

**CHRISTINE FARIAS COELHO**

**EUTROFIZAÇÃO EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS:  
SANEAMENTO RURAL, ASPECTOS LIMNOLÓGICOS E SENSORIAMENTO  
REMOTO**

**FORTALEZA**

**2017**

CHRISTINE FARIAS COELHO

EUTROFIZAÇÃO EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS:  
SANEAMENTO RURAL, ASPECTOS LIMNOLÓGICOS E SENSORIAMENTO  
REMOTO

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Dr. José Carlos de Araújo

Co-orientadora: Dra Saskia Foerster

FORTALEZA

2017

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)

---

C615e Coelho, Christine Farias.

Eutrofização em pequenos reservatórios semiáridos : Saneamento rural, aspectos limnológicos e sensoriamento remoto / Christine Farias Coelho. – 2017.  
77 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2017.

Orientação: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

Coorientação: Profa. Dra. Saskia Foerster.

1. Módulo de Fossa Verde. 2. Qualidade de água. 3. Índice de Estado Trófico . 4. Landsat-8. 5. RapidEye. I. Título.

CDD 630

---

CHRISTINE FARIAS COELHO

EUTROFIZAÇÃO EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS:  
SANEAMENTO RURAL, ASPECTOS LIMNOLÓGICOS E SENSORIAMENTO  
REMOTO

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 14 / 09 / 2017

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. José Carlos de Araújo (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará – UFC

---

Prof. Dra. Giovana Mira de Espindola  
Universidade Federal do Piauí – UFPI

---

Prof. Dr. João Batista Lopes  
Universidade Federal do Piauí – UFPI

---

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes  
Universidade Federal da Bahia – UFC

---

Dr. Raimundo Alípio de O. Leão  
Universidade Federal do Ceará – UFC

## AGRADECIMENTOS

Parafrazeio Isaac Newton: “Se eu me vi mais longe, foi por estar de pé em cima de ombros de gigantes” porque sem o apoio que recebi durante esses quatro anos eu não teria concluído essa tese de doutoramento. Agradeço a Deus por ter me permitido vivenciar esse processo de construção e aprendizado ao lado de tantas pessoas brilhantes. Agradeço especialmente ao meu orientador José Carlos de Araújo pela sua paciência, confiança e amizade demonstrada ao longo desse período.

Gratidão à Universidade Federal do Ceará pelo privilégio de fazer parte do corpo docente complementando assim a minha formação acadêmica. Agradeço aos docentes com quem muito aprendi nessa casa, dos quais muitos eu posso também chamar de amigos! Muito obrigada Alexandre Gomes, Pedro Medeiros, George Mamede, Claudivan Feitosa, Fernando Lopes, Eunice Maia e Adunias Teixeira. Agradeço tanto aos docentes vinculados ao PPGEA quanto aos que em diversos momentos compartilharam seus conhecimentos e/ou cederam laboratórios para análises, como Helena Becker, Evânia Altino, Paulo Mendes e Bruno Salgado. Também sou grata à supervisão de Saskia Foerster e Birgit Heim durante o estágio sanduíche GFZ-Potsdam e também depois dele. Agradeço de modo especial aos amigos que ali fiz e ao chefe da Seção de Sensoriamento Remoto, Dr. Luis Guanter. Meu muito obrigada às agências de fomento FUNCAP, CAPES e CNPq pela concessão de bolsa e financiamento de projetos dos quais colaborei durante o doutoramento.

Agradeço imensamente à minha família, que mais de perto ou mais de longe me incentivou e compreendeu minhas ausências, manifestando apoio incondicional às minhas escolhas. Agradeço também à família que a vida me permitiu escolher, aos amigos que genuinamente compartilham da minha alegria em concluir essa etapa: Laldiane Pinheiro, Marcella Escobar, Déborah Alani, Aline Melo, Josiane Oliveira, Elielson Santana. Agradeço a Thiago Xavier, Tatiana Pinheiro, Hendrik, Danielle Freire, Marina Porto, Cicero Almeida, Cleidson, Auderice e a todos aqueles que me auxiliaram em campo ou nas atividades de laboratório. Agradeço a todos os amigos hidrosedianos por proporcionaram mais leveza durante esse processo que muitas vezes requer isolamento e sacrifícios. Sem dúvida a amizade que embeleza a caminhada esteve presente durante todo esse processo. Gratidão às famílias do Assentamento 25 de Maio que permitiram que eu, de algum modo, participasse de suas vidas e conhecesse na prática sobre processo de resistência que norteia suas vidas.

## RESUMO

COELHO, Christine Farias. Universidade Federal do Ceará, Setembro de 2017. **Eutrofização em pequenos reservatórios semiáridos: saneamento rural, aspectos limnológicos e sensoriamento remoto.** Orientador: Dr. José Carlos de Araújo, Co-orientadora: Dra. Saskia Foerster, Conselheiros: Dra. Giovana Mira de Espindola, Dr. João Batista Lopes, Dr. Fernando Bezerra Lopes, Dr. Raimundo Alípio de O. Leão.

Esta pesquisa aborda dois eixos da eutrofização de pequenos reservatórios semiáridos: saneamento rural e monitoramento da qualidade das águas. O capítulo inicial trata do Módulo de Fossa Verde (MFV) como uma medida de saneamento rural, mitigadora do aporte de nutrientes aos reservatórios. Essa tecnologia alternativa considera o reúso de efluentes em quintais produtivos. A avaliação dos módulos instalados em Madalena (CE) incluiu teste de qualidade sanitária dos vegetais, proposta de dimensionamento, taxa de acumulação do lodo produzido e estimativa do tempo de manutenção do MFV. As amostras dos vegetais analisados apresentaram valores de coliformes termotolerantes inferiores a  $10 \text{ UFC.g}^{-1}$  e ausência de *Salmonella* sp., indicando que os produtos atendem aos padrões sanitários. O dimensionamento proposto considera o consumo de água e a produção de esgoto em duas situações: (R1) com e (R2) sem água canalizada. O coeficiente de retorno (Cr) medido foi de 26% e 3% para R1 e R2, respectivamente, o que difere consideravelmente do valor preconizado na literatura (80%). MFV apresenta reduzida demanda de manutenção: remoção do lodo da câmara de digestão a cada cinco anos e três meses. A seguir avaliou-se a dinâmica da concentração de clorofila-a (Chl-a), o nível de eutrofização e a caracterização de matéria orgânica degradada colorida (CDOM) em três reservatórios da bacia do rio Banabuiú, Ceará: Marengo ( $15,3 \text{ hm}^3$ ), Paus Branco ( $5,5 \text{ hm}^3$ ) e São Nicolau ( $0,89 \text{ hm}^3$ ). As amostras foram coletadas entre maio/2014 e janeiro/2016 e aplicou-se o Índice de Estado Trófico (IET). Caracterizou-se CDOM por meio da absorvância ( $a_{\text{CDOM}440}$ ) e das declividades espectrais nas regiões UV ( $S_{275-295}$ ) e VIS ( $S_{350-500}$ ). O reservatório Marengo apresentou elevado grau trófico durante todo o período estudado, alcançando o maior IET em maio/2015, ao passo que os outros reservatórios apresentaram variados níveis de trofia. Contudo, todos os reservatórios mostraram IET avançados a partir de setembro/2015 devido à seca prolongada. Os resultados de CDOM variaram entre  $0,8 \text{ m}^{-1}$  e  $12,9 \text{ m}^{-1}$  dentre os pontos amostrados, o que pode estar relacionado ao tamanho das bacias hidráulicas. Marengo apresentou valores de  $S_{\text{UV}}$  superiores (0,3) quando comparados aos dos demais reservatórios (0,01), indicando ocorrência de fotoinibição fitoplanctônica nesses últimos

reservatórios. Valores encontrados para  $S_{VIS}$  apresentaram comportamento heterogêneo, sugerindo alteração na fonte de CDOM. A relação entre as declividades espectrais reforça a hipótese de que Marengo está sujeito à produção *in situ* de CDOM; enquanto os reservatórios menores estão mais influenciados por CDOM de fontes alóctones. O terceiro capítulo aplicou dados dos satélites Landsat-8 e RapidEye para estimar remotamente Chl-a e CDOM. A banda NIR do RapidEye demonstrou maior sensibilidade para estimar Chl-a do Marengo (coeficiente de Nash superior a 0,6). A banda verde do Landsat-8 mostrou o melhor desempenho para simular CDOM, principalmente nos reservatórios menores (Nash superior a 0,8). Apesar das limitações encontradas, os produtos de satélites demonstraram potencial para monitoramento de pequenos reservatórios semiáridos, favorecendo a gestão integrada de recursos hídricos.

**Palavras-chave:** Reúso de água. Tecnologia social. Qualidade de água. Imagem de satélite multiespectral. CDOM. Clorofila-a.

## ABSTRACT

COELHO, Christine Farias. Federal University of Ceará, September 2017. **Eutrophication in small semiarid reservoirs: rural sanitation, limnological aspects and orbital remote sensing.** Advisor: Dr. José Carlos de Araújo, Co-Advisor: Dr. Saskia Foerster. Committee: Dr. Giovana Mira de Espindola, Dr. João Batista Lopes, Dr. Fernando Bezerra Lopes, Dr. Raimundo Alípio de O. Leão.

This investigation addresses two themes of eutrophication in small semiarid reservoirs: the rural sanitation and water quality monitoring. The initial chapter deals with the Green Module Sewage (GMS) as a mitigating measure of the nutrient supply to the reservoirs. This alternative technology considers the reuse of effluents in productive yards. The GMS assessment constructed in Madalena (CE) included test of sanitary quality in the vegetables, sizing proposal, sludge rate produced and estimation of the maintenance time of the system. Vegetables samples showed thermotolerant coliforms values less than  $10 \text{ UFC.g}^{-1}$  and absence of *Salmonella* sp., indicating that products meet the sanitary standards. The proposed design considers water consumption and sewage production in two situations: (R1) with and (R2) without piped water. From these measurements we got the return coefficient (Cr) and the results indicated values of 25% and 3% for R1 and R2 (respectively), which differs from recommended value (of 80%). GSM shows reduced maintenance demand: removal of every five years and three months, in average. The second part of our investigation assessed the chlorophyll-a (Chl-a) dynamics, besides eutrophication level and characterization of Coloured Dissolved Organic Matter (CDOM) in the reservoirs: Marengo (MAR, 15  $\text{hm}^3$ ), Paus Branco (PB, 5,5  $\text{hm}^3$ ) e (São Nicolau, SN, 0,89  $\text{hm}^3$ ), belonging to the Banabuiú river basin, State of Ceará. The water samples were collected between May 2014 and January 2016 and we applied the Trophic State Index (TSI). The CDOM characterization was obtained through the measurements of absorbance ( $a_{\text{CDOM } 440}$ ) and spectral slopes in the UV ( $S_{275-295}$ ) and VIS ( $S_{350-500}$ ) regions. MAR presented high trophic level during all period studied, reaching up the highest TSI in May 2015, whereas PB and SN showed varying trophic levels. However, all reservoirs presented advanced TSI from September 2015 mainly due to prolonged drought. The results of CDOM ranged between  $0,8 \text{ m}^{-1}$  and  $12,9 \text{ m}^{-1}$  among the reservoirs, and this different CDOM magnitude may be related to the hydraulic basins sizes. MAR presented higher mean values for spectral slope in UV domain ( $S_{\text{UV}} = 0.03$ ) when compared to the lower results found to PB and SN ( $S_{\text{UV}} = 0.01$ ), suggesting the occurrence of phytoplankton photoinhibition

and this fact can be confirmed by low Chl-a concentration in these latter reservoirs. The reservoirs showed a heterogeneous behavior for  $S_{VIS}$  indicating shift in the CDOM source. Slope ratio ( $S_{UV}:S_{VIS}$ ) reinforces the suggestion that MAR can be more influenced by *in situ* de CDOM production meanwhile PB and SN tended to allochthonous CDOM sources. In the third chapter we applied Landsat-8 and RapidEye imagery data to estimate Chl-a and CDOM. The RapidEye NIR band showed higher sensitivity to estimate Chl-a of MAR (Nash coefficient  $> 0.6$ ), The Landsat-8 green band presented the best fit for CDOM simulation in the PB and SN reservoirs, with high reliability degree, indicated by Nash = 0.8. Despite the restrictions identified, the satellite products demonstrated potential for monitoring small reservoirs favoring the management of water resources.

**Key-words:** Water reuse. Social technology. Water quality. Multispectral satellite image. CDOM. Chlorophyll-a.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Área de estudo e pontos amostrais na Bacia de Madalena, Ceará, Brasil ... 19
- Figura 2 - (a) Ausência de macrófitas no espelho de água do açude Marengo; (b) Presença de macrófitas submersas no açude São Nicolau; (c) Densidade de macrófitas (espécies livres e enraizadas, flutuantes, livres e submersas) no açude Paus Branco ..... 20
- Figura 3 - Desenho esquemático da Fossa Verde (seção transversal) incluindo setas indicativas do fluxo do esgoto dentro da estrutura séptica. (A) PVC 100 mm para entrada de esgoto, (B) Câmara para digestão anaeróbia e deposição do lodo, (C) camada de substrato fertirrigado, (D) Evaporação, (E) Transpiração, (F) PVC 25 mm (válvula para liberação dos gases) ..... 22
- Figura 4 - Módulo Fossa Verde construído em Fevereiro de 2010 em funcionamento na Comunidade Paus Ferro, Assentamento 25 de Maio, Madalena - CE.... 23
- Figura 5 - Distribuição dos Módulos de Fossa Verde nas 13 agrovilas integrantes do Assentamento 25 de Maio ..... 24
- Figura 6 - Desenho esquemático com medidor volumétrico acoplado (destaque em vermelho) ao modelo de fossa séptica EMBRAPA..... 27
- Figura 7 - Relação entre a razão do uso consuntivo (UC) por seu valor final (UC final) e o tempo do experimento em um canteiro controle no A25M (Madalena – CE)..... 32
- Figura 8 - Teor de sólidos fixos e umidade no lodo digerido nos canteiros avaliados. 34
- Figura 9 - (A) Coleta amostral de água, reservatório Paus Branco, A25M; (B) Filtragem da amostra para posterior análise de CDOM, reservatório Marengo, A25M ..... 40
- Figura 10 - (a) Ordenação das amostras para análise de CDOM e cubeta de quartzo de 5 cm de caminho óptico; (b) Lambda 950 UV-VIS; e (c) visão interna do equipamento Lambda 950 UV-VIS ..... 40
- Figura 11 - Precipitação pluviométrica no posto de Madalena (CE) e Índice de Estado Trófico médio (IET) para os reservatórios Marengo, São Nicolau e Paus Branco, no período entre maio 2014 e janeiro 2016..... 42
- Figura 12 - (A) Valores médios do coeficiente específico de absorção em 440 nm ( $a_{CDOM\ 440}$ ); (B) Declividade espectral de CDOM na região ultravioleta ( $S_{UV}$ ); (C) Declividade espectral de CDOM na região visível ( $S_{VIS}$ ) e; (D)

Razão da declividade ( $S_{UV}:S_{VIS}$ ) para os reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau .....	48
Figura 13 - Leitura da placa lambertiana como parte do protocolo para os procedimentos de obtenção de dados radiométricos <i>in situ</i> .....	55
Figura 14 - Comportamento espectral dos reservatórios Marengo (MAR), Paus Branco (PB) e São Nicolau (SN) amostrados em (a) Dezembro 2014; (b) Fevereiro 2015 e; (c) Novembro 2015 .....	59
Figura 15 - Correlogramas entre o fator de reflectância e os atributos medidos nos reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau. Regressões entre (A) Chl-a e reflectância das imagens Landsat-8; (B) Chl-a e reflectância das imagens RapidEye .....	60
Figura 16 - Correlogramas entre fator de reflectância e atributos medidos nos reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau, Regressões entre: (A) CDOM e reflectância das imagens Landsat-8; e (B) CDOM e reflectância das imagens RapidEye .....	61
Figura 17 - Clorofila-a. (A) Reservatório perene & Landsat-8; (B) Reservatório perene & RapidEye; (C) Reservatórios não perenes & Landsat-8 e; (D) Reservatórios não perenes & RapidEye .....	62
Figura 18 - CDOM. (A) Reservatório perene & Landsat 8; (B) Reservatório perene & RapidEye; (C) Reservatórios não perenes & Landsat-8 e; (D) Reservatório não perene & RapidEye .....	63

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Área superficial do tanque
A25M	Assentamento 25 de Maio
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ATCOR	Atmospheric Correction
aCDOM	Absorção específica da Matéria Orgânica Degradada Colorida
$A_{CDOM}$	Absorbância espectral da Matéria Orgânica Degradada Colorida
b1	Banda 1
b2	Banda 2
b3	Banda 3
b4	Banda 4
b5	Banda 5
APHA	American Publish Health Association
CE	Ceará
Chl-a	Clorofila-a
CDOM	Matéria Orgânica Degradada Colorida
Cr	Coefficiente de retorno
DLR	Deutsches Zentrum für Luft-und Raumfahrt
$ET_0$	Evapotranspiração potencial de referência
$ET_C$	Evapotranspiração de cultura
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
EUA	Estados Unidos da América
IET	Índice de Estado Trófico
I1	Índice 1
I2	Índice 2
I3	Índice 3
I4	Índice 4
FRB	Fator de Reflectância Bidirecional
$K_c$	Coefficiente de cultura
L8	Landsat-8
$L_{a,\lambda}$	Radiância espectral do alvo
$L_{r,\lambda}$	Radiância espectral da placa de referência
LDCM	Landsat Data Continuity Mission

MAR	Marengo
MFV	Módulo de Fossa Verde
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MODTRAN	Moderate Resolution Atmospheric Transmittance Algorithm
MS	Massa seca
MSc	Massa total acumulada na câmara
N	Número de habitantes
NBR	Norma brasileira
NIR	Infravermelho próximo (proveniente do inglês <i>Near InfraRed</i> )
NMP	Número mais provável
NPR	Não perene
NSE	Coefficiente de Nash–Sutcliffe
OLI	Operational Land Imager
PB	Paus Branco
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Ortofosfato
Pop	População residente
PR	Perene
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de vinil
q	Consumo de água <i>per capita</i>
qA	Consumo de água
qE	Produção de esgoto
R1	Residência 1
R2	Residência 2
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
RE	RapidEye
REIS	RapidEye Earth Imaging System
S	Declividade espectral (proveniente do inglês <i>Slope</i> )
SD	Secchi Disk
SN	São Nicolau
Sr	Razão da declividade espectral
SR	Sensoriamento Remoto
SST	Sólidos Suspensos Totais
S <sub>UV</sub>	Declividade espectral na região ultravioleta

S <sub>VIS</sub>	Declividade espectral na região do visível
T	Tempo de manutenção
TS	Tecnologia social
U <sub>C</sub>	Uso consuntivo da cultura
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
USGS	United States Geological Survey
UV	Ultravioleta
V <sub>c</sub>	Volume de acumulação na câmara
VIS	Visível

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>19</b>
<b>3</b>	<b>SANEAMENTO RURAL PARA REDUÇÃO DO APORTE DE NUTRIENTES AOS PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS</b> .....	<b>21</b>
3.1	INTRODUÇÃO .....	21
3.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	22
3.2.1	<i>Módulo de Fossa Verde e Projeto de intervenção</i> .....	22
3.2.2	<i>Avaliação da qualidade sanitária dos vegetais cultivados no MFV</i> .....	25
3.2.3	<i>Proposta de dimensionamento do MFV e parametrização</i> .....	25
3.2.4	<i>Taxa de acumulação de lodo e tempo de manutenção do MFV</i> .....	28
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	28
3.3.1	<i>Avaliação da qualidade sanitária dos vegetais cultivados no MFV</i> .....	28
3.3.2	<i>Proposta de dimensionamento do MFV e parametrização</i> .....	30
3.3.3	<i>Taxa de acumulação de lodo e tempo de manutenção do MFV</i> .....	34
3.4	CONCLUSÕES .....	35
<b>4</b>	<b>DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EUTROFIZADOS</b> .....	<b>37</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	37
4.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	39
4.2.1	<i>Dados pluviométricos</i> .....	39
4.2.2	<i>Amostragem in situ</i> .....	39
4.2.3	<i>Procedimentos de laboratório</i> .....	40
4.2.4	<i>Processamento de dados</i> .....	41
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	42
4.3.1	<i>Avaliação do Índice de Estado Trófico (IET)</i> .....	42
4.3.2	<i>Caracterização dos tipos de CDOM</i> .....	46
4.4	CONCLUSÕES .....	51
<b>5</b>	<b>ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A E CDOM EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS USANDO SENSORIAMENTO REMOTO</b> .....	<b>53</b>
5.1	INTRODUÇÃO .....	53
5.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	54

5.2.1	<i>Aquisição de dados in situ</i> .....	54
5.2.2	<i>Aquisição e processamento das imagens orbitais</i> .....	55
5.2.3	<i>Desenvolvimento e validação de algoritmos</i> .....	57
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	58
5.4	CONCLUSÕES .....	65
6	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>67</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>69</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A região semiárida brasileira apresenta uma densa rede de reservatórios superficiais, com capacidades volumétricas tipicamente variando entre 1 a 10<sup>3</sup> hm<sup>3</sup>. Dentre esses, os pequenos (< 10 hm<sup>3</sup>) e médios (10 - 50 hm<sup>3</sup>) reservatórios prevalecem. De fato, cerca de 90% da demanda de água no estado do Ceará é fornecida por reservatórios superficiais (PETER *et al.*, 2014). No entanto, esses sistemas apresentam baixo padrão de qualidade da água, principalmente devido à eutrofização, que causa conflitos relacionados aos usos múltiplos da água e exige melhoria do gerenciamento de recursos hídricos (DE ARAÚJO, 2011).

O processo de eutrofização corresponde ao desequilíbrio ambiental em meio aquático decorrente do excesso de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) que promovem aumento na taxa de produtividade no ecossistema e redução do nível de oxigênio dissolvido (*e.g.* WETZEL, 2001; VON SPERLING, 2005; ESTEVES, MEIRELLES-PEREIRA, 2011). A entrada de nutrientes em reservatórios semiáridos advém de descargas pontuais e difusas relacionadas aos usos do solo na área da bacia de drenagem. Além da eutrofização antrópica, o processo de assoreamento constitui impacto relevante para a disponibilidade hídrica, pois os sedimentos carreados e depositados nos reservatórios superficiais apresentam grande potencial de deterioração quantitativo e qualitativo da água acumulada (DE ARAÚJO, GÜNTNER, BRONSTERT, 2006; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

As características hidro climatológicas da região semiárida brasileira aumentam a vulnerabilidade dos corpos aquáticos em relação ao processo de eutrofização: o baixo coeficiente de escoamento somado às elevadas perdas de evapotranspiração levam à redução no nível da água e, conseqüentemente, afetam o tempo de residência da água (WIEGAND, PIEDRA, DE ARAÚJO, 2016). Desse modo, o monitoramento da qualidade da água e o controle da eutrofização nos reservatórios semiáridos constitui tarefa essencial, dada à densa população que depende do abastecimento de água.

