



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

FRANCISCO JAIRO SOARES PEREIRA

**ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS NO RIO
JAGUARIBE-CE ATRAVÉS DE IMAGENS DO SATÉLITE RAPIDEYE**

FORTALEZA

2017

FRANCISCO JAIRO SOARES PEREIRA

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS NO RIO
JAGUARIBE-CE ATRAVÉS DE IMAGENS DO SATÉLITE RAPIDEYE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa.

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)

P491e Pereira, Francisco Jairo Soares.
Estimativa da concentração de sedimentos suspensos no Rio Jaguaribe-Ce através de imagens do satélite RapidEye / Francisco Jairo Soares Pereira. – 2017.
89 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2017.
Orientação: Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa.

1. Hidrossedimentologia. 2. Sensoriamento remoto. 3. Reflectância da água. I. Título.

CDD 630

FRANCISCO JAIRO SOARES PEREIRA

ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS NO RIO
JAGUARIBE-CE ATRAVÉS DE IMAGENS DO SATÉLITE RAPIDEYE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 11/ 08/ 2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Pesquisador Dr. Antônio Heriberto de Castro Teixeira
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

Prof. Dr. George Leite Mamede
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

Prof. Dr. Pedro Henrique Medeiros
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Aos meu pais, Socorro Soares e
Raimundo Pereira pelo constante
apoio.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida;

Aos meus pais, Maria Socorro Soares Pereira e Raimundo Agécio Augusto Pereira e toda minha família por sempre me apoiarem e incentivarem a seguir nessa vida de estudos, mesmo nos momentos difíceis e complicados deste caminho, e por acreditarem em mim, mesmo quando nem mesmo eu conseguia acreditar.

À Universidade Federal de Ceará (UFC) e ao Departamento de Engenharia Agrícola pela estrutura concedida.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFC, que contribuíram para meu aprendizado e formação, especialmente, José Carlos de Araújo, Fernando Bezerra Lopes, George Leite Mamede, Pedro Henrique Augusto Medeiros, Luís Alberto, Eunice Maia de Andrade e Camboim Neto.

Ao meu orientador, professor Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa, pelos ensinamentos, pela atenção, paciência e indispensáveis contribuições neste trabalho tão importante, pelos momentos compartilhados durante essa caminhada que o tornou também um amigo.

Aos componentes do Grupo de pesquisas Hidrosedimentológicas do Semiárido (HIDROSED) que me apoiaram nos momentos de dúvidas e com os quais criei uma amizade, sentindo-me integrante de uma família.

Ao projeto PRECE, especialmente a EPC-Apuiarés onde estudei, e onde comecei a minha caminhada rumo à Universidade, por todos os momentos de estudos, alegres e saudosos, principalmente aos amigos Severino, Camila, Cinthia, Nonato, Fábio, Beto, Gláucia, Nacélio, Francisco das Chagas, entre tantos outros que sempre foram exemplos de estudantes e de pessoas.

Às minhas irmãs de coração Léa Moraes e Camila Lira, que tive a honra de conhecer durante o mestrado, com quem dividi os momentos difíceis e os momentos muito difíceis, criando grande amor e carinho e que hoje são minha família também, por nunca me deixarem sozinho nas jornadas de estudo e trabalho.

Aos amigos, Junio Moreira, pela parceria, principalmente nas atividades das disciplinas; Valéria Ramos e Adão Barros pela parceria nos trabalhos de campo; David Bruno pela parceria nos estudos e trabalhos; Karine Gobira pela parceria nos trabalhos acadêmicos, especialmente pela oportunidade de participar de sua monografia, tanto na elaboração como na avaliação; Vidal, Esmayle, Simon, Gabriela, Socorro, Ronner, Álisson, Christine, Pedro, dentre

tantos outros que estiveram presentes tornando a vida acadêmica uma fase, não somente séria, mas também de companheirismo.

À Karine Mendes, por todos os momentos de descontração, companheirismo, compreensão e incentivo que não me deixaram desistir do meu objetivo.

Ao Stephen pelas preciosas aulas de inglês.

Aos amigos de graduação, Elaine, Clíce, Micheli e Leilson pelo apoio e incentivo constante.

Às pesquisadoras alemãs do Centro Alemão de Pesquisas em Geociências Saskia e Arlena pela parceria e dicas preciosas além do fornecimento das imagens essenciais a este trabalho.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico (CNPq) pela bolsa concedida, sem a qual não poderia cursar o mestrado.

À Agência Nacional de Águas (ANA) e a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) na pessoa de Luiz Coelho pelo fornecimento de dados.

Aos membros da banca, pela disponibilidade em ajudar e contribuir com este trabalho.

A todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho;

Muito obrigado!

“O grande propósito da vida é a felicidade, que é sustentada pela esperança. Nós não temos nenhuma garantia sobre o futuro, mas vivemos com a esperança de que algo melhor vai acontecer. Esperança significa continuar, pensando “Eu posso fazer isso”. Isso traz força interior, confiança e a habilidade de fazer o que você faz de forma honesta, verdadeira e transparente.”

(Dalai Lama)

RESUMO

A grande quantidade de sedimentos transportada pelos rios provoca a degradação e redução da disponibilidade hídrica com prejuízos social e ambiental. O monitoramento in loco destes sedimentos em rios intermitentes no Semiárido brasileiro é um obstáculo para melhor compreensão da magnitude destes prejuízos. O objetivo geral deste trabalho foi estimar concentrações de sedimentos suspensos (CSS) no Rio Jaguaribe-Ce baseando-se na relação entre dados obtidos em campo e sensoriamento remoto. A seção transversal do posto fluviométrico de Iguatu, localizada na cidade de Iguatu – Ce, foi utilizada como referência neste estudo. A metodologia utilizada divide-se em duas etapas principais: 1) obtenção e análise de dados adquiridos em campo; e 2) obtenção e análise de dados adquiridos por sensoriamento remoto. Utilizando-se a curva-chave vazão-CSS, estimou-se a CSS na seção do Rio Jaguaribe para o período de 2009 a 2014 para posterior análise da relação que esta possui com os dados orbitais. Foram utilizadas 12 imagens do satélite RapidEye cujo processamento consistiu de duas etapas: i) correção atmosférica; ii) análise e extração da reflectância. Para a correção atmosférica utilizou-se o modelo 6S (Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum). Para análise e extração da reflectância foram selecionados 21 pixels. Foram testados nove modelos já existentes para outras regiões do mundo que correlacionam a CSS com a reflectância de imagens orbitais. A partir dos dados de reflectância e CSS obtidos no campo foram desenvolvidos modelos empíricos de estimativa de CSS. Do total de 12 imagens, seis foram utilizadas para elaboração dos modelos e seis para validação dos mesmos. Para as análises de desempenho dos modelos calcularam-se os seguintes parâmetros estatísticos: coeficiente de determinação (R^2); erro médio absoluto (EMA); raiz do erro quadrático médio (REQM); e Índice de concordância de Nash-Sutcliffe (NSE). Os resultados indicaram que nenhum dos modelos empíricos avaliados disponíveis na literatura se mostrou apropriado para representar os dados de CSS no Rio Jaguaribe. Os dados de CSS medidos variaram de 66,54 mg/L a 229,56 mg/L. Dos modelos desenvolvidos para uma única banda (SEB), o que melhor se aplica é aquele que relaciona a CSS com a banda 4 (690 – 730 nm). Esta é uma relação importante, visto que as imagens RapidEye são as primeiras a possuírem uma faixa exclusiva para esse comprimento de onda. Os melhores resultados com bandas duplas (DEB) mostraram-se quando combinadas as bandas 5, 4 e 3 entre si. O melhor deles foi o modelo DEB4, que representa uma relação entre as bandas 4 e 3. O melhor modelo de bandas espectrais triplas foi o modelo TEB2 (Bandas 3, 4 e 5). Dos seis melhores modelos, cinco usam combinações de faixas do vermelho. Conclui-se que o modelo de duplas bandas (DEB4), é o que melhor representa a estimativa da CSS no Rio Jaguaribe e percebe-se que a utilização de imagens orbitais de alta resolução espacial é eficiente na estimativa da CSS em rios do semiárido. Conclui-se ainda que a banda espectral das imagens da constelação de satélites RapidEye que melhor representa a CSS é a banda 4 (Red-Edge).

Palavras-chave: Hidrossedimentologia. Sensoriamento remoto. Reflectância da água.

ABSTRACT

The large amount of sediment transported by the rivers causes the degradation and reduction of the water availability with social and environmental damages. The in loco monitoring of these sediments in intermittent rivers in the Brazilian semi-arid region is an obstacle to a better understanding of the magnitude of these damages. The general objective of this work was to estimate suspended sediment concentrations (SSC) in the Jaguaribe-Ce River basing on the relationship between field data and remote sensing. The cross section of the Iguatu fluviometric station, located in the city of Iguatu - Ce, was used as reference in this study. The methodology used is divided into two main stages: 1) obtaining and analyzing data acquired in the field; and 2) acquisition and analysis of data acquired by remote sensing. Using the CSS-flow curve, CSS was estimated in the section of the Jaguaribe River for the period from 2009 to 2014 for later analysis of the relationship that it has with the orbital data. Twelve images of the RapidEye satellite were used, whose processing consisted of two steps: i) atmospheric correction; ii) reflectance analysis and extraction. For the atmospheric correction the model 6S (Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum) was used. For the analysis and extraction of reflectance, 21 pixels were selected. Nine models were already tested for other regions of the world that correlate CSS with orbital image reflectance. From the data of reflectance and CSS obtained in the field, empirical models of CSS estimation were developed. Of the total of 12 images, six were used for the elaboration of the models and six for their validation. For analyzes of performance of the models, the following statistical parameters were calculated: coefficient of determination (R^2); mean absolute error (EMA); root mean square error (REQM); and Nash-Sutcliffe (NSE) concordance index. The results indicated that none of the available empirical models available in the literature was adequate to represent the CSS data in the Jaguaribe River. The measured CSS data ranged from 66.54 mg / L to 229.56 mg / L. Of the models developed for a single band (SEB), the one that best applies is one that relates CSS to band 4 (690 - 730 nm). This is an important relationship, since RapidEye images are the first to have an exclusive range for this wavelength. The best results with double bands (DEB) were shown when bands 5, 4 and 3 were combined with each other. The best model was the DEB4 model, which represents a relation between bands 4 and 3. The best model of triple spectral bands was the model TEB2 (Bands 3, 4 and 5). Of the six best models, five use combinations of red bands. It is concluded that the double-band model (DEB4) is the best estimate of CSS in the Jaguaribe River and it is perceived that the use of orbital images of high spatial resolution is efficient in the estimation of CSS in semi-arid rivers. It is also concluded that the spectral band of the images of the constellation of satellites RapidEye that best represents the CSS is the band 4 (Red-Edge).

Key words: Hydrosedimentology. Remote sensing. Water reflectance.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Comprimento de onda das bandas espectrais de imagens dos satélites RapidEye e Landsat 5	26
Figura 2 – Esquema simplificado da aquisição de uma imagem orbital	29
Figura 3 – Bacia do Alto Jaguaribe e localização da seção de estudo	31
Figura 4 – Mapa hipsométrico com a rede de drenagem e principais açudes da Bacia do Alto Jaguaribe	33
Figura 5 – Precipitação pluviométrica em Iguatu no período de 1974 a 2016	34
Figura 6 – Seção de monitoramento hidrosedimentológico em Iguatu-Ce; Google Earth (A) e composição RGB (321) de imagem RapidEye (B)	35
Figura 7 – Régua linimétrica na seção de monitoramento hidrosedimentológico de Iguatu-Ce	35
Figura 8 – Fluxograma da metodologia utilizada para obtenção da concentração de sedimentos suspensos (CSS) no campo e através de sensoriamento remoto, e geração de modelos matemáticos para estimativa da CSS	36
Figura 9 – Curva-chave cota-vazão para seção de monitoramento hidrosedimentológico do Rio Jaguaribe em Iguatu-Ce	37
Figura 10 – Curva-chave vazão-carga de sedimentos para seção de monitoramento hidrosedimentológico do Rio Jaguaribe em Iguatu-Ce	38
Figura 11 – Vazão e precipitação pluviométrica para o período de estudo (2009 - 2014)	39
Figura 12 – Estrutura de funcionamento do modelo 6S	40
Figura 13 – Identificação do pixels (5 x 5 m) da seção de Iguatu para extração da reflectância	41
Figura 14 – Perfil transversal completo da seção Iguatu (A) e perfil transversal da seção Iguatu considerado para extração da reflectância (B)	42
Figura 15 – Curvas espectrais da seção Iguatu referente a cada uma das 12 imagens analisadas	47

Figura 16 – Comportamento espectral de diferentes alvos após correção atmosférica	48
Figura 17 – Análise do desempenho dos modelos de estimativa de CSS (até 1600 mg/L) provenientes da literatura especializada aplicados para as condições do Rio Jaguaribe	50
Figura 18 – Análise do desempenho dos modelos de estimativa de CSS (até 400 mg/L) provenientes da literatura especializada aplicados para as condições do Rio Jaguaribe	51
Figura 19 – Resumo estatístico da avaliação dos modelos empíricos aplicados para as condições do Rio Jaguaribe-Ce	52
Figura 20 – Reflectância (%) e concentração de sedimentos suspensos - CSS (mg/L) estimada pela curva-chave de sedimentos para as cinco bandas espectrais de imagens RapidEye referentes ao período de 2009 a 2014	55
Figura 21 – Análise de desempenho dos modelos de estimativa da concentração de sedimentos suspensos – CSS com bandas espectrais únicas (SEB)	57
Figura 22 – Concentração de sedimentos suspensos - CSS na seção Iguatu, simulada pela curva-chave de sedimentos e simulada pelo modelo SEB4	58
Figura 23 – Análise do desempenho dos modelos de estimativa de CSS de bandas espectrais duplas (DEB)	60
Figura 24 – Concentração de sedimentos suspensos – CSS na seção Iguatu, simulada pela curva-chave de sedimentos e simulada pelo modelo DEB4	61
Figura 25 – Análise do desempenho dos modelos de estimativa de CSS de razão de bandas espectrais (TEB)	62
Figura 26 – Concentração de sedimentos suspensos na seção Iguatu simulada pela curva-chave de sedimentos e simulada pelo modelo TEB2	63
Figura 27 – Resumo estatístico do desempenho dos modelos empíricos desenvolvidos para as condições do Rio Jaguaribe-Ce	64
Figura 28 – Distribuição espacial da concentração de sedimentos suspensos no Rio Jaguaribe estimada pelo modelo DEB4	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características técnicas gerais dos satélites RapidEye	25
Tabela 2 – Resolução espectral das bandas das imagens RapidEye e LandSat 5	26
Tabela 3 – Níveis de processamento dos produtos dos satélites RapidEye	27
Tabela 4 – Pesquisas realizadas com utilização de imagens e dados RapidEye no mundo	28
Tabela 5 – Modelos empíricos oriundos de revisão bibliográfica	43
Tabela 6 – Dados de cota, vazão, CSS e reflectância na seção Iguatu referentes ao período em estudo	53
Tabela 7 – Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais únicas	56
Tabela 8 – Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais duplas	59
Tabela 9 – Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais triplas	61
Tabela 10 – Desempenho dos modelos empíricos desenvolvidos	63

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Vazão líquida com a concentração de sedimentos suspensos	38
Equação 2 - Coeficiente de determinação (R^2)	44
Equação 3 - Erro médio absoluto (EMA)	44
Equação 4 - Raiz do erro médio quadrático (REMQ)	45
Equação 5 - Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE)	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
B1	Banda espectral 1
B2	Banda espectral 2
B3	Banda espectral 3
B4	Banda espectral 4
B5	Banda espectral 5
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CSS	Concentração de sedimentos suspensos
DEB	Bandas espectrais duplas
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GFZ	Centro Alemão de Pesquisas em Geociências
IVP	Infravermelho Próximo
LABFIT	Curve Fitting Software
LANDSAT	Land Remote Sensing Satellite
QSS	Descarga sólida em suspensão
SEB	Bandas espectrais simples
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Geográficas
TEB	Bandas espectrais triplas
6S	Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	Objetivo geral	18
1.2	Objetivos específicos	18
2	REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1	Hidrossedimentologia nas condições semiáridas	19
2.2	Erosão e transporte de sedimentos	20
2.3	Vazão e concentração de sedimentos em suspensão	21
2.4	Comportamento espectral da água	22
2.5	Sensoriamento remoto no estudo de sedimentos suspensos	23
2.6	Imagens RapidEye	24
2.7	Correções atmosféricas	29
3	ÁREA DE ESTUDO	31
4	METODOLOGIA	36
4.1	Obtenção <i>in loco</i> da concentração de sedimentos em suspensão (CSS)	37
4.2	Obtenção e processamento das imagens	39
4.2.1	<i>Correções atmosféricas das imagens</i>	39
4.2.2	<i>Análises da reflectância da água</i>	40
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
5.1	Reflectâncias dos alvos na seção de monitoramento	46
5.2	Correção atmosférica das imagens RapidEye	48
5.3	Avaliação do desempenho de modelos empíricos disponíveis na literatura especializada	49
5.4	Modelos empíricos para o Rio Jaguaribe	53
5.4.1	<i>Modelos para bandas espectrais simples (SEB)</i>	56
5.4.2	<i>Modelos de estimativa da CSS por duplas bandas espectrais (DEB)</i>	58
5.4.3	<i>Modelos de estimativa da CSS por triplas bandas espectrais (TEB)</i>	61
5.4.4	<i>Análise espacial da CSS em rios intermitentes do Semiárido brasileiro</i>	65
6	CONCLUSÕES	68
	REFERÊNCIAS	69
	ANEXO A – LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE LABFIT PARA BANDAS ESPECTRAIS ÚNICAS	82

ANEXO B – LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE LABFIT PARA COMBINAÇÕES DE DUAS BANDAS ESPECTRAIS	85
ANEXO C – LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE LABFIT PARA RAZÃO DE BANDAS ESPECTRAIS	88

1 INTRODUÇÃO

O monitoramento hidrosedimentológico de bacias hidrográficas não é uma atividade simples, principalmente em regiões de escassez e incertezas hidrológicas como o semiárido brasileiro. Os desafios dos estudos nesta região têm sido principalmente devido à dificuldade de um monitoramento contínuo, de forma a gerar informações qualitativas e quantitativas consistentes dos processos hidrosedimentológicos e dos diversos fatores que exercem influência sobre os mesmos.

Na região semiárida brasileira, os rios são, predominantemente, intermitentes ou efêmeros, não garantindo a oferta hídrica; os aquíferos encontram-se no embasamento cristalino, geralmente possuindo vazões limitadas; o abastecimento hídrico é, então, em sua maioria, dependente dos açudes, existindo uma pequena porcentagem da demanda hídrica suprida pelas reservas subterrâneas (ARAÚJO, 2003; ARAÚJO, 2006).

Além disso, as mudanças no uso e cobertura do solo resultantes das atividades antrópicas provocam alterações expressivas no balanço de água do solo, com efeitos nas camadas superficiais e subsuperficiais, resultando em erosão e transporte de sedimentos, causando diversas transformações nos ecossistemas terrestres e aquáticos (TOLEDO, 2001).

As grandes quantidades de sedimentos transportados pelos cursos de água, provenientes da ação erosiva da água sobre o solo da bacia, provocam a degradação dos corpos hídricos, como por exemplo, o assoreamentos dos grandes reservatórios, e prejuízos significativos à população, ao desenvolvimento socioeconômico e ao meio-ambiente.

Os rios são os grandes receptores e transportadores dos sedimentos provenientes da erosão dos solos, estes são carregados como carga de leito (partículas que se movem ao longo do leito do rio), responsável por aproximadamente 10% do total de transporte sólido de um rio (MEADE; YUZYK; DAY, 1990) ou como sedimento suspenso, suportado pelo fluxo e mantido em suspensão pela turbulência do fluido. Lima Neto *et al.* (2011), após conduzirem uma investigação no semiárido do Brasil, constataram que o transporte de leito foi responsável em aproximadamente 30% da carga total de sedimentos registrada na seção de controle da Bacia do Alto Jaguaribe.

O transporte de sedimentos ocorre em maiores intensidades nos períodos chuvosos. De 70 a 90% de todo o sedimento transportado ocorre nestes períodos, principalmente nos grandes eventos pluviométricos (CARVALHO, 2008).

A carga de sedimento suspenso é a principal fonte na produção de sedimentos e é composta principalmente por partículas com pequenos diâmetros, menores do que 0,062 mm,

embora possa também incluir partículas maiores (fração areia) durante picos elevados de vazão (PINHEIRO, 2013).

A concentração de sedimentos em suspensão (CSS) é um indicador importante que representa bem os processos de transporte e ressuspensão de sedimentos, que conecta a hidrodinâmica com condições geomorfológicas (GAO; JOSEFSON, 2012). As partículas finas que contêm uma grande quantidade de nutrientes, orgânicos e metais pesados podem afetar negativamente os ecossistemas naturais (ARANTES, 2012).

Portanto, o estudo da bacia hidrográfica e das características que influenciam esses processos erosivos e de aporte de sedimentos aos corpos hídricos é fundamental para que sejam adotadas ações corretivas e/ou preventivas, para atenuar o processo de degradação deste ecossistema.

Com base no que foi mencionado, levantou-se as seguintes questões científicas: É possível estimar a CSS em rios do semiárido utilizando imagens de satélites com alta resolução espacial? A partir desta pergunta objetivou-se testar a seguinte hipótese: Devido às altas resoluções espacial e temporal, as imagens da constelação RapidEye podem ser usadas para estimativas precisas da CSS em rios.

1.1 Objetivo geral

Estimar a concentração de sedimento em suspensão no Rio Jaguaribe-Ce através de sensoriamento remoto com imagens do satélite RapidEye, e dados obtidos em campo.

1.2 Objetivos específicos

- i) Avaliar as bandas espectrais das imagens do satélite RapidEye e sua relação com a concentração de sedimentos em suspensão no Rio Jaguaribe – Ce;
- ii) Avaliar representatividade de modelos empíricos de outras regiões do planeta para as condições de Semiárido do nordeste do Brasil;
- iii) Gerar modelos matemáticos para estimativa da concentração de sedimentos em suspensão em função da resposta espectral das águas do Rio Jaguaribe-Ce; e
- iv) Avaliar a composição de bandas espectrais de imagens do satélite RapidEye nos modelos matemáticos aplicados ao Rio Jaguaribe-Ce.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Hidrossedimentologia nas condições semiáridas

Nas regiões semiáridas, marcadas pela carência de recursos hídricos resultante de precipitações totais anuais baixas e irregulares, elevados níveis de radiação solar e temperatura (PAIVA, 2008), grandes esforços têm sido realizados no intuito de melhor entender o comportamento e alterações dos processos hidrossedimentológicos.

As alterações em bacias ocorrem em condições naturais, porém o efeito, por exemplo, de modificações sobre a cobertura vegetal ou uso da terra podem resultar na degradação, com um alto potencial de alterar a infiltração da água, o balanço hídrico superficial e subterrâneo, o assoreamento, entre outros problemas (RODRIGUES, 2009).

Os recursos hídricos vêm sendo constantemente degradados, tanto em qualidade como em quantidade, por exemplo, na alteração dos cursos d'água ou na diminuição dos canais de drenagem, sendo, esta situação, bastante preocupante. Nesse contexto, as bacias hidrográficas têm sido adotadas como unidades físicas de reconhecimento, caracterização e avaliação, como forma de facilitar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, que para funcionar, necessitam de constante monitoramento (PALÁCIO *et al.*, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2013).