Ferramentas de sensoriamento remoto têm apresentado resultados encorajadores promovendo valioso suporte à gestão de bacias hidrográficas a partir da visão sinóptica dos ecossistemas. O monitoramento da qualidade das águas por imagens satélites surge então como uma abordagem complementar ao método tradicional (*e.g.* DEKKER & PETERS, 1993; KUTSER *et al.*, 2005; BREZONIK *et al.*, 2005; NOVO *et al.*, 2013; ZHU *et al.*, 2014; LOPES *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2016). Contudo, observa-se que a

aplicação de tais métodos em sistemas aquáticos de pequena escala é ainda pouco usual. Portanto, a validação de modelos que simulem adequadamente a magnitude e composição de constituintes opticamente ativos das águas superficiais em pequenos reservatórios favorecem a abrangência espacial e temporal do monitoramento desses sistemas hídricos sob os aspectos qualitativos.

A qualidade da água para abastecimento humano constitui um dos componentes do saneamento ambiental. Este tem por objetivo a promoção da saúde e a melhoria da qualidade de vida da população aliada à preservação ambiental. Os diversos ramos de infraestrutura de saneamento exercem impactos recíprocos, sendo necessária uma abordagem sistêmica para alcançar metas em termos de salubridade ambiental. Contudo, as políticas públicas para os setores rurais não têm sido elaboradas de forma integrada, havendo ainda longo caminho a ser percorrido em busca de arranjos ideais para o saneamento de comunidades isoladas.

Nesse sentido, esta pesquisa aborda dois eixos centrais: a vertente do esgotamento sanitário como um modelo preventivo do processo de eutrofização e o monitoramento da qualidade das águas de pequenos reservatórios semiáridos brasileiro, sendo esse último tema subdividido em duas etapas: monitoramento *in situ* e orbital da qualidade das águas superficiais. Portanto, este documento foi sistematizado em três capítulos, que correspondem a cada etapa desenvolvida.

O objetivo geral dessa pesquisa é contribuir para a gestão integrada do saneamento de bacias rurais, sob o ponto de vista do controle e monitoramento da eutrofização de pequenos reservatórios do semiárido. Os objetivos específicos contemplam:

- i. Reunir elementos para a regulamentação técnica do sistema simplificado de esgotamento sanitário Módulo Fossa Verde (MFV);
- ii. Avaliar a dinâmica da concentração da clorofila-a (Chl-a), bem como o nível de eutrofização e a caracterização da matéria orgânica degradada colorida (CDOM) a partir da absorção e declividade espectral em três pequenos reservatórios;
- iii. Desenvolver modelos para estimativa remota dos atributos Chl-a e CDOM a partir de imagens satélites multiespectrais Landsat-8 (L8) e RapidEye (RE).

As questões científicas consideradas no âmbito desta pesquisa, respectivamente aos objetivos traçados acima, são descritas abaixo.

- i. O MFV constitui um modelo factível sob o ponto de vista técnico-sanitário para replicação em comunidades difusas? Como dimensionar um MFV e qual o tempo requerido para sua manutenção?
- ii. Qual o estado trófico dos reservatórios estudados? Essa questão enfoca especialmente as concentrações de Chl-a e de CDOM;
- iii. Quais as potencialidades e limitações dos produtos multiespectrais L8 e RE, aplicados para monitorar as concentrações de Chl-a e CDOM de pequenos reservatórios?

Consoante às perguntas formuladas, esta pesquisa apresenta as seguintes hipóteses:

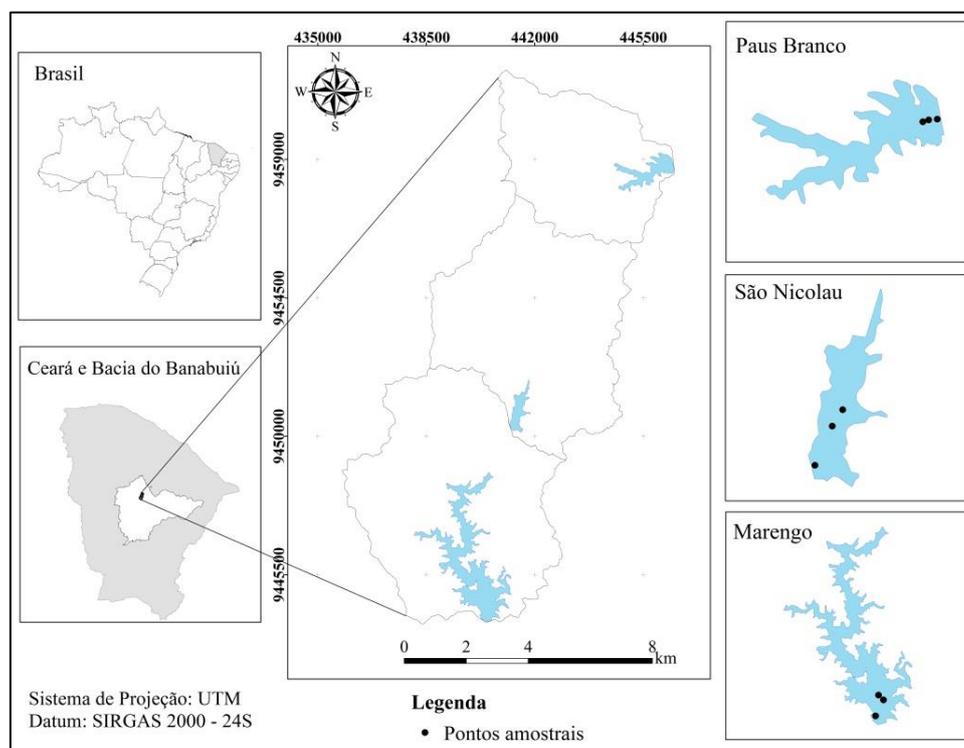
- i. O reúso de águas residuárias a partir do MFV é uma alternativa factível, válida para mitigar a precariedade do esgotamento sanitário rural no Nordeste do Brasil e das suas consequências negativas. Contudo, para que essa tecnologia alternativa se concretize como prática usual, é fundamental o acompanhamento técnico-sanitário e a sua regulamentação possibilita o avanço de uma política de reúso para o meio rural do semiárido brasileiro;
- ii. A dinâmica temporal dos níveis tróficos dos reservatórios estudados por meio do monitoramento de atributos limnológicos considerados nesta pesquisa (fósforo, transparência e clorofila-a) difere para os reservatórios em questão. De igual modo, é possível caracterizar os tipos de matéria orgânica dissolvida a partir da absorção e declividades espectrais;
- iii. Imagens L8 e RE são adequadas para a estimativa remota dos constituintes opticamente ativos Chl-a e CDOM em pequenos reservatórios semiáridos e podem monitorar sua qualidade de água.

## 2 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende o Assentamento de Reforma Agrária 25 de Maio (A25M) situado no Sertão Central do Estado do Ceará, inserido no município de Madalena, distante 210 km de Fortaleza. A localidade contempla cerca de 600 famílias, organizadas em 13 comunidades desprovidas de serviço público de saneamento básico (SILVA, GORAYEB, DE ARAÚJO 2015). O estudo também se concentra em três reservatórios: Marengo (MAR), Paus Branco (PB) e São Nicolau (SN), pertencentes à sub-bacia da Madalena (124 km<sup>2</sup>, vide Figura 1), aninhada à Bacia do rio Banabuiú.

A região apresenta clima do tipo tropical quente semiárido com escassez de água na estação seca (mais proeminente entre julho e dezembro) e alta variabilidade interanual das chuvas, sendo registrada uma seca plurianual desde 2012 (DE ARAÚJO & BRONSTERT, 2015). A precipitação pluviométrica média total é de aproximadamente 600 mm.ano<sup>-1</sup> e evaporação potencial de 2.200 mm.ano<sup>-1</sup> com variações de temperatura entre 26 a 28°C (IPECE, 2009). A respeito das condições pedológicas, o solo (sobre embasamento cristalino) é raso, com baixa permeabilidade e fertilidade limitada, e a cobertura vegetal natural é composta por caatinga arbustiva densa e floresta caducifólia espinhosa (*e.g.* MEDEIROS *et al.*, 2011).

Figura 1 - Área de estudo e pontos amostrais na Bacia de Madalena, Ceará, Brasil

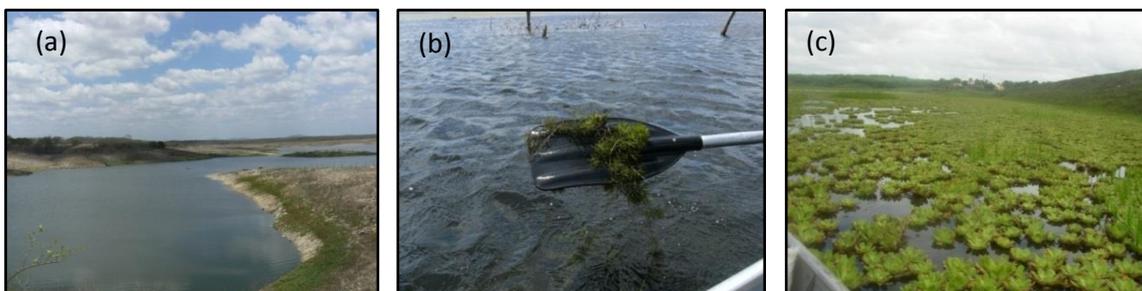


Fonte: Elaboração própria.

Os reservatórios escolhidos para esse estudo são distintos em termos de escala de tamanho e também em relação às características limnológicas. O reservatório Marengo é perene (PR) com 75,3 km<sup>2</sup> de bacia hidrográfica e uma capacidade de armazenamento máxima de 15,3 hm<sup>3</sup>, enquanto os reservatórios Paus Branco e São Nicolau são não perenes (NPR) e possuem 36,1 km<sup>2</sup> e 22,5 km<sup>2</sup> de bacia hidrográfica e capacidade máxima de armazenamento de 5,5 hm<sup>3</sup> e 0,89 hm<sup>3</sup>, respectivamente. Esses reservatórios superficiais constituem a principal fonte de suprimento hídrico para a população local, bem como para abastecimento de animais, irrigação em pequena escala e pesca.

As áreas de captação dos reservatórios em estudo estão sujeitas ao uso e cobertura de solo similar, com livre acesso de animais às bacias hidráulicas, cultivos em áreas de inundações (vazantes), uso de agroquímicos, prática de queima e solo exposto (áreas em preparação para agricultura ou pecuária). Além da precária infraestrutura sanitária, essas práticas favorecem o processo de eutrofização. Percebe-se a ausência de macrófitas no reservatório MAR, enquanto há uma densa presença de macrófitas emergentes em PB e ocorrência de espécies vegetais submersas no reservatório SN durante todo o período do estudo (**Figura 2**).

Figura 2 – (a) Ausência de macrófitas no espelho de água do açude Marengo; (b) Presença de macrófitas submersas no açude São Nicolau; (c) Densidade de macrófitas (espécies livres e enraizadas, flutuantes, livres e submersas) no açude Paus Branco



Fonte: A autora. Fevereiro 2015.

### **3 SANEAMENTO RURAL PARA REDUÇÃO DO APORTE DE NUTRIENTES AOS PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS<sup>1</sup>**

#### **3.1 Introdução**

Ações relacionadas ao saneamento rural constituem uma maneira de minimizar as emissões de cargas poluidoras, de preservar a qualidade dos recursos hídricos e de, conseqüentemente, desenvolver socioeconomicamente a região uma vez que exercem impactos recíprocos (de caráter epidemiológico e ambiental). No entanto, o setor de saneamento básico vem sendo negligenciado no Brasil, sobretudo no que se refere ao esgotamento e tratamento de esgotos. Dados apontam que apenas 7% dos domicílios rurais cearenses possuem soluções adequadas de esgotamento sanitário (IPEA, 2012).

Frente ao déficit sanitário, as soluções alternativas para o tratamento do esgoto, baseadas em sistemas simplificados encontram grande aplicabilidade e têm apresentado vantagens sobre os sistemas convencionais por conjugar baixos custos de implantação e de operação (BRASIL, 2006). A Lei 11.445/2007 e o decreto 7217/2010 estabelecem diretrizes para o saneamento básico nacional, admitem e incentivam a implantação de soluções alternativas para esgotamento sanitário em áreas isoladas (BRASIL, 2010). Nesse sentido, o MFV (também chamado de canteiro bioesséptico) vem sendo replicado como modelo de tratamento de efluente domiciliar em que prevê o aproveitamento da água e dos nutrientes provindos do esgoto para a formação de quintais produtivos.

O MFV atende aos pressupostos de uma tecnologia social (TS), pois apresenta: 1) baixo capital investido por unidade produzida; 2) simplicidade organizacional e de fácil replicação; 3) alto grau de adaptabilidade ao ambiente sociocultural; 4) valorização das práticas comunitárias; e 5) autonomia local e controle social (RODRIGUES & BARBIERI, 2008). Nessa perspectiva, a replicação do MFV torna-se uma experiência a ser valorizada tanto pela sua dimensão de processos de construção de novos paradigmas, quanto por resultados em termos de bem-estar social.

Fundamentado no processo de biorremediação vegetal, o MFV surge no âmbito da Permacultura (PAMPLONA & VENTURI, 2004; LEGAN, 2007) e apresenta-se como uma fonte alternativa de água, matéria orgânica e nutriente sendo de especial interesse para a modalidade da agricultura familiar. Portanto, para que a reutilização de águas residuárias por meio dessa tecnologia social se concretize como prática usual é

---

<sup>1</sup> Capítulo aprovado como artigo científico na Revista Engenharia Sanitária Ambiental: COELHO, C. F.; ARAÚJO, J. C. de; REINHARDT, H. Fossa verde como instrumento de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. Engenharia Sanitária e Ambiental. *No Prelo*.

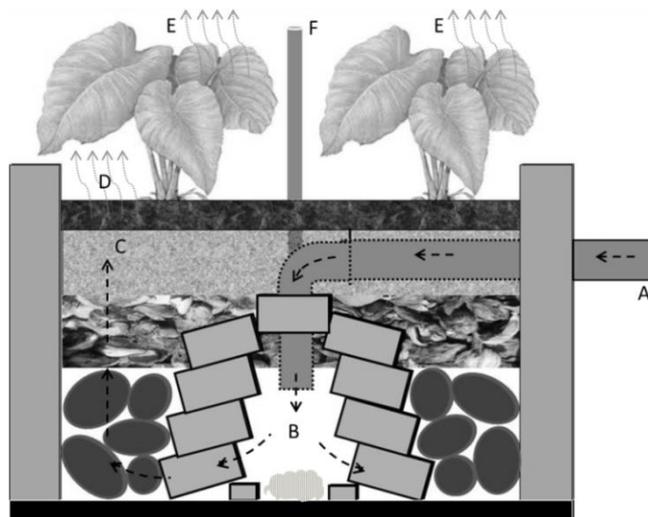
fundamental o acompanhamento técnico-sanitário para evitar riscos à saúde pública. Desse modo, o presente estudo tem por escopo a avaliação do MFV com vistas à sua regulamentação técnica, o que possibilita o avanço de uma política de reúso para o meio rural do semiárido brasileiro.

### 3.2 Material e Métodos

#### 3.2.1 Módulo de Fossa Verde e Projeto de intervenção

O MFV consiste na construção de uma vala de alvenaria impermeabilizada, com dimensões variáveis, apresentando uma estrutura interna em forma de câmara, onde ocorre a deposição do lodo. Essa câmara é construída com tijolos furados por onde o esgoto é direcionado e em seguida passa a escoar para a parte externa dessa estrutura, preenchida por camadas de materiais porosos que servem como filtro, tais como entulho, casca de coco e material terroso, onde são cultivadas as plantas (**Figura 3**). Para que ocorra a drenagem, os furos dos tijolos ficam inclinados em um ângulo de aproximadamente 30°.

Figura 3 - Desenho esquemático da Fossa Verde (seção transversal) incluindo setas indicativas do fluxo do esgoto dentro da estrutura séptica. (A) PVC 100 mm para entrada de esgoto, (B) Câmara para digestão anaeróbia e deposição do lodo, (C) camada de substrato fertirrigado, (D) Evaporação, (E) Transpiração, (F) PVC 25 mm (válvula para liberação dos gases)



Fonte: Arquivos HIDROSED (2012).

O processo anaeróbio que ocorre na câmara, associado ao canteiro biossético, decompõe a matéria orgânica proveniente do dejetos domiciliares em conjunto com a ação de microrganismos aeróbios na zona das raízes das plantas, ao passo que a água é evapotranspirada (PAMPLONA, VENTURINI, 2004; GABIALTI, 2009). O custo de

construção desse sistema alternativo é reduzido, sua operação e manutenção são simples e condizentes com a realidade das populações rurais.

O trabalho foi desenvolvido no âmbito da pesquisa-intervenção intitulada “Biorremediação vegetal do esgoto domiciliar em comunidades rurais do semiárido: água limpa, saúde e terra fértil”, aprovada pelo Conselho de Ética Profissional da Universidade Federal do Ceará (COMPEPE nº 69/10). Dentre as propostas do modelo participativo de saneamento rural nesse projeto, o MFV apresentou-se como a proposta mais emblemática dentre as sugestões ecologicamente sustentáveis para enfrentar a problemática da destinação adequada dos dejetos domiciliares em áreas rurais. Esse sistema alternativo tem sido replicado como uma das principais tecnologias sociais no semiárido (Figura 4).

Figura 4 - Módulo Fossa Verde construído em Fevereiro de 2010 em funcionamento na Comunidade Paus Ferro, Assentamento 25 de Maio, Madalena - CE

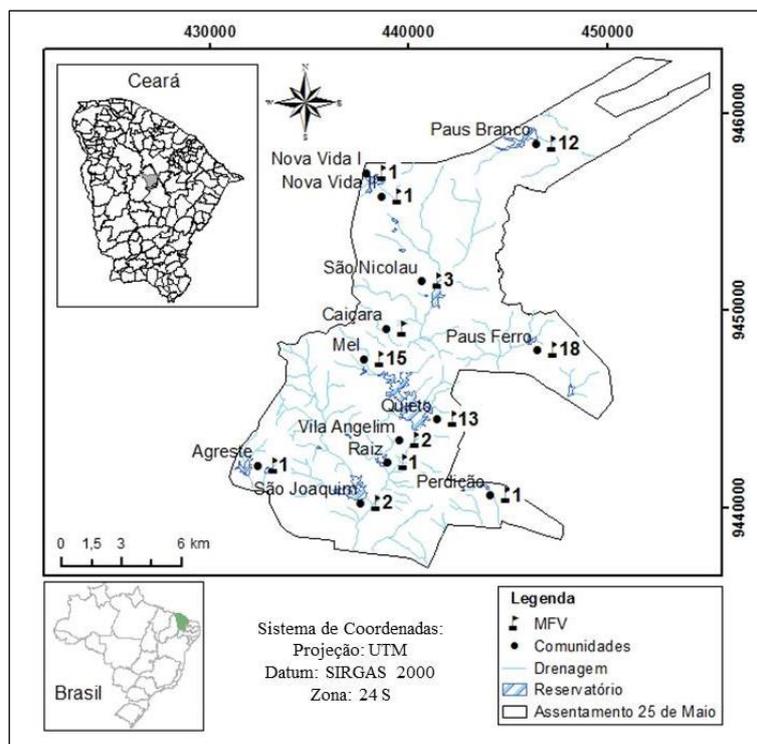


Fonte: Arquivos HIDROSED. Agosto 2017.

No período entre fevereiro de 2011 e fevereiro de 2013 foram construídos 70 módulos Fossa Verde nas escalas padrão ( $2 \times 1,5 \times 1 \text{ m}^3$ ) e grande ( $3 \times 2 \times 1 \text{ m}^3$ ), com capacidades volumétrica útil estimada em 210 L e 420 L, respectivamente. O processo construtivo dessas fossas foi baseado no modelo dos sistemas desenvolvidos em Icapuí, Ceará (SOARES, 2009) e distribuídos conforme indica a **Figura 5**. A medida padrão foi prevista para uma casa familiar média, com cinco pessoas; e a escala grande foi adotada para os sistemas com maior demanda de efluente domiciliar, como escolas e postos de

saúde. No entanto, esse dimensionamento não se apresentou adequado em todas as situações, conforme avaliação preliminar conduzida por Pinheiro (2011) e Wiegand *et al.* (2011).

Figura 5 - Distribuição dos Módulos de Fossa Verde nas 13 agrovilas integrantes do Assentamento 25 de Maio



Fonte: Elaboração própria.

Quanto ao tipo de plantio nos canteiros, as famílias beneficiárias foram aconselhadas a não cultivar hortaliças ou espécies de ramos rastejantes, conforme recomendação da NBR 13969 (ABNT, 1997), sendo a bananeira o cultivo mais indicado devido às suas necessidades hídricas elevadas. As etapas avaliativas no âmbito do projeto-intervenção foram desenvolvidas em espaços temporais distintos e constam descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Etapas avaliativas dos Módulos de Fossa Verde (MFV)

Atividade	Período
Processo construtivo	Fev. 2011 – Fev. 2013
Avaliação da qualidade sanitária dos vegetais cultivados (amostragem e análise laboratorial)	Fev. 2012
Estimativa do consumo hídrico (qA)	Set. 2011 – Julho 2012
Estimativa da produção de esgoto (qE)	Set. 2011 – Fev. 2012
Experimento com a fossa controle	Nov. 2012
Desmonte dos módulos para amostragem e análise do lodo	Fev. 2014

Fonte: Elaboração própria.

### 3.2.2 Avaliação da qualidade sanitária dos vegetais cultivados no MFV

As amostras foram coletadas nas fossas operacionais, ou seja, naquelas que estavam em funcionamento e, simultaneamente, produzindo vegetais. Os tipos de vegetal analisados foram àqueles cultivados na época da pesquisa. Amostras de tomate (*Solanum esculentum*; n= 5) pimenta-de-cheiro (*Capsicum chinense*; n=3), banana (*Musa sp.*, n= 6) e folha de malvarisco (*Plectranthus amboinicus L.*; n= 6) foram coletadas em fevereiro de 2012, em canteiros biosséticos de unidades residenciais do A25M e transportadas em caixa térmica contendo gelo, até o Laboratório de Microbiologia de Alimentos do Departamento de Tecnologia de Alimentos da UFC<sup>2</sup>, onde os ensaios microbiológicos foram realizados. As espécies vegetais amostradas foram escolhidas com o auxílio das famílias beneficiárias visto que o projeto foi desenvolvido em cooperação com a comunidade rural.

O teste de qualidade sanitária dos vegetais compreendeu a contagem de coliformes termotolerantes e a investigação de *Salmonella sp.* em 25g de cada amostra. O procedimento de coleta, preparo e análise das amostras foi realizado conforme especificações descritas por APHA (2001). Os valores de referência foram baseados nos padrões microbiológicos sanitários para alimentos estabelecidos pela Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) Nº 12, de 02 de janeiro de 2001, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2001).

### 3.2.3 Proposta de dimensionamento do MFV e parametrização

O dimensionamento do MFV fundamenta-se na relação dos fluxos médios de água que entram e que saem do sistema, definidos no volume sistêmico, durante um intervalo de tempo. Nesse sentido, essa proposta considera as seguintes variáveis: consumo de água *per capita*, número de habitantes por domicílio, coeficiente de retorno, evapotranspiração da espécie vegetal cultivada no canteiro e uso consuntivo da cultura, conforme expressa a Equação 1. O método para determinação dos valores usados em cada termo dessa fórmula encontra-se detalhado adiante.

$$A = \frac{q \cdot N \cdot C_r}{(ET_c + U_c)} \quad (1)$$

Na Equação 1, A= Área superficial do tanque (m<sup>2</sup>); q = Consumo de água *per capita* (m<sup>3</sup>.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>); N = Número de habitantes do domicílio (hab); C<sub>r</sub> = Coeficiente de

<sup>2</sup> Laboratório possui certificação nacional emitida pelo PEP/SENAI (Programa de Ensaio de Proficiência/ Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial).

retorno (-);  $ET_C$  = Evapotranspiração da cultura ( $m.dia^{-1}$ ); e  $U_C$  = Uso consuntivo da cultura ( $m.dia^{-1}$ ).

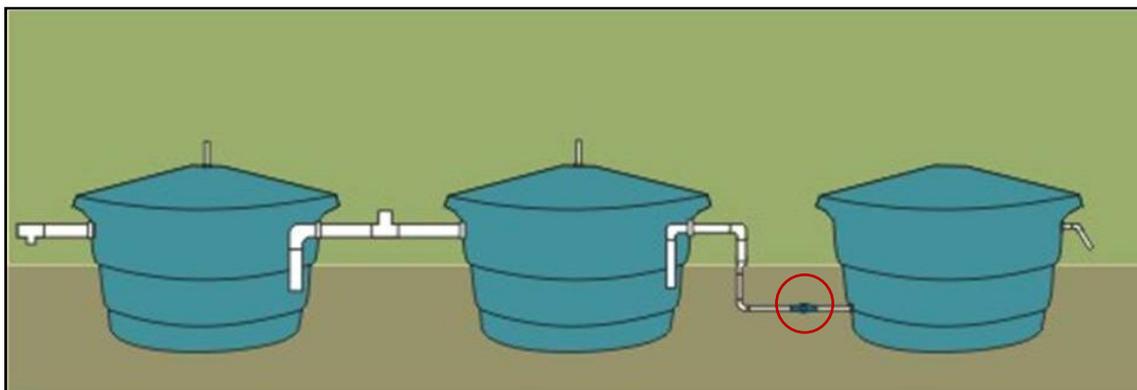
Visto que o consumo de água *per capita* varia conforme a disponibilidade e acesso à água, a demanda doméstica foi estimada em duas situações distintas: 1) para residências que possuem sistema de abastecimento de água por rede de distribuição; e 2) para domicílios desprovidos desse serviço e que, portanto, utilizam a água por meio de baldes. Neste estudo de caso, foram selecionadas duas residências, R1 (situada em comunidade com acesso à água encanada) e R2 (casa sem rede de distribuição de água). Ambas as casas apresentavam número semelhante de moradores. Essa etapa da pesquisa teve como objetivo a estimativa da produção de esgoto ( $q_E$ ), o consumo de água ( $q_A$ ) e, conseqüentemente, o coeficiente de retorno ( $C_r$ ), como apresentado na Equação 2.

$$C_r = q_E/q_A \quad (2)$$

O consumo de água em R1 foi medido a partir das leituras do hidrômetro da residência e a consistência dessa informação foi avaliada com base nas faturas emitidas mensalmente pelo serviço de abastecimento de água local. Essa etapa ocorreu no período de setembro de 2011 a julho de 2012. Considerando-se que na residência R2 não havia abastecimento de água e que seu uso era feito através de baldes, não foi possível instalar hidrômetros e também não havia medições anteriores. Assim, a estimativa do volume hídrico em R2 foi obtida por meio de abordagem etnográfica com base na observação participante (ANGROSINO, 2009; MINAYO, 2011).

Para a estimativa do volume de esgoto produzido ( $q_E$ ) foi instalado um conjunto de três módulos de esgoto, ligados por uma tubulação continuamente afogada, na qual havia um hidrômetro para registro das vazões (Figura 6). Observa-se que esse experimento foi baseado no modelo de sistemas biodigestores padronizado pela EMBRAPA (NOVAES *et al.*, 2002) e recebeu todo o esgoto produzidos nas residências em que foi implantado, além disso, não foi adicionado esterco bovino no primeiro tanque. Esse procedimento difere das recomendações da EMBRAPA, porém atendeu satisfatoriamente aos objetivos dessa pesquisa. As fossas adaptadas da EMBRAPA foram instaladas nas casas R1 e R2 citadas anteriormente, Ambas eram desprovidas de qualquer sistema de esgotamento sanitário e apresentaram declividade do terreno adequada para a implantação do sistema, Essa etapa da pesquisa teve duração de cinco meses e ocorreu entre setembro de 2011 e fevereiro de 2012.

Figura 6 - Desenho esquemático com medidor volumétrico acoplado (destaque em vermelho) ao modelo de fossa séptica EMBRAPA



Fonte: Arquivos HIDROSED (2012).

Para o cálculo da evapotranspiração da cultura ( $ET_C$ ) foi utilizado um canteiro controle ( $2 \times 1,5 \times 1 \text{ m}^3$ ) construído na comunidade Quieto). Nesse canteiro foram cultivadas quatro mudas de bananeira (*Musa spp.*) com entrada de água ocorrendo de forma similar ao MFV e a diferença entre ambos os sistemas é que enquanto o primeiro é alimentado com água bruta, o segundo recebe efluente. As regas às mudas de bananeira foram realizadas sempre no mesmo horário (07h30min). Essa etapa da pesquisa ocorreu em novembro de 2012 durante 20 dias consecutivos. O tempo total do preenchimento do sistema foi cronometrado até que a área superficial do canteiro aparecesse úmida. A vazão da mangueira foi obtida por meio da relação volume *versus* tempo de preenchimento.

O volume de água necessária para o preenchimento do canteiro-controle foi obtida por meio do produto da vazão da mangueira pelo tempo necessário para o preenchimento na fossa. A evapotranspiração real da bananeira foi obtida por meio da Equação 3 (BERNARDO, SOARES, MANTOVANI, 2006; SILVA & BEZERRA, 2009):

$$ET_C = ET_0 \cdot K_C \quad (3)$$

Na Equação 3,  $ET_C$  = Evapotranspiração real da cultura ( $\text{mm.dia}^{-1}$ );  $ET_0$  = Evapotranspiração potencial de referência ( $\text{mm.dia}^{-1}$ );  $K_c$  = coeficiente da cultura (-), admitido igual a 0,9 conforme avaliado por Silva & Bezerra (2009) para a mesma cultura em Pentecoste, CE.

A evapotranspiração potencial de referência ( $ET_0$ ) foi calculada pelo método de *Penman-Monteith* (ALLEN, 1998) utilizando-se dados meteorológicos da estação Pedra Branca - CE, a mais próxima da área do experimento. Os dados de precipitação,

temperatura do ar, umidade relativa do ar, radiação solar e velocidade do vento são da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME.

### 3.2.4 Taxa de acumulação de lodo e tempo de manutenção do MFV

A estimativa do lodo total acumulado no interior da pirâmide (câmara de digestão) do MFV foi obtida usando o Método Gravimétrico modificado para lodos e sedimentos padronizado pela NBR 10664 (ABNT, 1989). As amostras do lodo foram coletadas em fevereiro de 2014 oriundas de quatro MFV, desmontados para esse fim. Dentre os módulos selecionados, dois possuem escala considerada padrão (3m<sup>2</sup>) e dois contemplam o tamanho maior (6m<sup>2</sup>), todos foram construídos em julho de 2010 e estiveram em pleno funcionamento durante período entre 38 e 44 meses. Após o esgotamento, as camadas (inerte e não-inerte, e mudas de plantas) foram repostas e o material lodoso retirado dos módulos desmontados foi submetido à desidratação para posterior utilização como fertilizante em outras áreas agrícolas.

O tempo de manutenção, isto é, o tempo necessário para a remoção do lodo digerido armazenado no sistema, considera que a taxa de acumulação de massa seca de lodo cresce exponencialmente no tempo. Na Equação 4,  $\alpha$  e  $\beta$  são parâmetros calibrados com base nos experimentos *in situ*; Pop é a população residente e MS é a massa seca acumulada ao longo do tempo t. O tempo de manutenção (T) corresponde ao tempo t para o qual a massa seca (MS) é igual à massa total que pode ser acumulada na câmara de digestão (MSc). Na Equação 5, Vc é o volume de acumulação da câmara; e  $\rho$  é a massa específica do lodo, avaliada experimentalmente.

$$MS = \left[ \left( \frac{\alpha}{\beta} \right) * e^{(\beta * t)} - 1 \right] * Pop \quad (4)$$

$$MSc = Vc * \rho \quad (5)$$

## 3.3 Resultados e discussão

### 3.3.1 Avaliação da qualidade sanitária dos vegetais cultivados no MFV

Os resultados das análises microbiológicas das amostras dos vegetais cultivados nos canteiros biossépticos do Assentamento 25 de Maio encontram-se na **Tabela 2**. As amostras avaliadas apresentaram valores inferiores a 10 Unidades Formadoras de Colônia por grama (UFC.g<sup>-1</sup>) para o grupo de coliformes termotolerantes (também denominados coliformes a 45°C) e foi constatada a ausência de *Salmonella* sp., comprovando que as condições higiênico-sanitárias dos produtos atendem aos padrões

da Resolução RDC Nº 12 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2001), e portanto, são satisfatórias para o consumo humano.

Tabela 2 - Análise microbiológica das amostras dos vegetais cultivados nos MFV construídos no A25M em Madalena, CE; [n = 20]

Amostra vegetal [n = 20]	Coliformes a 45°C (UFC. g <sup>-1</sup> )		<i>Salmonella</i> sp. / 25g	
	Resultado	Referência	Resultado	Referência
Tomate ( <i>Solanum esculentum</i> ) [5]	< 10	2 x 10 <sup>3</sup>	Ausência	Ausência
Banana ( <i>Musa</i> sp.) [6]	< 10	2 x 10 <sup>3</sup>	Ausência	Ausência
Malvarisco ( <i>Plectranthus amboinicus</i> ) [6]	< 10	1 x 10 <sup>2</sup>	Ausência	Ausência
Pimenta ( <i>Capsicum chinense</i> ) [3]	< 10	1 x 10 <sup>2</sup>	Ausência	Ausência

Fonte: Elaboração própria. Valores de referências baseados na Resolução RDC Nº 12 (BRASIL, 2001).

Souza e Astoni (2010) encontraram resultados semelhantes para a qualidade sanitária do tomateiro a partir da fertirrigação por gotejamento com água residuária da suinocultura após filtragem. Feitosa *et al.* (2009) analisaram as características microbiológicas de melancia (*Citrullus lanatus*) produzida com reuso de água de esgoto doméstico tratado (proveniente de uma Estação de Tratamento de Esgoto – ETE) e os resultados apontaram número inferior a 3 NMP.g<sup>-1</sup> (Número Mais Provável por grama) para coliformes a 45°C e a ausência de *salmonella* sp. nas amostras analisadas, tanto para os sistemas de irrigação pelo método de gotejamento quanto para a fertirrigação por sulco.

A contaminação de produtos vegetais por organismos patogênicos é considerada uma preocupação central quando se trata de reuso de efluente na irrigação e o método de irrigação pode interferir no potencial contaminante da cultura. Armon *et al.* (1994) compararam várias técnicas de fertirrigação com efluente e concluíram que o sistema de gotejamento proporciona o menor índice de contaminação do produto vegetal por conta do reduzido contato entre o efluente e o vegetal cultivado. A técnica de irrigação no MFV é sub-superficial e o tratamento do efluente baseia-se na capacidade depuradora do sistema solo-planta associada aos mecanismos físicos, químicos e biológicos na biorremediação dos poluentes contidos no efluente doméstico. Portanto, sem contato direto entre o efluente e as espécies vegetais cultivadas.

Os agentes patogênicos mais frequentemente transmitidos por meio da ingestão de alimentos contaminados incluem *Escherichia coli* (pertencente ao grupo de coliformes termotolerantes) e *Salmonella* spp., ambas são bactérias entéricas associadas a gastroenterites. Todavia, tais microrganismos também podem ser veiculados pela água, Sobre essa questão, Mara (2011) defende que o uso de esgoto tratado na irrigação de

culturas constitui uma preocupação de saúde pública somente se acrescentar risco pelo qual as populações já são expostas por conta da qualidade da água consumida.

### 3.3.2 Proposta de dimensionamento do MFV e parametrização

O consumo de água *per capita* ( $q_A$ ) encontrado para R1 (residência com sistema interligado à rede de abastecimento) foi de  $50,3 \text{ L.hab.dia}^{-1}$  (**Tabela 3**) enquanto que R2 (casa desprovida de ligação de água) apresentou  $q_A = 34,0 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Sabe-se que o consumo hídrico pode variar de acordo com o nível socioeconômico da população, hábitos culturais, clima e, sobretudo, com a disponibilidade e acesso à água. Os resultados encontrados neste estudo estão de acordo com os valores de consumo de água médio *per capita* estimados para população desprovida de ligações domiciliares, que é em torno de 30 a  $50 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (BRASIL, 2006; BRASIL, 2012).

Tabela 3 - Consumo hídrico na residência servida de água encanada (R1) entre setembro de 2011 e julho de 2012 no Assentamento 25 de Maio em Madalena, CE

Mês de referência	Consumo total ( $\text{m}^3$ )	Número de dias	Número de habitantes (média mensal)	Consumo <i>per capita</i> ( $\text{L, hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )
Set. 2011	7,63	30	7,0	36,3
Out. 2011	7,78	31	7,0	35,9
Nov. 2011	7,86	30	5,0	52,4
Dez. 2011	11,94	31	8,0	48,1
Jan. 2012	8,06	31	5,5	47,3
Fev. 2012	7,83	29	5,5	49,1
Mar. 2012	7,98	31	5,0	51,5
Abr. 2012	7,00	30	4,0	58,3
Mai. 2012	7,30	31	4,0	58,9
Jun. 2012	7,11	30	4,0	59,3
Jul. 2012	7,00	31	4,0	56,5

Fonte: Elaboração própria.

Levantamento adicional realizado em 20% das residências do A25M com padrão similar de acesso e disponibilidade hídrica à R1 apontou  $q_A = 108,0 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Entretanto, as informações obtidas por meio da observação participante indicam que o menor consumo hídrico em R1 está relacionado às formas de uso da água: apesar de ter água disponível nas torneiras, os moradores dessa residência a utilizam com auxílio de baldes, o que diminui o consumo hídrico, gerando demanda reprimida. Para R2, algumas práticas são semelhantes às que ocorrem em R1 como, por exemplo, o aproveitamento da água servida na irrigação de plantas do quintal e o não uso do vaso sanitário para as necessidades fisiológicas. Observa-se que o acesso restrito à água tem uma centralidade para a região semiárida e influencia o modo de vida da sua população.

No tocante à produção de esgoto ( $q_E$ ), os valores encontrados equivalem a 13,1 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para R1 e a 1,2 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para R2. Tais resultados confirmam a inferência de que a produção de esgoto é função direta da quantidade de água consumida (*e.g.* BENETTI & BIDONE, 1993). O sistema biossético aplicado para a mensuração contínua de esgotos obteve êxito limitado. Se por um lado foi possível medir a vazão de esgotos de modo automático durante várias semanas, por outro lado, os tanques apresentaram mau odor, entupimento na tubulação afogada e extravasamento de efluente pelas bordas do tanque de PVC.

Adotando os valores encontrados nesta pesquisa, o coeficiente de retorno ( $C_r$ ) equivale a 26% para a casa interligada à rede de distribuição de água (R1) e a 3% para a casa desprovida de serviço de abastecimento de água em rede (R2). Os resultados de  $C_r$  verificados nesta pesquisa estão aquém do valor usualmente aplicado para sistemas urbanos, em que  $C_r = 80\%$  (ABNT, 1993; BENETTI, BIDONE, 1993; BRASIL, 2006) e a diferença significativa entre tais valores corresponde a um conjunto de fatores como a disponibilidade e acesso à água, hábitos culturais dos moradores e clima local. Ressalta-se que esta pesquisa foi desenvolvida no período de estiagem (em ano seco) e possivelmente  $C_r$  apresentaria variações entre períodos seco e úmido.

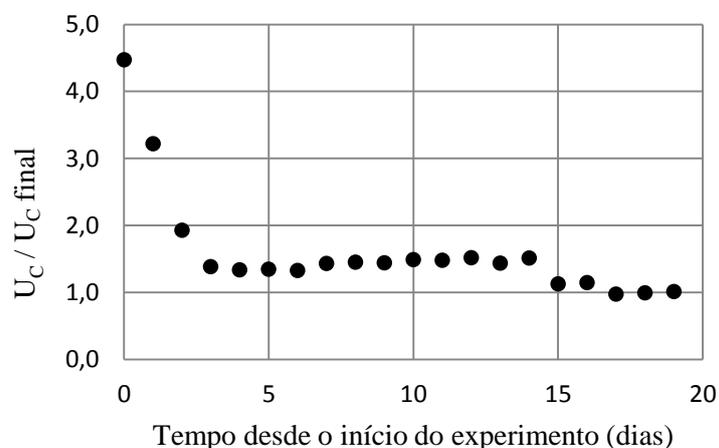
Horochoski, Wiecheteck e Vaz (2011) calcularam  $C_r$  para a área periurbana de Ponta Grossa (PR) e encontraram o valor de 60%. Nesse estudo, o  $C_r$  foi obtido por meio de dados de vazão de esgoto monitorados por medidor eletromagnético acoplado a uma calha Parshall em uma estação de tratamento de esgotos. O consumo de água *per capita* foi fornecido pela Companhia de Saneamento do Paraná. Souza *et al.* (2005) descrevem limitações para o  $C_r$  estimado para Campo Grande (MS). Esses autores utilizaram medidores de vazão de conduto livre instalados em pontos da rede coletora de esgoto e informações de consumo de água obtidas junto à concessionária responsável pelos serviços de saneamento da região. Devido às dificuldades operacionais com os equipamentos utilizados, a coleta de dados nessa pesquisa teve duração máxima de quinze dias e o resultado sugere valores de  $C_r$  intermediários entre 71% e 85%.

Conforme observado por Souza *et al.* (2005) e por Horochoski, Wiecheteck e Vaz (2011), parte do volume de água das unidades consumidoras não chega até os sistemas coletores de esgoto devido a perdas por evaporação, infiltração ou escoamento superficial, dependendo da natureza do consumo. Nesse sentido, a irrigação das plantas com mangueira em R1, além de outros fatores como o número de banhos por pessoa por dia e a utilização do vaso sanitário em R1 e R2 influenciaram o valor de  $C_r$  para cada

situação. Apesar do número aproximado de moradores entre R1 e R2, essas casas apresentaram transeuntes durante o período da pesquisa, como a presença dos filhos que residem nas circunvizinhanças e frequentam a casas dos pais nos horários das refeições. Entretanto, esse fato não mascara os resultados encontrados para o  $C_r$ , pois a convivência com os agregados confere uma característica comum nas áreas de reforma agrária devido à conformação familiar (*e.g.* HEREDIA *et al.* 2005).

A respeito do uso consuntivo cultura ( $U_C$ ), o resultado encontrado a partir do experimento com a fossa controle indicou que o valor efetivo somente estabilizou após cerca de duas semanas do início do experimento, como indicado na **Figura 7**. Observa-se que o volume demandado de água nos primeiros dias chegou a ser 4,5 vezes o valor efetivo (final) do uso consuntivo. Esse longo período se deve, possivelmente, ao umedecimento inicial das paredes do tanque. O lento fluxo de água no preenchimento dos poros do material (inerte e poroso) que compõe a estrutura interna do MFV, além do calor excessivo nas paredes do módulo, também explica a operação transiente no sistema até o seu 15º dia de funcionamento.

Figura 7 - Relação entre a razão do uso consuntivo ( $U_C$ ) por seu valor final ( $U_C$  final) e o tempo do experimento em um canteiro controle no A25M (Madalena – CE)



Fonte: Elaboração própria.

A  $ET_C$  da banana (*Musa sp.*) calculada para o canteiro controle foi de 5,1 mm.dia<sup>-1</sup>. Esse valor aproxima-se do resultado encontrado por Silva e Bezerra (2009) em experimento desenvolvido em Pentecoste (CE), para  $ET_C$  de 5,8 mm.dia<sup>-1</sup> para a cultivar Pacovan e 4,8 mm.dia<sup>-1</sup> para a cultivar Prata Anã. De modo geral, as culturas de mamão e pimentão são algumas espécies que apresentam consumo médio inferior ao da bananeira. Montenegro, Bezerra e Lima (2004) avaliaram a  $ET_C$  do mamoeiro em aproximadamente 3,5 mm.dia<sup>-1</sup> para a litoral cearense. Albuquerque *et al.* (2012)

verificaram valor inferior a  $2 \text{ mm.dia}^{-1}$  para a  $ET_C$  do pimentão fertirrigado em Recife (PE). Por outro lado, o algodoeiro consome elevadas quantidades de água quando comparado às culturas mencionadas acima. Segundo estudo desenvolvido por Bezerra et al. (2012), o ciclo do algodoeiro na região semiárida da Bahia consome em média  $6 \text{ mm.dia}^{-1}$ . Nesse sentido, sob o aspecto da  $ET_C$ , a bananeira e o algodoeiro apresentam-se interessantes para cultivo no MFV.

Estima-se que uma parte não desprezível do uso consuntivo esteja no tecido vegetal, pois a bananeira apresenta necessidade hídrica elevada, sobretudo na fase inicial de desenvolvimento (BORGES & SOUZA, 2004). Outro aspecto importante diz respeito ao produto utilizado no experimento, pois a irrigação com água ao invés do esgoto pode ter influenciado no volume retido no canteiro, proporcionando valores superestimados. As partículas sólidas presentes no efluente preenchem os vazios no canteiro, comprometendo o volume disponível para o recebimento de mais esgoto. Contudo, esse experimento atendeu ao objetivo proposto para estimativa de  $ET_C$  e uso consuntivo hídrico, dado essencial para aplicação do dimensionamento do MFV buscando o aproveitamento mais eficiente da água provinda do esgoto doméstico.

O dimensionamento do MFV proposto por Pinheiro (2011) é de  $67 \text{ m}^2$  para casas interligadas à rede de distribuição de água e de  $27 \text{ m}^2$  para domicílios desprovidos de água canalizada. Tais medidas foram baseadas no consumo médio de água de  $100 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e  $40 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , de acordo com a situação de abastecimento de água na residência; número médio de cinco habitantes por unidade domiciliar, coeficiente de retorno de 80% e taxa de evapotranspiração de  $6 \text{ mm.dia}^{-1}$ . Entretanto, levando em consideração as medidas de coeficiente de retorno coerentes com cada situação analisada e uso consuntivo da cultura da banana (*Musa* sp.), espécie mais utilizada nos canteiros biosséticos implantados na área de estudo, pressupõem dimensões mais adequadas para o MFV.

Publicações sobre Permacultura recomendam área de  $2 \text{ m}^2$  por pessoa, considerando apenas efluentes provindos do sanitário (e.g. PAMPLONA, VENTURINI, 2004). Legan (2007) propõe a construção de dois tanques em paralelo ( $1 \times 1 \times 4 \text{ m}^3$  cada), para uma família de cinco pessoas a serem utilizados de forma alternada, de modo a evitar o extravasamento do efluente quando excesso de carga. Todavia, o método aplicado para tais determinações não são detalhados. Aplicando uma série de estimativas. Galbiati (2009) sugere 12 a  $16 \text{ m}^2$  para o dimensionamento de tanques de

evapotranspiração implantados em área periurbana de Campo Grande (MS), considerando uma casa com família média (de 4 a 5 pessoas).