Vários autores vêm estudando a Hidrossedimentologia no semiárido cearense. Palácio *et al.* (2012) analisaram a influência da ação antrópica sobre as respostas hidrossedimentológicas em uma microbacia experimental de escoamento efêmero no semiárido cearense durante os anos de 2009 e 2010; Aguiar *et al.* (2006), estudaram a perda de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral – CE; Lobato *et al.* (2010) relacionaram a perda de solo e nutrientes com diferentes alturas pluviométricas; Medeiros *et al.* (2014) estudaram as principais características que afetam a conectividade de sedimentos em diferentes escalas espaciais dentro da região semiárida brasileira, com base em pesquisas anteriores realizadas na Bacia do Alto Jaguaribe; Araújo *et al.* (2006) estudaram a perda do volume de reservatórios causada pela deposição de sedimentos e seu impacto na disponibilidade hídrica da região. Outros autores, ainda, aplicaram a modelagem aos estudos hidrossedimentológicos, tanto no Brasil como em outras regiões do planeta (MUELLER *et al.*, 2010; ARRUDA, 2011; SANTOS, 2011; BRONSTERT *et al.*, 2014).

Estudos que visem contribuir para o entendimento dos fenômenos hidrossedimentológicos na região semiárida do Brasil devem ser executados, tanto no âmbito de

pequenas como de grandes bacias hidrográficas, o que tornará mais eficaz a preservação e manejo correto dos recursos hídricos.

2.2 Erosão e transporte de sedimentos

A erosão dos solos e a conseqüente produção de sedimentos são objetos de preocupação crescente em todas as situações relativas à gestão do uso do solo e da água (PARANHOS; PAIVA, 2008). Esta causa a redução da fertilidade do solo, redução da sua capacidade de armazenamento de água, perdas de matéria orgânica, assoreamento, aumento do risco de desertificação, destruição das nascentes, formação de sulcos indesejáveis no terreno, poluição dos corpos hídricos, entre outros (BAKKER *et al.*, 2005).

A erosão está relacionada com os processos de desgaste da superfície do terreno, por meio do desprendimento, transporte e deposição de sedimentos, tendo como principais agentes o vento e a água precipitada. Quando o homem atua no meio, através de práticas que desequilibram as condições naturais, este processo é acelerado e há a remoção de grande quantidade de material em um curto período de tempo (BIGARELLA, 2007).

A erosão hídrica é a mais comum, de maior distribuição espacial no Brasil e no mundo (QUERRA; JORGE, 2012). Esse tipo de erosão é condicionado, basicamente, pelos fatores: chuva, solo, cobertura, manejo, topografia e práticas conservacionistas (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003). Em conjunto, estes fatores determinam a intensidade e as variações nas taxas de perda de solos e nutrientes, através de sedimentos (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003; CUNHA e GUERRA, 2006).

A erosão hídrica é seletiva e transporta, preferencialmente, os sedimentos mais finos, de menor diâmetro e de baixa densidade, constituídos, principalmente de colóides minerais e orgânicos enriquecidos de elementos minerais (BERTOL *et al.*, 2007).

Os materiais resultantes do processo de erosão são transportados pela água do escoamento superficial. Quando a força do escoamento é pequena e não pode mais carregar os sedimentos, estes são depositados nos locais mais baixos da bacia hidrográfica. Nesse processo o material também pode atingir a rede de drenagem e ser transportado até os reservatórios hídricos, onde se acumularão (JUNIOR, 2013).

Como os solos do semiárido brasileiro são geralmente rasos e a vegetação de pequeno porte (OYAMA; NOBRE, 2004), as chuvas intensas, concentradas em poucos dias do ano, causam maior erosão, que associadas às grandes áreas de drenagem das bacias, aumentam

a carga de sedimentos e nutrientes carregados para os reservatórios (ALVES; CAMPOS, 2009), assim, causando redução da capacidade acumulativa e da vida útil dos açudes.

Deste modo, a pesquisa focada no transporte e concentração de sedimentos em rios pode proporcionar novas alternativas na busca de tecnologias mais adequadas às condições ambientais atuais e para a exploração sustentável de bacias hidrográficas, principalmente em áreas que possuem um potencial poluente elevado, buscando uma forma harmônica e equilibrada no manejo dos recursos naturais, estabelecendo deveres na interação do homem com o meio a sua volta, tornando-se, portanto muito útil à sociedade e principalmente ao meio rural.

2.3 Vazão e Concentração de Sedimentos em Suspensão

O conhecimento da concentração de sedimentos suspensos, um dos mais significativos poluentes de corpos hídricos (MARCELINO, 2009) é importante para a avaliação dos efeitos da interferência humana em bacias hidrográficas, que contribuem para o início e/ou aceleração dos processos erosivos, em função de atividades agrícolas, desmatamentos, mineração, etc.

O transporte de sedimentos em rios é importante quando se trata da navegabilidade em canais, da recarga de reservatório, da manutenção de equipamento hidrelétrico, do habitat de espécies aquáticas, das características físicas do rio e aos interesses científicos. Uma relação comum referente a todos estes tópicos é a que existe entre a concentração de sedimento em suspensão (CSS) e a vazão (Q) (WILLIAMS, 1989).

Quando os dados diários de vazão são disponíveis e os de sedimento não, faz-se necessário o uso de curvas-chave que permitem um cálculo aproximado de dados diários de sedimentos e da descarga sólida média anual (POLETTTO, 2007).

Com a vazão média líquida medida e amostragens de concentração de sedimentos coletadas numa determinada seção em um curso hídrico, pode-se calcular a descarga sólida em suspensão (Q_{ss}). A relação entre a descarga sólida em suspensão e a vazão média líquida na seção, referente a cada medida de concentração é chamada de curva-chave de sedimento (MAIA, 2006).

Lopes *et al.* (2005), estudando o fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do Rio Iguaçu, para o ajuste da curva aos dados medidos da vazão sólida de sedimentos em suspensão em função da vazão líquida, definiram dois critérios para a aceitação da curva. 1. Coeficiente

de determinação (R^2), obtido a partir da curva, deveria ser superior a 0,60; 2. A curva obtida deveria apresentar um bom ajuste visual aos dados medidos.

Assim, os hidrólogos têm feito esforços consideráveis na aplicação de curvas de classificação que podem descrever empiricamente a relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga de água para um determinado local (ASSELMAN, 2000; SYVITSKI *et al.*, 2000; MOREHEAD *et al.*, 2003).

Apesar das várias deficiências observadas na utilização da curva-chave de sedimentos, essa relação é comumente empregada para se estimar o fluxo de sedimentos em suspensão nos rios sendo uma alternativa utilizada devido às dificuldades de obtenção de dados contínuos de concentração de sedimentos em suspensão (MERTEN *et al.*, 2007).

2.4 Comportamento espectral da água

A água representa uma mistura complexa de diversos materiais dissolvidos e/ou particulados, principalmente sedimentos, fitoplâncton e matéria orgânica (HELLWEGGER *et al.*, 2004; RUDORFF, 2006). Esses materiais possuem propriedades ópticas distintas e interagem com a radiação solar de maneiras diferentes, em função de sua concentração e natureza (VILLAR, 2013) alterando o comportamento espectral das águas em condições naturais. A maior parte da radiação solar refletida corresponde às composições desses materiais devido ao espalhamento múltiplo que ocorre no corpo hídrico (BARBOSA, 2005). No caso da água pura a reflectância é baixa, mesmo na região do visível do espectro eletromagnético, quanto mais pura for sua constituição mais baixa é sua reflectância (NOVO, 2010).

A presença de matéria orgânica dissolvida provoca absorção seletiva de radiação em comprimentos de onda menores, dentro da faixa do visível (RUDORFF, 2006) e em comprimentos de ondas mais longos, na região do infravermelho, ocorre o espalhamento significativo da radiação solar na presença de altas concentrações de substâncias húmicas (MOBLEY, 1994).

Já o aumento de reflectância na faixa do verde é atribuído ao processo de espalhamento interno nas células do fitoplâncton. Essas algas são partículas refratoras, portanto, provocam o aumento do espalhamento também em comprimentos de onda do infravermelho próximo (700-900 nm) (RUDORFF, 2006).

A alta concentração dos pigmentos fotossintetizantes causa decréscimo na energia refletida da faixa do azul (400 a 500 nm) e do vermelho (600 a 700 nm) devido ao processo de

fotossíntese, dessa maneira apresentam maior absorção nessas faixas do que na região espectral do verde (500 a 600 nm) (LOBO, 2009).

A presença de sedimentos em suspensão provoca uma reflectância crescente na região visível do espectro electromagnético. No entanto, a reflectância do sedimento e da água é baixa na região do infravermelho próximo (NIR), a menos que haja quantidades significativas de algas presentes. Foi relatada na literatura uma correlação positiva entre a concentração de sedimentos suspensos e a reflectância espectral nos comprimentos de onda visíveis e NIR (JENSEN, 2009).

2.5 Sensoriamento remoto no estudo de sedimentos suspensos

Desde a década de 1970, imagens ópticas adquiridas remotamente têm sido usadas para quantificar as concentrações de sedimentos suspensos (CSS) em corpos d'água suficientemente grandes (RITCHIE *et al.*, 2003), principalmente porque tem uma ampla cobertura espacial e uma elevada frequência, tendo sido apontadas várias bandas do espectro visível e o infravermelho próximo (NIR) como indicadores de CSS em estudos anteriores (DOXARAN *et al.*, 2002; OUILLON *et al.*, 2004; WANG *et al.*, 2004; BINDING *et al.*, 2005; ZHOU *et al.*, 2006).

A CSS é uma variável crucial nos campos da morfologia dos canais fluviais, da qualidade da água e da ecologia aquática (COLLINS; WALLING, 2004). No entanto, na maioria dos rios do mundo informações de sedimentos não estão prontamente disponíveis, devido a falta de monitoramento e aquisição de dados (SYVITSKI *et al.*, 2000).

O sensoriamento remoto é uma maneira econômica de monitorar os corpos de água, pois pode-se envolver grandes áreas com elevadas frequências e boas escalas espaciais. Também é fácil atualizar os dados de sensoriamento remoto, o que permite o monitoramento contínuo dos cursos de água.

A estimativa e o monitoramento de sedimentos em suspensão utilizando técnicas de sensoriamento remoto foi realizada por diferentes pesquisadores (HAN; RUNDQUIST, 1996; HAN, 1997; LODHI *et al.*, 1998). Estes concluíram que a quantidade de sedimento na água afeta diretamente a reflectância da radiação solar nas porções visíveis e NIR; Em geral, quanto mais sedimento em suspensão, maior a reflectância (CURRAN; NOVO, 1988; RITCHIE *et al.*, 2003).

Outros pesquisadores reportaram a forte correlação positiva que existe entre a CSS e a radiância espectral (CHEN *et al.*, 2007). Esta relação tem sido aplicada aos dados de

sensoriamento remoto para estimar a distribuição espacial de CSS sobre águas costeiras e continentais, como reservatórios, lagos e grandes rios. Este tipo de informação oferece subsídios ao gerenciamento da qualidade da água, o monitoramento da poluição e a modelagem da taxa de transporte de sedimentos.

Trabalhos recentes ainda mostraram que imagens que possuem resolução espacial média podem ser eficientemente usadas para monitorar a CSS em grandes rios (MARTINEZ *et al.*, 2009; WANG; LU, 2010a). Martinez *et al.* (2009) encontraram fortes relações empíricas entre partículas em suspensão e reflectância superficial ao combinar imagens MODIS (resolução espacial de 250 m) e amostras de campo. Villar *et al.* (2012) utilizando dados de satélites e de campo para monitoramento de afluentes do rio Amazonas no Peru, descobriram que as imagens MODIS poderiam ser usadas para estudar o CSS e, combinadas com dados de descarga do rio, para avaliar a descarga de sedimentos.

Wang *et al.* (2009b) descobriram que a CSS poderia ser estimado diretamente a partir das imagens do satélite Landsat. Seu estudo envolveu amostras de CSS variando de 22 a 2610 mg/L em 10 estações. Os supracitados autores utilizaram 16 imagens cobrindo 16 estações ao longo do alto e médio Rio Yangtze para estimar CSS e descobriram que a banda 4 (NIR) foi a que melhor indicou a CSS.

Muitas pesquisas vêm mostrando a viabilidade de aumentar a rede de monitoramento hidrossedimentológica e avaliar a CSS de superfície em rios usando imagens de satélite (LOBO, 2009; MARTINEZ *et al.*, 2009, VILLAR *et al.*, 2012, MANGIAROTTI *et al.*, 2013).

Mertes *et al.* (1993) estudando o rio Amazonas com técnicas de sensoriamento remoto com imagens Landsat, demonstraram que os dados de satélite poderiam ser bons estimadores da concentração de sedimento; Martinez *et al.* (2004) confirmou a correlação da concentração de sedimentos com os dados de reflectância de satélite usando os sensores MERIS e MODIS.

2.6 Imagens RapidEye

No ano de 2008 foi lançado o sistema RapidEye, uma constelação de cinco satélites que tem como principal diferencial uma combinação única de cobertura de grandes áreas e sensores com alta resolução espacial (Tabela 1).

Tabela 1 - Características técnicas gerais dos satélites RapidEye

Característica	Informação
Número de satélites	5
Órbita	Heliossíncrona com 630 km de altitude
Passagem pelo Equador	+/- 11:00 h em hora local
Tipo de sensor	Imageador multiespectral pushbroom
Bandas espectrais	Blue, Green, Red, Red-Edge, NIR
Espaçamento de pixel	6,5 m no nadir
Tamanho do pixel (ortorretificada)	5,0 metros
Tamanho da imagem	Aproximadamente 77 km de largura com comprimento entre 50 e 300 km, 462 Mbytes/25 km ao longo da órbita para 5 bandas
Expectativa do tempo de vida do satélite	7 anos
Tempo de revisita	Diariamente fora do nadir/5,5 dias (no nadir)
Datum horizontal	WGS84
Bits de quantização	12 bits

Fonte: Adaptado de RapidEye, 2017.

A constelação RapidEye difere de outros provedores de informações geoespaciais baseadas em satélites devido a sua habilidade única de adquirir imagem de alta resolução envolvendo grandes áreas diariamente (4 milhões de quilômetros quadrados de dados por dia), oferecendo aos seus usuários conjuntos de dados de imagem precisos, consistentes, em áreas regionais e/ou nacionais.

As imagens do satélite RapidEye apresentam a vantagem de fornecer informação multiespectral com boa frequência temporal e, além disso, a configuração do sensor viabiliza que os parâmetros de altitude sejam determinados com alta precisão, possibilitando a geração de ortoimagens sem a necessidade de pontos de apoio do terreno.

Os cinco satélites são equipados com sensor multiespectral composto de scanners de linha com 12.000 pixels cada, capazes de capturar imagens em cinco bandas espectrais, com alcance de comprimento de onda entre 440 nm e 850 nm.

Este é o primeiro satélite comercial a prover informações espectrais na banda da borda do vermelho (690 - 730 nm), considerada adequada para análises e monitoramento de vegetação. Na Tabela 2 e na Figura 1 pode ser observada a resolução espectral das imagens

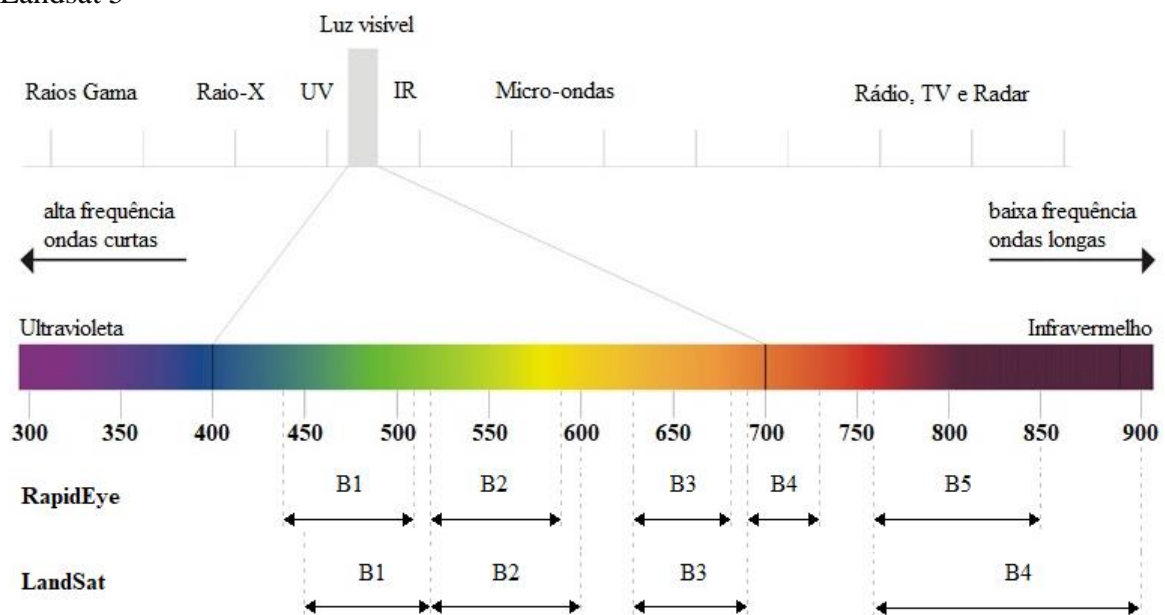
provenientes dos satélites RapidEye em comparação com a resolução espectral das imagens dos satélites LandSat 5.

Tabela 2 - Resolução espectral das bandas das imagens RapidEye e LandSat 5

Banda	Resolução espectral (μm)		
	Satélite		Faixa espectral
	RapidEye	LandSat	
B1	0,44 – 0,51	0,45 – 0,52	Azul
B2	0,52 – 0,59	0,52 – 0,60	Verde
B3	0,63 – 0,68	0,63 – 0,69	Vermelho
B4	0,69 – 0,73	-	Borda do vermelho
	-	0,76 – 0,90	Infravermelho próximo
B5	0,76 – 0,85	-	Infravermelho próximo
	-	1,55 – 1,75	Infravermelho médio
B6	-	10,4 – 12,5	Infravermelho termal
B7	-	2,08 – 2,35	Infravermelho distante

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 1 - Comprimento de onda das bandas espectrais de imagens dos satélites RapidEye e Landsat 5



Fonte: Elaborada pelo autor.

A componente espacial do sistema RapidEye encontra-se posicionada em órbita síncrona com o sol, com igual espaçamento entre cada satélite. Esta configuração permite

estabelecer novos padrões de eficiência relacionados à repetitividade de coleta e a exatidão das informações geradas sobre a superfície da Terra.

Cada um dos cinco satélites da RapidEye efetua 15 voltas por dia em torno do planeta e os sensores a bordo dos satélites podem coletar imagens sobre a superfície da Terra ao longo de uma faixa de 77 km de largura por até 1500 km de extensão.

O sistema é capaz de produzir imagens de qualquer ponto do globo, em qualquer dia, todos os dias, e permite assumir uma postura proativa ao capturar imagens de regiões relevantes e torná-las disponíveis mais rapidamente e com maior eficácia.

A resolução espacial original de cada banda é de 6,5 metros, e após a ortorretificação as bandas são reamostradas para uma resolução de 5 m, resultando em imagens corrigidas com precisão de detalhes compatível com escala 1:25.000 (Tabela 3).

Tabela 3 - Níveis de processamento dos produtos dos satélites RapidEye

Nível de processamento	Características
Nível 0	Imagens brutas, metadados e dados de calibração (efemérides). Somente para uso interno.
Nível 1	Produto Nível Sensor - Imagens com correção radiométrica a partir dos dados de efemérides e altitude dos satélites.
Nível 2	Produto Geocorrigido - Imagens com correção radiométrica e geométrica a partir de dados de efemérides e altitude dos satélites, sem uso de pontos de controle.
Nível 3	Produto Ortoretificado - Imagens com correção radiométrica e geométrica a partir de MDE SRTM (Nível 1 DTED) ou melhor, com uso de pontos de controle. Podem atingir exatidão de 6 m (12,7 m CE90), compatível com escala 1:25.000.

Fonte: Adaptado de Rapideye, 2017.

Vários autores utilizaram as imagens da constelação de satélites RapidEye nas mais diversas pesquisas e aplicações (Tabela 4), entretanto, nenhum dos estudos avaliaram a concentração de sedimentos em suspensão.

Tabela 4 - Pesquisas realizadas com utilização de imagens e dados RapidEye no mundo

Local	Aplicação de imagens RapidEye	Autor
Alemanha	Detecção de áreas afetadas pelo ataque de pragas agrícolas	Ortiz <i>et al.</i> , 2013
	Classificação de gêneros de árvores frequentes em áreas urbanas	Tigges <i>et al.</i> , 2013
	Quantificação e análise da variabilidade temporal e espacial da vegetação	Imukova <i>et al.</i> , 2015
	Estudo de marés	Jung <i>et al.</i> , 2015
	Mapeamento e classificação de pastagens	Schuster <i>et al.</i> , 2015
	Estimativa dos atributos estruturais de floresta	Wallner <i>et al.</i> , 2015
	Classificação do trigo de inverno e da cevada de inverno	Gerstmann <i>et al.</i> , 2016
Áustria	Mapeamento de tempestades	Osberger <i>et al.</i> , 2013
	Avaliação da efetividade dos índices de vegetação para a detecção e avaliação de distúrbios florestais em áreas montanhosas	Adamczyk & Osberger, 2015
Brasil	Aplicação no mapeamento de uso do solo	Costa <i>et al.</i> , 2016
	Obtenção da evapotranspiração em área irrigada	Leivas <i>et al.</i> , 2017
	Estudo de poluição em bacia hidrográfica	Oliveira <i>et al.</i> , 2017
	Identificação da presença de macrófitas em um reservatório no Nordeste do Brasil	Zhang <i>et al.</i> , 2016
Canadá	Detecção de mudanças na vegetação após uso fogo	Arnett <i>et al.</i> , 2015
	Avaliação dos índices de vegetação para estimativa da biomassa em milho e soja	Kross <i>et al.</i> , 2015
	Investigação da capacidade para estimar e mapear a variabilidade do índice de área de planta verde de culturas agrícolas e do teor de clorofila foliar	Shang <i>et al.</i> , 2015
China	Estudo de distúrbios causados por insetos em floresta ripária	Gärtner <i>et al.</i> , 2016
	Impactos causados por terremoto na China	Zhang e Zhang, 2017
Itália	Mapeamento de habitats alpinos	Polychronaki <i>et al.</i> , 2015
Japão	Estimativa de desastres causados por terremotos	Shirai <i>et al.</i> , 2016
Quirquistão	Mapeamento de deslizamentos de terra em grandes áreas	Behling <i>et al.</i> , 2014
Malásia	Classificação de espécies vegetais em mangues	Roslani <i>et al.</i> , 2013
Polônia	Mapeamento do uso da terra e erosão	Drzewiecki <i>et al.</i> , 2014
Quênia	Previsão da densidade da broca do caule no milho	Abdel-Rahman <i>et al.</i> , 2017
Região do Sul da África	Estimar as concentrações de nitrogênio em gramíneas usando índices de vegetação	Ramoelo <i>et al.</i> , 2012
	Avaliação da banda borda do vermelho para classificar os níveis de desfolhamento por insetos	Adelabu <i>et al.</i> , 2014
	Estimativa da cobertura do dossel de florestas	Halperin <i>et al.</i> , 2016
	Avaliação das variações espaciais e os padrões fenológicos de pastagens em escala de fazenda sob diferentes tempos de ocupação	Parplies <i>et al.</i> , 2016

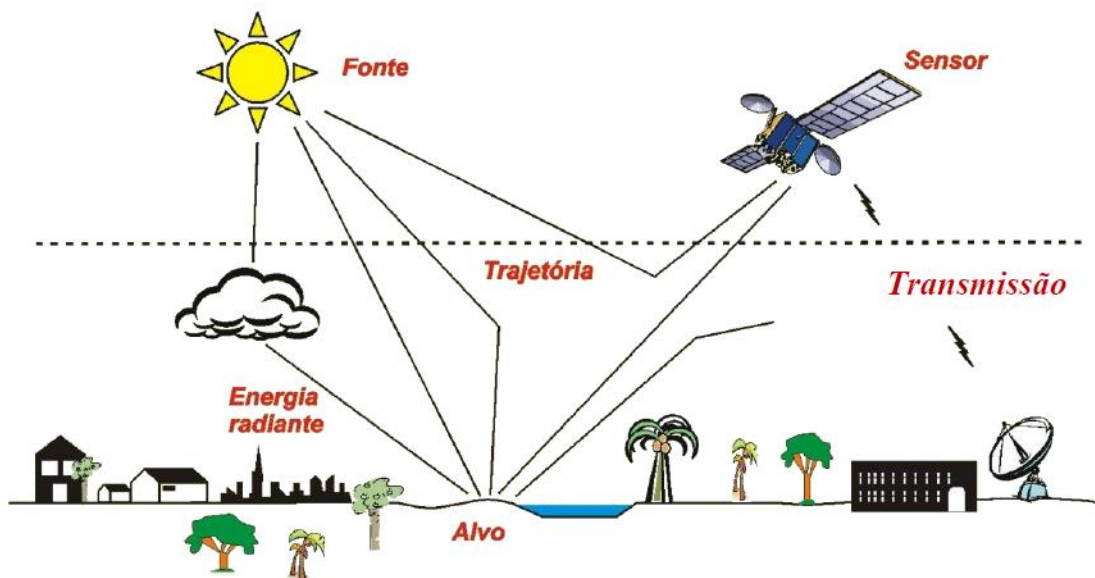
Fonte: Elaborada pelo autor.