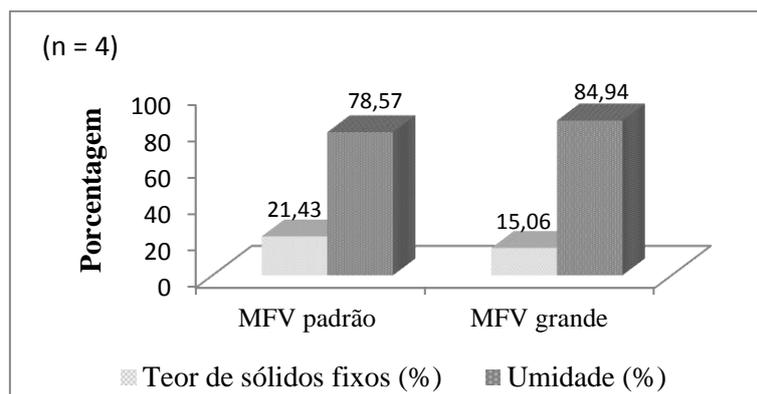
Assim como Pamplona e Venturini (2004), as medidas propostas por Gabialti (2009) e Legan (2007) são recomendadas para canteiros com aporte de efluentes provindos apenas do sanitário. Gabialti (2009) e Pinheiro (2011) indicam a implantação de um sumidouro acoplado ao sistema para evitar o extravasamento em caso de sobrecarga de efluentes. Essa medida pode ser adotada como uma forma de precaução. Todavia, destaca-se a importância das espécies vegetais cultivadas no MFV, pois a ausência de plantas inviabiliza o desempenho satisfatório do sistema.

Em consonância com Pinheiro (2011), a profundidade de 1,0 m para o MFV apresenta-se razoável em virtude da presença de afloramentos rochosos e pequena espessura do solo, característicos da formação geológica predominante no Nordeste brasileiro. A altura de 1,0 m é factível também para o uso consuntivo pela planta, pois a maior profundidade do canteiro pode interferir na disponibilidade de água para absorção pelas raízes das plantas.

### 3.3.3 Taxa de acumulação de lodo e tempo de manutenção do MFV

Os resultados de resíduo fixo proveniente dos módulos desmontados apresentaram consistência de lodo fluido conforme a relação entre o teor de sólidos e de umidade (VON SPERLING & GONÇALVES, 2001), vide **Figura 8**.

Figura 8 - Teor de sólidos fixos e umidade no lodo digerido nos canteiros avaliados



Fonte: Elaboração própria.

Quanto ao tempo de manutenção requerido, o sistema em questão apresenta baixa demanda, sendo necessária a remoção do lodo da câmara de digestão a cada cinco anos e três meses, em média. A **Tabela 4** abaixo mostra a descrição para cada MFV desmontado nessa etapa da pesquisa.

Tabela 4 - Características dos Módulos de Fossa verde, taxa de acumulação de lodo e tempo requerido para manutenção dos sistemas avaliados (n=4)

Descrição	MFV 1	MFV 2	MFV 3	MFV 4
Tamanho	Padrão	Padrão	Grande	Grande
Tempo de funcionamento (meses)	44	44	44	38
Volume útil máximo (L)	210	210	420	420
Massa seca máxima (Kg)	82,7	82,7	124	124
População (Nº de habitantes)	4	2	13	10
Tempo para manutenção (anos)	5,2	5,6	4,8	5,0

MFV Padrão corresponde a 2 x 1,5 x 1 m<sup>3</sup>; MFV Grande corresponde a 3 x 2 x 1 m<sup>3</sup>.

Fonte: Elaboração própria.

O lodo da câmara de digestão dos sistemas desmontados apresentou consistência fluida devido ao tempo em que foram abertos. Com a manutenção no tempo estimado (cinco anos e três meses), além de permitir a eficiência necessária à vazão de esgoto gerada pela população atendida por esse sistema, o lodo produzido estará em condições estáveis e poderá ser aplicado na cultura como fertilizante após processo de desidratação (BRASIL, 2007).

### 3.4 Conclusões

O sistema fossa verde representa uma tecnologia social baseada no saneamento ecológico, portanto, valoriza os recursos naturais, considerando o contexto cultural e as forças produtivas disponíveis. Neste estudo foram apresentados elementos para a regulamentação técnica do MFV a fim de subsidiar a criação de uma política de reúso para o meio rural do semiárido brasileiro. Os aspectos técnico-sanitários imprescindíveis para regulamentação da fossa verde incluem a qualidade sanitária dos vegetais, o dimensionamento e a estimativa de vida útil do sistema.

A análise microbiológica dos vegetais comestíveis - e até mesmo da folha de malvarisco, que é processada em fervura e consumida em forma de chá - indica que os produtos cultivados no MFV estão aptos ao consumo e que a segurança da qualidade sanitária desses vegetais depende de cuidados com a manipulação dos vegetais e com as práticas higiênicas das famílias beneficiárias para evitar a ocorrência da contaminação cruzada no alimento. Esse resultado constitui um elemento importante para a replicação segura da tecnologia alternativa representada pelo MFV.

O coeficiente de retorno esgoto/água, dado até então parcialmente conhecido para áreas urbanas, foi estimado a partir de técnicas das Engenharias combinada às

metodologias voltadas aos estudos das sociedades humanas (entrevista qualitativa, observação participante). Os resultados indicam que o  $C_R$  usual de 80% não condiz com a realidade das comunidades rurais do semiárido brasileiro, que variaram de 3% a 26%. Os coeficientes são maiores à medida que cresce o consumo de água nas residências. Os módulos de fossa verde podem ser dimensionados em função de seu balanço hídrico, como apresentado neste trabalho, e demandam pouca manutenção, sendo necessária a limpeza do sistema a cada cinco anos e três meses, em média.

## 4 DINÂMICA DE ATRIBUTOS LIMNOLÓGICOS EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EUTROFIZADOS

### 4.1 Introdução

O processo de eutrofização antrópica corresponde ao desequilíbrio ambiental em meio aquático decorrente da entrada excessiva de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio (WETZEL, 2001; VON SPERLING, 2005; ESTEVES, MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Considerado um problema ambiental em escala global, o processo de eutrofização é agravado em regiões semiáridas devido às condições hidro climáticas intrínsecas ao ambiente. As elevadas taxas de evaporação refletem no tempo de residência da água e dos nutrientes presentes nos reservatórios superficiais, implicando em prejuízos aos usos múltiplos da água (*e.g.* WIEGAND *et al.*, 2016).

Os índices de estado trófico permitem o agrupamento de dados a partir de uma visão sobre como a disponibilidade de nutrientes, luz e outros fatores estimulam a proliferação da biomassa algal e afetam a qualidade da água. O Índice de Estado Trófico (IET) foi proposto inicialmente para regiões temperadas (CARLSON, 1977). Posteriormente, a classificação do estado trófico foi ajustada para lagos de climas tropicais (TOLEDO Jr., 1990; SALAS & MARTINO, 1991). Alguns autores vêm aplicando o IET em reservatórios semiáridos tropicais com resultados satisfatórios (CHAVES *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014; WIEGAND *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2017). O pigmento fotossintético clorofila-a (Chl-a) é utilizado como *proxy* para quantificar biomassa fitoplanctônica sendo um importante indicador do estado trófico de corpos hídricos (*e.g.* WETZEL, 2001). Ressalta-se que *bloom* de fitoplâncton tem o potencial de desenvolver toxinas (cianotoxinas), ocasionando riscos à saúde humana e à biota, daí a importância em monitorar a dinâmica espaço-temporal da Chl-a e de outros atributos limnológicos.

A matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) é a fração mais abundante de material orgânico dissolvido (MOD) em águas superficiais, sendo um importante componente absorvente de luz expresso por tons amarelados e amarronzados em águas ricas em matéria orgânica. Além da absorção da luz, a concentração de MOD na água afeta o funcionamento do ecossistema por sua influência na acidez, transporte e reatividade de substâncias tóxicas, fotoquímica e suprimento de energia (TRANVIK, 1992; WETZEL, 2001; STEINBERG, 2004; STEINBERG *et al.*, 2008). A CDOM presente em sistemas aquáticos advém de fontes alóctones e autóctones. As substâncias húmicas e fúlvicas derivadas da vegetação terrestre e do solo na área da bacia de

drenagem constituem a fonte de CDOM alóctone, enquanto os principais contribuintes para a CDOM autóctone são o fitoplâncton e a vegetação aquática submersa (WETZEL, 1992; PFLUGMACHER *et al.*, 1999; FARJALLA *et al.*, 2001).

A quantidade e o tipo de MOD são fatores importantes para a compreensão das fontes de compostos orgânicos e seu possível efeito na ecologia das águas interiores. A CDOM autóctone é mais biologicamente lábil, menos cromofórica e constituída por moléculas de baixo peso molecular. Portanto, esse tipo de CDOM é menos afetado pela fotodegradação e mais suscetível à biodegradação. De modo contrário, CDOM terrígena é menos biologicamente lábil e possui moléculas aromáticas, sendo mais resistente à degradação e mais suscetível a processos de fotodegradação (FARJALLA *et al.*, 2001; LOISELLE *et al.*, 2009; HELMS *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009).

No que diz respeito à absorção espectral, os estudos relacionados às águas interiores aplicam o comprimento de onda centrado em 440 nm para medir o coeficiente de absorção específico do CDOM ( $a_{CDOM440}$ ), vide Brezonik *et al.* (2005); Heim & Oppermann (2009); Zhu *et al.* (2014); Olmanson *et al.* (2016). A declividade espectral ( $S$ ) descreve a redução exponencial da absorção em uma determinada faixa de comprimento de onda, sendo um parâmetro importante para investigar tipo e dinâmica de CDOM. Esse componente é utilizado como um indicador da fonte de CDOM (alóctone *versus* autóctone), bem como para o estado de degradação. A relação entre as declividades espectrais na região ultravioleta ( $S_{UV}$ ,  $S_{275-295}$ ) e na região do visível ( $S_{VIS}$ ,  $S_{350-500}$ ) é usada como indicador do peso molecular, fonte e fotobranqueamento da CDOM (HELMS *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009; LOISELLE *et al.*, 2009; BITTAR *et al.*, 2015). Assim,  $a_{CDOM}$  fornece a magnitude da MOD (WETZEL, 2001; STEINBERG, 2004), ao passo que os componentes espectrais  $S_{UV}$  e  $S_{VIS}$  estão relacionados aos tipos e estado de degradação de CDOM.

Poucos estudos abordam a relação entre CDOM e outros indicadores de nível trófico. No entanto, o composto orgânico é um fator importante que afeta a precipitação e a mobilização do fósforo no sistema aquático (MÜNSTER, 1994; WETZEL, 2001). O fósforo é reconhecido como um nutriente limitante ao processo de eutrofização, enquanto a MOD contribui para controlar esse nutriente, regulando o nível trófico do corpo de água. Além disso, a concentração de CDOM interfere na transparência da água e, conseqüentemente, na disponibilidade de luz para a coluna de água, controlando a atividade fotossintética.

A classificação de níveis tróficos baseada no IET apresenta uma limitação relacionada aos sistemas distróficos. O termo "distrofia" é usado como uma categoria para sistemas ricos em substâncias húmicas e apresentam baixa produtividade associada à coloração húmica (WETZEL, 2001). De modo geral, os níveis tróficos correspondem a diferentes *inputs* (fósforo ou MOD) e também estão relacionados a processos internos. Ecossistemas eutróficos recebem alta concentração de fósforo e têm elevada produtividade primária, enquanto sistemas distróficos têm maior entrada de CDOM e metabolismo bacteriano suprimido pelo baixo pH (CARPENTER & PACE, 1997; STEINBERG, 2004; STEINBERG *et al.*, 2008).

Diante do exposto, o presente estudo aborda os aspectos limnológicos de três pequenos reservatórios semiáridos e compreende essencialmente duas etapas: 1) análise da dinâmica da eutrofização, com enfoque na concentração de Chl-a; e 2) caracterização dos tipos de MOD obtida a partir da absorção e declividade espectral da CDOM.

## 4.2 Material e Métodos

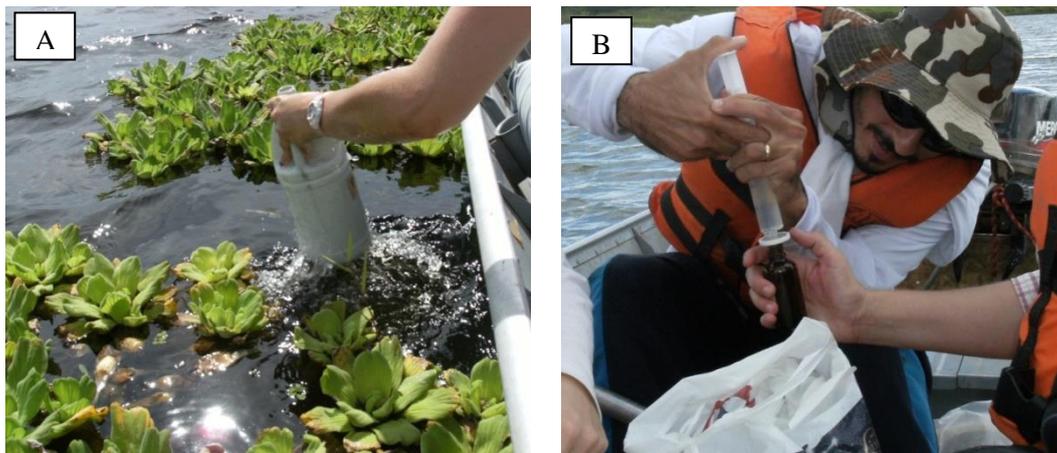
### 4.2.1 Dados pluviométricos

Os dados de chuvas mensais observados foram obtidos do posto pluviométrico da cidade de Madalena, sendo o posto mais próximo dos reservatórios em estudo. O período dos dados coincide com o das campanhas amostrais (de maio de 2014 a janeiro de 2016), e os dados foram obtidos junto à FUNCEME (2016).

### 4.2.2 Amostragem *in situ*

As amostras de água foram coletadas nos reservatórios a uma profundidade de 30 cm da superfície (**Figura 9A**), armazenadas em recipientes de isopor com gelo e levadas ao laboratório para determinação das concentrações de clorofila-a (Chl-a), fósforo total (PT) e outros atributos. A filtração da água para a posterior análise laboratorial de CDOM foi realizada *in loco* (**Figura 9B**) através de membranas de acetato de celulose (tamanho de poro 0,45 µm). A transparência da água foi medida com disco Secchi (25 cm de diâmetro). A amostragem foi realizada no período de maio de 2014 a janeiro de 2016, totalizando 16 campanhas e abrangendo as estações secas e chuvosas.

Figura 9 - (A) Coleta amostral de água, reservatório Paus Branco, A25M; (B) Filtragem da amostra para posterior análise de CDOM, reservatório Marengo, A25M

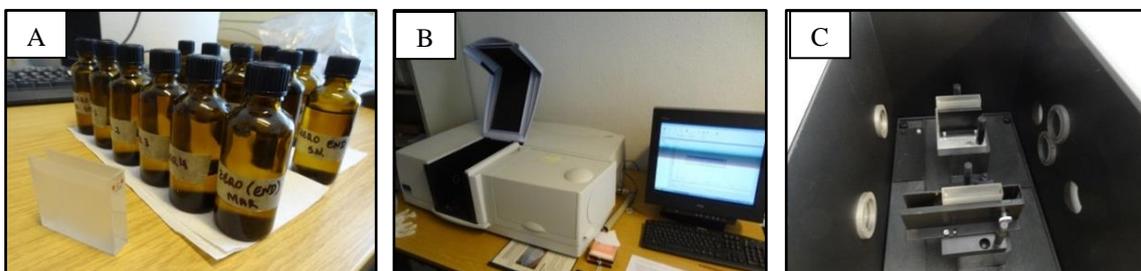


Fonte: Arquivos Hidrosed, Fevereiro 2015.

#### 4.2.3 Procedimentos de laboratório

A concentração de Chl-a foi obtida pelo método de espectrofotometria a partir da extração com acetona a 90% e a concentração de PT foi obtida por digestão com persulfato seguido do método do ácido ascórbico (APHA, 2005). Esses ensaios foram realizados no Laboratório de Química, Águas e Resíduos do Instituto Federal do Ceará, Campus Maracanaú (IFCE – Maracanaú). A absorvância de CDOM ( $A_\lambda$ ) foi medida no comprimento de onda de 250-800 nm por espectrômetro Lambda 950 UV-VIS com uma cubeta de quartzo de 5 cm (Figura 10). Essa etapa da análise foi conduzida no Laboratório de Espectroscopia do Centro Alemão de Pesquisas em Geociências (Deutsches Geoforschungszentrum – GFZ Potsdam).

**Figura 10** - (a) Ordenação das amostras para análise de CDOM e cubeta de quartzo de 5 cm de caminho óptico; (b) Lambda 950 UV-VIS; e (c) visão interna do equipamento Lambda 950 UV-VIS



Fonte: A autora. Potsdam, Alemanha, Julho 2015.

#### 4.2.4 Processamento de dados

Consoante ao processamento de dados das leituras de CDOM, as medidas obtidas foram convertidas em absorção de CDOM ( $m^{-1}$ ) pela aplicação do coeficiente específico a 440nm, conforme apresentado na Equação 6.

$$a_{CDOM} = \frac{2,303 * A_{CDOM}(\lambda)}{l} \quad (6)$$

Na Equação 6,  $a_{CDOM}$  corresponde ao coeficiente de absorção específico da CDOM;  $A_{CDOM}$  significa Absorbância espectral por comprimento de onda ( $\lambda$ ) e 'l' é o comprimento do caminho da cubeta em metros (BRICAUD *et al.*, 1981). Também de acordo com os autores *op cit.*, a Equação 7 foi aplicada para determinar a declividade espectral nas regiões UV ( $S_{275-295}$ ) e VIS ( $S_{350-500}$ ). Posteriormente, a razão da declividade  $S_r$  ( $S_{275-295} : S_{350-500}$ ) foi obtida para caracterizar os tipos de CDOM.

$$a_{CDOM} = a_{CDOM}(440)^{-S(\lambda_0 - \lambda)} \quad (7)$$

Na Equação 7,  $a_{CDOM}$  é o coeficiente de absorção específica em 440 nm ( $m^{-1}$ );  $S(\lambda_0 - \lambda)$  corresponde à declividade espectral em uma faixa de comprimento de onda particular de  $a_{CDOM}(440)$  (adimensional).

Quanto ao cálculo para obtenção do Índice de Estado Trófico (IET), foi aplicado o modelo proposto por Carlson (1977) modificado por Toledo Jr (1990; Equações 8 a 10). Esse cálculo considera a profundidade de transparência do disco de Secchi (m); bem como as concentrações de Chl-a e PT ( $mg.m^{-3}$ ).

$$IET_{SD} = 10 * \left( 6 - \frac{0,64 + \ln(SD)}{\ln(2)} \right) \quad (8)$$

$$IET_{PT} = 10 * \left( 6 - \frac{\ln\left(\frac{80,32}{PT}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (9)$$

$$IET_{Chl-a} = 10 * \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 * \ln(Chl-a)}{\ln(2)} \right) \quad (10)$$

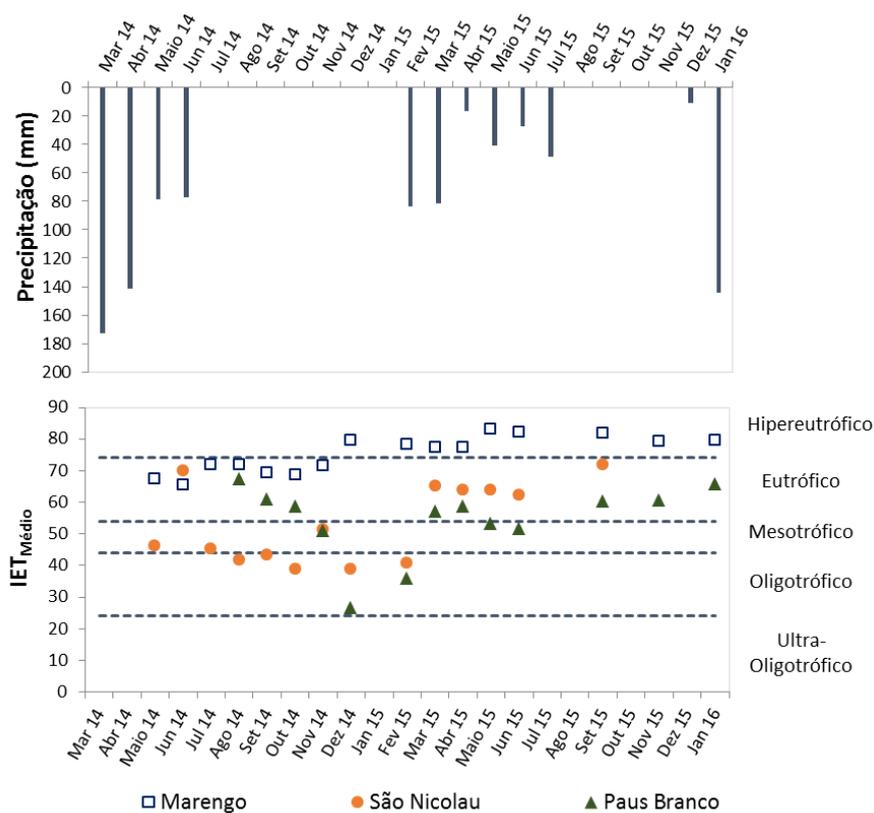
A média aritmética do IET, obtido pelas Equações 8, 9 e 10 foi calculada para obter o IET médio. De acordo com Toledo Jr (1990), o IET pode ser classificado como: ultra-oligotrófico ( $IET \leq 24$ ), oligotrófico ( $24 < IET \leq 44$ ), mesotrófico ( $44 < IET \leq 54$ ), eutrófico ( $54 < IET \leq 74$ ) ou hipereutrófico ( $IET > 74$ ).

### 4.3 Resultados e discussão

#### 4.3.1 Avaliação do Índice de Estado Trófico (IET)

Os resultados mostraram elevado estado trófico para o reservatório Marengo durante todo o período estudado, atingindo o maior valor de hipertrofia (IET = 83,02) no final da estação chuvosa, em maio de 2015, como pode ser observado na **Figura 11**. Quando comparados com MAR, os reservatórios PB e SN apresentaram os menores valores para IET médio, variando entre os níveis oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. E ambos os reservatórios apresentaram mudanças significativas no grau de trofia relacionadas às primeiras chuvas em março de 2015.

Figura 11 - Precipitação pluviométrica no posto de Madalena (CE) e Índice de Estado Trófico médio (IET) para os reservatórios Marengo, São Nicolau e Paus Branco, no período entre maio 2014 e janeiro 2016



Fonte: Elaboração própria.

O reservatório SN permaneceu eutrófico a partir de março de 2015 até secar completamente, não havendo, portanto, amostragens subsequentes para esse reservatório após setembro de 2015, quando esteve em seu limite de hipertrofia. O IET médio do PB apresentou um comportamento dinâmico uma vez que se apresentou como

eutrófico em agosto de 2014, mostrando melhores condições tróficas entre novembro de 2014 e fevereiro de 2015 alcançando estado oligotrófico (IET = 26,8 em dezembro de 2014 e IET = 35,9 em fevereiro de 2015), retornando ao nível eutrófico em março e abril de 2015 (pico da estação chuvosa) e mesotrófico em maio e junho de 2015 (final da estação chuvosa); a partir de setembro de 2015 e nos meses subsequentes esse reservatório foi classificado como eutrófico.

A dinâmica limnológica nos reservatórios semiáridos é fortemente influenciada pela sazonalidade e também por suas condições hidro climáticas (BRAGA *et al.*, 2015; WIEGAND *et al.*, 2016). É, portanto, esperado que a chuva estimule as flutuações das condições tróficas dos corpos d'água devido ao aumento da entrada de sedimentos advindo da bacia de drenagem. Esse sedimento geralmente é rico em material orgânico e nutriente, promovendo o processo de eutrofização nos reservatórios.

Wiegand *et al.* (2016) compararam o nível trófico do reservatório MAR entre a estação chuvosa (abril de 2011 e março de 2012) e estação seca (outubro de 2012 e novembro de 2013). Eles relataram a sazonalidade relacionada à tendência de deterioração da qualidade da água durante a estação seca, enquanto o IET estimado para o período chuvoso apresentou melhor condição. Entretanto, o presente estudo foi realizado no início de cinco anos consecutivos de seca no Ceará (DE ARAÚJO & BRONSTERT, 2015), o que explica o IET médio elevado para MAR em meados de 2014 com uma piora em 2015, indicando condições hipereutróficas.

De modo geral, os reservatórios estudados apresentaram avançado grau de trofia entre setembro de 2015 e janeiro de 2016, o que pode ser explicado pelo período de seca prolongada. A seca hidrológica é de fato um importante fator interferente na qualidade da água nos reservatórios superficiais, principalmente devido à redução do nível de água, aumento do tempo de residência e consequente alteração nos processos internos (BRAGA *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2017).

Chaves *et al.* (2013) investigaram a variação temporal do estado trófico no reservatório General Sampaio (Sertão Central do Ceará) em 2010. Eles observaram melhor qualidade de água durante a estação chuvosa com redução gradual ao longo do período seco, ambos indicados pelo IET de Toledo Jr. (1990). De modo geral, o regime hidrológico do semiárido brasileiro atua sobre a dinâmica limnológica de duas maneiras: com as primeiras chuvas da estação úmida ocorre a tendência de deterioração da qualidade da água devido à entrada de matéria orgânica transportada a partir de solos das áreas de drenagem; num segundo momento a água tende a mostrar uma qualidade

melhorada resultante da diluição do material transportado; a qualidade da água pode ser renovada quando há um evento de transbordamento nos reservatórios (chamados popularmente de “sangria”). Normalmente, há uma tendência de deterioração da qualidade da água durante o período seco (WIEGAND *et al.*, 2016) e esta condição é intensificada em secas hidrológicas extremas (LI *et al.*, 2017).

Os resultados encontrados nessa pesquisa indicam uma intensa dinâmica trófica para reservatórios SN e PB em comparação com MAR. Esse fato pode ser explicado principalmente pelo tamanho do ecossistema aquático, uma vez que lagos de menor escala apresentam dinâmicas limnológicas mais intensas (*e.g.* WETZEL, 2001). No caso do reservatório SN, a densa ocorrência de *Ceratophyllum demersum* pode estar diretamente ligada ao grau de oligotrofia encontrado entre maio de 2014 e fevereiro de 2015. Trata-se de uma espécie submersa exótica que exerce forte concorrência com nutrientes e sua distribuição depende das condições de transparência da coluna de água (BORNETTE & PUIJALONÉ, 2011; PELECHATY *et al.*, 2014).

Embora as áreas de drenagem dos reservatórios MAR, PB e SN estejam aparentemente sujeitas às mesmas práticas de uso múltiplo do solo, correspondentes às terras agrícolas, *i.e.*, produção agrícola com animais que acessam as bacias hidráulicas, além de uma infraestrutura sanitária precária nas agrovilas do A25M contribuindo para o fornecimento de nutrientes, principalmente por meio do escoamento superficial, esses reservatórios apresentaram condições limnológicas diferentes, pois isso também depende adicionalmente de outros fatores como tempo de residência, tamanho e capacidade de armazenamento do reservatório, regras de operação técnicas, características de morfologia e processo interno do lago.

A ocorrência de macrófitas está geralmente relacionada ao alto nível de estado trófico, no entanto SN e PB exibiram espécies submersas e presença densa de espécies emergidas, respectivamente. Simultaneamente, esses reservatórios não apresentaram material algal indicado pela baixa concentração de Chl-a levando a estados oligo e mesotróficos em alguns meses durante o período estudado. Essa estimativa do nível trófico também foi assegurada pela profundidade do disco Secchi > 1,0 m entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015 para SN; e igual a 0,9 m (em média) entre setembro de 2014 e junho de 2015 para PB. Esse parâmetro indica a quantidade de penetração de luz no corpo de água e tais valores são elevados em relação à transparência encontrada para MAR, que foi de 0,25 m (em média).

O terceiro atributo limnológico considerado na estimativa do IET é PT. Esse elemento estimula o crescimento algal e é um indicador indireto da fertilidade da água. O valor de PT encontrado para todos os reservatórios durante o período estudado foi superior a  $30 \text{ mg.m}^{-3}$  e corresponde ao limiar para as águas da Classe 2, de acordo com CONAMA 357 (BRASIL, 2005). Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) é mais elevado para PB e SN e está relacionado à proliferação de macrófitas, pois esse atributo corresponde à fração orgânica do fósforo disponível para as plantas aquáticas. Ortofosfato, Sólidos suspensos totais (S.S.T.) e outros atributos medidos constam na **Tabela 5**.

Tabela 5 - Sumário dos atributos medidos durante as análises espaço-temporais nos reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau (Bacia de Madalena, Ceará)

Atributos		Marengo		Paus Branco		São Nicolau	
		Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Disco de Secchi (m)	n	n= 22	n = 31	n=14	n=21	n =17	n = 23
	Min-Max	0,1-0,3	0,1-0,3	0,3-1,5	0,4-1,1	0,4-1,5	0,2-1,5
	Média±SD	0,18±0,06	0,2±0,07	0,9±0,3	0,7±0,1	1,0±0,4	0,95±0,4
S.S.T. (mg.L <sup>-1</sup> )	n	n = 18	n = 12	n = 14	n = 12	n = 15	n = 8
	Min-Max	28,2-90,5	27,8-77,8	2,3-129,0	3,6-14	0,4-26	1,2-101,3
	Média±SD	47,8±12,6	51,4±12,3	20,0±23,3	7,7±3,4	6,0±6,1	23,7±30,3
Chl-a (µg.L <sup>-1</sup> )	n	n = 22	n = 27	n = 14	n = 14	n = 15	n = 22
	Min-Max	28,2-90,5	20,2-263,0	0,0-41,0	0,0-34,7	0,0-25,0	0,0-23,2
	Média±SD	158,2±79,0	80,2±42,1	8,9±10,1	10,6±10,5	5,7±7,2	2,5±3,8
PT (mg.mg <sup>-3</sup> )	n	n = 22	n = 31	n = 12	n = 27	n = 18	n = 23
	Min-Max	161,1-571,1	101-1130	28-236,4	25-501	218-666	204-2851
	Média±SD	248,2±80,2	266±174	102,4±49	145±97	376±104	527±234
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.mg <sup>-3</sup> )	n	n = 22	n = 24	n = 12	n = 18	n = 18	n = 20
	Min-Max	0,0-0,1	0,0-0,2	0,0-0,1	0,0-0,2	0,1-0,4	0,2-2,8
	Média±SD	0,0±0,0	0,1±0,1	0,0±0,0	0,1±0,1	0,2±0,1	0,4±0,2
aCDOM <sub>(440)</sub> (m <sup>-1</sup> )	n	n = 19	n = 22	n = 8	n = 13	n = 15	n = 18
	Min-Max	2,1-13,0	0,4-8,7	1,1-5,1	2,4-7,3	0,9-12,2	3,1-9,9
	Média±SD	4,1±2,2	3,3±1,5	3,0±0,6	4,1±1,0	4,5±2,9	6,7±1,9

Fonte: Elaboração própria.

As diferentes condições limnológicas entre os reservatórios MAR, SN e PB também podem estar associadas às características de intermitência dessas coleções hídricas, uma vez que MAR é perene e a sua construção data de 1934 (com uma ampliação em 1956), enquanto SN e PB (não perenes) foram construídos mais recentemente. Além disso, as pequenas comunidades locais aproveitam a redução do nível do espelho d'água nos reservatórios e utilizam a área (ainda) úmida das margens desses reservatórios para cultivo (áreas inundáveis também chamadas de “vazantes”). Assim, quando os reservatórios são recarregados inicia-se uma condição distinta relacionada a processos metabólicos aquáticos, produzindo, conseqüentemente,

diferentes características físico-químicas na água. Esse cenário pode ainda afetar o padrão tardio de distribuição espacial e temporal das espécies de macrófitas.

#### 4.3.2 Caracterização dos tipos de matéria orgânica dissolvida obtida da absorção e declividade espectral de CDOM

As análises da absorção de CDOM apresentaram uma alta variação entre os três reservatórios, o que indica diferentes concentrações de constituinte. Os valores variaram de  $0,8 \text{ m}^{-1}$  (para PB, em abril de 2015) alcançando  $12,0 \text{ m}^{-1}$  (para SN em maio de 2014), como mostrado na **Figura 12** e na tabela 5. O reservatório MAR apresentou  $a\text{CDOM} = 2,6 \text{ m}^{-1}$  em média, no período entre maio de 2014 e abril de 2015; Deste período em diante, observa-se um aumento gradual até atingir o seu valor máximo no último mês do estudo. Por outro lado, percebe-se uma diminuição de  $a\text{CDOM}$  para o reservatório SN do período inicial do estudo até abril de 2015, posteriormente observa-se tendência de comportamento ascendente. O reservatório PB apresentou comportamento semelhante ao SN, uma vez que teve média  $a\text{CDOM} = 7,3 \text{ m}^{-1}$  em agosto de 2014 e decresceu gradualmente até  $1,1 \text{ m}^{-1}$  (em abril de 2015), aumentando novamente nas amostragens dos meses seguintes.

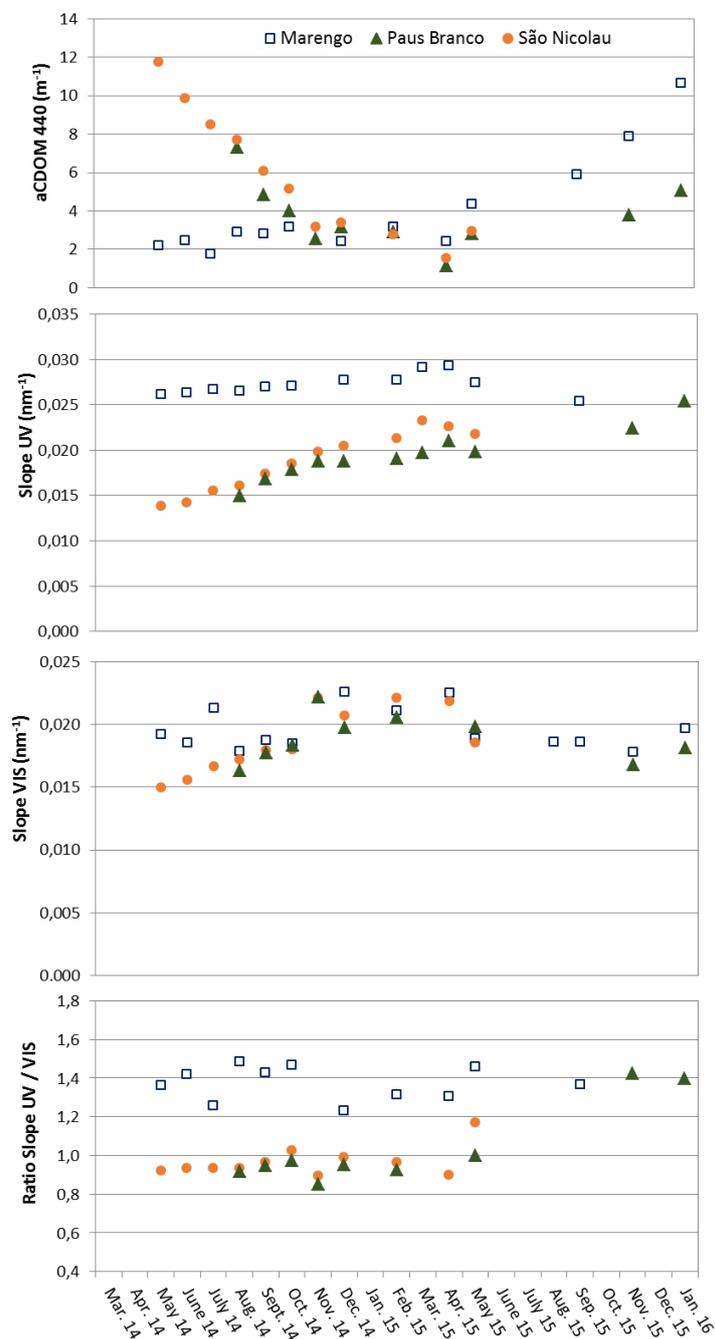
Os resultados de  $a\text{CDOM}$  mostraram correlação inversa com a transparência da água, mais notadamente observada nos reservatórios SN e PB. No primeiro sistema foram observadas as leituras de disco de Secchi mais baixas referente aos meses iniciais (maio a julho de 2014), com média de 0,5 m e água com tons amarronzados; e maior transparência entre outubro e dezembro de 2014, com leituras de 1,3 m. Simultaneamente,  $a\text{CDOM}$  apresentou valores elevados nos meses chuvosos de 2014 ( $10,1 \text{ m}^{-1}$ , em média) e valores três vezes inferiores no período seco de 2014 ( $3,8 \text{ m}^{-1}$ , em média). Comportamento similar foi observado para o reservatório PB, em que a transparência da água foi de 0,5 m em agosto de 2014 ao passo que  $a\text{CDOM} = 7,3 \text{ m}^{-1}$ , valor máximo para esse reservatório. Esses resultados indicam a interferência da concentração de CDOM na transparência da água, como relatado nas publicações sobre interação água e matéria orgânica (WETZEL, 2001; STEINBERG, 2004).

A declividade espectral (S) provê informações sobre a estrutura e composição da CDOM e também a sua susceptibilidade à foto e biodegradação, SN e PB apresentaram valores  $S_{UV}$  inferiores (iguais a 0,01 em média), quando comparado ao  $S_{UV}$  encontrado para MAR. Todos os reservatórios apresentaram comportamento heterogêneo observado para  $S_{VIS}$ , i.e., não foi identificada nenhuma tendência na dinâmica como ocorre com os

resultados encontrados para  $S_{UV}$ . Os valores referentes à  $S_{UV}$  variaram em média de 0,015 (para SN, em maio de 2014) a 0,023 (para MAR, em abril de 2015).

Os valores encontrados para a razão entre as declividades espectrais ( $S_r$ ) variaram entre 0,82 (SN, em junho de 2014) e 1,5 (MAR, em agosto de 2014) e foi observado um comportamento similar ao encontrado para  $S_{UV}$ , onde o reservatório MAR apresentou os valores mais elevados quando comparados aos padrões encontrados em SN e PB. Todos os resultados estão ilustrados na **Figura 12**.

Figura 12 - (A) Valores médios do coeficiente específico de absorção em 440 nm (aCDOM 440); (B) Declividade espectral de CDOM na região ultravioleta ( $S_{UV}$ ); (C) Declividade espectral de CDOM na região do visível ( $S_{VIS}$ ) e; (D) Razão da declividade ( $S_{UV}:S_{VIS}$ ) para os reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau



Fonte: Elaboração própria.

Levando em consideração que a abordagem de caracterização óptica usando CDOM é amplamente aplicada para lagos de climas temperados e boreais (WETZEL, 1992; RECHE *et al.*, 1999; OLMANSON *et al.*, 2016), é importante enfatizar que não há – dentro de nosso conhecimento – estudos similares para pequenos reservatórios

superficiais no semiárido brasileiro. Watanabe *et al.* (2015) encontraram valores para aCDOM(440) iguais a  $1,6 \text{ m}^{-1}$  em maio de 2014 (final da estação úmida) e  $2,8 \text{ m}^{-1}$  em outubro de 2014 (final da estação seca) na barragem da hidrelétrica de Barra Bonita, em São Paulo (região subtropical brasileira) com capacidade de armazenamento de  $2600 \text{ hm}^3$ . Alcântara *et al.* (2016) também trabalharam nesse reservatório classificado como eutrófico e observaram valores para aCDOM(440) entre  $0,6 \text{ m}^{-1}$  (em janeiro de 2014) e  $1,7 \text{ m}^{-1}$  (em setembro de 2014).

Ambos os estudos acima citados relacionaram os resultados com a sazonalidade: menores valores de CDOM durante a estação úmida e elevadas concentrações durante a estação seca. Em comparação aos nossos resultados, nesta pesquisa observa-se uma intensa dinâmica da CDOM e esse resultado pode estar relacionado aos diferentes tamanhos de reservatórios, bem também às condições climáticas peculiares da região semiárida e à sua respectiva latitude. O curto tempo de retenção da água nos reservatórios da bacia de Madalena e a densa conectividade hidrológica constituem importantes fatores para explicar a acentuada dinâmica encontrada neste estudo.

Zhu *et al.* (2014) observaram valores de aCDOM(440) entre  $0,1$  e  $8,5 \text{ m}^{-1}$  em áreas estuárias do rio Saginaw e no lago Huron (leste do Estado de Michigan, EUA). Esses resultados foram amostrados em maio e outubro de 2014 e os referidos autores classificaram aCDOM(440)  $> 2,0 \text{ m}^{-1}$  como águas com alta concentração de CDOM para estes sistemas oligotróficos. Ao mesmo tempo, Brezonik *et al.* (2005) encontraram valores de CDOM superiores aos resultados encontrados por Zhu *et al.* (2014), com aCDOM(440) da ordem de  $20 \text{ m}^{-1}$ . Essa pesquisa foi conduzida em quinze lagos no centro-leste de Minnesota (EUA) e os autores argumentaram que a ampla faixa de valores observados foi resultado da variabilidade de condições de abundância algal. Além disso, é reconhecido que as mudanças nas características da CDOM advêm de misturas conservativas das águas (área de estuários).

Teoricamente, eventos de precipitação interferem na concentração de CDOM, principalmente devido aos materiais e detritos importados das áreas de drenagem para a bacia hidráulica, induzindo o conteúdo alóctone e, conseqüentemente, afetando a magnitude e a qualidade da CDOM. Considerando que as descargas húmicas e fúlvicas seguem o processo de histerese (STEINBERG, 2004), os efeitos da chuva não pareceram tão evidentes na nossa investigação. Em contraste, o período prolongado de seca pode ser um fator interferente da variabilidade temporal da CDOM encontrada para os reservatórios da bacia de Madalena, assim como ocorre no processo de eutrofização.

A disponibilidade de luz na coluna d'água regula a atividade fotossintética. No caso dos reservatórios PB e SN, a interferência das macrófitas (competição por intensidade luminosa e por nutrientes) afetou a produção fitoplanctônica, conforme já discutido no item III. 3.1. Essa interação pode ter influenciado os resultados de CDOM, pois, esses reservatórios mostraram, simultaneamente, baixas concentrações de Chl-a e elevadas concentrações de CDOM (havendo decréscimo dos valores de CDOM, e elevação para Chl-a). Contrariamente, MAR apresentou características limnológicas distintas em comparação a PB e SN, além da reduzida transparência da água durante todo o período de estudo (0,21 m, em média), mesmo quando CDOM atingiu elevadas concentrações como  $10,6 \text{ m}^{-1}$  (em janeiro 2016). Nesse reservatório, a elevada a biomassa de fitoplâncton (com *bloom* algal indicado por  $\text{Chl-a} > 200 \mu\text{g,L}^{-1}$ ) foi responsável pela reduzida transparência da água.

Apesar da discreta variação entre os valores de  $S_{UV}$  para os três reservatórios ( $\pm 0,01$ ), os valores máximos encontrados para MAR indicam que esse sistema é mais suscetível à fotodegradação do que ocorre em SN e PB. Em contraste, os valores de  $S_{UV}$  encontrados para SN e PB corroboram com os resultados de aCDOM: elevada concentração de CDOM afetou a luminosidade nos reservatórios, sugerindo a fotoinibição da produção primária de fitoplâncton (BITTAR *et al.* 2015). Adicionalmente, a degradação de fitoplâncton é uma importante fonte de DOM com característica autóctone, como observado em outros sistemas eutróficos (ZHANG *et al.*, 2009; BRANDÃO *et al.*, 2016).

Os reservatórios apresentaram comportamento heterogêneo para  $S_{VIS}$  com possíveis alterações das fontes de CDOM (autóctone *versus* alóctone). Os valores de  $S_{VIS}$  variaram de 0,015 (para SN, em maio de 2014) a 0,023 (para MAR, em abril de 2015). Brandão *et al.* (2016) comparou as condições ópticas de dois sistemas de águas superficiais em clima subtropical (Minas Gerais, Brasil) em 2013. Esses autores encontraram valores médios de  $S_{VIS} = 0,02$  e correlacionaram esse resultado ao padrão sazonal de fotobranqueamento da CDOM e também à produção de fitoplâncton. Contudo, nesta pesquisa, o tamanho relativamente pequeno na escala dos reservatórios pode conferir uma acentuada dinâmica nessas águas superficiais.

Os resultados sugerem que o reservatório Marengo é provavelmente influenciado por matéria alóctone, enquanto SN e PB tendem à produção de CDOM *in situ*. Outro aspecto relevante está relacionado à presença de plantas aquáticas em SN e PB, É encontrado na literatura que macrófitas e perifítons atuam no metabolismo de DOM

(WETZEL, 1992; PFLUGMACHER *et al.*, 1999; ZHANG *et al.*, 2009). Consequentemente, SN e PB são mais susceptíveis a processos de biodegradação e a CDOM presente nas águas desses reservatórios é mais lábil.

Em comparação com os resultados encontrados nesta pesquisa, Brandão *et al.* (2016) encontraram baixos valores de  $S_r$  (média igual a 1,1;  $\pm 0,2$ ;  $n=74$ ) para lagos em clima subtropical brasileiro. Além das escalas de reservatórios distintas, considera-se que condições do ambiente semiárido contribuem de modo significativo para resultados tão discrepantes. Cory *et al.* (2016), por sua vez, pesquisaram sobre a produção fotoquímica de  $H_2O_2$  pela CDOM na porção oeste do lago Eire (na divisa entre Canadá e EUA) e encontraram valores de  $S_r = 1,2 (\pm 0,02; n=257)$ , indicando mudança na fonte de CDOM mais para matéria orgânica autóctone, o que tem se mostrado mais lábil para bactérias aquáticas quando comparado com o CDOM de matéria orgânica presente no solo das áreas de drenagem.