2.7 Correções atmosféricas

O sinal de radiação coletado por satélites no espectro solar é modificado pela dispersão e absorção causadas por gases e aerossóis enquanto viaja através da atmosfera da superfície terrestre para o sensor, degradando as informações de reflectância adquiridas, sendo geralmente uma mistura de sinais da superfície terrestre e da atmosfera, bem como das suas interações (TANRE *et al.*, 1992; GORDON; WANG, 1994; SANTER *et al.*, 1999; SONG *et al.*, 2001).

O fato de que a radiação solar atravessa duas vezes a atmosfera, impõe restrições na estimativa da reflectância da superfície terrestre, principalmente com instrumentos multiespectrais que não têm a resolução espectral para estimar diretamente as condições atmosféricas (GAO; GOETZ, 1990). Na Figura 2 pode ser observado um esquema simplificado da aquisição de uma imagem orbital.

Figura 2 - Esquema simplificado da aquisição de uma imagem orbital



Fonte: Adaptado de Venturiere (2007).

O uso dessas informações obtidas por sensoriamento remoto, representadas pela reflectância, dependem da minimização da influência desses compostos da atmosfera (gases e aerossóis) (CHAVEZ, 1988; TKACIK *et al.*, 2012, HE; CHEN, 2014, LOBO *et al.*, 2015) que podem atenuar cerca de 80% do sinal de sensoriamento remoto (ROY *et al.*, 2014).

Para corrigir esses efeitos, que dependem do comprimento de onda do sistema de sensores e podem variar significativamente tanto no espaço como no tempo, torna-se essencial o processamento e tratamento de dados para eliminar os impactos devido à absorção

atmosférica e espalhamento que, em seguida, fornecerá a base para um melhor suporte das aplicações quantitativas de sensoriamento remoto. Este passo, chamado de correção atmosférica, é essencial para converter as radiações medidas pelos sensores para reflectância do objeto em estudo (SHARMA *et al.*, 2009). Isto requer a seleção de um método de correção para a reflectância de superfície, que invariavelmente afeta a precisão das estimativas de reflectância de superfície (MORAN *et al.*, 1992). Este processo deve ser aplicado, sobretudo, antes da utilização dos dados de satélite à estimativa quantitativa dos parâmetros desejados (JAELANI *et al.*, 2015).

Os métodos de correção atmosférica podem ser usados para minimizar os efeitos atmosféricos, mas uma sobre ou subestimação pode implicar em um mal entendido de certos fenômenos, ou seja, se as quantidades refletidas não são estabelecidas com precisão pela correção atmosférica, as estimativas derivadas desses dados serão incorretas (MOSES *et al.*, 2012).

A correção atmosférica dos dados obtidos por satélites é, portanto, importante para corrigir os efeitos da dispersão e absorção, de modo que a informação de conjuntos de dados multitemporais sobre regiões com carga variável de aerossóis (SHARMA *et al.*, 2009) possa ser comparada de forma sensata.

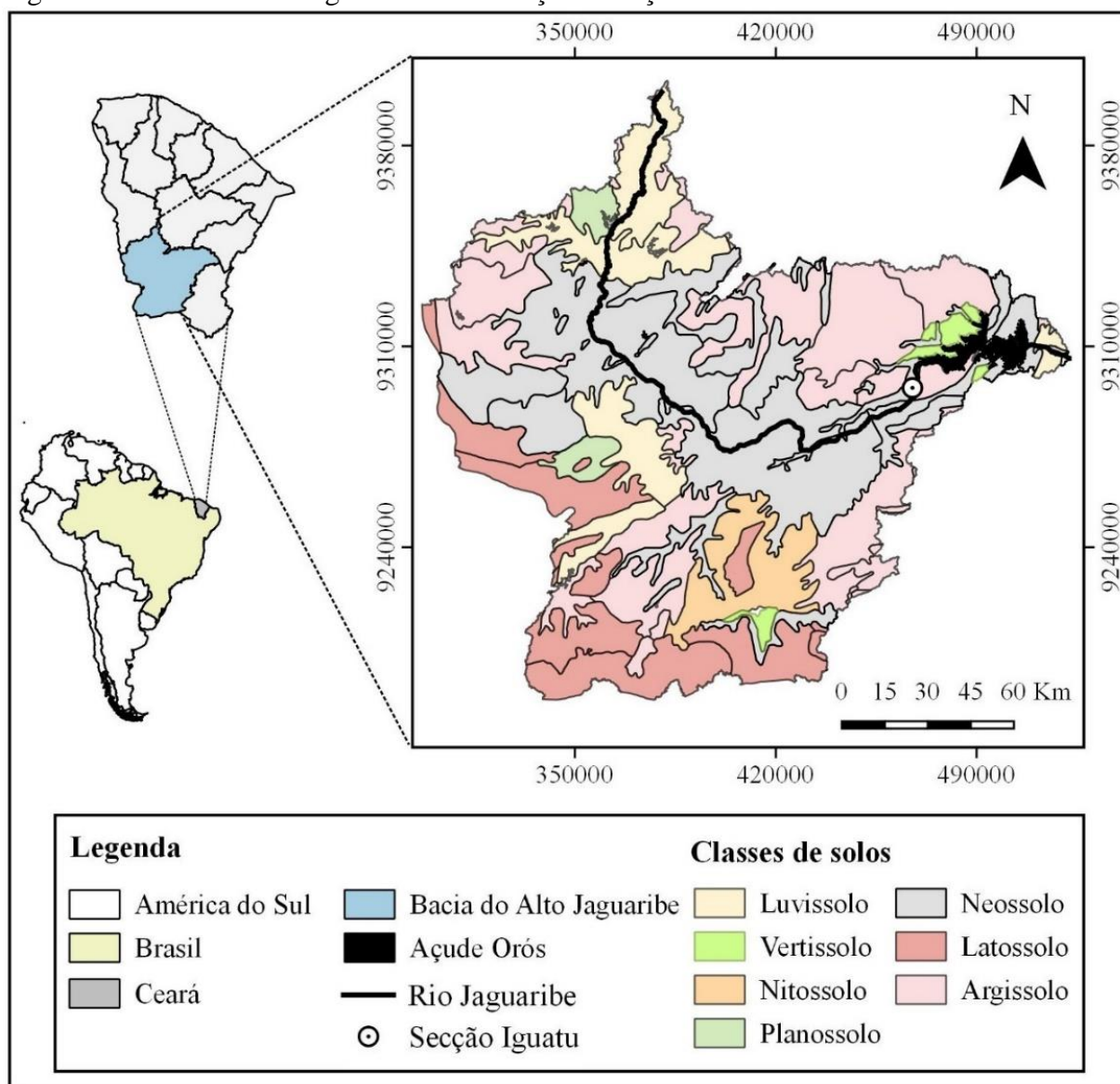
Entre os vários códigos de transferência radiativa (RTCs) criados para corrigir efeitos atmosféricos em imagens de satélite, o código 6S (Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum) (VERMOTE *et al.*, 1997) foi desenvolvido principalmente com a finalidade de fazer correções atmosféricas na região de comprimento de ondas curtas, e trata melhor a dispersão atmosférica durante a transferência radiativa do que outros modelos (ZHAO *et al.*, 2001).

A eficiência do código 6S na correção de imagens de satélite afetadas por fatores atmosféricos foi avaliada por vários pesquisadores, provando que o modelo 6S pode ser efetivamente utilizado em imagens com diferentes resoluções (TACHIIRI, 2005; OUAIDRARI; VERMOTE, 1999; MASEK *et al.*, 2006). Vermote e Saleous (2006) demonstraram utilidade do código 6S para a correção atmosférica para os dados do MODIS. Sharma *et al.* (2009) concluíram que os dados de reflectância corrigida do satélite IRS-P6 AWIFS melhor separaram as características do solo, tais como corpos de água e campos de culturas em comparação com dados não corrigidos.

3 ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Alto Jaguaribe, com uma área de 24.538 km², o equivalente a 16% do território cearense, localiza-se no sudoeste do Estado do Ceará e limita-se a oeste com o Estado do Piauí e ao sul com o Estado de Pernambuco. Das cinco sub-bacias que compõem a bacia do Rio Jaguaribe (Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado) é a que possui maior região hidrográfica, sendo, também, a maior do Estado (Figura 3).

Figura 3 - Bacia do Alto Jaguaribe e localização da seção de estudo



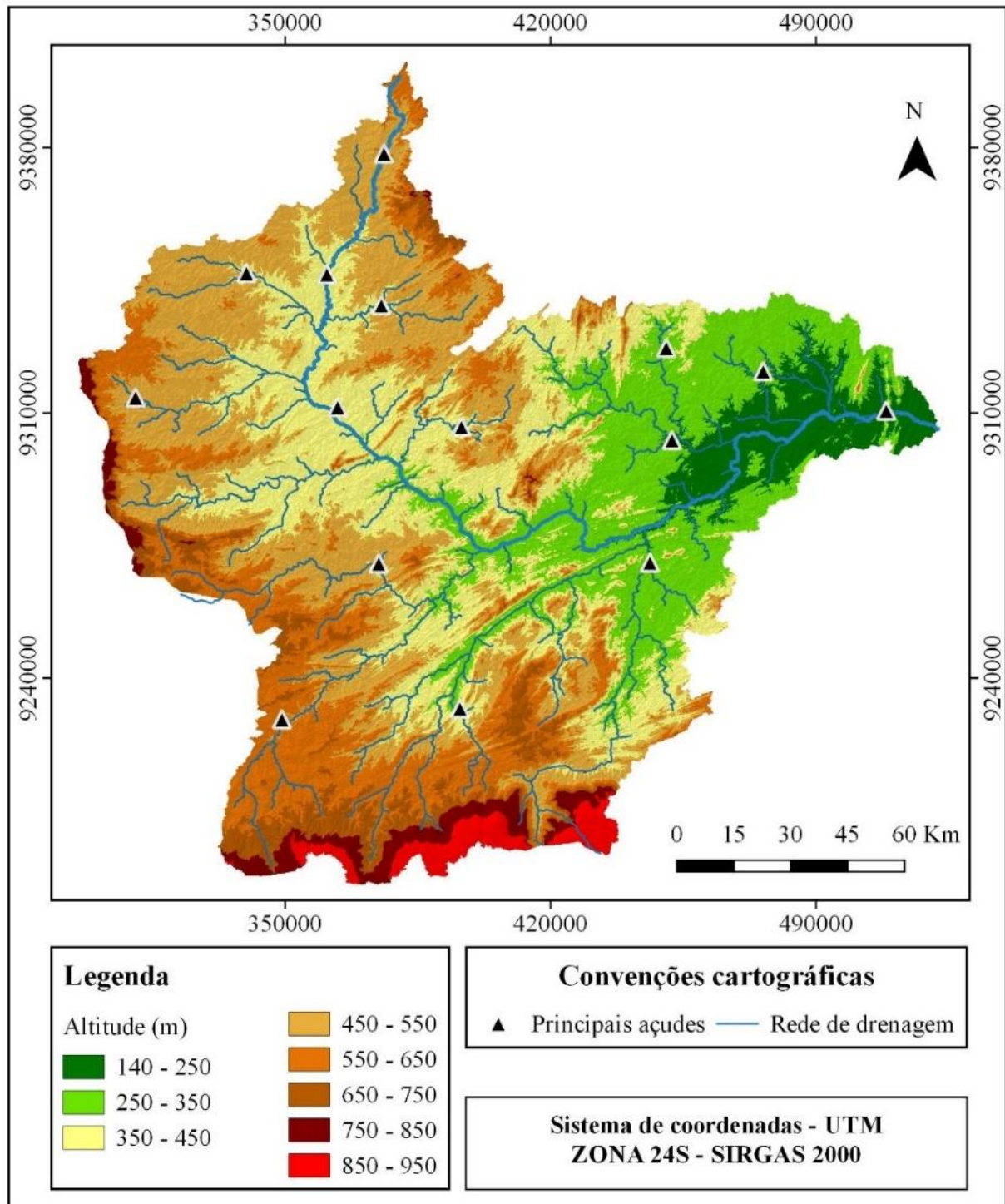
Fonte: Elaborada pelo autor.

Existe grande variedade de solos nesta bacia, devido, principalmente, às variações geológicas. Na parte sul da bacia, onde se localiza a Chapada do Araripe, há predomínio de solos mais profundos com domínio de Latossolos derivados de arenito da Formação Exu, solos

com baixa reserva de nutrientes, mas bastante produtivos quando bem manejados. São encontrados solos do tipo Luvisolo Crômico e Neossolo Flúvico em relevos planos e ondulados e com boas condições de fertilidade natural; Neossolo Litólico e Afloramentos Rochosos nas altas vertentes e nos níveis residuais; Planossolo Háplico e Vertissolo nos níveis aplainados dos sertões e Neossolos Flúvicos nas planícies dos rios e riachos, dos quais alguns apresentam problemas de baixa fertilidade e de salinização (CEARÁ, 2009). A cobertura vegetal predominante na bacia é a Caatinga arbórea e arbustiva densa, fortemente degradada e, em parte destituída de suas condições originais, tanto sob o ponto de vista fisionômico como florístico. Nas planícies aluviais encontram-se as matas ciliares, também bastante degradadas.

A bacia do Alto Jaguaribe inicia-se nas nascentes do Rio Jaguaribe e percorre uma extensão de aproximadamente 325 km até alcançar o açude Orós, seu principal reservatório, com capacidade de armazenamento de 1,94 bilhões de metros cúbicos, localizado próximo à sua foz. Entre os maiores reservatórios hídricos da bacia podem ser citados os açudes Trussu (197 milhões de m³), Arneiroz II (301 milhões de m³), Canoas (69 milhões de m³), Poço da pedra (52 milhões de m³), Várzea do boi (51 milhões de m³), Muquém (47 milhões de m³), Favelas (30 milhões de m³), Faé (23 milhões de m³) e Benguê (19 milhões de m³) (Figura 4).

Figura 4 - Mapa hipsométrico com a rede de drenagem e principais açudes da Bacia do Alto Jaguaribe

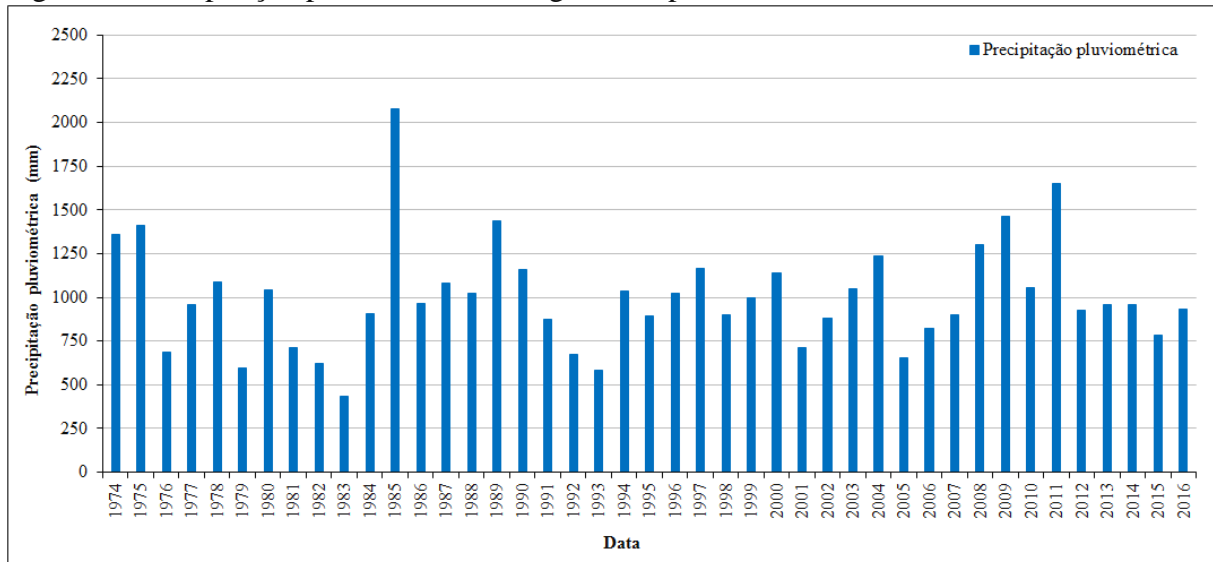


Fonte: Elaborada pelo autor.

As altitudes na bacia variam entre 140 m e 950 m e o clima é semiárido quente, com precipitações médias anuais menores que 1000 mm, concentrando-se de janeiro a maio, e com acentuada irregularidade no tempo e no espaço. A temperatura média anual fica em torno de 28°C e evaporação anual de aproximadamente 2000 mm. Na cidade de Iguatu as

precipitações pluviométricas variaram de 433 mm a 2076 mm para a série histórica de 1974 a 2016 (Figura 5).

Figura 5 - Precipitação pluviométrica em Iguatu no período de 1974 a 2016



Fonte: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME).

A seção específica deste estudo corresponde a um trecho do Rio Jaguaribe e está localizada no município de Iguatu – Ce (Figura 6 e Figura 7). Este é um ponto de constante medições hidrosedimentológicas realizadas pela Companhia de Serviço Geológico do Brasil (CPRM) em parceria com a Agência Nacional de Águas (ANA). Esta localiza-se à margem esquerda do Rio Jaguaribe, na ponte da Rodovia Estadual CE-282, que liga as cidades de Iguatu e Icó. Possui como coordenadas $06^{\circ}22'20,8''$ S e $39^{\circ}17'36,9''$ W, tendo como início de seu monitoramento o ano de 1913.

Figura 6 - Seção de monitoramento hidrosedimentológico em Iguatu-Ce; Google Earth (A) e composição RGB (321) de imagem RapidEye (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 7 - Réguas linimétricas na seção de monitoramento hidrosedimentológico de Iguatu-Ce

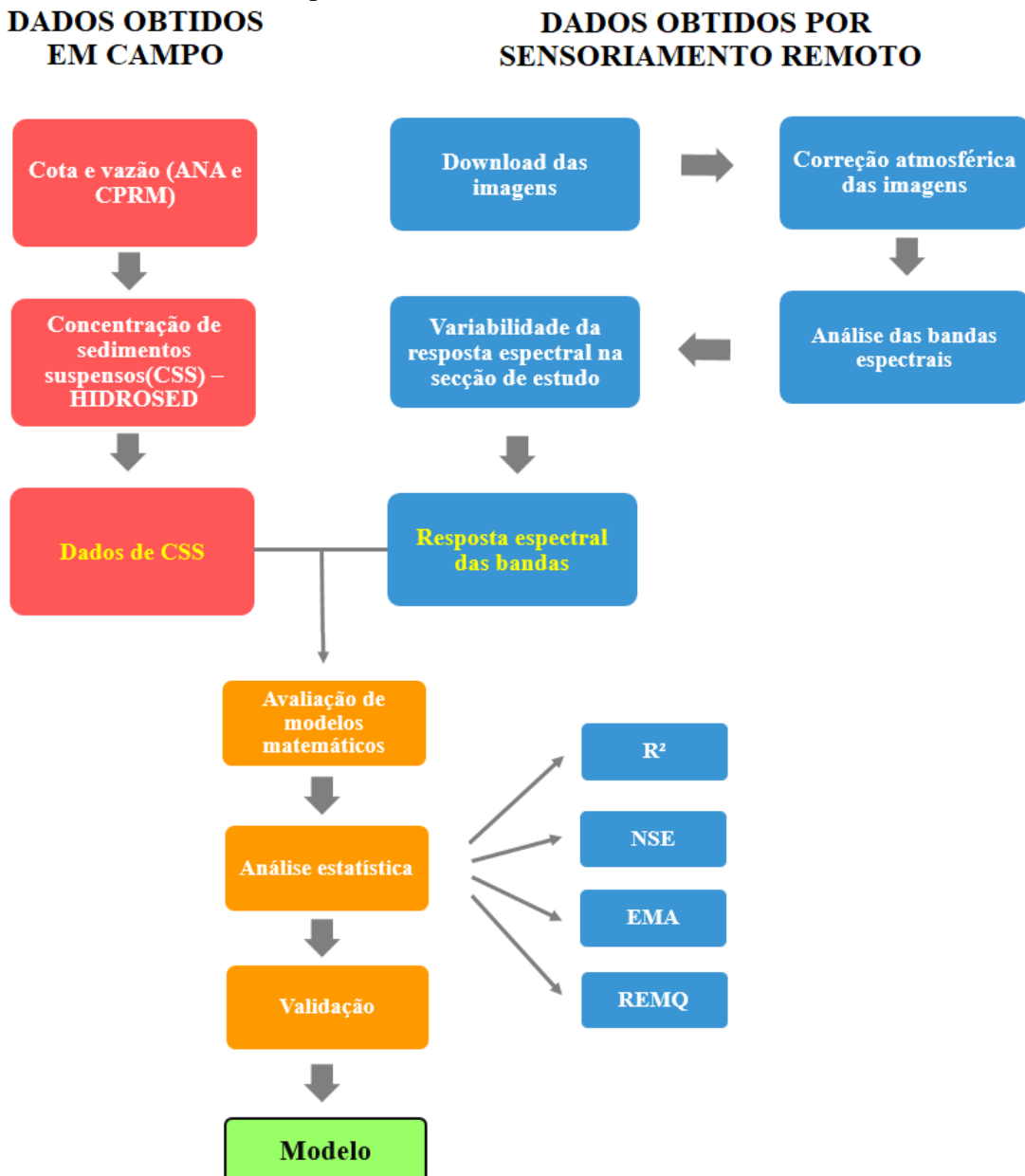


Fonte: Elaborada pelo autor.

4 METODOLOGIA

A metodologia utilizada nesta pesquisa foi dividida em duas distintas etapas que se inter-relacionam, são elas: 1) obtenção de dados de concentração de sedimentos suspensos em campo; e 2) utilização de ferramentas de sensoriamento remoto com o satélite RapidEye para estimativa da concentração de sedimentos suspensos. Na Figura 8 pode ser observado o fluxograma da metodologia resumida aplicada nesta pesquisa.