Em comparação aos resultados obtidos nos reservatórios SN e PB, valores de  $S$  ( $S_{UV}$ ,  $S_{VIS}$  e  $S_r$ ) do MAR podem ser relacionados à área da bacia hidráulica, uma vez que reservatórios maiores possuem também maior tempo de retenção, o que implica em uma degradação mais intensa devido à CDOM alóctone e à menor proporção de CDOM autóctone derivado do fitoplâncton (STEINBERG, 2004). Adicionalmente, mudanças na declividade espectral no domínio UV e na razão entre as declividades espectrais, induzidos fotoquimicamente, indicam CDOM com elevado peso molecular (e/ou altamente conjugado) mais suscetível à fotodegradação (HELMS *et al.* 2008).

De acordo com Travník (1992), lagos com alta carga de CDOM alóctone têm se mostrado mais favoráveis ao crescimento bacteriano do que em lagos de águas claras e menos influenciados por esse tipo de componente. Tal aspecto é especialmente importante devido à ocorrência de florescências de cianobactérias nocivas (CyanoHAB), *Microcystis*-DOM é altamente biolábil, o que implica em alterações biológicas e produção de CDOM em elevadas taxas (BITTAR *et al.* 2015). Portanto, DOM proveniente de fitoplâncton (com B-DOM elevado) pode se tornar menos biolábil após foto-transformações, enquanto DOM húmicos e recalcitrantes podem se tornar mais biolábeis.

#### 4.4 Conclusões

Os reservatórios Marengo (15,3  $hm^3$ ), Paus Branco (5,5  $hm^3$ ) e São Nicolau (0,89  $hm^3$ ) apresentam características limnológicas distintas, demonstradas pela diferente

ocorrência de macrófitas e também pelos diferentes padrões de concentração de clorofila-a e de outros atributos durante o período amostral de vinte meses. Isso mostra, portanto, que há uma diferente dinâmica trófica, embora todos os reservatórios tenham apresentado processo de eutrofização, no período final da pesquisa, mais avançado que aquele encontrado na situação inicial. A seca hidrológica plurianual (2012 - 2016) certamente contribuiu para a deterioração da qualidade da água dos reservatórios.

A absorção e as declividades espectrais da CDOM foram utilizadas para a caracterização dos tipos de matéria orgânica dissolvida (DOM). Essa abordagem permite entender as fontes CDOM. Pode-se concluir que o reservatório de Marengo é possivelmente influenciado pela CDOM alóctone, enquanto São Nicolau e Paus Branco tendem mais à produção *in situ* de CDOM. Recomenda-se investigar a correlação de cianobactérias com a ocorrência de espécie do gênero *Mycrocistis*, devido à sua produção de CDOM biolável, afetando as condições bióticas do ecossistema. De todo modo, essa foi uma abordagem pioneira utilizando absorção e declividades espectrais de CDOM para reservatórios semiáridos brasileiros, fornecendo informações adicionais aos atributos tradicionalmente medidos para estimar a qualidade da água. Essa abordagem permite uma avaliação mais completa das interações que ocorrem em reservatórios sob diferentes condições de trofia.

## 5 ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A E CDOM EM PEQUENOS RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS USANDO SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL<sup>3</sup>

### 5.1 Introdução

A eutrofização antrópica é uma ameaça crítica aos usos múltiplos das águas superficiais por comprometer a sua qualidade, pois, corpos d'água eutrofizados estão, em princípio, indisponíveis. Devido às dificuldades operacionais e financeiras, o monitoramento convencional da qualidade de água tende a ser limitado em termos de cobertura espacial e representatividade amostral.

O sensoriamento remoto (SR) apresenta-se como suporte ao gerenciamento de recursos hídricos, promovendo uma visão sinóptica dos sistemas ambientais. O monitoramento remoto tem reconhecidas aplicações relacionadas ao uso e cobertura de solo, avaliação de disponibilidade hídrica e hidrologia regional (e.g. HEINE *et al.*, 2014; TOLEDO, DE ARAÚJO, ALMEIDA, 2014; ZHANG *et al.* 2016). Em relação ao monitoramento da qualidade da água, diversos autores têm apresentado resultados encorajadores para sua aplicação em rios e lagos de grande escala (BREZONIK, MENKEN, BAUER, 2005; DALL'OLMO & GITELSON, 2005; KUTSER *et al.*, 2005; ZHU *et al.*, 2014; BREZONIK *et al.*, 2015; SHAO *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2016; OLMANSON *et al.*, 2016). Todavia, o uso de tais técnicas em pequenos sistemas hídricos é ainda pouco usual.

Os atributos limnológicos clorofila-a e CDOM são constituintes opticamente ativos relevantes para o monitoramento da qualidade da água em reservatórios semiáridos. Os algoritmos de SR aplicados para simulação da concentração de Chl-a em águas interiores usam principalmente a absorção na região do comprimento de onda vermelho *versus* a reflectância do infravermelho próximo (NIR) no caso de lagos eutróficos (GHOLIZADEH *et al.* 2016). A absorção máxima no vermelho em torno de 675 nm tem sido padronizada como o mais importante comprimento de onda para extrair informações da Chl-a (e.g. DEKKER & PETERS, 1993). Algoritmos de duas e/ou três bandas também foram testados para estimar concentração de Chl-a em águas tipicamente produtivas (GITELSON *et al.* 1985; HEIM & OPPERMANN, 2009).

Em relação à resposta espectral da CDOM, o aumento de sua concentração afeta os valores de reflectância principalmente nas faixas azul e verde (~ 500 nm) e a sua

---

<sup>3</sup> Capítulo publicado como artigo científico. COELHO, C. F.; HEIM, B.; FOERSTER, S.; DE ARAUJO, J. C. *In-situ* and satellite observation of CDOM and Chlorophyll-a dynamics in small surface reservoirs in the Brazilian semiarid region. *Water*, 9, 913, 2017; doi:10.3390/w9120913

absorbância aumenta exponencialmente com a diminuição do comprimento de onda (e.g. LOISELLE *et al.*, 2009; HEIM & OPPERMANN, 2009). Há um esforço da comunidade científica em desenvolver e validar algoritmos para estimar CDOM (KUTSER *et al.*, 2005; ZHU *et al.*, 2014; BREZONIK *et al.*, 2015; KUTSER *et al.*, 2015; SHAO *et al.*, 2015; GHOLIZADEH *et al.*, 2016). Entretanto, não há um comprimento de onda ou faixa espectral universal para estimá-lo, pois esse atributo pode variar de acordo com os níveis de interferência espectral das concentrações de outros constituintes opticamente ativos na água.

Sensoriamento remoto de águas interiores tem sido um desafio uma vez que tais ecossistemas são considerados opticamente complexos e suas propriedades são variáveis (mesmo dentro do mesmo corpo de água), limitando o desenvolvimento de algoritmos e sua aplicabilidade (PALMER, KUTSER & HUNTER, 2015). Contudo, compreender a magnitude e a composição de constituintes bio-ópticos é uma tarefa relevante ao monitoramento da qualidade da água dada à densa população que depende do abastecimento de água. Nesse sentido, o presente estudo tem por escopo estimar concentração de Chl-a e de CDOM em pequenos reservatórios semiáridos brasileiros usando dados satélites multiespectrais OLI/Lansat-8 e REIS/ RapidEye.

## 5.2 Material e Métodos

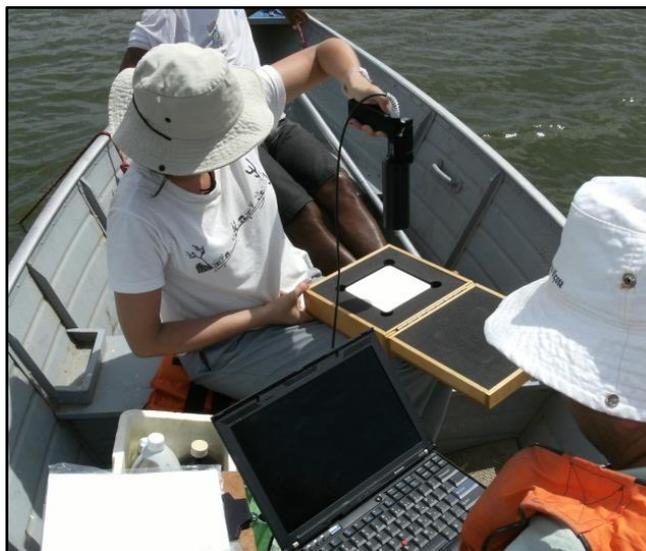
### 5.2.1 Aquisição de dados *in situ*

As concentrações de Chl-a e aCDOM(440) foram obtidas durante as campanhas realizadas entre Maio de 2014 e Janeiro de 2016, conforme descrição no capítulo III desta tese. A reflectância espectral *in situ* foi obtida com o espectrorradiômetro ASD FieldSpec3 Hi-Res com campo de visada de 25°, resolução espectral de 1,4 nm, e que abrange a faixa espectral de 350 a 2500 nm<sup>4</sup>. Um painel de referência *Spectralon* (**Figura 13**) foi usado para representar uma superfície lambertiana e também para fornecer a medida refletida do componente descendente. As medidas radiométricas foram tomadas simultaneamente às coletas amostrais nos dias 27 de dezembro de 2014 (no reservatório MAR), 03 de fevereiro de 2015 (MAR e SN) e 11 de novembro de 2015 (MAR e PB) no período entre 10:00 h e 14:00 h, com céu predominantemente livre de nuvens a fim de reduzir as interferências atmosféricas. Buscou-se preservar a igualdade de condições de iluminação e de superfície de água.

---

<sup>4</sup> A faixa espectral utilizada nesta pesquisa ficou restrita entre 400 e 900 nm, devido aos ruídos fora dessa faixa espectral.

Figura 13 - Leitura da placa lambertiana como parte do protocolo para os procedimentos de obtenção de dados radiométricos *in situ*



Fonte: Arquivos HIDROSED, 2015.

Os valores de radiação espectral foram convertidos em fator de reflectância bidirecional usando a Equação 11, seguindo as recomendações de Milton (1987).

$$FRB_{\lambda} = \frac{L_{a,\lambda}}{L_{r,\lambda}} \quad (11)$$

Na Equação 11,  $FRB_{\lambda}$  corresponde ao Fator de Reflectância Bidirecional (adimensional);  $L_{a,\lambda}$  corresponde a radiância espectral do alvo ( $W.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$ ); e  $L_{r,\lambda}$  significa radiância espectral da placa de referência ( $W.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$ ).

### 5.2.2 Aquisição e processamento das imagens orbitais

Avaliação da qualidade da água por meio da imagem de satélite requer sensores que operem em comprimentos de onda no visível e infravermelho próximo, com suficiente sensibilidade radiométrica e resolução espacial/temporal adequada para capturar a magnitude dos constituintes opticamente ativos do corpo hídrico. O programa Landsat fornece registro adquirido ao longo de 40 anos e atualmente segue com a Missão de dados continuada (Landsat Data Continuity Mission - LDCM), operando com o *Operational Land Imager* (OLI) a bordo do Landsat-8 (L8)<sup>5</sup>. Lançado em fevereiro de 2013, L8 tem resolução temporal de 16 dias, resolução radiométrica de 12 bits e resolução espacial de 30 m para 1-7 bandas (ROY *et al.* 2014). Ele possui cinco

<sup>5</sup> Landsat-8 difere dos outros satélites da série Landsat por conta das bandas adicionais, e pela melhor resolução radiométrica fornecendo maior desempenho da relação sinal-ruído.

bandas reflexivas: b1 (costeira / aerossol; 435-451 nm), b2 (azul; 452-512 nm), b3 (verde; 533-590 nm), b4 (vermelho; 636-673 nm) e b5 (NIR; 851 -879 nm).

Enquanto L8 é considerado um sensor de média resolução, RapidEye Earth Imaging System (REIS) é um imageador multiespectral de alta resolução temporal e espacial, REIS consiste em uma constelação com cinco satélites idênticos, cada um com imageador óptico do tipo *pushbroom* (RapidEye, 2015). Os produtos RapidEye (RE) utilizados neste estudo têm pré-processamento nível 3A, ou seja, eles são ortorretificados, com suavização por convolução cúbica e a imagem resultante tem resolução espacial de 5 m e resolução radiométrica de 12 bits. As bandas espectrais do sensor são: b1 (azul; 440-510 nm), b2 (verde; 520-590 nm), b3 (vermelho; 630-685 nm), b4 (vermelho limítrofe; 690-730 nm) e b5 (NIR; 760-850 nm).

A principal característica que distingue RE de outros satélites multiespectrais é a banda do Vermelho Limítrofe. Esta é espectralmente localizada entre a faixa do Vermelho e NIR sem sobreposição e cobre a porção do espectro onde a reflectância da superfície vegetada aumenta drasticamente do vermelho para o platô NIR, fornecendo informações adicionais sobre a caracterização da vegetação (WEICHELDT, 2014).

Os dados ópticos multiespectrais foram selecionados considerando as datas mais próximas das amostragens de campo, com restrição da cobertura de nuvem inferior a 20%. O conjunto de dados consistiu em seis cenas L8 (path 217/row 63) e onze telhas RE (*tile* 2436712 e *tile* 2436812), conforme indicado na **Tabela 6**. As imagens L8 foram obtidas junto ao Serviço Geológico dos Estados Unidos (United States Geological Survey - USGS) e o produto utilizado foi Landsat Surface Reflectance (nível L1T), pré-processado (ortorretificado e atmosféricamente corrigido) no software especializado L8SR (USGS, 2015). A série de dados de imagens do satélite RE foi fornecida pelo Centro Aeroespacial Alemão (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt – DLR).

A correção atmosférica das imagens RE foi realizada no ATCOR-2 (ATmospheric CORrection), um módulo do *software* ERDAS IMAGINE® que utiliza o código MODTRAN-4 (MODerate Resolution Atmospheric TRANsmittance Algorithm). Para esse processamento foi utilizado um arquivo de calibração pré-definido para terrenos planos e os parâmetros inseridos foram: elevação de 200 m e a opção de “áreas tropicais secas”, vide Manual do Usuário ATCOR 2/3 (RICHTER & SCHLÄPFER, 2016).

Tabela 6 - Datas das coletas amostrais, das imagens e informações de intervalo de tempo entre data da coleta amostral e imagem, e percentual de cobertura de nuvem por cena/ telha. A ausência de imagens está indicada por n. i.

Data da campanha	PRODUTO SATÉLITE					
	OLI/Landsat-8			REIS/RapidEye		
	Data da aquisição	Intervalo de tempo (dias)	Cobertura de nuvem (%)	Data da aquisição	Intervalo de tempo (dias)	Cobertura de nuvem (%)
31/05/2014	02/06/2014	2	9,8	09/06/2014	10	15 (N) / 20 (S)
02/07/2014	n.i.			n.i.		
02/08/2014	05/08/2014	3	3,4	05/08/2014	3	0,3 (N) / 0,9 (S)
30/08/2014	n.i.			n.i.		
27/09/2014	22/09/2014	5	12,5	n.i.		
31/10/2014	n.i.			16/10/2014	15	4,4 (N) / 4,7 (S)
29/11/2014	n.i.			07/12/2014	8	5 (N) / 17 (S)
27/12/2014	n.i.			n.i.		
03/02/2015	28/01/2015	6	8,8	n.i.		
13/03/2015	n.i.			n.i.		
18/04/2015	n.i.			n.i.		
23/05/2015	n.i.			n.i.		
19/06/2015	n.i.			18/06/2015	1	0 (N) / 2 (S)
03/09/2015	24/08/2015	9	< 1,0	07/09/2015	4	2 (N)
11/11/2015	12/11/2015	1	16,7	n.i.		
13/01/2016	n.i.			n.i.		

Nota: N corresponde a Norte (RE telha 2436712) e S corresponde a Sul (RE telha 2436812).

Fonte: Elaboração própria.

Para a extração da reflectância, somente pixels associados à água aberta foram selecionados, ou seja, foi assegurado que esses pixels estavam livres de vegetação flutuante e não incluíam áreas expostas com presença de lama. Tal procedimento foi alcançado por meio da ferramenta de extensão de contraste interativo (*interactive contrast stretching tool*) no *software* ENVI (version 5.2).

### 5.2.3 Desenvolvimento e validação de algoritmos

O critério de seleção de bandas para estimativa remota dos atributos Chl-a e CDOM foi baseado nos valores máximos e mínimos de reflectância espectral. Desse modo, o algoritmo para estimar a concentração de Chl-a foi derivado de  $[(2 * \text{Verde}) / (\text{Azul} + \text{Vermelho})]$  capturando o ‘verde relativo’, isto é, a altura do pico de reflectância verde *versus* a absorção por pigmentos de fitoplâncton na região de comprimento de onda azul e vermelho da primeira e segunda banda, as principais para absorção de Chl-a.

O atributo CDOM, por sua vez, foi inicialmente derivado da relação  $[\text{Verde} / \text{Vermelho}]$ , aplicando a abordagem proposta por Kutser *et al.* (2005). No entanto, a elevada concentração de CDOM (e, portanto, elevada absorção) em algumas das águas superficiais aplainaram espectralmente a reflectância superficial, resultando em uma faixa muito pequena dos valores da razão proposta. Portanto, alternou-se a

região de comprimento de onda verde para o azul, aumentando assim o intervalo espectral e aplicando a relação [Azul/Vermelho] para ambos os produtos satélites (L8 e RE). Desse modo o princípio de Kutser foi mantido, pois a razão de banda é composta a partir do menor comprimento de onda com absorção de CDOM exponencialmente mais elevada *versus* o maior comprimento de onda da banda espectral associada ao vermelho.

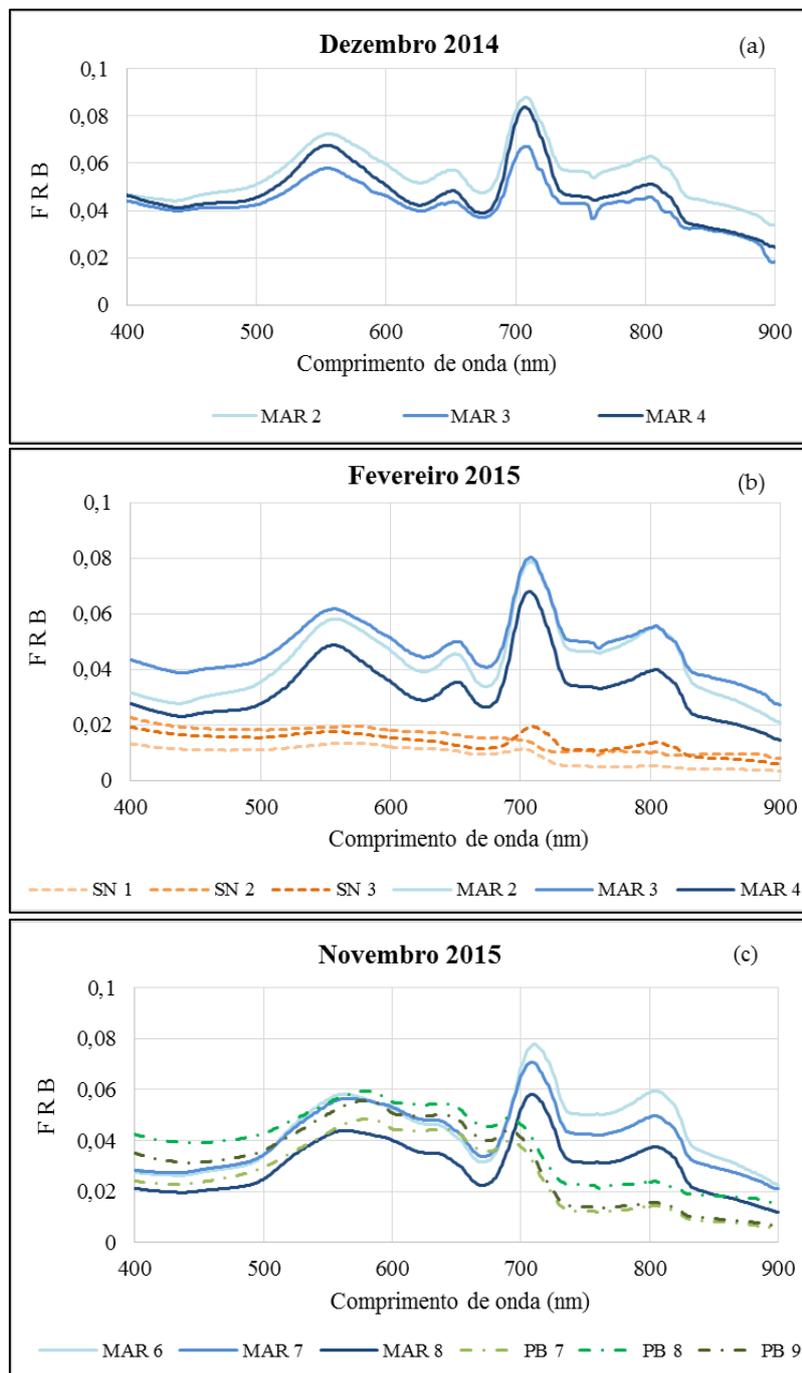
Adicionalmente realizou-se regressão entre os valores das bandas espectrais (e de combinações de bandas) e os dados medidos de Chl-a e CDOM a fim de testar mais de um index para cada atributo limnológico e satélite em estudo. O coeficiente de Nash-NSE (NASH & SUTCLIFFE, 1970) foi adotado para validação e calibração como um indicador de desempenho para os modelos testados.

### 5.3 Resultados e discussão

Os dados radiométricos *in situ* estão expressos em curvas espectrais (**Figura 14**), Cada medida foi tirada de uma média de três leituras resultando em 45 assinaturas espectrais e essa etapa teve por intuito apenas a análise exploratória do comportamento espectral dos reservatórios em estudo. Os espectros do fator de reflectância bidirecional mostraram propriedades ópticas diferentes entre MAR, PB e SN. Em geral, as respostas espectrais da água podem apresentar comportamento e magnitude diversos de seus constituintes, especialmente em águas complexas. Conforme discutido por Lopes *et al.* (2016), a dinâmica espacial da composição e a concentração dos atributos limnológicos dos corpos d'água influenciam a forma e a amplitude dos espectros.

O reservatório MAR apresentou resultado mais expressivo, indicado por um pico de reflectância na região verde (~ 570 nm), uma característica de absorção no vermelho (~ 675 nm) e outro pico de reflectância no domínio em torno de 710 nm. Nesse caso, observa-se a forma similar para todas as amostragens do MAR, sendo um comportamento associado à elevada concentração de pigmentos fotossintéticos, o que faz sentido quando confrontado com os resultados de Chl-a para esse reservatório. A amplitude diferente entre os pontos amostrais corresponde a diferenças nas magnitudes dos pigmentos. Associado à presença de Chl-a, a maior concentração de sedimentos em suspensão (S.S.T., vide tabela 5, item III. 3.1.) reflete o maior coeficiente de dispersão do volume de água com um pico de reflectância proeminente em torno de 700 nm.