Figura 8 - Fluxograma da metodologia utilizada para obtenção da concentração de sedimentos suspensos (CSS) no campo e através de sensoriamento remoto, e geração de modelos matemáticos para estimativa da CSS

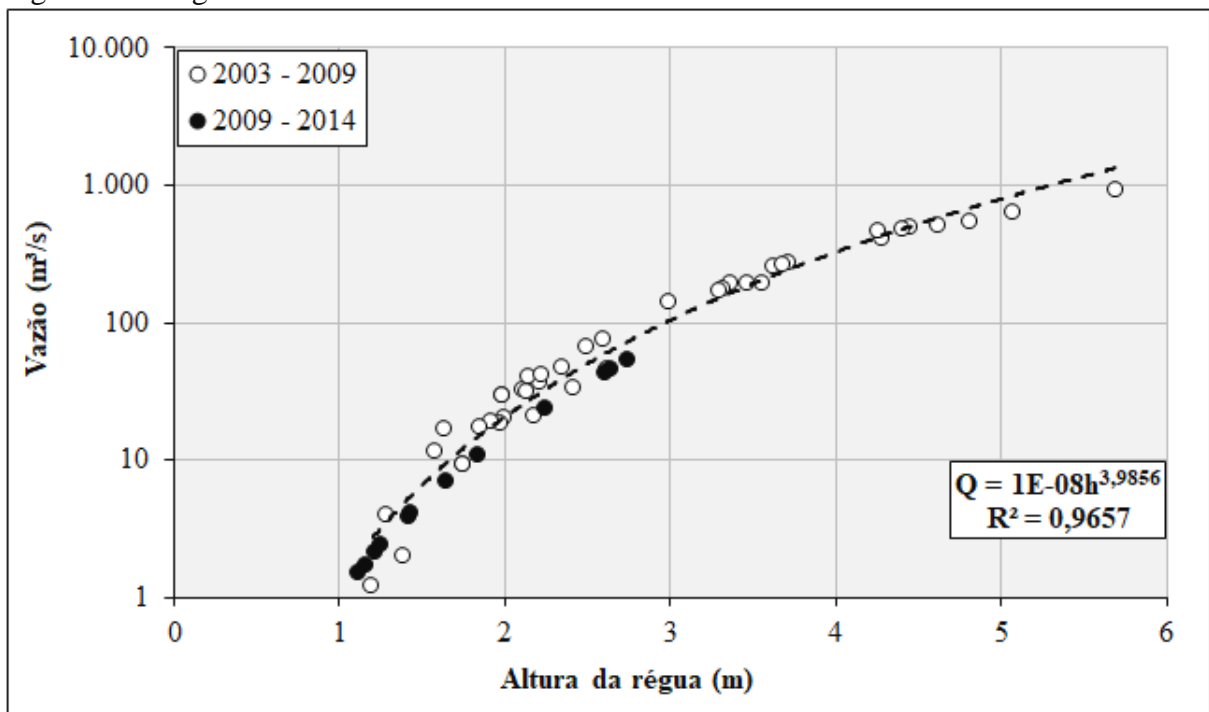


Fonte: Elaborada pelo autor.

4.1 Obtenção *in loco* da concentração de sedimentos em suspensão (CSS)

A partir da análise do banco de dados hidrosedimentológicos da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM (WIEGAND, 2009), e a partir da curva-chave cota x vazão para a seção de Iguatu (Figura 9) foram obtidos os dados de concentração de sedimentos suspensos (CSS) no campo. No presente estudo utilizou-se esta curva-chave para obtenção de dados de vazão a partir de dados de cota medidos para no período de 2009 a 2014, também pela CPRM.

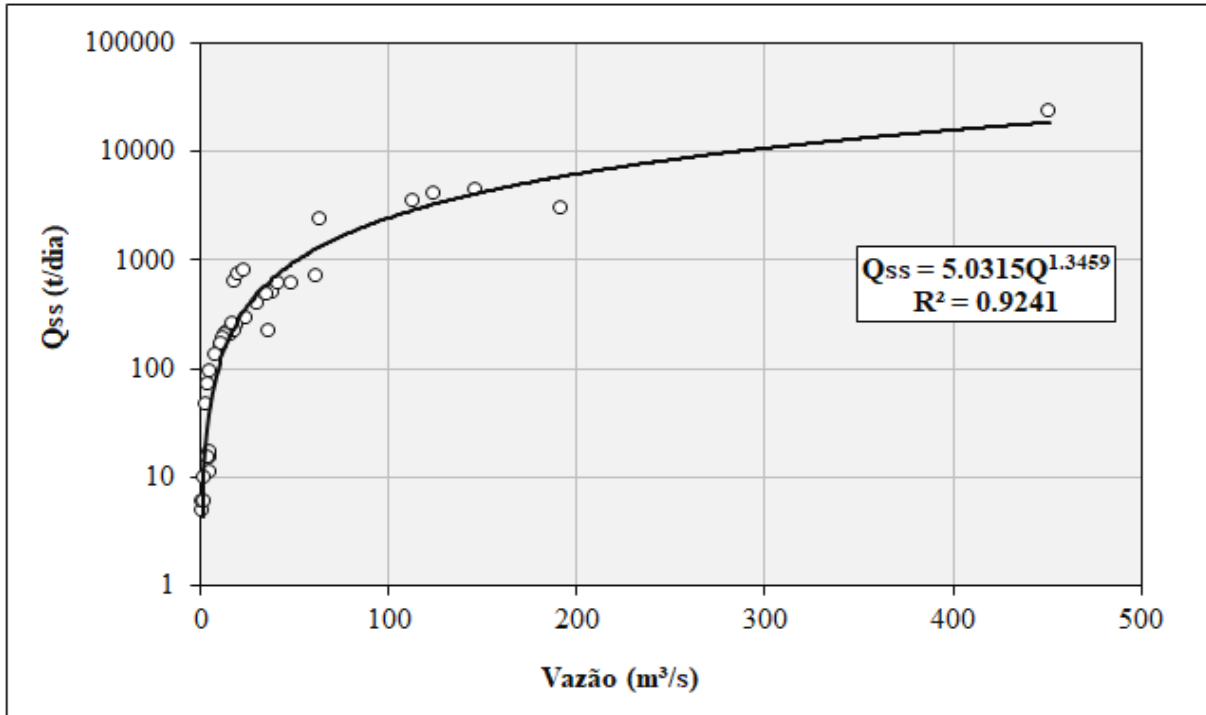
Figura 9 - Curva-chave cota-vazão para seção de monitoramento hidrosedimentológico do Rio Jaguaribe em Iguatu-Ce



Fonte: Wiegand, 2009.

Lima Neto *et al.* (2011) desenvolveram uma curva-chave de sedimento para a referida seção usando um conjunto de 40 medições entre os anos de 2003 e 2009. Os autores mediram a CSS e carga de sedimentos e juntamente com os dados medidos de vazão líquida feitos pela CPRM, obtiveram a curva-chave vazão x carga de sedimento (Figura 10).

Figura 10 - Curva-chave vazão - carga de sedimentos para seção de monitoramento hidrossedimentológico do Rio Jaguaribe em Iguatu-Ce



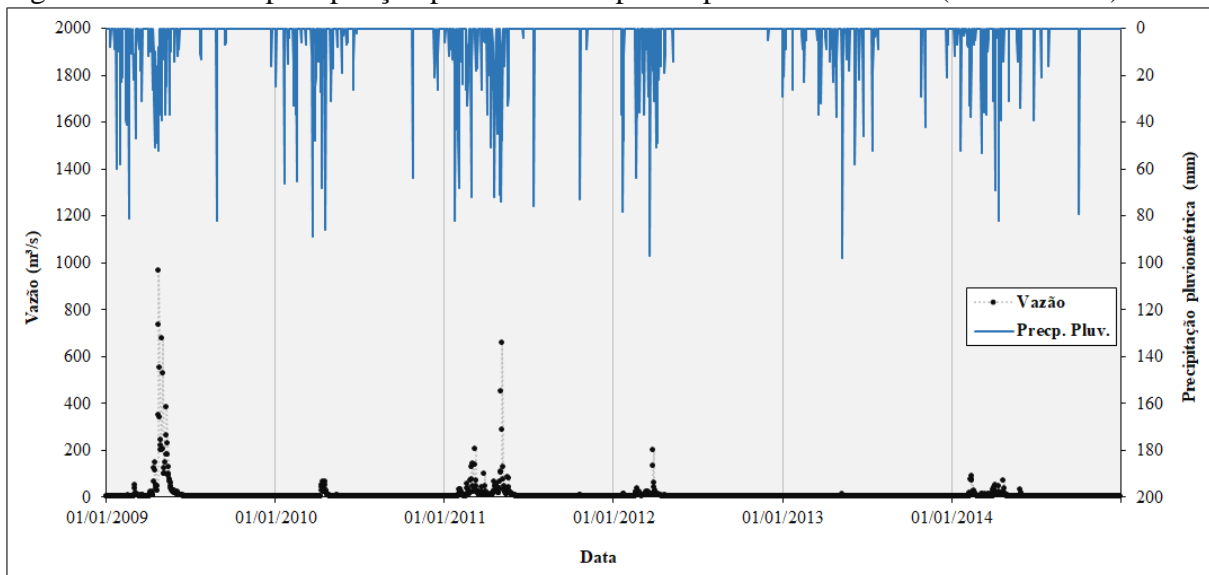
Fonte: Wiegand, 2009. Legenda: Q_{ss} é a carga de sedimentos em suspensão (t/dia) e Q é a vazão líquida (m^3/s).

Utilizando-se os dados mencionados acima, relacionou-se a vazão líquida com a concentração de sedimento suspensos pela Equação 1 (LIMA NETO *et al.*, 2011), na qual CSS é a concentração de sedimentos em suspensão (mg/L), Q_{ss} é a descarga de sedimentos em suspensão (t/dia) e Q' é a vazão (m^3/dia).

$$CSS = \frac{Q_{ss} \times 10^6}{Q'} \quad (1)$$

De posse da Equação 1, e assumindo que a concentração de sedimentos suspensos é constante durante o dia, estimou-se esta na seção do Rio Jaguaribe para o período de 2009 a 2014 para posterior análise da relação que esta possui com os dados orbitais disponíveis pela constelação de satélites RapidEye. Para a melhor análise da relação entre os dados de cota e vazão e a reflectância das imagens RapidEye optou-se pela análise de dados correspondentes a data de coleta das imagens (passagem do satélite), quando possível. Na Figura 11 podem ser observadas a vazão e a precipitação pluviométrica no Rio Jaguaribe para o período de estudo.

Figura 11 - Vazão e precipitação pluviométrica para o período de estudo (2009 – 2014)



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA); Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME).

4.2 Obtenção e processamento das imagens

Foram adquiridas inicialmente para esse trabalho 64 imagens (todas em nível 3 de processamento) de alta resolução espacial da constelação de satélites RapidEye referentes ao período de 2009 – 2016 para a seção de monitoramento hidrossedimentológico de Iguatu-Ce. As imagens foram obtidas junto ao Centro Alemão de Pesquisa em Geociências (GFZ).

Diante da escassez de dados de cota e vazão (principalmente devido ao período de cinco anos consecutivos de seca na região (2012 – 2016)), presença de nuvens nas imagens encobrendo a seção de estudo, entre outros fatores, só foi possível a utilização de 12 imagens neste estudo.

O processamento das 12 imagens consistiu de duas etapas: i) correções atmosféricas; ii) análise e extração das reflectâncias das 5 bandas espectrais. Estas etapas estão descritas a seguir.

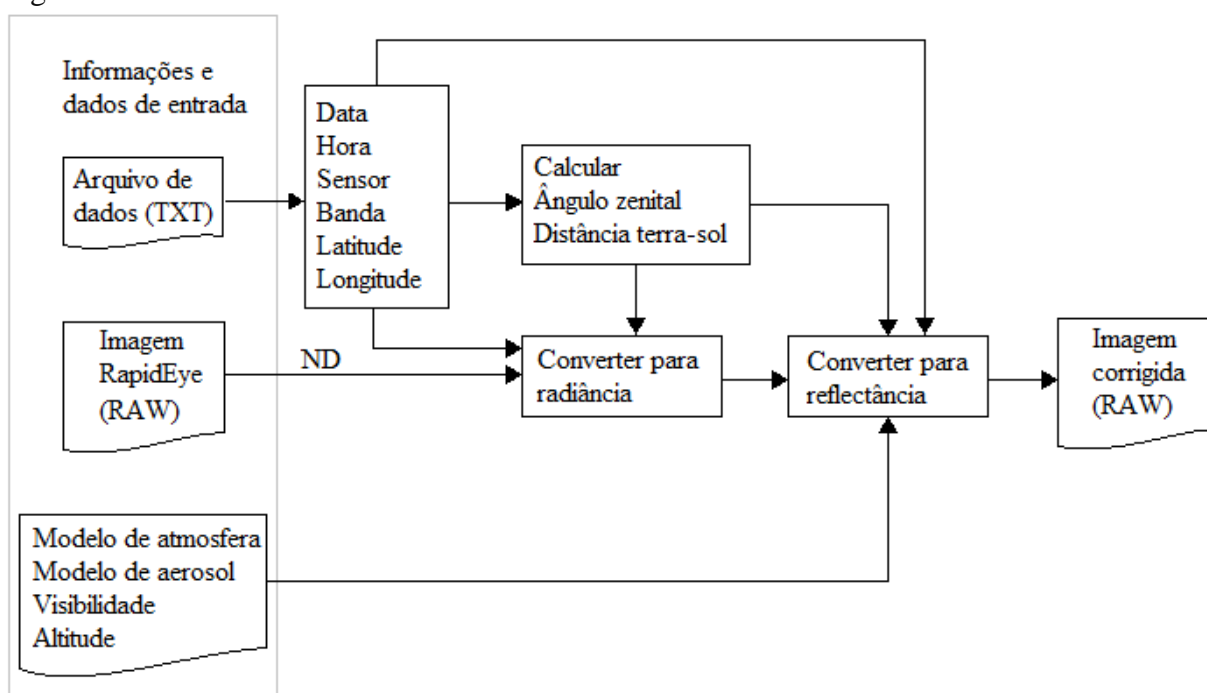
4.2.1 Correções atmosféricas das imagens

Para as correções atmosféricas das imagens utilizou-se o modelo 6S (*Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*) (BONANSEA *et al.*, 2015). Este modelo foi originalmente desenvolvido para a obtenção de radiância no nível de satélite (VERMONTE *et al.*, 1997) e foi adaptado para as correções atmosféricas de imagens (ANTUNES *et al.*, 2012). Em uma das imagens foram feitas as correções atmosféricas com o modelo ATCOR-2

(ATmospheric CORrection) para posterior comparação com as correções feitas com o modelo 6S para a mesma imagem.

No processo de correções atmosféricas foram utilizados dados obtidos do arquivo em formato XML referente a cada imagem como data e hora de aquisição, altitude, latitude e longitude no centro da imagem, modelo de gases, modelo de aerossóis e visibilidade. Na Figura 12 pode ser observado de forma simplificada o funcionamento do modelo 6S.

Figura 12 - Estrutura de funcionamento do modelo 6S



Fonte: Adaptada de Montanher (2014).

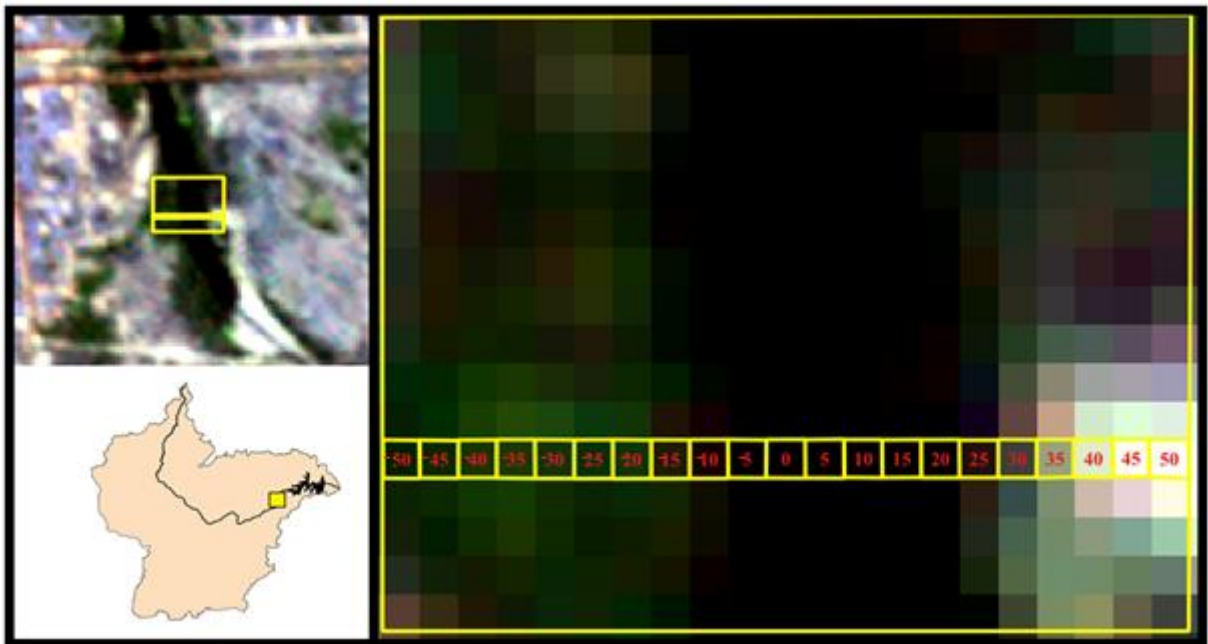
O programa 6S opera com arquivos (imagens) em formato RAW e corrige as bandas separadamente, assim foi necessário separar as cinco bandas de cada uma das imagens. Utilizou-se o software SPRING versão 5.2.7 para este fim. Em seguida foi feita a conversão de formato (TIFF para RAW) já que as imagens RapidEye possuem originalmente o formato TIFF. Ao final do processo de correção atmosférica, cada banda foi reconvertida para o formato TIFF para posterior análise da reflectância, processo este realizado no software de geoprocessamento QGIS versão 2.8.

4.2.2 Análises da reflectância da água

Nas imagens RapidEye, devido sua alta resolução espacial, uma seção transversal do Rio Jaguaribe é representada por vários pixels, sendo assim necessário definir qual o pixel ou pixels devem ser usados na extração da reflectância.

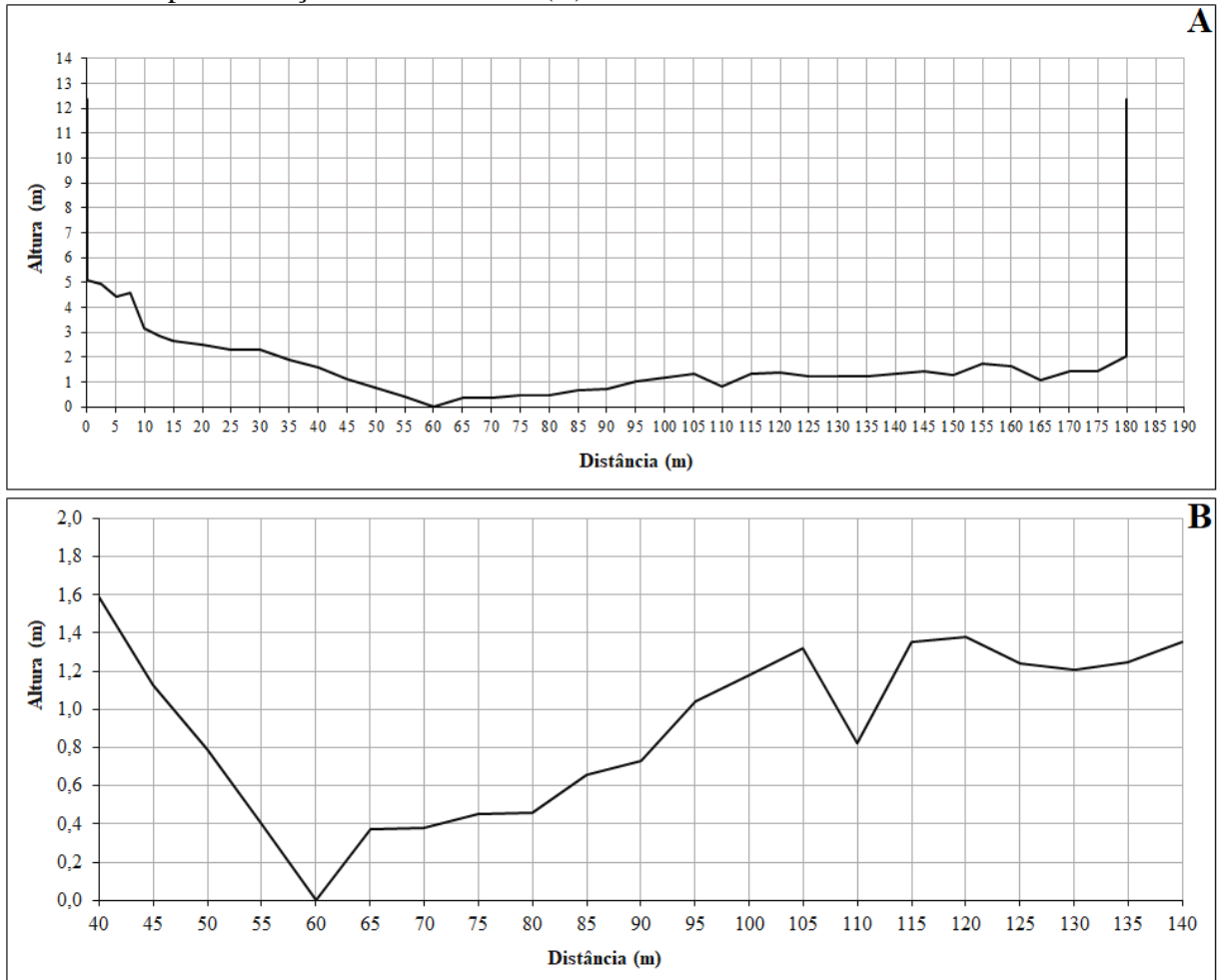
Optou-se por selecionar os pixels que visivelmente representavam água (pixels com menores valores de reflectância). Esta seleção foi feita limitando uma faixa de pixels representativa da seção de monitoramento de Iguatu. Nesse caso foram selecionados 21 pixels transversais ao Rio Jaguaribe. Estes foram enumerados de forma que os pixels da faixa selecionada pudessem ser analisados individualmente (Figura 13). O perfil da seção transversal do Rio Jaguaribe em Iguatu pode ser observado na Figura 14.

Figura 13 - Identificação dos pixels (5 x 5 m) da seção de Iguatu para extração da reflectância



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 14 - Perfil transversal completo da seção Iguatu (A) e perfil transversal da seção Iguatu considerado para extração da reflectância (B)



Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

Procedeu-se com a extração da reflectância de cada pixel e para cada banda, processo realizado para as 12 imagens aqui utilizadas. Para identificação do pixel central utilizou-se o número zero, este possui 10 pixels a sua esquerda e 10 pixels a sua direita que foram analisados quanto à resposta espectral. Quando não foi possível utilizar os pixels na exata localização da seção devido a presença de nuvens ou macrófitas, optou-se por selecionar os pixels mais próximos (distância máxima de 100 metros) que não possuíam interferências. Assim, para cada data existe um número de pixels que representam o comportamento da água do Rio Jaguaribe. Geração de modelos matemáticos e análises estatísticas

Inicialmente foram testados nove modelos já existentes para outras regiões do mundo que correlacionam a concentração de sedimentos suspensos (CSS) com as reflectâncias das bandas de imagens orbitais. Estes modelos foram oriundos de consulta à literatura especializada disponível em comprimentos de onda semelhante ao satélite RapidEye, entretanto, a partir de outros satélites (Tabela 5).

Tabela 5 - Modelos empíricos oriundos de revisão bibliográfica

Tipo de imagem	Comprimento de onda (nm)	Modelo	Referência
LANDSAT	R1 = 600 – 700 R2 = 700 – 800	$\ln(CSS) = -6,2 * \left(\frac{R1}{R2}\right) + 1,4 * \left(\frac{R1}{R2}\right)^2 + 10,8$	Topliss <i>et al.</i> , 1990(1)
MODIS	R = 841 - 876	$\ln(CSS) = (43,233 * R) + 1,396$	Wang <i>et al.</i> , 2009a(1)
CASI	R = 755,5 – 780, 8	$CSS = 529 * R$	Wass <i>et al.</i> , 1997
LANDSAT	R = 630 - 690	$CSS = (69,39 * R) - 201$	Islam <i>et al.</i> , 2001
LANDSAT	R1 = 500 – 600 R2 = 600 – 700	$\ln(CSS) = -9,21 * \left(\frac{R1}{R2}\right) + 2,71 * \left(\frac{R1}{R2}\right)^2 + 8,45$	Ritchie e Cooper, 1991
MOS/MESSR	R1 = 510 – 590 R2 = 610 – 690	$\ln(CSS) = -4,8 * \left(\frac{R1}{R2}\right) + 0,9 * \left(\frac{R1}{R2}\right)^2 + 10,4$	Topliss <i>et al.</i> , 1990(2)
MODIS	R = 620 – 670	$\ln(CSS) = (50,171 * R) + 1,523$	Wang <i>et al.</i> , 2009a(2)
MODIS	R = 620 – 670	$R = 7,5 * \log(CSS) + 1,6$	Chu <i>et al.</i> , 2009
LANDSAT	R = 770 – 860	$\ln(CSS) = 3,18236 * \ln(R) - 1,40060$	Wang <i>et al.</i> , 2009b

Fonte: elaborada pelo autor.

A partir desta análise esperava-se obter um modelo empírico que respondesse similarmente e coerentemente com os dados obtidos em campo. Entretanto, não foi possível verificar a existência de modelos desenvolvidos para outros locais e que sejam aplicáveis ao objeto de estudo dessa dissertação. Durante a seleção não foram encontrados modelos relacionando concentração de sólidos suspensos (CSS) com a reflectância de imagens da constelação de satélites RapidEye, o que demonstra uma abordagem inédita desta dissertação.

A partir dos dados de cota e vazão, reflectância e CSS foram desenvolvidos vários modelos relacionando estes dados. Para esse fim foi utilizado o programa LABFit (SILVA *et al.*, 2004), um software desenvolvido por pesquisadores da Universidade Federal de Campina Grande – PB que possui um banco de equações e dentre elas é possível obter a equação que melhor se ajusta aos dados.

Do total de 12 dados (12 imagens), 6 destes foram utilizados para elaboração dos modelos e os outros 6 dados restantes para validação dos mesmos.

Para a análise do desempenho dos modelos desenvolvidos calculou-se os seguintes:

Coefficiente de determinação (R^2)

É a porcentagem da variação da variável dependente explicada pela(s) variável (eis) independente(s) (Equação 3):

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{(\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2) \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}} \right)^2 \quad (2)$$

Em que:

X_i - i-ésima observação da variável X;

\bar{X} - média das observações da variável X;

Y_i - i-ésima observação da variável Y;

\bar{Y} - média das observações da variável Y, e

n - número de observações.

Erro médio absoluto (EMA)

É definido como sendo a diferença entre a previsão e a observação, dividida pelo número de observações. Quando uma previsão for perfeita o EMA será igual a zero (Equação 4):

$$EMA = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |X'_i - X_i| \quad (3)$$

Em que:

X_i - dados medidos;

X'_i - dados estimados, e

N - número de pontos observados.

Raiz do erro médio quadrático (REMQ)

Este método indica o grau de similaridade entre os dados medidos e os estimados usando modelos, sendo o valor ideal igual a zero. O REMQ é mais sensível a valores extremos (Equação 5).

$$\text{REMQ} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [X'_i - X_i]^2} \quad (4)$$

Em que:

X_i - dados medidos;

X'_i - dados estimados, e

N - número de pontos observados.

Coefficiente de Nash-Sutcliffe (NSE)

O coeficiente (NSE) varia entre $-\infty$ a 1, sendo o valor 1 indicativo de um perfeito ajuste. Conforme Silva *et al.* (2008), quando o valor de NSE resultar maior que 0,75, o desempenho do modelo é considerado bom. Para valores de NSE entre 0,36 e 0,75, o desempenho é considerado aceitável, enquanto valores de NSE inferiores a 0,36 é considerado inaceitável. Quando o coeficiente NSE apresentar valores menores que zero indica que o valor médio da série de dados em estudo é um melhor indicador que a estimativa usando o modelo. Segundo Machado e Vettorazzi (2003), é um dos mais importantes critérios estatísticos para avaliar o ajuste de modelos hidrológicos (Equação 6).

$$\text{NSE} = 1 - \frac{\Sigma(X_c - X_m)^2}{\Sigma(X_m - X_{me})^2} \quad (5)$$

Em que,

X_c -evento observado;

X_m - evento simulado pelo modelo;

X_{me} - a média dos eventos observados no período de simulação.

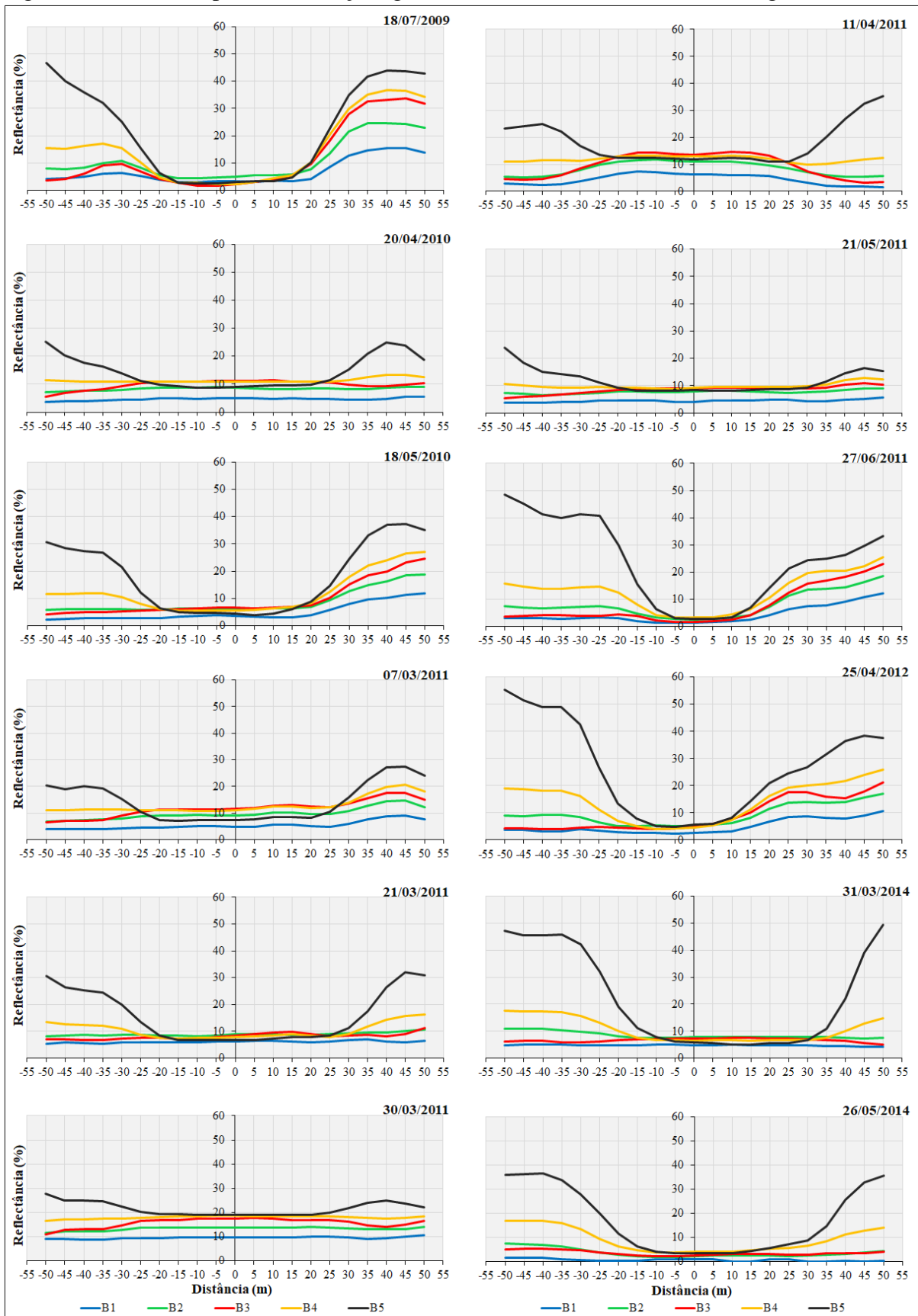
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Reflectância dos alvos na seção de monitoramento

As curvas de reflectância da seção do Rio Jaguaribe em Iguatu de cada data para as cinco bandas espectrais podem ser observadas na Figura 15. Dentro da faixa de pixels selecionados, os pixels centrais foram os que se mostraram mais representativos para o alvo água, com os menores valores de reflectância ao longo do período estudado, visto que os pixels às margens do rio sofrem influência tanto das macrófitas presente como do solo do leito. Baseando-se nesses conceito e resultado, estes foram os pixels utilizados nas análises aqui realizadas. Ainda pela Figura 15, pode ser observado o comportamento espectral na seção transversal ao rio com informações de cinco em cinco metros de acordo com a resolução espacial das imagens RapidEye.

Percebeu-se que as bandas respondem diferentemente, sendo a banda 5 (760 – 850 nm) a que possui uma resposta mais acentuada, enquanto que as bandas 1 (440 – 510 nm) e 2 (520 – 590 nm) são as menos afetadas pela mudança de alvo. É importante observar que a resposta espectral em uma seção de curso hídrico também pode ser utilizada para definição da calha de um rio, visto que os resultados diferenciam bem a água de outros materiais.

Figura 15 - Curvas espectrais da seção Iguatu referente a cada uma das 12 imagens analisadas

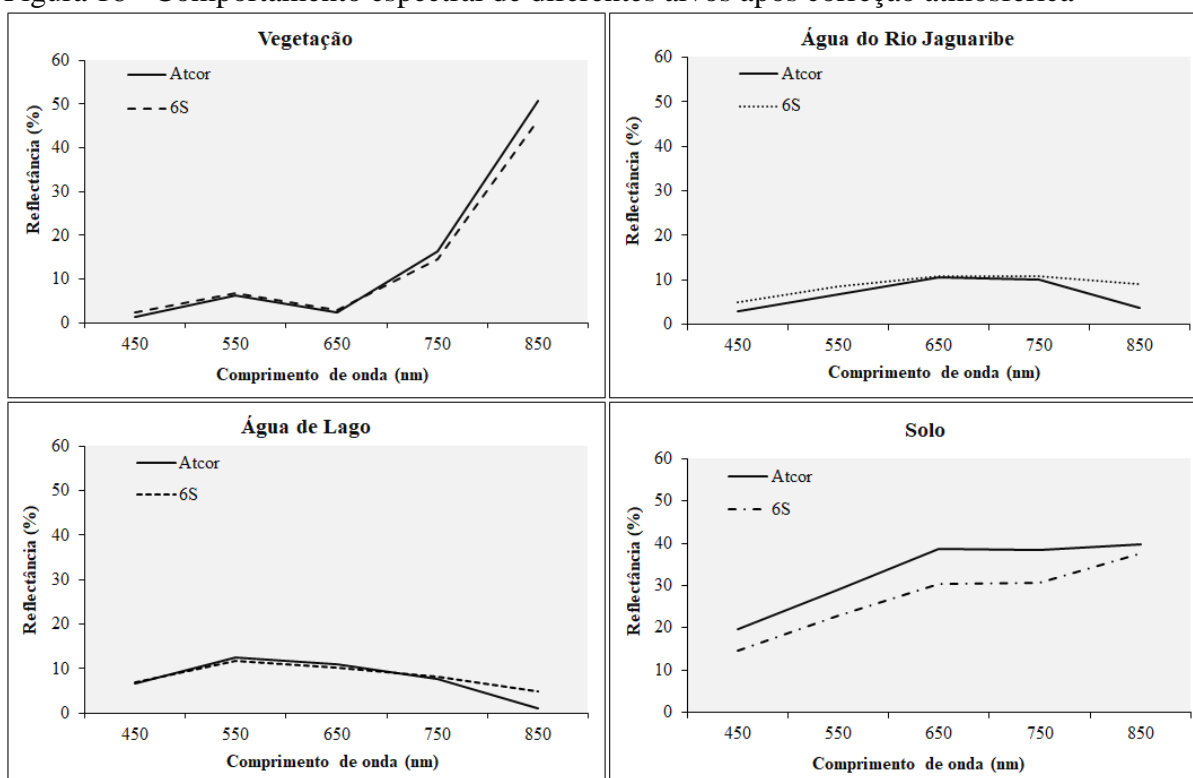


Fonte: Elaborada pelo autor.

5.2 Correção atmosférica das imagens RapidEye

Na Figura 16 podem ser observados os comportamentos espectrais de alguns alvos obtidos após a correção atmosférica de uma imagem RapidEye (20-04-2010) feita pelo modelo 6S e pelo modelo ATCOR-2 (ATmospheric CORrection), um módulo do software ERDAS IMAGINE® e que utiliza o código MODTRAN-4 (MODerate Resolution Atmospheric TRANsmittance Algorithm). Este último é mais comumente utilizado para correção atmosférica de imagens RapidEye (RAMOELO *et al.*, 2012; IMUKOVA *et al.*, 2015; KROSS *et al.*, 2015).

Figura 16 - Comportamento espectral de diferentes alvos após correção atmosférica



Fonte: Elaborada pelo autor.

Pode-se observar pela referida figura que os comportamentos espectrais são semelhantes, independentemente da metodologia adotada para correção atmosférica. Vale destacar que na banda 5 (760 – 850 nm) existe maior diferença nos valores de reflectância entre os dois métodos de correção atmosférica utilizados, quando analisada a resposta espectral da água.

5.3 Avaliação do desempenho de modelos empíricos disponíveis na literatura especializada

Nos últimos anos, vários modelos de estimativa de sedimentos suspensos foram desenvolvidos e aplicados em diferentes regiões (WANG *et al.*, 2010b; QIU, 2013) com uma ampla gama de sucesso com erros que variam de mínimos de 18% a máximos de 61%.

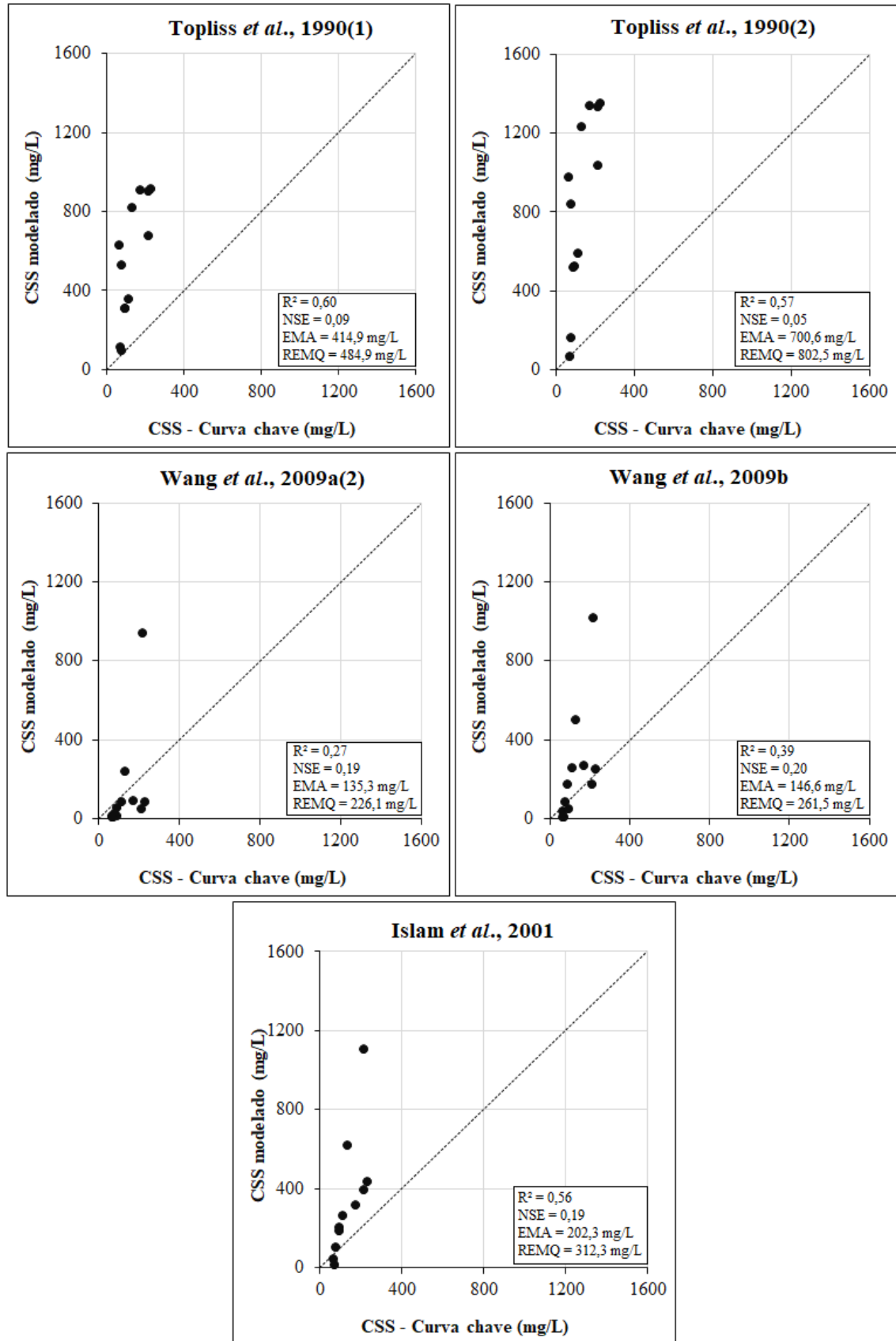
Dos modelos aqui avaliados nenhum mostrou-se eficientemente capaz de representar os dados de CSS no Rio Jaguaribe na seção de Iguatu. Enquanto os dados obtidos na referida seção variaram de 66,54 mg/L a 229,56 mg/L, os modelados estimaram concentrações variando de 1,58 mg/L a 1347,88 mg/L. Isso acontece porque, normalmente, cada modelo é desenvolvido e ajustado para uma região específica, tipo de água e suas respostas espectrais associadas. Além dos materiais presentes na água, fatores como a profundidade, a geometria de visão e as condições atmosféricas aumentam a complexidade na relação entre a reflectância medida na superfície da água e concentrações de constituintes (CURRAN; NOVO, 1988). Assim a aplicação dos modelos para outras regiões é limitada e os possíveis resultados são desconhecidos; Quando deseja-se aplicar um modelo existente em outras regiões com condições diferentes daquela de origem, devem-se proceder calibrações antes da utilização do modelo (DORJI; FEARNES, 2016).

Entretanto, alguns destes possuem melhor desempenho quando comparado com os demais. Os modelos desenvolvidos por Wang *et al.* (2009a) para Baía de Hangzhou na China usando produtos MODIS e Wang *et al.* (2009b) estudando o Rio Yangtze na mesma região da China, com imagens LandSat, foram os que apresentaram os maiores valores do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE = 0,19 e 0,20, respectivamente) e mostraram potencialidade de representar a concentração de sedimentos suspensos de até aproximadamente 200 mg/L na seção de Iguatu.

Vale destacar que são descarregados milhões de toneladas de sedimentos na Baía de Hangzhou por ano devido ao processo erosivo na região, principalmente na bacia do rio Yangtze que sofreu mudanças drásticas no uso da terra e intensa atividade humana nas últimas décadas (ZHANG *et al.*, 2003; LONG *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2009a). Os valores máximos de CSS na Baía chegam a aproximadamente 7000 mg/L, na parte norte, que possui alta turbidez, devido à entrada e ressuspensão contínua dos sedimentos (CHEN *et al.*, 2006).

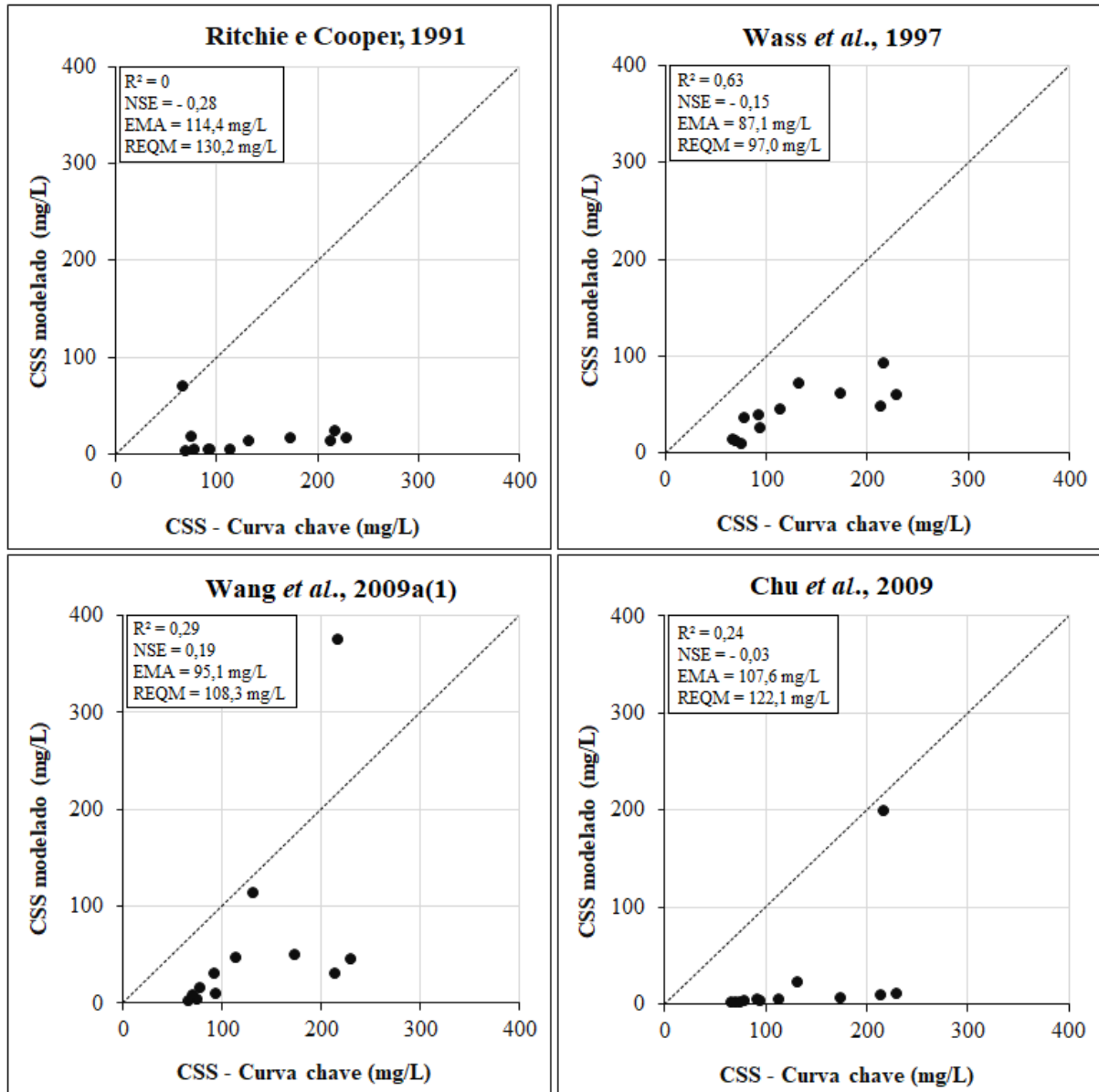
Os gráficos das análises de desempenho dos modelos empíricos testados podem ser observados na Figura 17 e na Figura 18.