Figura 14 - Comportamento espectral dos reservatórios Marengo (MAR), Paus Branco (PB) e São Nicolau (SN) amostrados em (a) Dezembro 2014; (b) Fevereiro 2015 e; (c) Novembro 2015



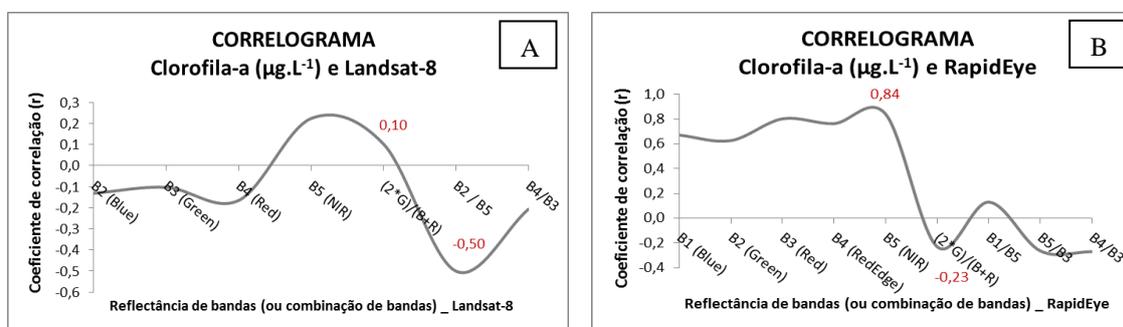
Fonte: Elaboração própria.

A presença de CDOM pode ser observada a partir do coeficiente de absorção de luz na região azul ( $< 500$  nm) com redução exponencial dos valores para os comprimentos de onda mais longos (SCHAO *et al.*, 2015; ALCÂNTARA *et al.*, 2016). Por exemplo, MAR mostrou maior refletividade para o domínio azul do que o

reservatório de SN em fevereiro de 2015 e os resultados da CDOM mostraram uma maior concentração para Marengo nesse período ( $3,1 \text{ m}^{-1}$ , em média) quando comparado ao SN ( $2,7 \text{ m}^{-1}$ , em média). No entanto, é necessário considerar que existem outros constituintes que afetam a resposta nesta região espectral.

Os reservatórios considerados neste estudo foram divididos em perene (MAR) e não perenes (PB e SN) para avaliar a capacidade espectral dos satélites L8 e RE na estimativa de clorofila-a e CDOM. O algoritmo derivado de  $[(2 * \text{Green}) / (\text{Blue} + \text{Red})]$  para estimativa da Chl-a baseia-se no princípio da combinação de valores máximos e mínimos de reflectância, uma vez que a faixa de comprimento de onda verde está relacionada à região de fluorescência da Chl-a, enquanto as faixas de comprimento de onda azul e vermelho correspondem às regiões com máxima energia de absorção. Entretanto, essa combinação de banda (Índice 1, I1) mostrou baixa correlação de Pearson ( $r = 0,1$  para L8 e  $r = -0,23$  para RE), ao passo que [Azul/NIR] (Índice 2, I2) e a banda NIR sozinha (Índice 3, I3) apresentaram a melhor correlação com valores iguais a  $-0,5$  para L8 e  $0,84$  para RE, conforme representado na **Figura 15**.

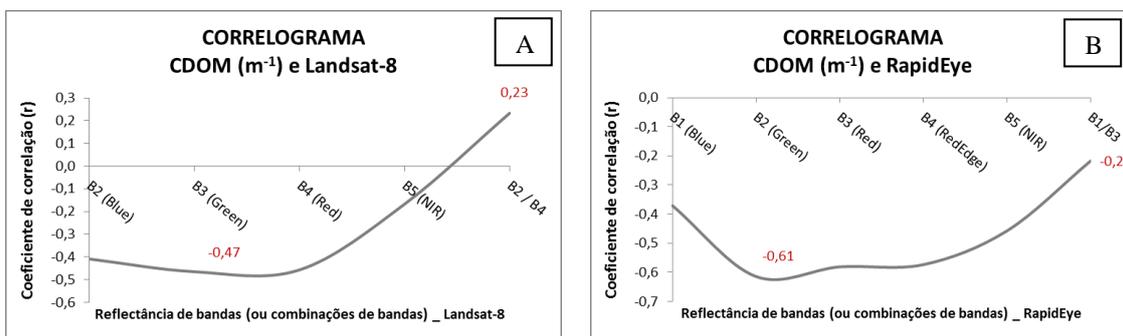
Figura 15 - Correlogramas entre o fator de reflectância e os atributos medidos nos reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau. Regressões entre (A) Chl-a e reflectância das imagens Landsat-8; (B) Chl-a e reflectância das imagens RapidEye



Fonte: Elaboração própria.

A razão de bandas [Azul/Vermelho] (Index 4, I4) aplicada para derivar CDOM mostrou correlação de Pearson igual a  $0,23$  e  $0,22$  para L8 e RE, respectivamente. A banda verde (Index 5, I5) indicou a melhor correlação para CDOM com valores iguais a  $-0,47$  e  $-0,61$  para L8 e RE, respectivamente (**Figura 16**). As bandas (ou combinações de bandas) espectrais cujos valores de reflectância apresentaram os melhores resultados de correlação foram testadas adicionalmente para estimar os atributos em estudo.

Figura 16 - Correlogramas entre fator de reflectância e atributos medidos nos reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau, Regressões entre: (A) CDOM e reflectância das imagens Landsat-8; e (B) CDOM e reflectância das imagens RapidEye



Fonte: Elaboração própria.

Os modelos encontrados para cada algoritmo descrito acima são apresentados na **Tabela 7** e foram aplicados para simular as concentrações de Chl-a e CDOM.

Tabela 7 - Índices e equações aplicadas para estimativa dos atributos limnológicos Clorofila-a e CDOM a partir dos dados orbitais Landsat-8 e RapidEye nos reservatórios Marengo (perene), Paus Branco e São Nicolau (não perenes)

Atributo: Chlorophyll-a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )				
	OLI/Landsat-8	REIS/RapidEye	OLI/Landsat-8	REIS/RapidEye
	Índice I1 = $[(2 * \text{Verde}) / (\text{Azul} + \text{Vermelho})]$		Índice I2 = $(\text{Azul} / \text{NIR})$	Índice I3 = NIR
PR	$\text{Chl} = -74,34 * \text{I1} + 170,09$	$\text{Chl} = 96,52 * \text{I1}^{-1,66}$	$\text{Chl} = -90,12 * \text{I2} + 137,12$	$\text{Chl} = 848,92 * \text{I3} - 6,62$
NPR	$\text{Chl} = 0,07 * \text{I1}^{4,55}$	$\text{Chl} = 1,19 * \text{I1}^{1,15}$	$\text{Chl} = 0,021e^{3,02 * \text{I2}}$	$\text{Chl} = 74,07 * \text{I3} - 0,36$
All	$\text{Chl} = 0,28 * \text{I1}^{11,76}$	$\text{Chl} = 3,89 * \text{I1}^{1,07}$	$\text{Chl} = 14,70 * \text{I2}^{2,94}$	$\text{Chl} = 11951 * \text{I3}^{2,46}$
Atributo: CDOM ( $\text{m}^{-1}$ )				
	OLI/Landsat-8	REIS/RapidEye	OLI/Landsat-8	REIS/RapidEye
	Índice I4 = $(\text{Azul} / \text{Vermelho})$		Índice I5 = Verde	
PR	$\text{CDOM} = 8,04 * \text{I4}x^{2,65}$	$\text{CDOM} = 2,25 * \text{I4}^{0,02}$	$\text{CDOM} = 89,82 * \text{I5} - 0,54$	$\text{CDOM} = 2,03 * \text{I5}^{-0,01}$
NPR	$\text{CDOM} = 11,03 * \text{I4}^{5,07}$	$\text{CDOM} = 2,86 * \text{I4}^{-0,30}$	$\text{CDOM} = 0,54 * \text{I5}^{-0,56}$	$\text{CDOM} = 9,12e^{-12 * \text{I5}}$
All	$\text{CDOM} = 0,16e^{4,09 * \text{I4}}$	$\text{CDOM} = -0,06 * \text{I4} + 0,64$	$\text{CDOM} = 0,59 * \text{I5}^{-0,53}$	$\text{CDOM} = 0,79 * \text{I5}^{-0,24}$

PR = reservatório perene; NPR = reservatório não-perene; All = reservatórios perene e não-perenes

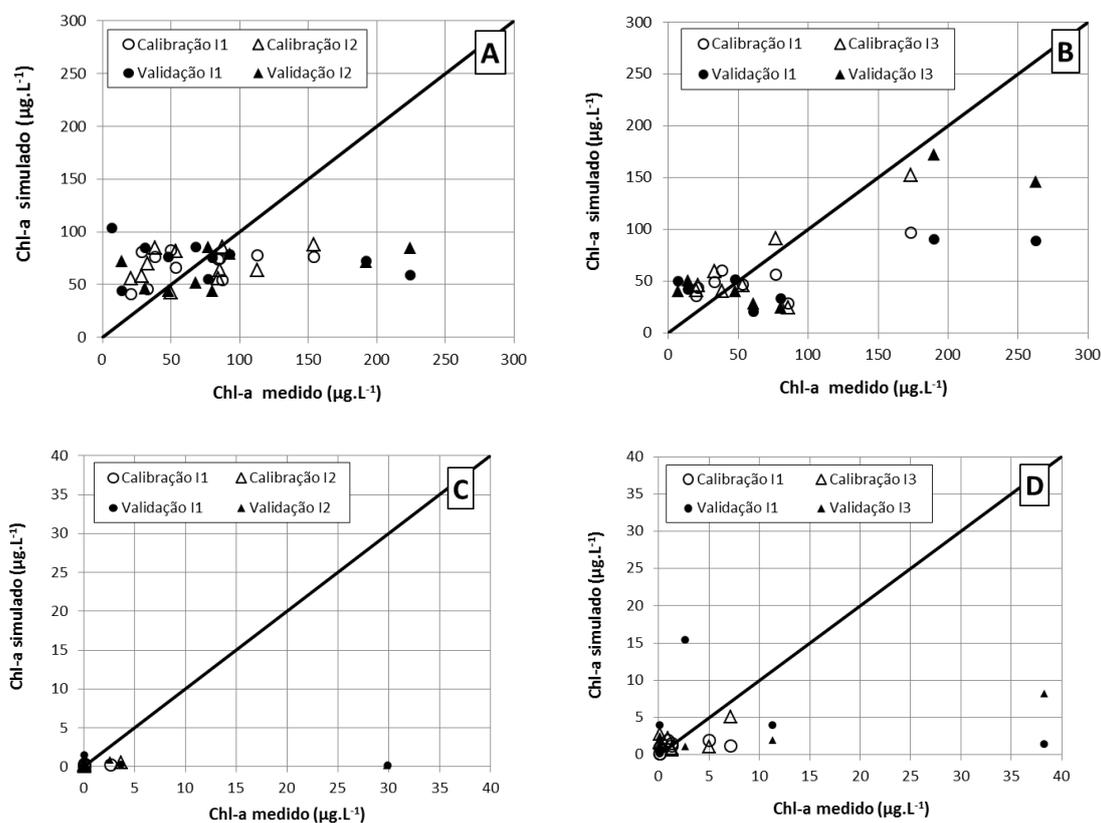
Fonte: Elaboração própria.

Os resultados exibidos na **Figura 17** indicam que a relação mais próxima entre as concentrações de Chl-a simulada e medida foi encontrada para o reservatório perene utilizando a banda NIR do satélite RE, apresentando razoável grau de confiança indicado por  $\text{NSE} = 0,66$ . Contudo, essa mesma banda reflexiva mostrou um ajuste reduzido para os reservatórios não perenes ( $\text{NSE} = 0,30$  para calibração e  $0,15$  para validação) e esses valores melhoraram quando os dados de todos os reservatórios foram

plotados em conjunto. Esses apresentaram coeficiente de validação  $NSE = 0,71$ , vide **Tabela 8**.

Não foi possível realizar as campanhas amostrais nos reservatórios ao mesmo tempo da passagem dos satélites. Todavia, o intervalo entre as coletas amostrais e as datas de aquisição das imagens não parece ser o principal fator que influenciou os resultados, sendo a concentração de Chl-a mais importante para o ajuste satisfatório do algoritmo, uma vez que a menor concentração de Chl-a observada nos reservatórios não perenes apresentou o pior ajuste entre os dados medidos e modelados tanto para L8 quanto para RE, como mostrado na **Figura 17** (C e D).

Figura 17 – Clorofila-a. (A) Reservatório perene & Landsat-8; (B) Reservatório perene & RapidEye; (C) Reservatórios não perenes & Landsat-8 e; (D) Reservatórios não perenes & RapidEye



Fonte: Elaboração própria

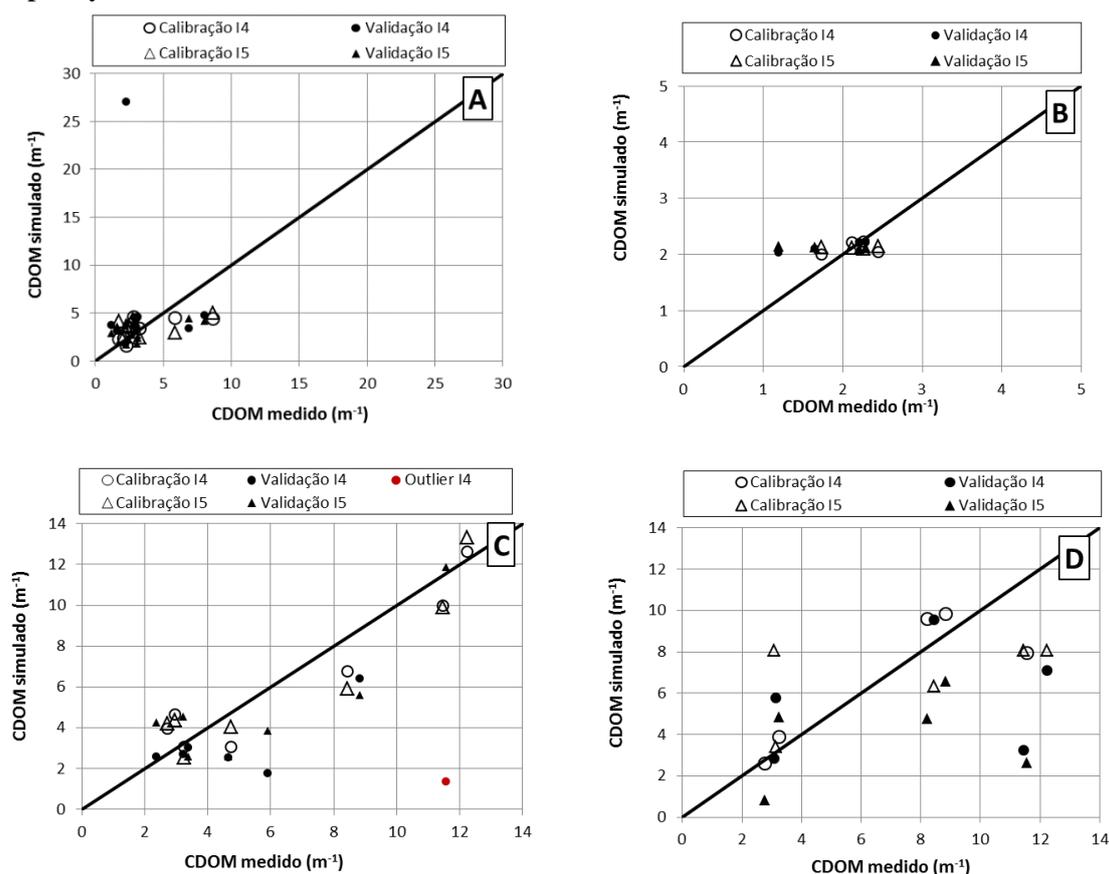
A banda reflexiva NIR se mostrou mais sensível em relação à concentração da Chl-a, como mostrado no caso do reservatório perene (MAR)<sup>6</sup>. Observa-se que o diferenciado intervalo dos comprimentos de onda das bandas similares entre os dois

<sup>6</sup> Conforme já discutido no capítulo III, o reservatório Marengo (perene) apresentou elevado índice de eutrofização durante todo o período da investigação.

satélites pode interferir no resultado produzido. Por exemplo, o intervalo espectral da banda NIR do satélite RE é de 760-850 nm, ao passo que essa banda corresponde ao intervalo 851-879 nm para o satélite L8, ou seja, uma faixa espectral três vezes inferior quando comparado ao RE, além do mais, elas não se sobrepõem. Portanto, o intervalo e alcance espectral mais amplo no RE produziu resultados mais robustos para os dados do reservatório com maior concentração de Chl-a.

De modo contrário à Chl-a, a estimativa remota para CDOM apresentou melhores resultados para os algoritmos do L8 quando comparados aos algoritmos aplicados ao RE (**Figura 18**). Nesse caso, a diferença entre intervalos espectrais de ambos os satélites não interferiu no resultado encontrado, pois as bandas azul, vermelha e verde apresentam sobreposição com pouca variação das faixas espectrais.

Figura 18 - CDOM. (A) Reservatório perene & Landsdat 8; (B) Reservatório perene & RapidEye; (C) Reservatórios não perenes & Landsat-8 e; (D) Reservatório não perene & RapidEye



Fonte: Elaboração própria.

Para o atributo CDOM, os resultados apontaram uma relação mais próxima entre dados simulados e medidos para os reservatórios não perenes (SN e PB) a partir da banda verde do satélite L8 indicada pela calibração e validação de valores de NSE > 0,8

(Tabela 8). Todavia, esse mesmo índice apresentou baixo ajuste para o reservatório perene (NSE = 0,25 para calibração e -0,79 para validação) e eles mostraram um valor razoável indicado por NSE = 0,56 na calibração, considerando todos os reservatórios (perenes e não perenes), mas apresentou baixo coeficiente para validação (NSE = 0,28), demonstrando que a melhor maneira de discutir os resultados é pela visão separada dos reservatórios.

Tabela 8 - Coeficiente de Nash (NSE) dos modelos aplicados e valores de correlação de Pearson (r) entre índices e concentrações dos atributos Clorofila-a e CDOM

<b>Chlorophyll-a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>				
	<b>OLI/Landsat-8</b>	<b>REIS/RapidEye</b>	<b>OLI/Landsat-8</b>	<b>REIS/RapidEye</b>
	Index I1 = $[(2 * \text{Green}) / (\text{Blue} + \text{Red})]$		Index I2 = $(\text{Blue} / \text{NIR})$	Index I3 = NIR
Correlação de Pearson	r = 0,1	r = -0,23	r = -0,5	r = 0,84
PR calibração	0,13	0,39	0,14	<b>0,66</b>
PR validação	-0,21	0,15	0,15	<b>0,62</b>
NPR calibração	-0,04	0,03	0,11	0,30
NPR validação	-0,18	-0,32	-0,16	0,15
PR+NPR calibração	-1,32	-0,34	-0,55	<b>0,67</b>
PR+NPR validação	-3,89	-0,40	-0,45	<b>0,71</b>
<b>CDOM (<math>\text{m}^{-1}</math>)</b>				
	<b>OLI/Landsat-8</b>	<b>REIS/RapidEye</b>	<b>OLI/Landsat-8</b>	<b>REIS/RapidEye</b>
	Index I4 = $(\text{Blue} / \text{Red})$		Index I5 = Green	
Correlação de Pearson	r = 0,23	r = -0,22	r = -0,47	r = -0,57
PR calibração	0,40	0,09	0,15	0,00
PR validação	-13,54	-0,15	0,25	-0,47
NPR calibração	0,88	0,71	<b>0,85</b>	0,25
NPR validação	0,17	-0,32	<b>0,89</b>	-0,79
PR+NPR calibração	0,75	-1,40	0,64	0,56
PR+NPR validação	-80,28	-1,18	0,38	0,28

PR = reservatório perene; NPR = reservatório não-perene; PR+NPR = reservatórios perene e não-perenes. Fonte: Elaboração própria.

As diferentes composições de CDOM interferem nas características de absorção (como já apresentado no capítulo III), em que causam diferenciação da absorção de fitoplâncton e de partículas não-algais, levando à variação da forma e magnitude da reflectância da superfície da água (SCHAO *et al.* 2015). Consequentemente, o melhor desempenho para estimar CDOM foi encontrado a partir do algoritmo I5 (derivado do satélite L8, vide **Figura 18 C**) para os reservatórios não perenes (SN e PB) e esse resultado pode ser explicado pelo efeito de CDOM ser mais evidente em lagos com pouca abundância algal, corroborando com os pressupostos de BREZONIK *et al.*

(2005). Adicionalmente, a baixa resolução espectral de RE não permite que o algoritmo analítico simule de modo satisfatório características como a elevada absorção de pigmento como pode ser observado na **Figura 18 D**.

Watanabe *et al.* (2015) encontraram resultados satisfatórios para o mapeamento de Chl-a em um lago subtropical eutrofizado (reservatório hidroelétrico Barra Bonita - BBHR, SP, Brasil) a partir de imagens Landsat-8. Nesse caso, o melhor ajuste foi produzido pela relação NIR-Vermelho com  $R^2 > 0,7$ . Esse fato valida que não existe um modelo global (adequado para todas as regiões e períodos sazonais), mesmo quando se usa um grande conjunto de dados de calibração.

Similar à investigação aqui registrada, Alcântara *et al.* (2016) testaram o potencial da relação vermelho/azul-verde para estimar CDOM (aCDOM440) a partir de imagens Landsat-8. Eles também trabalharam no mesmo lago estudado por Watanabe *et al.* (2015) e o melhor ajuste encontrado foi produzido da relação vermelho-azul. Esse modelo foi derivado por reflectância de sensoriamento remoto hiperespectral *in situ*, a 650 nm (L8 banda 4) e 480 nm (L8 banda 2), ou seja,  $[Rrs(650) / Rrs(480)]$ , e o desempenho foi validado pelo coeficiente de determinação igual a 0,7. No entanto, em nossa pesquisa, a banda de relação vermelho-azul mostrou pior correlação contra aCDOM(440) medida em laboratório.

#### 5.4 Conclusões

Esta investigação utilizou imagens satélites Landsat-8 e RapidEye para estimar Clorofila-a e CDOM em pequenos reservatórios do semiárido. Entre os algoritmos testados, a banda do Infravermelho próximo (NIR, representada nesse estudo por I3) do sensor RapidEye apresentou o melhor desempenho para estimativa da Chl-a para o Marengo (reservatório perene). A presença excessiva de fitoplâncton e o estado trófico avançado desse reservatório contribuíram para o ajuste satisfatório do modelo.

Para a simulação do CDOM, o melhor ajuste foi encontrado a partir da banda verde (I5), usando imagens Landsat-8 para os reservatórios Paus Branco e São Nicolau (não perenes). Esse modelo apresentou limitação para estimativa de CDOM devido à interferência da biomassa fitoplanctônica, como percebida para o reservatório perene. Entretanto, recomenda-se o desenvolvimento de mais pesquisas para melhorar os índices e também para aplicá-los em outros tipos de água. De modo similar, faz-se necessário o desenvolvimento de algoritmo para estimar CDOM em águas com elevada presença de biomassa algal (como ocorreu para o reservatório Marengo).