Figura 17 – Análise de desempenho dos modelos de estimativa de CSS (até 1600 mg/L) provenientes da literatura especializada aplicados para as condições do Rio Jaguaribe



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 18 – Análise de desempenho dos modelos de estimativa de CSS (até 400 mg/L) provenientes da literatura especializada aplicados para as condições do Rio Jaguaribe

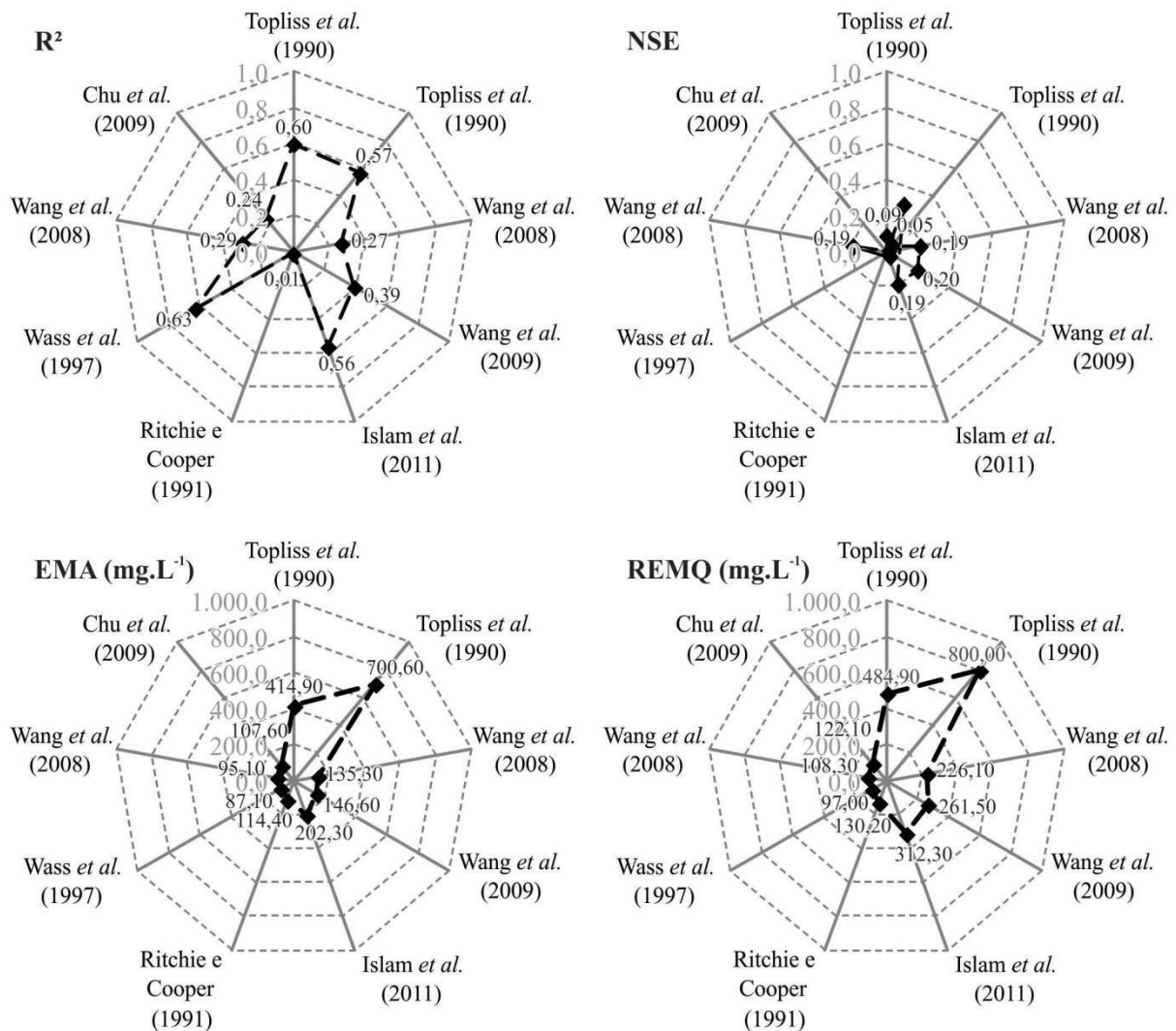


Fonte: Elaborada pelo autor.

Os modelos que pior representaram as concentrações de sedimentos suspensos no Rio Jaguaribe foram os apresentados por Topliss *et al.* (1990) aplicados originalmente a dados de CSS na Baía de Fundy e Rio Mackenzie, regiões de baixas temperaturas localizada na costa atlântica da América do Norte. Apesar de possuírem coeficientes de determinação acima de 0,5 ($R^2 = 0,60$ e $R^2 = 0,57$) estes modelos apresentaram os maiores erros médios absolutos (EMA) em comparação com os demais modelos (EMA = 414,9 mg/L; EMA = 700,6 mg/L), fato que pode estar relacionado às condições climáticas da região, como a alta amplitude das marés (DESPLANQUE; MOSSMAN, 2001), assim como ao tipo de material presente na água, principalmente pela influência do mar, além da origem das imagens utilizadas e seu

processamento. O menor erro observado foi o do modelo de Wass *et al.* (1997) (EMA = 87,1 mg/L), apesar de possuir valor de NSE = -0,15. Na Figura 19 pode ser observado graficamente o resumo estatístico da avaliação dos modelos empíricos.

Figura 19 - Resumo estatístico da avaliação dos modelos empíricos aplicados para as condições do Rio Jaguaribe-Ce



Fonte: Elaborada pelo autor.

Islam *et al.* (2001) estudando as variações espacial e sazonal da concentração de sedimentos suspensos nos rios Ganges e Brahmaputra em Bangladesh usando imagens LandSat, apontaram um fator importante que deve ser levado em consideração nesse tipo de estudo: a sensibilidade da reflectância a interferência de outros materiais presentes na água. Eles apontaram que em áreas onde existe intensa atividade agrícola, materiais orgânicos e químicos diminuem a sensibilidade da reflectância a CSS, enfatizando que é importante o conhecimento da mineralogia das argilas do sedimento em suspensão.

5.4 Modelos empíricos para o Rio Jaguaribe

O Rio Jaguaribe, como grande parte dos rios do semiáridos, é um rio intermitente, chegando a ser o “maior rio seco do mundo” (PITOMBEIRA, 2015). Uma das mais interessantes características deste rio é que suas vazões podem variar de 0 a 7.000 m³/s, rapidamente, em poucos meses (CEARÁ, 1992).

Devido às suas características intermitentes, as concentrações de sedimentos suspensos puderam ser analisadas somente no período de chuvas quando houve transporte de água no rio, não sendo possível análises no período de estiagem quando o rio fica quase ou completamente seco.

Deste modo, foram utilizadas 12 imagens nesta dissertação, referentes ao período de 2009 a 2014. A impossibilidade de usar um número maior de imagens deu-se também pela nebulosidade e escassez hídrica, principalmente nos anos de 2015 e 2016. Os valores de CSS, cota, vazão e reflectância na seção do Rio Jaguaribe localizada em Iguatu encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados de cota, vazão, CSS e reflectância na seção Iguatu referentes ao período em estudo

Data da imagem	Cota (cm)	Q (m ³ /s)	CSS (mg/L)	Reflectância (%)				
				B1	B2	B3	B4	B5
18/07/2009	116	1,69	69,84	3,21	4,87	2,18	2,29	3,09
20/04/2010	275	52,75	229,56	5,12	8,77	11,26	10,86	9,12
18/05/2010	126	2,35	78,27	3,75	6,20	6,70	5,67	4,34
07/03/2011	225	23,71	174,08	4,95	9,01	11,53	11,09	7,44
21/03/2011	165	6,89	113,51	6,18	8,88	8,54	7,87	6,64
30/03/2011	264	44,83	217,00	9,56	13,67	17,47	18,57	18,84
11/04/2011	184	10,63	131,92	6,23	10,92	13,54	12,91	11,78
21/05/2011	261	42,83	213,60	4,16	7,84	9,14	9,21	8,51
27/06/2011	122	2,07	74,87	1,19	2,56	1,63	3,22	2,73
25/04/2012	144	4,00	94,04	2,76	5,15	4,76	4,69	5,56
31/03/2014	142	3,79	92,29	4,72	7,86	7,25	6,56	5,82
26/05/2014	112	1,47	66,54	1,06	2,22	2,53	4,09	3,53

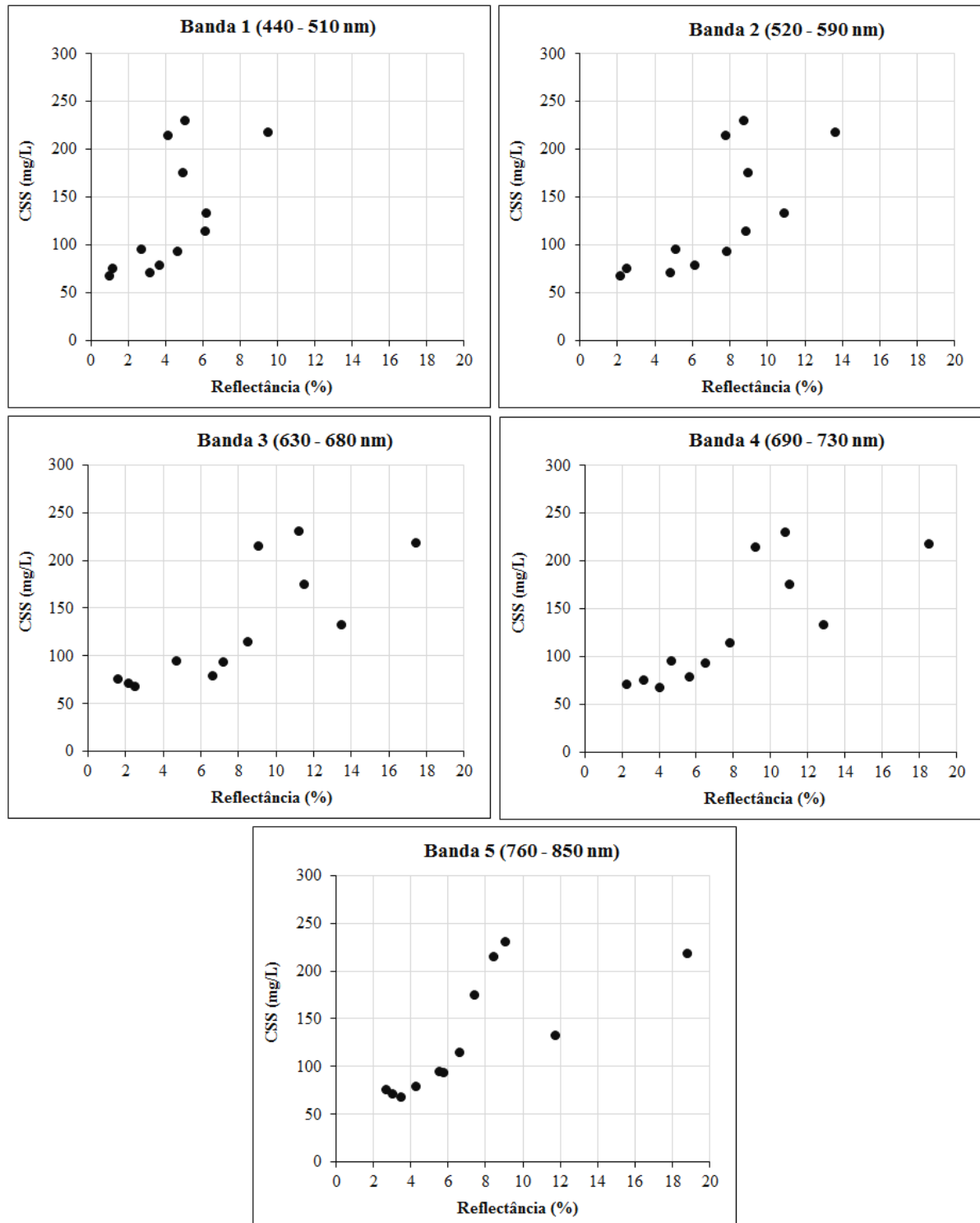
Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se na Tabela 6 que as vazões variaram de 1,5 a 52,7 m³/s, valores considerados baixos para o local estudado, visto que em outros estudos na mesma seção foram observados valores dez vezes maiores (LIMA NETO *et al.*, 2011). Deste modo não é possível afirmar que os modelos obtidos nesta pesquisa podem ser aplicados a eventos com grandes vazões, sendo assim necessária a validação para estes eventos. Pode-se observar ainda que os dados de CSS variaram de 66,54 mg/L (26/05/2014) a 229,56 mg/L (20/04/2010). Destaca-se o ano de 2011, com valores elevados de CSS. Associam-se esses valores às características hidrológicas da região no período em estudo. O referido ano (2011) foi o último ano com chuvas acima média na região (1651,5 mm), fato que tornou possível o maior transporte de sedimento, após este ano seguiu-se um período de seca com baixas precipitações pluviométricas. Medeiro *et al.* (2010) estudando a mesma região, afirma que a produção de sedimentos é limitada pelas condições de transporte, que é reduzida devido às baixas alturas pluviométricas e ocasionando a deposição parcial de sedimento na bacia.

É importante observar que os comprimentos de onda mais longos parecem estarem mais correlacionados com a CSS do que os comprimentos de onda mais curtos das bandas espectrais das imagens RapidEye. Lodhi *et al.* (1998) afirmam que entre 700 e 900 nm, a reflectância aumenta de forma mais uniforme com o aumento do CSS do que na região de 400 a 700 nm e que a região do infravermelho próximo parece ser a mais útil para estimar CSS na água.

Em estudo feito por Wang *et al.* (2010b) as reflectâncias das bandas 3 (459 – 479 nm), 4 (545 – 565 nm) e 1 (620 – 670 nm) do sensor MODIS, mostraram uma relação positiva com CSS, mas o aumento da reflectância com o aumento do CSS tornou-se significativamente mais lento quando o CSS foi superior a 150 mg/L. O mesmo comportamento pode ser observado para as bandas das imagens RapidEye, similares às estudadas pelo referido autor. Pode-se observar na Figura 20 que nas bandas 1 e 2, mesmo que a CSS aumente, à partir de 150 mg/L, a resposta da reflectância é baixa e corresponde a uma variação de 4 a 10%; Já, nas demais bandas, a resposta espectral é mais sensível, com maiores variações (banda 3 (9 – 18%); banda 4 (9 – 19%); banda 5 (8 – 19%)), o que mostra que as bandas das imagens dos satélites Rapideye com maiores comprimentos de onda são as mais indicadas para o estudo de CSS.

Figura 20 - Reflectância (%) e concentração de sedimentos suspensos - CSS (mg/L) estimada pela curva-chave de sedimentos para as cinco bandas espectrais de imagens RapidEye referentes ao período de 2009 a 2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

Utilizando o software LAB Fit (*LAB Fit Curve Fitting Software*) foram desenvolvidos modelos que relacionam a CSS com as reflectâncias nos comprimentos de onda das bandas do RapidEye. Esse software foi uma ferramenta fundamental na definição dos

melhores modelos visto que na literatura encontra-se mais comumente a aplicação de regressão em análises da relação reflectância-CSS (BABAN, 1995; KLOIBER *et al.*, 2002; WANG *et al.*, 2010b).

Aqui foram testadas as seguintes relações: 1) relação entre CSS e reflectância de cada banda espectral individualmente (SEB); 2) relação entre duas bandas com a CSS (DEB); 3) relação entre três bandas e CSS (TEB). No total, foram obtidos 150 modelos. Serão apresentados a seguir os 15 melhores modelos, de acordo com o coeficiente R². Uma lista com outros 135 modelos que mostraram potencialidade para estimar a CSS no Rio Jaguaribe pode ser vista nos Anexos A, B e C desta dissertação.

5.4.1 Modelos para bandas espectrais simples (SEB)

Os melhores modelos gerados pelo software estatístico LABFit para cada banda podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7 - Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais únicas

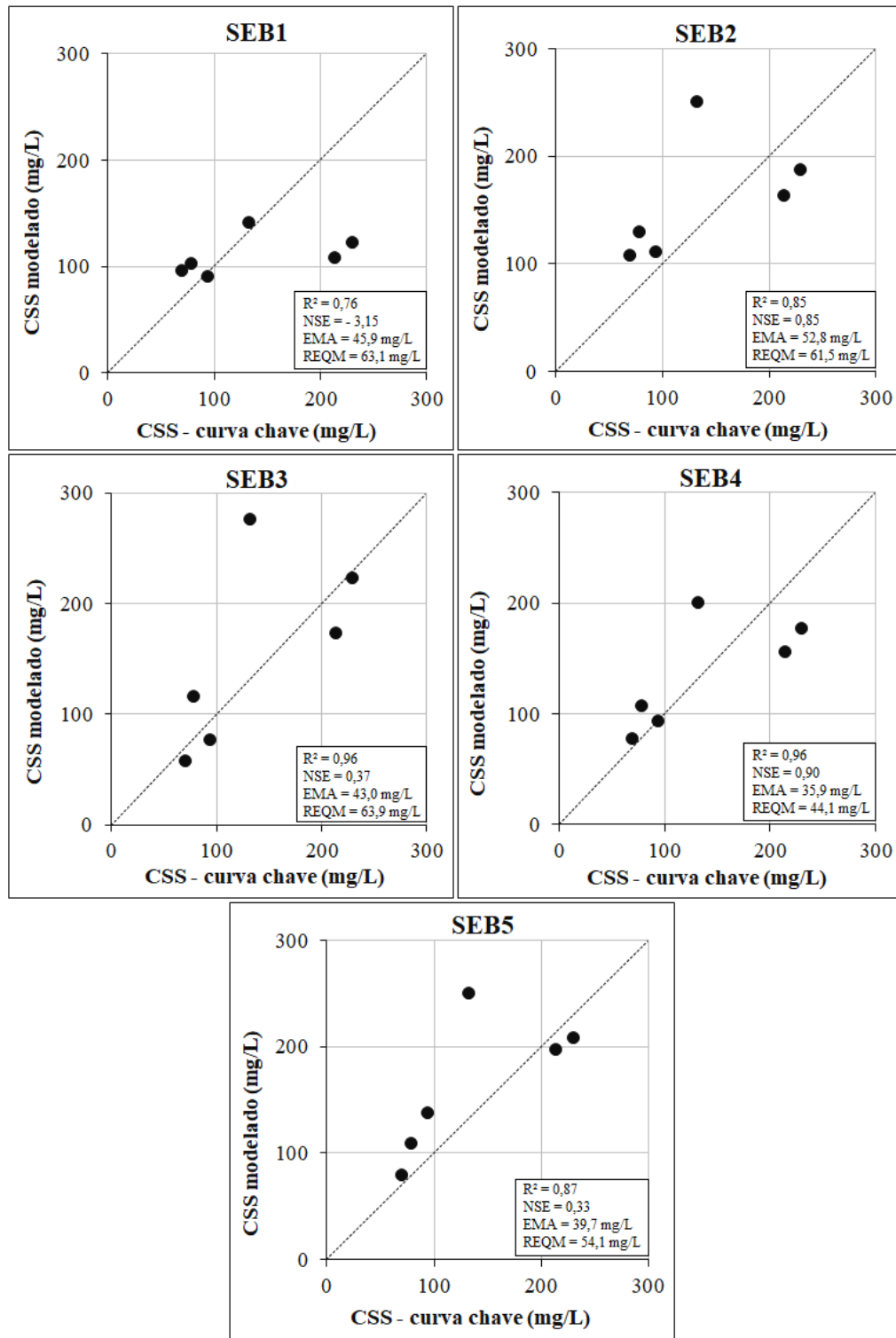
Banda espectral	Equação de ajuste	Modelo
Banda 1	$CSS = 64,01 * EXP(0,13 * B1)$	SEB1
Banda 2	$CSS = 1,50 * B2^2 + 71,94$	SEB2
Banda 3	$CSS = 1699,64 * B3^{-\frac{9,43}{B3}}$	SEB3
Banda 4	$CSS = 635,046 * B4^{-\frac{5,811}{B4}}$	SEB4
Banda 5	$CSS = \frac{B5}{0,0385 + 0,0001 * B5^2}$	SEB5

Fonte: Elaborada pelo autor.

Dos modelos desenvolvidos para uma única banda, o que melhor se aplica é aquele que relaciona a concentração de sedimentos suspensos com a banda 4 (690 – 730 nm). Essa é uma relação importante, visto que as imagens RapidEye são as primeiras a possuírem uma faixa exclusiva para esse comprimento de onda (690 – 730 nm), inicialmente pensada para o estudo de vegetação (ANTUNES; DEBIASI; SIQUEIRA, 2014). Os gráficos das análises de

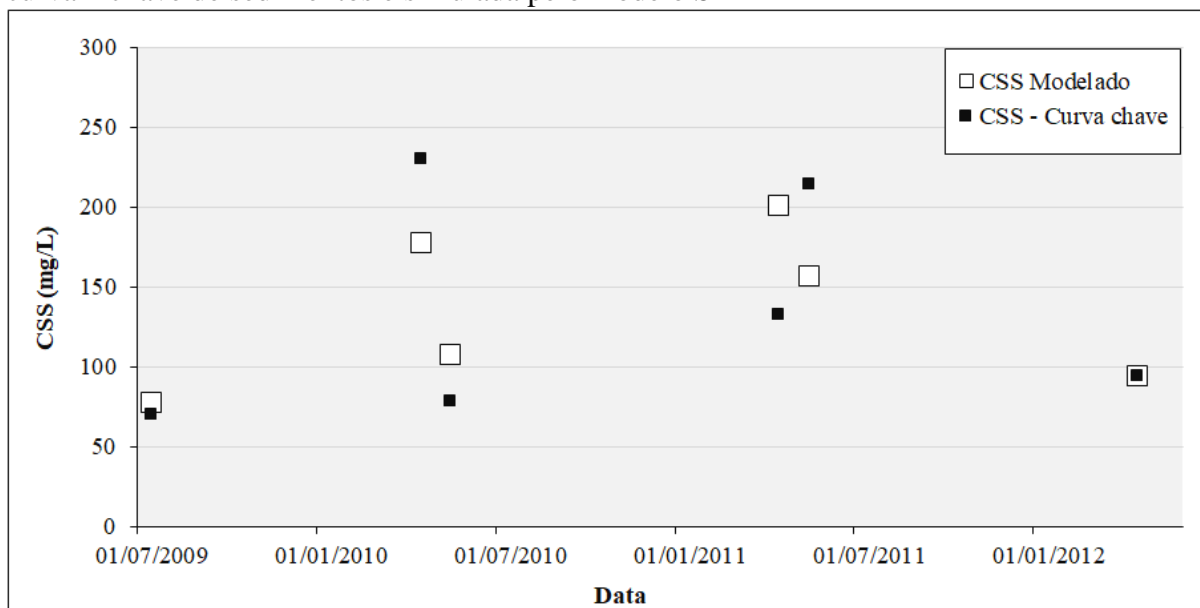
desempenho de cada um dos modelos podem ser observados na Figura 21. Na Figura 22 podem-se observar os dados de CSS simulados pela curva – chave de sedimentos e os dados de CSS modelados pelo modelo SEB4, referente a banda 4 das imagens RapidEye.

Figura 21 – Análise de desempenho dos modelos de estimativa da concentração de sedimentos suspensos - CSS com bandas espectrais únicas (SEB)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 22 - Concentração de sedimentos em suspensão - CSS na seção Iguatu, simulada pela curva – chave de sedimentos e simulada pelo modelo SEB4



Fonte: Elaborada pelo autor.

O gráfico de CSS simulado pelo modelo SEB4 apresenta comportamento similar ao de dados simulada pela curva – chave de sedimentos para o mesmo período. Em um estudo em que comparou vários modelos de estimativa de CSS pelo uso de sensoriamento remoto com imagens orbitais geradas pelo satélite LandSat, Xia (1993) concluiu que as bandas de comprimentos de ondas de 600 - 800 nm são mais sensíveis à concentração de sedimentos em suspensão e os dados de sensoriamento remoto dessas bandas possuem alta correlação com a CSS, como observado aqui.

5.4.2 Modelos de estimativa da CSS por duplas bandas espectrais (DEB)

Wang *et al.* (2009b) estudando a CSS no Rio Yangtze observaram que parece não haver correlação entre o CSS e a reflectância da água nas Bandas 1 (450 – 520 nm) e 2 (520 – 600 nm) do LandSat; para a banda 3 (630 – 690 nm) a reflectância da água tende a aumentar com o aumento do CSS, mas apresenta comportamento de saturação para valores de CSS acima de 500 mg/L. A refletância da água na banda 4 (760 – 900 nm) mostra comportamento semelhante, mas o limite de saturação parece ser maior que o da banda 3.

Os melhores modelos gerados no estudo corrente utilizando-se a combinação de duas bandas podem ser observados no Tabela 8. Aqui optou-se por não incluir a banda 1, pois esta mostrou-se ser a banda que apresenta menor correlação com o CSS.

Tabela 8 - Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais duplas

Bandas espectrais	Equação de ajuste	Modelo
Bandas 5 e 4	$CSS = 977,46 * B5^{-\frac{7,4018}{B4}}$	DEB1
Bandas 5 e 3	$CSS = 45,641 * (B5 * B3)^{0,309}$	DEB2
Bandas 5 e 2	$CSS = 70,815 * (B5 * B2)^{0,314}$	DEB3
Bandas 4 e 3	$CSS = \frac{B4}{0,0364 + 0,0020 * B3}$	DEB4
Bandas 4 e 2	$CSS = \frac{B4}{0,03853 + 0,00017 * B2^2}$	DEB5
Bandas 3 e 2	$CSS = 74,00 * B2^{0,0244*B3}$	DEB6

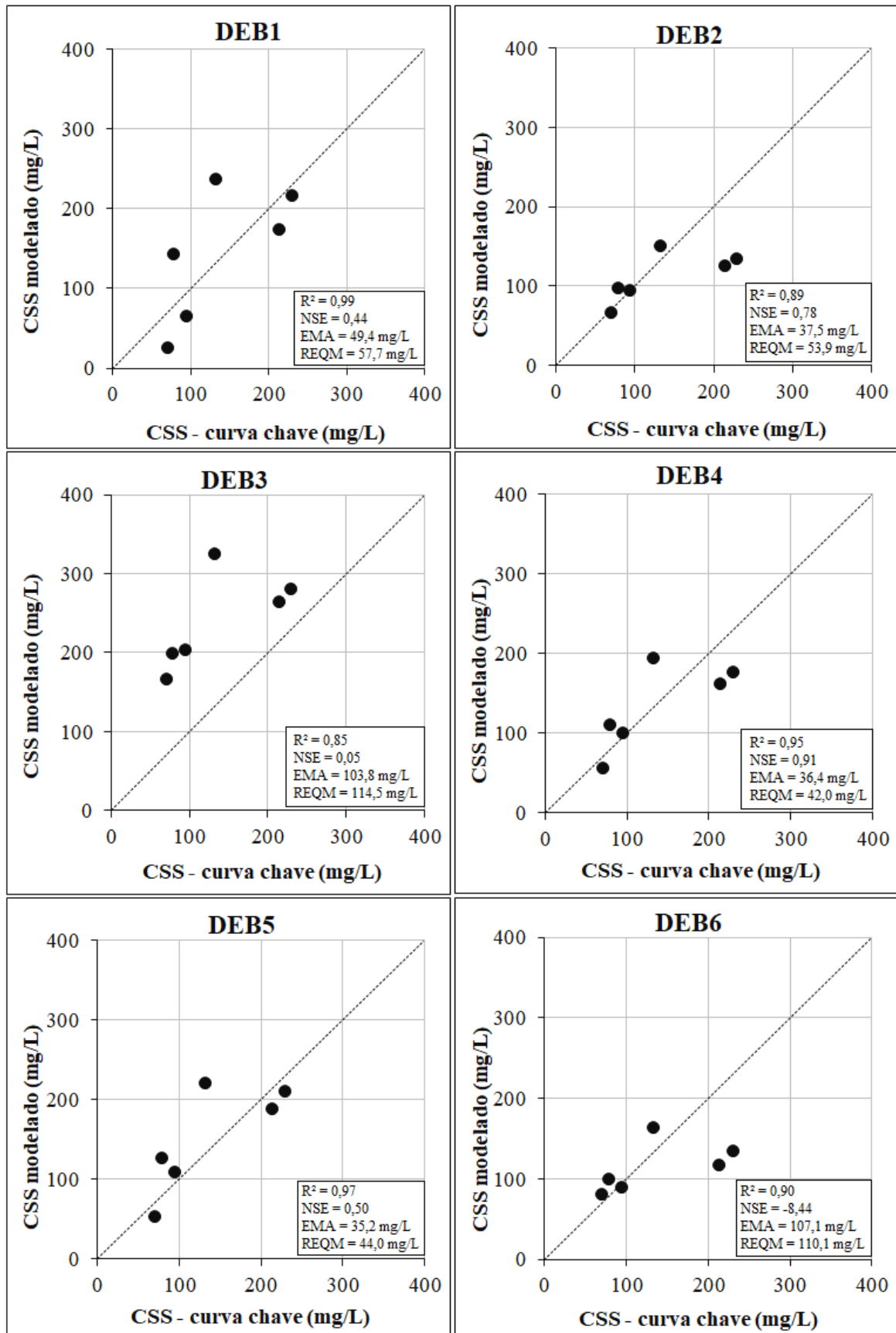
Fonte: Elaborada pelo autor.

Os melhores resultados para a combinação de duas bandas mostraram-se quando se combinam a banda 5, 4 e 3 entre si. O melhor deles foi o modelo DEB4, que relaciona as bandas 4 e 3 aos dados de CSS. Quando a banda 2 entra em uma combinação, a representatividade da equação é baixa, apesar desta banda, quando sozinha, possuir boa relação com os dados de CSS.

Robert *et al.* (2016) estudando a turbidez e a concentração de sedimentos suspensos no reservatório Bagre (Burkina Faso) pelo uso de sensoriamento remoto, confirmaram que as melhores relações se deram ao combinar-se as faixas do vermelho e do infravermelho próximo, tanto na espectralradiometria de campo como por imagens orbitais, exceto quando se usa a banda vermelha sozinha, pois esta começa a perder sensibilidade ao aumento do CSS a partir de concentrações superiores a 350 mg/L.

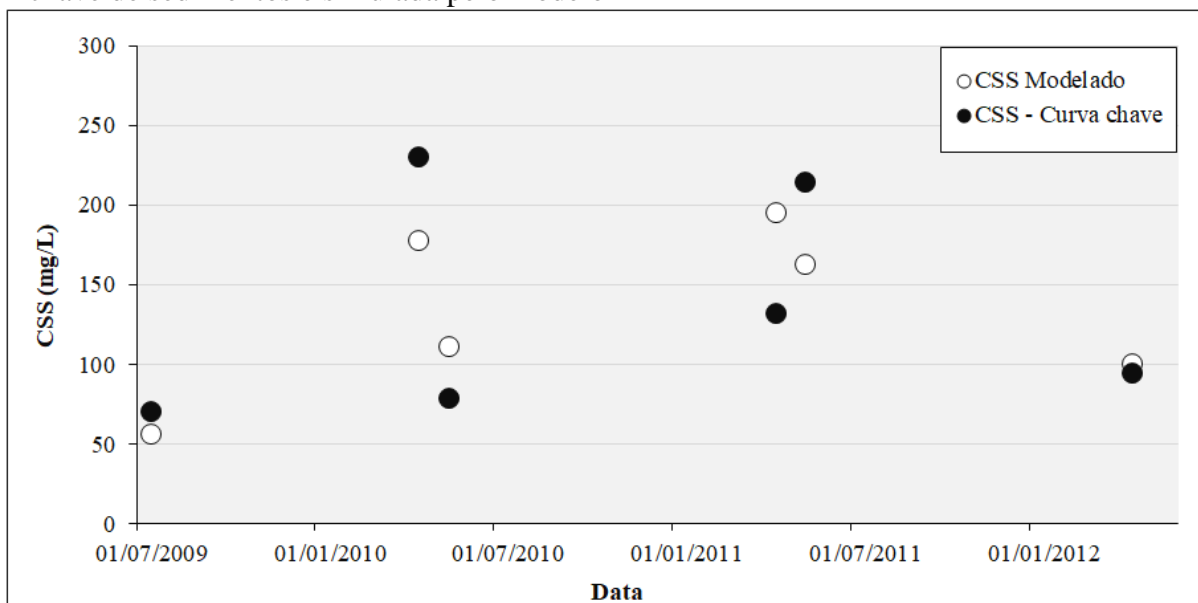
Na Figura 23 podem ser observados os gráficos da análise de desempenho dos modelos. Na Figura 24 podem ser observados os dados modelados pelo modelo DEB4 e estimados pela curva chave de sedimentos para o mesmo período de tempo.

Figura 23 – Análise de desempenho dos modelos de estimativa de CSS de bandas espectrais duplas (DEB)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 24 - Concentração de sedimentos suspensos - CSS na seção Iguatu, simulada pela curva - chave de sedimentos e simulada pelo modelo DEB4



Fonte: Elaborada pelo autor.

De forma geral, os dados modelados são similares aos dados obtidos através da curva - chave de sedimentos para todas as datas. Destaca-se ainda que os menores valores de CSS parecem ser os melhores representados pelo modelo DEB4.

5.4.3 Modelos de estimativa da CSS por triplas bandas espectrais (TEB)

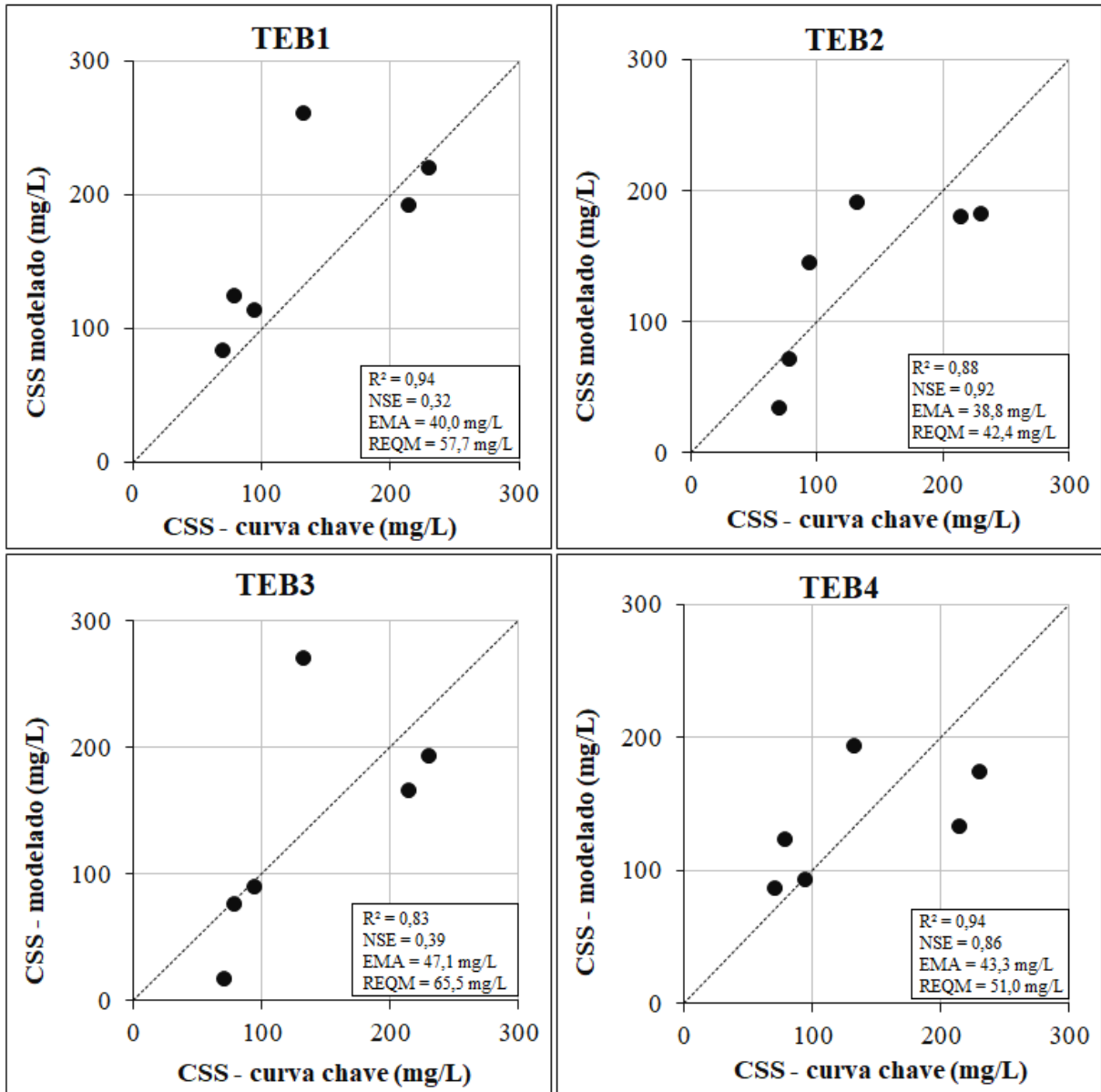
Os melhores modelos gerados utilizando-se a combinação de três bandas podem ser observados no Tabela 9 e a análise de desempenho destes na Figura 25.

Tabela 9 - Equações de melhor ajuste geradas pelo programa LABfit para bandas espectrais triplas

Bandas espectrais	Equação de ajuste	Modelo
$X = (B5+B4+B3) / 3$	$CSS = 1021,94 * X^{-\frac{6,828}{X}}$	TEB1
$X = (B5*B4) / B3$	$CSS = \frac{-1792,85}{X^2 + 205,10}$	TEB2
$X = (B5*B3) / B4$	$CSS = 26,95 * X - 62,11$	TEB3
$X = (B4*B3) / B5$	$CSS = 0,496 * X^2 + 84,93$	TEB4

Fonte: Elaborada pelo autor.

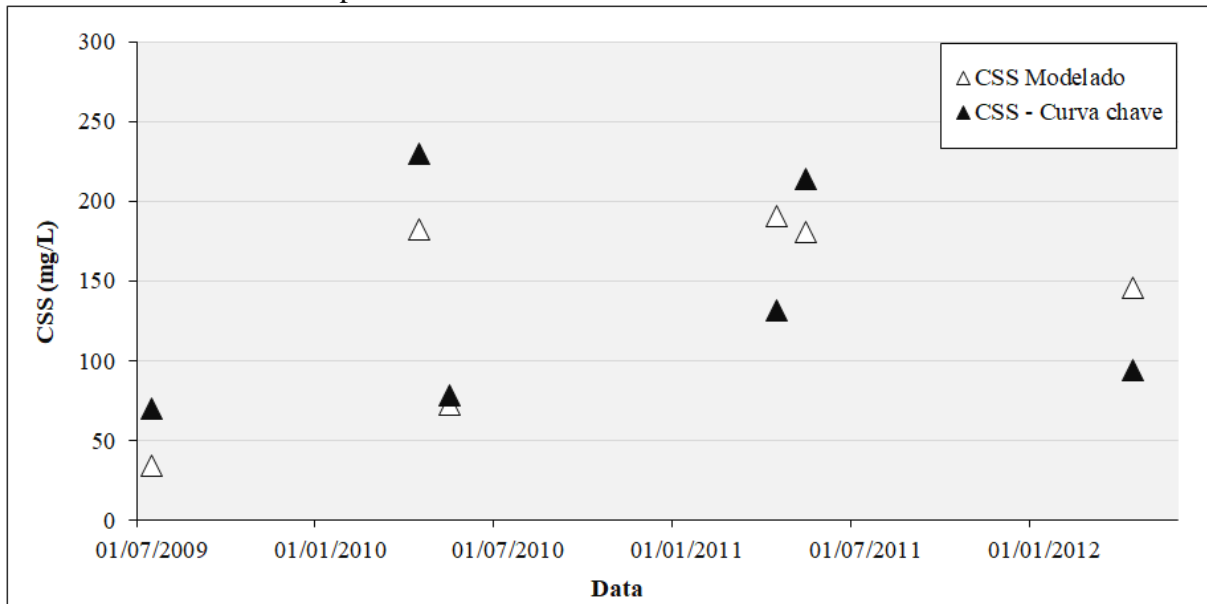
Figura 25 – Análise do desempenho dos modelos de estimativa de CSS de razão de bandas espectrais (TEB)



Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com os resultados, o melhor modelo considerando três bandas espectrais foi o modelo TEB2 (modelo com maior valor de NSE e menores erros). O gráfico dos dados simulada pela curva – chave de sedimentos e dos dados modelos pelo modelo TEB2 pode ser observado na Figura 26.

Figura 26 - Concentração de sedimentos suspensos na seção Iguatu simulada pela curva – chave de sedimentos e simulada pelo modelo TEB2



Fonte: Elaborada pelo autor.

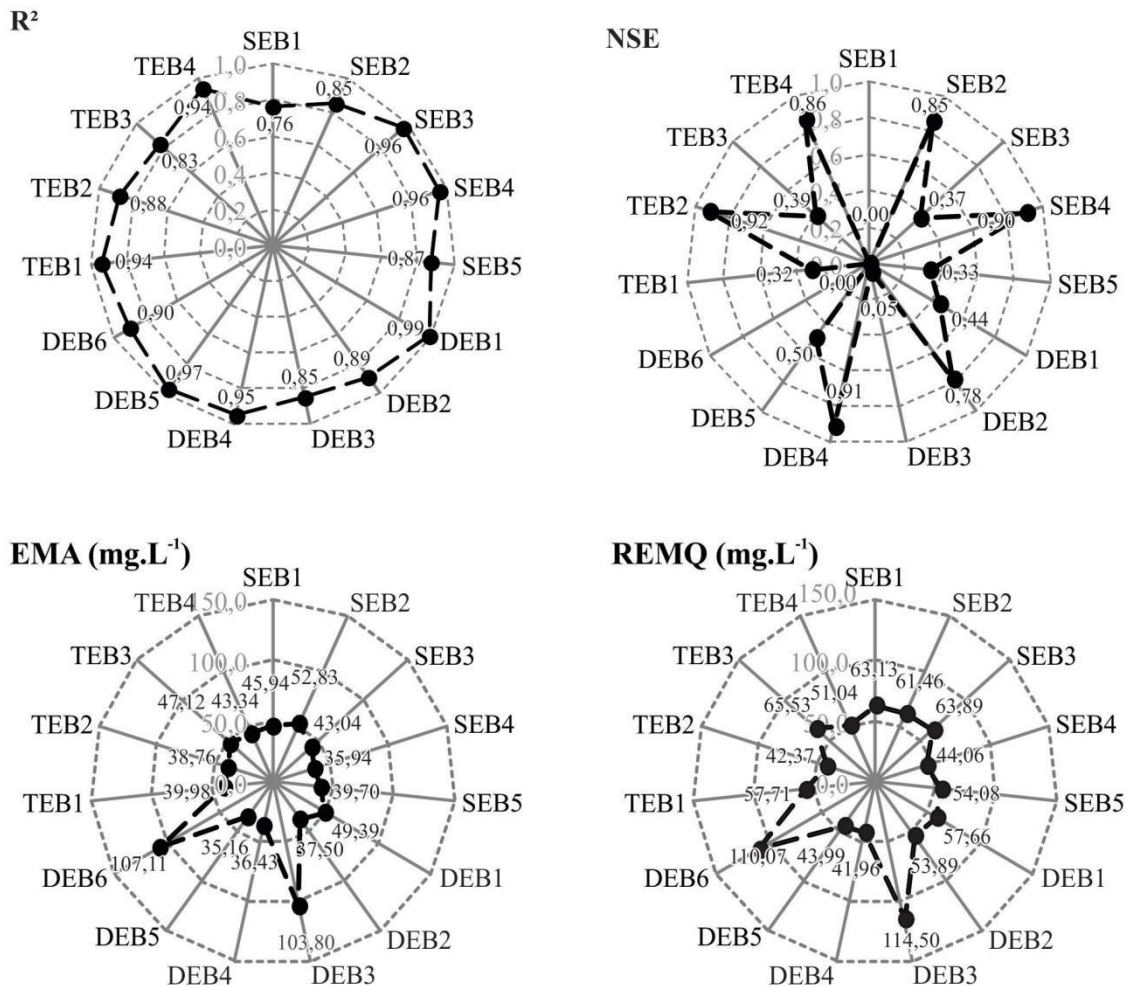
Na Tabela 10 e na Figura 27 pode-se observar o desempenho de cada um dos 15 modelos de acordo com os coeficientes estatísticos calculados.

Tabela 10 – Desempenho dos modelos empíricos desenvolvidos

Modelo	Bandas	R ²	NSE	EMA (mg/L)	REQM (mg/L)
SEB1	B1	0,76	-3,15	45,94	63,13
SEB2	B2	0,85	0,85	52,83	61,46
SEB3	B3	0,96	0,37	43,04	63,89
SEB4	B4	0,96	0,90	35,94	44,06
SEB5	B5	0,87	0,33	39,70	54,08
DEB1	B5 e B4	0,99	0,44	49,39	57,66
DEB2	B5 e B3	0,89	0,78	37,50	53,89
DEB3	B5 e B2	0,85	0,05	103,80	114,50
DEB4	B4 e B3	0,95	0,91	36,43	41,96
DEB5	B4 e B2	0,97	0,50	35,16	43,99
DEB6	B3 e B2	0,90	-8,44	107,11	110,07
TEB1	B5, B4 e B3	0,94	0,32	39,98	57,71
TEB2	B5, B4 e B3	0,88	0,92	38,76	42,37
TEB3	B5, B4 e B3	0,83	0,39	47,12	65,53
TEB4	B5, B4 e B3	0,94	0,86	43,34	51,04

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 27 - Resumo estatístico do desempenho dos modelos empíricos desenvolvidos para as condições do Rio Jaguaribe-Ce



Fonte: Elaborada pelo autor.

Comparando-se os gráficos da Figura 27 com os gráficos da Figura 19, pode-se observar que as escalas dos valores que representam os erros possuem grande diferença. Enquanto que na Figura 17 esses valores são bastante elevados (EMA máximo = 700,6 mg/L; REMQ máximo = 802,5 mg/L), na Figura 25 os valores são quase dez vezes menores (EMA máximo = 107,1 mg/L; REMQ máximo = 114,5 mg/L), mostrando a especificidade de cada modelo à região para a qual foi desenvolvido.