Esta investigação apresenta relevante contribuição por fomentar a estimativa remota de atributos relacionados à qualidade de águas superficiais em pequenos e médios reservatórios do semiárido Brasileiro. Tais sistemas apresentam capacidade volumétrica inferior a 20 hm<sup>3</sup> e, até então, são negligenciados nos planos de monitoramento de agências estaduais e governamentais, mesmo sendo a principal fonte de suprimento hídrico para a população rural.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa de doutorado aborda dois eixos centrais envolvendo a eutrofização de pequenos reservatórios semiáridos. O primeiro eixo está relacionado à tecnologia social de tratamento de águas residuárias representada pelo MFV. Esse sistema é proposto como medida preventiva do processo de eutrofização dos reservatórios estudados, pois o efluente outrora lançado *in natura* em corpos receptores é então reaproveitado, provendo água e nutrientes ao cultivo nos canteiros biosséticos. Além de favorecer a proteção dos recursos naturais e promover a saúde comunitária, essa prática ambientalmente adequada de reúso apresenta-se como um importante elemento para o planejamento e gestão sustentável de bacias hidrográficas.

Esta pesquisa reúne elementos para a regulamentação técnica do MFV a fim de possibilitar a replicação mais segura desse modelo de tratamento de águas residuárias, bem como de subsidiar a criação de uma política de reúso para o meio rural do semiárido brasileiro. Adicionalmente, esta investigação contribui para a área de Engenharia Sanitária pelo registro medido de consumo de água e de produção de esgoto para áreas rurais do semiárido. Essas medidas permitiram avaliar *in situ* o coeficiente de retorno (Cr), que diferiu em grande monta daquele preconizado na literatura (26% *versus* 80%, respectivamente). Esse dado, até então reconhecido parcialmente para áreas urbanas, é de suma importância para o dimensionamento de sistemas sanitários rurais.

O segundo eixo dessa pesquisa de tese aborda o monitoramento da qualidade das águas de três pequenos reservatórios semiáridos brasileiro. Os dados amostrados durante vinte meses serviram de base para a determinação do IET e caracterização do CDOM. Essa etapa da pesquisa aplicou o método convencional de monitoramento *in situ*, aplicados usualmente em corpos hídricos de grande escala (chamados de estratégicos). Ressalta-se que a caracterização de tipos de CDOM, baseada nas medidas de absorção e declividades espectrais é uma abordagem inédita para a região semiárida brasileira, permitindo uma avaliação mais completa das interações que ocorrem em reservatórios com diferentes estados tróficos.

Ainda parte do segundo eixo da tese, imagens multiespectrais Landsat-8 e RapidEye foram utilizadas para simulação das concentrações de Chl-a e CDOM usando a base de dados medidos para os reservatórios Marengo, Paus Branco e São Nicolau. A classificação em grupos espectrais atribuiu o reservatório perene como CDOM-moderado e hipereutrófico, ao passo que os não-perenes foram designados como ricos

em CDOM e oligotróficos-distróficos. Os algoritmos de SR aplicados apresentaram limitações para estimativa remota de ambos os atributos e, portanto, recomenda-se o desenvolvimento de modelos sensíveis para simulação de dados de pequenos reservatórios em diferentes condições de trofia, ou seja, os modelos devem ser propostos com base nas características limnológicas específicas de cada sistema hídrico, considerando a faixa de concentração do atributo a ser estimado.

Apesar das restrições encontradas (como imagens com presença de nuvens, intervalos temporais entre as datas das coletas amostrais em campo e passagem dos satélites, e complexidade óptica dos pequenos sistemas aquáticos), os resultados aqui expostos apresentaram grau de confiabilidade satisfatório para simulação da Chl-a e CDOM a partir da banda NIR do satélite RE e da banda verde do L8, respectivamente. Ao passo que os algoritmos propostos com base nos valores máximos e mínimos de reflectância apresentaram os piores desempenhos para a simulação dos atributos dos pequenos reservatórios estudados.

O uso e cobertura da terra e suas mudanças na bacia hidrográfica contribuem para a eutrofização dos reservatórios, especialmente durante a estação chuvosa. Portanto, recomenda-se a classificação do uso do solo visando à correlação com as condições tróficas dos reservatórios. Considerando a restrição de água do semiárido brasileiro, a presente pesquisa encoraja um importante caminho para a gestão de recursos hídricos, mostrando um potencial significativo para estimar a qualidade da água de reservatórios de pequena e média escala, pois esses são as principais fontes de abastecimento para a densa população rural. Devido ao grande número de reservatórios no semiárido, as agências governamentais de âmbito federal e estadual priorizam apenas o monitoramento dos reservatórios estratégicos (sem uma base regular). A estimativa remota orbital abordada nesta pesquisa permite a maior abrangência do monitoramento de reservatórios, tanto em tamanho dos sistemas hídricos, quanto em escala temporal e espacial.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. 1993.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10664:** águas – Determinação de sólidos – Método Gravimétrico. 1989.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969:** tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e sépticos. 1997.
- ALBUQUERQUE, F.S.; SILVA, E.F.F.; FILHO, J.A.C.A.; LIMA, G.S.L. Necessidade hídrica e coeficiente de cultivo do pimentão fertirrigado. **Irriga**, v. 17, p. 481- 493, 2012.
- ALCÂNTARA, E.; BERNARDO, N.; WATANABE, F.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.; CARMO, A.; SHIMABUKURO, M.; GONÇALVES, S.; IMAI, N. Estimating the CDOM absorption coefficient in tropical inland waters using OLI/Landsat-8 images. **Remote Sensing Letters**, v. 7, p. 661-670, 2016.
- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome, 1998. 333 p.
- ANGROSINO, Michael. **Etnografia e observação participante**. Porto Alegre, RS: Artmed, 2009. 138p.
- APHA – American Publish Health Association. **Compedium of methods for the microbiological examination of foods**. Washington DC: 4th ed., 2001.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington DC: 21th ed., 2005.
- ARMON, R.; DOSERETZ, G.C.; AZOV, Y.; SHELEF, G. Residual Contamination of Crops Irrigated with Effluent of Different Qualities: A field Study, **Water Science and Technology**, v.30, n. 9, p. 239- 248, 1994.
- BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. *In*: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: ABRH: EDUSP, 1993, p. 849-875.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E, C, Relação solo – água- planta-atmosfera. *In*: \_\_\_\_\_. **Manual de irrigação**. Viçosa - MG: Ed. UFV, p. 45-98, 2006.
- BEZERRA, M.V.C.; SILVA, B.B.; BEZERRA, B.G.; BORGES, V.P.; OLIVEIRA, A.S. Evapotranspiração e coeficiente de cultura do algodoeiro irrigado a partir de imagens de sensores orbitais. **Rev. Cienc. Agron.**, v. 43, n. 1, p, 64-71, 2012.
- BITTAR, T.; VIEIRA, A.A.H.; STUBBINS, A.; MOPPER, K. Competition between photochemical and biological degradation of dissolved organic matter from the

cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. **Limnology and Oceanography**, v. 60, p. 1172–1194, 2015.

BORGES, A.L.; SOUZA, L.S. **O cultivo da bananeira**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 279 p., 2004.

BORNETTE, G.; PUJALONÉ, S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. **Aquatic Sciences**, v. 73, p. 1–14, 2011.

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.

BRANDÃO, L.P.M.; STAEHR, P.A.; BEZERRA-NETO, J.F. Seasonal changes in the optical properties of two contrasting tropical freshwater systems. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 508-519, 2016.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **A questão da água no Nordeste**. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Brasília, DF: CGEE, 436 p., 2012.

\_\_\_\_\_. Fundação Nacional de Saúde. **Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo para melhorar e incrementar a agricultura do semiárido nordestino**. Brasília-DF: Funasa, 120 p., 2007.

\_\_\_\_\_. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 4 ed. rev. Brasília-DF: Funasa, 408 p., 2006.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC N°12 de 02 de Janeiro de 2001. Regulamento Técnico sobre Padrões microbiológicos para alimentos**. Brasília: ANVISA. Disponível em <[http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/12\\_01rdc.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/12_01rdc.htm)>. Acesso em 11/01/2012.

\_\_\_\_\_. Presidência da República Federativa do Brasil. Casa Civil. **Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010**. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/Decreto/D7217.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7217.htm)>. Acesso em 28/03/2012.

BREZONIK, P., MENKEN, K.D., BAUER, M. Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). **Lake and Reservoir Management**, v. 21, p. 373–382, 2005.

BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology and Oceanography**, v. 26, p. 43-53, 1981.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-380, 1977.

CATÁLAN, N.; OBRADOR, B.; PETRUS, J.L. Ecosystem processes drive dissolved organic matter quality in a highly dynamic water body. **Hydrobiologia**, v. 728, p. 111-124, 2014.

CARPENTER, S.R.; PACE, M.L. Dystrophy and eutrophy in lake ecosystems: Implications of fluctuating inputs. **Oikos**, v. 78, p. 3-14, 1997.

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**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CORY, R.M.; DAVIS, T.W.; DICK, G.J.; JOHENGEN, T.; DENEFF, V.J.; BERRY, M. A.; PAGE, S.E.; WATSON, S.B.; YUHAS, K.; KLING, G.W. Seasonal dynamics in dissolved organic matter, hydrogen peroxide, and cyanobacterial blooms in Lake Erie. **Frontiers in Marine Science**, v. 54, p. 1-17, 2016.

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. **Applied Optics**, v. 44, n. 3, p. 412-422, 2005.

DE ARAÚJO, J.C.; BRONSTERT, A. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. **Water International**, v. 41, p. 213-230, 2015.

DE ARAÚJO, J. C. Gestão das águas de pequenos açudes na região semiárida, In: MEDEIROS S.S.; GHEYI, H.S.; GALVÃO, C.O.; PAZ, V.P.S. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**, Campina Grande: INSA, p. 334-351, 2011.

DE ARAÚJO, J.C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, n. 51, p. 157-170, 2006.

DE FREITAS LIMA, P.; 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**, 37, p. 309-319, 2015.

DEKKER, A.; PETERS, S. The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. **Int. J. Remote Sens.**, v. 14, n. 5, 799-821, 1993.

ESTEVES, F.A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização Artificial. In: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de Limnologia**, 3 Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 p., 2011.

FARJALLA, V.F.; AMADO, A.M.; SUHETT, A.L.; MEIRELLES-PEREIRA, F. DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, p. 531-538, 2009.

FEITOSA, T.; GARRUTI, D.S.; LIMA, J.R.; MOTA, S.; BEZERRA, F.M.L.; AQUINO, B.F.; SANTOS, A.B. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reuso

de água de esgoto doméstico tratado. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 30, n. 1, p. 53-60, 2009.

FIGUEIRÊDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; DE ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FUNCEME-Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Dados de Pluviometria do Estado do Ceará. Disponível em:  
<<http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/media/mensal>> Acesso em: Fevereiro 2017.

GALBIATI, A.F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. 52f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

GITELSON, A.; KEYDAN, G.; SHISHKIN, V. Inland water quality assessment from satellite data in visible range of the spectrum. **Remote Sens.** v. 6, p. 28-36, 1985.

GITELSON, A. A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, p. 3367-3373, 1992.

GOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A Comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, 1298, p. 2-43, 2016.

HEIM, B.; OPPERMAN, K. Review of algorithms with relevance for the EnMAP Toolbox Issue –Water Remote Sensing, short description. Algorithms and Applications for the EnMAP Toolbox. **Report**. 2009.

HEINE, I.; FRANCKE, T.; ROGASS, C.; MEDEIROS, P. H. A.; BRONSTERT, A.; FOERSTER, S. Monitoring seasonal changes in the water surface areas of reservoirs using TerraSAR-X time series data in semiarid Northeastern Brazil. **IEEE**, 7, p. 3190-3199, 2014.

HELMS, J.R.; STUBBINS, A.; RITCHIE, J.D.; MINOR, E.C.; KIEBER, D.J.; MOPPER, K. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, v. 53, p. 955–969, 2008.

HEREDIA, B.; MEDEIROS, L.; PALMEIRA, M.; CINTRÃO, R.; LEITE, S.P. An analysis of the regional impacts of land reform in Brazil. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 1, p. 1-15, 2005.

HOROCHOSKI, L.; WIECHETECK, G.K.; VAZ, M.S.M.G. Avaliação do coeficiente de retorno de esgoto na bacia hidrográfica do Arroio Gertrudes – Ponta Grossa (PR). **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 3, n. 1, p. 59-68, 2011.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Estado. **Anuário estatístico do Ceará 2009**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2009/index.htm>>. Acesso em 23/06/2010.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Situação Social nos Estados**. Brasília, 2012. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/situacao\\_social/120201\\_relatorio\\_situacaosocial\\_ce.pdf](http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/situacao_social/120201_relatorio_situacaosocial_ce.pdf)> Acesso em: 05/02/2012.

KUTSER, T.; PIERSON, D. C.; KALLIO, K. Y.; REINART, A.; SOBEK, S. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, p. 535–540, 2005.

KUTSER, T.; VERPOORTER, C.; PAAVEL, B.; TRANVIK, L.J. Estimating lake carbon fractions from remote sensing data. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 138–146, 2015.

LEGAN, L. **Soluções sustentáveis – Uso da água na Permacultura**. Pirenópolis, GO: Ecocentro IPEC – Instituto de Permacultura e Ecovilas do Cerrado, 64 p., 2007.

LOISELLE, S.A.; BRACCHINI, L.; DATTILO, A.M.; RICCI, M.; TOGNAZZI, A.; CÓZAR, A.; ROSSI, C. Optical characterization of chromophoric dissolved organic matter using wavelength distribution of absorption spectral slopes. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 590-597, 2009.

LOPES, F.B.; NOVO, E.M.L.M.; BARBOSA, C.C.F.; ANDRADE, E.M.; FERREIRA, R.D. Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a concentrations in a reservoir of the semiarid region. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 96 – 106, 2016.

LI, S.; BUSH, R.T.; MAO, R.; XIONG, L.; YE, C. Extreme drought causes distinct water acidification and eutrophication in the Lower Lakes (Lakes Alexandrina and Albert), Australia. **Journal of Hydrology**, v. 544, p. 133–146, 2017.

MARA, D. Water – and waste water – related disease and infection risk: what is an appropriate value for the maximum tolerable additional burden of disease? **Journal of Water and Health**, v. 9, n. 2, p. 217-224, 2011.

MEDEIROS, S.S.; GHEYI, H.S.; GALVÃO, C.O.; PAZ, V.P.S. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**, Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 440 p., 2011.

MILTON, E.J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, p. 1807-1827, 1987.

MINAYO, M.C.S. **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. 30 ed. Petrópolis, RJ: Vozes, 2011, 108p.

MONTENEGRO, A.A.T.; BEZERRA, F.M.L.; LIMA, R.N. Evapotranspiração e coeficientes de cultura do mamoeiro para a região litorânea do Ceará. **Eng. Agríc.**, v. 24, n. 2, p. 464-472, 2004.

MÜNSTER, U. Studies on phosphatase activities in humic lakes. **Environment International**, v. 20, p. 49-59, 1994.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles, **J. Hydrol.**, v. 10, p. 282–290, 1970.

NOVAES, A.P.; SIMOES, M.L.; NETO, L.M.; CRUVINEL, P.E.; SANTANA, A.; NOVOTNY, E.H.; SANTIAGO, G.; NOGUEIRA, A.R.A. Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica. **Comunicado Técnico EMBRAPA**, n. 46, p.1-5, 2002.

NOVO, E.M.L.M.; LONDE, L.R.; BARBOSA, C.C.F.; ARAUJO, C.A.S.; RENNÓ, C.D. Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat images. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 65-82, 2013.

OLMANSON, L.G.; BREZONIK, P.L.; FINLAY, J.C.; BAUER, M.E. Comparison of Landsat 8 and Landsat 7 for regional measurements of CDOM and water clarity in lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 185, p. 119–128, 2016.

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

PAMPLONA, S.; VENTURI, M. **Esgoto à flor da terra**, Permacultura Brasil. Soluções ecológicas. Ano VI, v. 16, 48 p., 2004.

PELECHATY, M.; PRONIN, E.; PUKACZ, A. Charophyte occurrence in *Ceratophyllum demersum* stands. **Hydrobiologia**, v. 737, p. 111–120, 2014.

PETER, S.; DE ARAÚJO, J.C.; ARAUJO, N.; HERRMANN, H.J. Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **Journal of Hydrology**, v. 512, p. 408-420, 2014.

PFLUGMACHER, S.; SPANGENBERG, M.; STEINBERG, C.E.W. Dissolved Organic Matter (DOM) and the effects on the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* in relation to photosynthesis, pigment pattern and activity of detoxication enzymes. **Journal of Applied Botany**, v. 73, p. 184-190, 1999.

PINHEIRO, L.S. **Proposta de índice de priorização de áreas para saneamento rural: Estudo de caso Assentamento 25 de Maio, Ceará**. 2011. 109f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

RAPIDEYE - **Satellite Imagery Product Specifications**. Version 6.1, Abril 2015. Disponível em:

<[http://blackbridge.com/rapideye/upload/RE\\_Product\\_Specifications\\_ENG.pdf](http://blackbridge.com/rapideye/upload/RE_Product_Specifications_ENG.pdf)>. Acesso em Agosto 2015.

RECHE, I., PACE, M.L., COLE, J.J. Relationship of trophic and chemical conditions to photobleaching of dissolved organic matter in lake ecosystems. **Biogeochemistry**, v. 44, p. 258-289, 1999.

RICHTER, R.; SCHLÄPFER, D. Atmospheric and topographic correction for satellite imagery. **ATCOR 2/3 User guide version 9.0.2**. Disponível em: <[http://www.rese.ch/pdf/atcor3\\_manual.pdf](http://www.rese.ch/pdf/atcor3_manual.pdf)>. Acesso em: Setembro 2016.

RODRIGUES, I.; BARBIERI, J.C. A emergência da tecnologia social: revisitando o movimento da tecnologia apropriada como estratégia de desenvolvimento sustentável. **Revista de Administração Pública**, v. 42, n. 6, p. 1069-1094, 2008.

ROY, D.P.; WULDER, M.A.; LOVELAND, T.R.; WOODCOCK, C.E.; ALLEN, R. G.; ANDERSON, M.C.; HELDER, D.; IRONS, J.R.; JOHNSON, D.M.; KENNEDY, R. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, v. 145, p. 154-172, 2014.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, p. 341-350, 1991.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; NETO, J.R.A.; MEIRELES, A.C.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Rev. Ciênc. Agron.**, v. 45, p. 35-44, 2014.

SHAO, T.; SONG, K.; DU, J.; ZHAO, Y.; LUI, Z.; ZHANG, B. Retrieval of CDOM and DOC using in situ hyperspectral data: A case study for potable water in Northeast China. **Journal of Indian Society Remote Sensing**, v. 44, n. 1, p. 77-89, 2015.

SILVA, E.N.; BEZERRA, F.M.L. Evapotranspiração e coeficientes de cultivo da bananeira no Vale do Curu, CE. **Rev Ciên Agron.**, v. 40, n. 2, p. 203-210, 2009.

SILVA, E.V.; GORAYEB, A.; DE ARAÚJO, J.C. **Atlas socioambiental do Assentamento 25 de Maio – Madalena – Ceará**. Fortaleza: Ed. Expressão Gráfica, 44p, 2015.

SOARES, A.L.J. Tecnologias de baixo impacto - A práxis da sustentabilidade, In: CARBOGIM, J.B.P. (Org.). **Projeto de olho na água: Estratégia para a sustentabilidade**. Fortaleza, CE: Fundação Brasil Cidadão, p. 48-53, 2009.

SOUZA, J.A.R.; ASTONI, D.M. Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento preliminar da água residuárias da suinocultura. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 4, p. 152-165, 2010.

SOUZA, R.S.; POLIZER, M.; RONDON, M.A.C.; VAL, L.A.A.; GONDA, J. Avaliação do coeficiente de retorno esgoto/água numa rede de esgoto sanitário. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande-MS. **Anais...** v. 1, p. 1-8, 2005.

STEINBERG, E.W. Regulatory impacts of humic substances in lakes. In: O'Sullivan, P. E.; Reynolds, C.S. (Eds.). **The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology**. Malden: Blackwell Science Ltd., p. 153-196, 2004.

STEINBERG, C.E.W.; MEINELT T.; TIMOFEYEV M.A.; BITTNER M.; MENZEL, R. Humic Substances (review series), Part 2: Interactions with Organisms. **Env Sci Pollut Res**, v. 15, p. 128-135, 2008.

TRANVIK, L.J. Allocthonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. **Hydrobiologia**, v. 229, p. 107-114, 1992.

TRANVIK, L.J.; BERTILSSON, S. Contrasting effects of solar UV radiation on dissolved organic sources for bacterial growth. **Ecol. Lett.**, v. 4, p. 458-463, 2001.

TOLEDO JÚNIOR, A.P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de açudes de regiões quentes tropicais**, 1990. São Paulo: CETESB, 1990. (Relatório interno).

TOLEDO, C.E.; DE ARAÚJO, J.C.; ALMEIDA, C.L. The use of remote-sensing techniques to monitor dense reservoir networks in the Brazilian semiarid region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 10, p. 3683–3699, 2014.

USGS. Provisional Landsat 8 Surface Reflectance Data, U.S. Geological Survey: Sioux Falls, SD, USA, 2015. Disponível em:  
<[http://landsat.usgs.gov/about\\_LU\\_Special\\_Issue\\_3.php](http://landsat.usgs.gov/about_LU_Special_Issue_3.php)> Acesso em: Agosto 2016.

WATANABE, F.S.Y.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.W.P.; IMAI, N.N.; BARBOSA, C.C.F.; 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.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R.F. Lodo de esgoto: características e produção. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG, Companhia de Saneamento do Paraná, p. 17-65, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 Ed. Belo Horizonte – MG: UFMG, 452 p., 2005.

WEICHEL, H.; ROSSO, P.; MARX, A.; REIGBER, S.; DOUGLAS, K.; HEYNEN, M **The RapidEye Red Edge Band**. Disponível em:  
<[https://resa.blackbridge.com/files/2014-06/Red\\_Edge\\_White\\_Paper.pdf](https://resa.blackbridge.com/files/2014-06/Red_Edge_White_Paper.pdf)> Acesso em: Agosto 2015.

WETZEL, R.G. Gradient-dominated ecosystems: source and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. **Hydrobiologia**, v. 229, p. 181-198, 1992.

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

WIEGAND, M.C.; PIEDRA, J.I.G.; DE ARAÚJO, J.C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n. 2, p. 415-424, 2016.

WIEGAND, M.C.; PINHEIRO, L.S.; BELO, P.S.C.; DE ARAÚJO, J.C. Irrigação de micro-áreas com reúso de esgoto domiciliar utilizando tecnologia Fossa Verde em região semiárida. In: II Reunião Sulamericana para Manejo e Sustentabilidade da Irrigação em Regiões Áridas e Semiáridas, Cruz das Almas-BA. **Anais...** v. 1, p. 149-152, 2011.

ZHANG, Y.; VAN DIJK, M. A.; LUI, M.; ZHU, G.; QIN, B. The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in eutrophic shallow lakes: Field and experimental evidence. **Water Research**, v. 43, p. 4685-4697, 2009.

ZHANG, S.; FOERSTER, S.; MEDEIROS, P.; DE ARAÚJO, J.C.; MOTAGH, M.; WASKE, B. Bathymetric survey of water reservoirs in north-eastern Brazil based on TanDEM-X satellite data. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 575-593, 2016.

ZHU, W.; YU, Q.; TIAN, Y.Q.; BECKER, B.L.; ZHENG, T.; CARRICK, H. J. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 766-778, 2014.