No presente estudo, dos seis modelos que produziram as melhores respostas com o conjunto de dados de campo, cinco usam combinações de faixas do vermelho, apenas um não usa. Este foi o modelo que relaciona apenas a banda 2 (verde) com o CSS (modelo SEB2). Por outro lado, Long *et al.* (2013) sugere que bandas na parte verde e azul do espectro podem ser tão eficazes quanto as bandas no vermelho para detecção remota de CSS, desde que estas últimas sejam combinadas com uma faixa de infravermelho próximo. Observa-se ainda que a

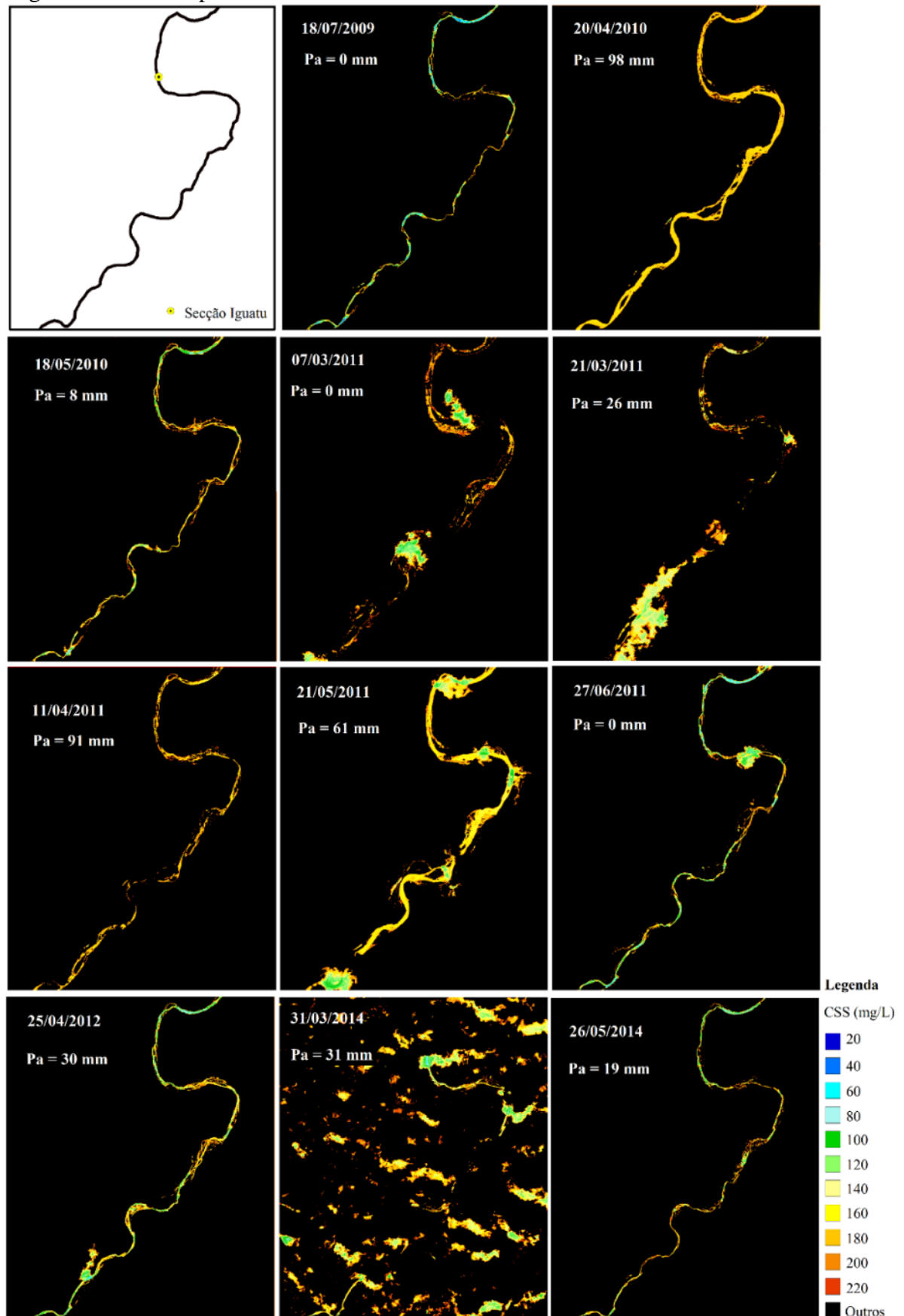
média entre as bandas 3, 4 e 5 (modelo TEB1) não representa bem a CSS (esse é o modelo de razão de 3 bandas com o menor valor de NSE).

De todos os modelos apresentados, sugere-se nesta pesquisa o modelo DEB4 como sendo o melhor a ser aplicado para estimativas de CSS, visto que relaciona a banda 4, uma das melhores e mais estáveis individualmente para estimar CSS e a banda 3 que possui forte relação com a CSS quando sozinha além de mostrar boa relação com o CSS quando em conjunto com as demais bandas espectrais.

5.4.4 Análise espacial da CSS em rios intermitentes do Semiárido brasileiro

Na Figura 28 pode-se observar a concentração de sedimentos em suspensão estimada pelo modelo DEB4 para o Rio Jaguaribe nas proximidades da cidade de Iguatu-Ce.

Figura 28 - Distribuição espacial da concentração de sedimentos suspensos no Rio Jaguaribe estimada pelo modelo DEB4



Fonte: Elaborada pelo autor. Legenda: Pa – precipitação acumulada dos últimos cinco dias.

A diferenciação das concentrações observadas na referida figura deve-se, em parte, à ocorrência de chuvas na data de passagem do satélite e/ou à ocorrência de chuva nos dias antecedentes. Considerando-se a precipitação antecedente dos últimos cinco dias nota-se uma relação positiva entre a concentração de sedimentos suspensos e ocorrência de chuva. Quando houve chuva na data exata da obtenção da imagem ou no período de cinco dias anteriores, houve juntamente com esta, aumento da CSS.

Dentre os fatores que influenciam esse comportamento, estão as características geológicas da bacia do Alto Jaguaribe. Esta, por ser em sua maior parte constituída de rochas do embasamento cristalino (81 %), possui limitada capacidade de armazenamento de água no subsolo, o que contribui para o aumento do escoamento da água que nele se precipita (CEARÁ, 2009), favorecendo o carregamento rápido e eficiente de materiais para os cursos hídricos.

Outra característica que está fortemente associada à concentração de sedimentos no Rio Jaguaribe é a pequena açudagem dominante na bacia, que propicia a retenção de água e sedimentos ao longo do rio. Wiegand (2009) afirma que a pequena açudagem é responsável pela retenção de 66% do total de sedimentos transportados; 24% permaneceriam em suspensão com o fluxo; 5% nos grandes açudes e 5% no leito da calha de drenagem.

Outro aspecto refere-se à hidrologia da bacia, sendo observado que as maiores vazões ocorrem nos meses de abril e maio e as menores no período de julho a janeiro, chegando a registrar vazão zero nesse período (PITOMBEIRA, 2015). Neste contexto, um fator de relevante importância para estudos de sedimentos é a conectividade sedimentológica, definida por Bracken e Croke (2007) como a transferência física de sedimentos e poluentes agregados através da bacia hidrográfica, fortemente relacionada com o conceito de taxa de transferência de sedimentos. Quando ocorrem eventos pluviométricos isolados, a bacia apresenta baixa conectividade e o transporte de sedimentos fica limitado. Com a ocorrência de eventos seguidos e com maiores magnitudes, a bacia atinge condições de elevada conectividade, permitindo a propagação dos sedimentos até o exutório (MEDEIROS *et al.*, 2010; MEDEIROS *et al.*, 2014).

Como é comum a alta nebulosidade na região de estudo, existe grande dificuldade na análise espectral de imagens orbitais para o período com vazão no rio. Ainda na Figura 26, observa-se que todas as imagens com as quais foi possível trabalhar, são do período chuvoso e que nas datas 07/03/2011, 21/03/2011, 21/05/2011, 27/06/2011 e 31/03/2014, existe presença de nuvens, que interfere na obtenção de dados.

6 CONCLUSÕES

Devido às altas resoluções, espacial e temporal das imagens da constelação de satélites RapidEye a utilização desta imagens orbitais é eficiente na estimativa da concentração de sedimentos suspensos (CSS) em rios intermitentes do semiárido permitindo a avaliação desta concentração para cursos de rios estreitos (larguras acima de 5 metros) e em épocas de seca nas quais as vazões dos rios são baixas.

- A banda 4 (690 – 730 nm), característica das imagens RapidEye, possui alta correlação positiva com a concentração de CSS;
- As bandas 1 e 2 não devem ser utilizadas para estimativas da CSS, pois estas respondem menos aos aumentos das concentrações de sedimentos suspensos quando comparadas com as demais bandas;
- Os modelos originados de revisão de literatura não representam adequadamente a concentração de sedimentos suspensos do Rio Jaguaribe devido às características específicas dos locais para os quais estes modelos foram desenvolvidos;
- As bandas espectrais das imagens da constelação de satélites RapidEye que melhor representam a concentração de sedimentos suspensos são as bandas de maiores comprimentos de onda (bandas 3, 4 e 5), sendo estas bandas as mais indicadas para elaboração de modelos matemáticos de estimativa da CSS.
- Os modelos de bandas espectrais duplas (DEBs) que combinam as bandas 3, 4 e 5 entre si são os mais adequados para a estimativa da CSS em rios intermitentes do semiárido, sugerindo-se nesta pesquisa o uso do modelo DEB4.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-RAHMAN, E. M.; LANDMANN, T.; KYALO, R.; ONG'AMO, G.; MWALUSEPO, S.; SULIEMAN, S.; LE R. B. Predicting stem borer density in maize using RapidEye data and generalized linear models. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 57, p. 61-74, 2017.
- ADAMCZYK, J.; OSBERGER, A. Red-edge vegetation indices for detecting and assessing disturbances in Norway spruce dominated mountain forests. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 37, p. 90-99, 2015.
- ADELABU, S.; MUTANGA, O.; ADAM, E. Evaluating the impact of red-edge band from Rapideye image for classifying insect defoliation levels. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 95, p. 34-41, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 10 jul. 2017.
- AGUIAR, M. I.; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. **Revista Ciência Agronômica**, v. 37, n. 3, p. 270- 278, 2006.
- ALVES, F. G. & CAMPOS, R. Propensão ao assoreamento de reservatórios do semiárido brasileiro. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 10. 2009, Fortaleza. **Anais do Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Fortaleza: ABRH, 2009.
- ANTUNES, M. A. H.; DEBIASI, P.; COSTA, A. R.; GLERIANI, J. M. Correção atmosférica de imagens ALOS/AVNIR-2 utilizando o modelo 6S. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 64, p. 531-539, 2012.
- ANTUNES, M. A. H.; DEBIASI, P.; SIQUEIRA, J. C. dos S. Avaliação espectral e geométrica das imagens RapidEye e seu potencial para o mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n. 66/1, 2014.
- ARANTES, D. M. **Deposição e exportação de sólidos e nutrientes na sub-bacia do Ribeirão das Cruzes, Baixo Tietê (SP)**. 2012. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- ARAÚJO, J. C. de. Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 39-56, 2003.
- ARAÚJO, J. C. de; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological sciences journal**, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.
- ARNETT, J. T.; COOPS, N. C.; DANIELS, L. D.; FALLS, R. W. Detecting forest damage after a low-severity fire using remote sensing at multiple scales. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 35, p. 239-246, 2015.

ARRUDA, P. de M. **Otimização de um modelo hidrossedimentológico em regiões semiáridas**. 2011. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2011.

ASSELMAN, N. E. M. Fitting and interpretation of sediment rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 234, n. 3, p. 228-248, 2000

BABAN, S. M. The use of Landsat imagery to map fluvial sediment discharge into coastal waters. **Marine Geology**, v. 123, n. 3-4, p. 263-270, 1995.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; KOSMAS, C.; VANACKER, V.; VAN OOST, K.; ROUNSEVELL, M.; Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 105, 467–481, 2005.

BARBOSA, C.C.F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curuaí/ Rio Amazonas**. 2005. 282 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2005.

BEHLING, R.; ROESSNER, S.; KAUFMANN, H.; KLEINSCHMIT, B. Automated spatiotemporal landslide mapping over large areas using RapidEye time series data. **Remote Sensing**, v. 6, n. 9, p. 8026-8055, 2014.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 04, p. 781-792, 2007.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. 2. ed. Florianópolis: Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, v. 3, 2007. Cap. 15, p. 884-939.

BINDING, C. E.; BOWERS, D. G.; MITCHELSON-JACOB, E. G. Estimating suspended sediment concentrations from ocean colour measurements in moderately turbid waters; the impact of variable particle scattering properties. **Remote sensing of Environment**, v. 94, n. 3, p. 373-383, 2005.

BONANSEA, M.; LEDESMA, C.; RODRÍGUEZ, C.; PINOTTI, L.; ANTUNES, M. H. Effects of atmospheric correction of Landsat imagery on lake water clarity assessment. **Advances in Space Research**, v. 56, n. 11, p. 2345-2355, 2015.

BRACKEN, Louise J.; CROKE, Jacky. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrological processes**, v. 21, n. 13, p. 1749-1763, 2007.

BRONSTERT, Axel et al. Process-based modelling of erosion, sediment transport and reservoir siltation in mesoscale semi-arid catchments. **Journal of soils and sediments**, v. 14, n. 12, p. 2001-2018, 2014.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.599 p.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da bacia do Alto Jaguaribe**. Fortaleza: INESP, 2009. 128p., il. (Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas, v. 1).

CEARÁ - SRH. Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará — **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Estudos de Base II. Fortaleza – CE. SRH. p. 871 – 1114. 1992.

CHAVEZ, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote sensing of environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.

CHEN, Z.; HU, C.; MULLER-KARGER, F. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. **Remote sensing of Environment**, v. 109, n. 2, p. 207-220, 2007.

CHEN, S. L.; ZHANG, G. A.; YANG, S. L.; SHI, J. Z. Temporal variations of fine suspended sediment concentration in the Changjiang River estuary and adjacent coastal waters, China. **Journal of Hydrology**, v. 331, n. 1, p. 137-145, 2006.

CHU, V. W.; SMITH, L. C.; RENNERMALM, A. K.; FORSTER, R. R.; BOX, J. E.; REEHY, N. Sediment plume response to surface melting and supraglacial lake drainages on the Greenland ice sheet. **Journal of Glaciology**, v. 55, n. 194, p. 1072-1082, 2009.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declividade e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

COLLINS, A. L.; WALLING, E. documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. **Progress in Physical Geography**, v. 28, n. 2, p. 159-196, 2004.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação Ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006. p. 337-379.

CURRAN, P. J.; NOVO, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, p. 351-368, 1988.

COSTA, Elias Mendes et al. Processamento de imagens RapidEye no mapeamento de uso do solo em ambiente de Mar de Morros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1417-1427, 2016.

DESPLANQUE, C.; MOSSMAN, D. J. Bay of Fundy tides. **Geoscience Canada**, v. 28, n. 1, 2001.

DORJI, P.; FEARNES, P. A Quantitative Comparison of Total Suspended Sediment Algorithms: A Case Study of the Last Decade for MODIS and Landsat-Based Sensors. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 810, 2016.

DOXARAN, D.; FROIDEFOND, J. M.; LAVENDER, S.; CASTAING, P. Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. **Remote sensing of Environment**, v. 81, n. 1, p. 149-161, 2002.

DRZEWIECKI, W.; WĘŻYK, P.; PIERZCHALSKI, M.; SZAFRAŃSKA, B. Quantitative and qualitative assessment of soil erosion risk in Małopolska (Poland), supported by an Object-Based Analysis of high-resolution satellite images. **Pure and Applied Geophysics**, v. 171, n. 6, p. 867-895, 2014.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.funceme.br/produtos/script/chuvas/Download_de_series_historicas/DownloadChuvasPublico.php> Acesso em: 10 jul. 2017.

GAO, B. C.; GOETZ, A. F. Column atmospheric water vapor and vegetation liquid water retrievals from airborne imaging spectrometer data. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 95, n. D4, p. 3549-3564, 1990.

GAO, P.; JOSEFSON, M. Temporal variations of suspended sediment transport in Oneida Creek watershed, central New York. **Journal of Hydrology**, v. 426, p. 17-27, 2012.

GÄRTNER, P.; FÖRSTER, M.; KLEINSCHMIT, B. The benefit of synthetically generated RapidEye and Landsat 8 data fusion time series for riparian forest disturbance monitoring. **Remote Sensing of Environment**, v. 177, p. 237-247, 2016.

GERSTMANN, H.; MÖLLER, M.; GLÄBER, C. Optimization of spectral indices and long-term separability analysis for classification of cereal crops using multispectral RapidEye imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 115-125, 2016.

GORDON, H. R.; WANG, M. Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm. **Applied optics**, v. 33, n. 3, p. 443-452, 1994.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. D. C. O. Geomorfologia do Cotidiano - A degradação dos solos. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 4, n. Especial, p. 116-135, 2012.

HALPERIN, J.; LEMAY, V.; COOPS, N.; VERCHOT, L.; MARSHALL, P.; LOCHHEAD, K. Canopy cover estimation in miombo woodlands of Zambia: comparison of Landsat 8 OLI versus RapidEye imagery using parametric, nonparametric, and semiparametric methods. **Remote Sensing of Environment**, v. 179, p. 170-182, 2016.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C. Spectral characterization of suspended sediments generated from two texture classes of clay soil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 3, p. 643-649, 1996.

HAN, L. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 63, n. 6, p. 701-705, 1997.

HELLWEGER, F. L.; SCHLOSSER, P.; LALL, U.; WEISSEL, J. K. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61, n. 3, p. 437-448, 2004.

HE, Q.; CHEN, C. A new approach for atmospheric correction of MODIS imagery in turbid coastal waters: a case study for the Pearl River Estuary. **Remote Sensing Letters**, v. 5, n. 3, p. 249-257, 2014.

IMUKOVA, K.; INGWERSEN, J.; STRECK, T. Determining the spatial and temporal dynamics of the green vegetation fraction of croplands using high-resolution RapidEye satellite images. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 206, p. 113-123, 2015.

ISLAM, M. R.; YAMAGUCHI, Y.; OGAWA, K. Suspended sediment in the Ganges and Brahmaputra Rivers in Bangladesh: observation from TM and AVHRR data. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 3, p. 493-509, 2001.

JAELANI, L. M.; MATSUSHITA, B.; YANG, W.; FUKUSHIMA, T. An improved atmospheric correction algorithm for applying MERIS data to very turbid inland waters. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 39, p. 128-141, 2015.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009, 604 p

JUNIOR, P. P. A. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas – SP**. 2013. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

JUNG, R.; ADOLPH, W.; EHLERS, M.; FARKE, H. A multi-sensor approach for detecting the different land covers of tidal flats in the German Wadden Sea - A case study at Norderney. **Remote Sensing of Environment**, v. 170, p. 188-202, 2015.

KLOIBER, S. M.; BREZONIK, P. L.; OLMANSON, L. G.; BAUER, M. E. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. **Remote sensing of Environment**, v. 82, n. 1, p. 38-47, 2002.

KROSS, A.; MCNAIRN, H.; LAPEN, D.; SUNOHARA, M.; CHAMPAGNE, C. Assessment of RapidEye vegetation indices for estimation of leaf area index and biomass in corn and soybean crops. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 34, p. 235-248, 2015.

LEIVAS, J. F.; TEIXEIRA, A. H. C.; BAYMA-SILVA, G.; GARÇON, E. A. M. Obtenção de evapotranspiração e indicadores hídricos em perímetros irrigados usando imagens RapidEye. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 18., 2017, Santos – SP. **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Santos – SP: INPE, 2017. p. 4590-4596.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011.

LOBATO, F. A. O.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SANTOS, J. C. N.; LOPES, J. F. B. Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 3, n. 2, p. 65-71, 2010.

LOBO, F. L. **Biblioteca espectral**: determinação de espectros de referência para a classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. 2009. 129 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – INPE, São José dos Campos, 2009.

LOBO, F. L.; COSTA, M. P.; NOVO, E. M. Time-series analysis of Landsat MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 170-184, 2015.

LODHI, M. A.; RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; KUZILA, M. S. Estimation of suspended sediment concentration in water using integrated surface reflectance. **Geocarto International**, v. 13, n. 2, p. 11-15, 1998.

LONG, C. M.; PAVELSKY, T. M. Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. **Remote Sensing of Environment**, v. 129, p. 197-209, 2013.

LONG, H. L.; HEILIG, G. K.; WANG, J.; LI, X. B.; LUO, M.; WU, X. Q.; ZHANG, M. Land use and soil erosion in the upper reaches of the Yangtze River: some socio-economic considerations on China's Grain-for-Green Programme. **Land Degradation & Development**, v. 17, n. 6, p. 589-603, 2006.

LOPES, W. T. A.; LIMA, J. E. F. W.; VIEIRA, M. R.; DIAS, S. F. Análise do Fluxo de Sedimentos em Suspensão na Bacia do Rio Iguaçu. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16. 2005, Porto Alegre. **Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Porto Alegre: ABRH, 2005.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 735-741, 2003.

MAIA, A. G. **As consequências do assoreamento na operação de reservatórios formados por barragens**. 2006. 271 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

MANGIAROTTI, S.; MARTINEZ, J. M.; BONNET, M. P.; BUARQUE, D. C.; FILIZOLA, N.; MAZZEGA, P. Discharge and suspended sediment flux estimated along the mainstream of the Amazon and the Madeira Rivers (from in situ and MODIS Satellite Data). **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 21, p. 341-355, 2013.

MARCELINO, L. **Transporte de sedimentos em suspensão nos rios catarinenses**. 2009. 71 f. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – UFSC, Florianópolis, 2009.

MARTINEZ, J. M.; MAURICE-BOURGOIN, L.; MOREIRA-TURCQ, P.; GUYOT, J. L. Use of MODIS and MERIS data for the water quality monitoring of Amazonian rivers and floodplain lakes. In: **LBA Third International Conference, Brasilia, Brazil**. 2004.

MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FILIZOLA, N.; SONDAG, F. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 257-264, 2009.

MASEK, J. G.; VERMOTE, E. F.; SALEOUS, N. E.; WOLFE, R.; HALL, F. G.; HUENNRICH, K. F.; LIM, T. K. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990- 2000. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 3, n. 1, p. 68-72, 2006.

MEADE, R. H.; YUZYK, T. R.; DAY, T. J. Movement and storage of sediment in rivers of the United States and Canada. **IN: Surface Water Hydrology. Geological Society of America, Boulder, Colorado**. 1990. p 255-280, 21 fig, 3 tab, 185 ref., 1990.

MEDEIROS, Pedro HA et al. Modelling spatio-temporal patterns of sediment yield and connectivity in a semi-arid catchment with the WASA-SED model. **Hydrological Sciences Journal–Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 55, n. 4, p. 636-648, 2010.

MEDEIROS, P. H. A.; DE ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; CREUTZFELDT, B.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **Journal of soils and sediments**, v. 14, n. 12, p. 1938-1948, 2014.

MERTES, L. A.; SMITH, M. O.; ADAMS, J. B. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. **Remote Sensing of Environment**, v. 43, n. 3, p. 281-301, 1993.

MERTEN, G. H.; HOROWITZ, A. J.; MINELLA, J. P. G.; CLARKE, R. T.; RIBEIRO, G. S. Estimativa do fluxo de sedimentos em suspensão utilizando a curva-chave aplicada a vazões mensais e diárias. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 17. 2007, São Paulo. **Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. São Paulo: ABRH, 2007.

MOBLEY, C. D. **Light and water: Radiative transfer in natural waters**. Academic Press, 1994.

MONTANHER, O. C.; PAULO, M. C. M. X-6scorr: conversão semi-automática de ND de imagens orbitais para FRB baseada em metadados xml e código 6s. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n. 66/2, 2014.

MORAN, M. S.; JACKSON, R. D.; SLATER, P. N.; TEILLET, P. M. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. **Remote Sensing of Environment**, v. 41, n. 2- 3, p. 169-184, 1992.

MOREHEAD, M. D.; SYVITSKI, J. P.; HUTTON, E. W.; PECKHAM, S. D. Modeling the temporal variability in the flux of sediment from ungauged river basins. **Global and Planetary Change**, v. 39, n. 1, p. 95-110, 2003.

MOSES, W. J.; PHILPOT, W. D. Evaluation of atmospheric correction using bitemporal hyperspectral images. **Israel Journal of Plant Sciences**, v. 60, n. 1-2, p. 253-263, 2012.

MUELLER, E. N. et al. Modelling sediment export, retention and reservoir sedimentation in drylands with the WASA-SED model. **Geoscientific Model Development**, v. 3, n. 1, p. 275-291, 2010.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4 ed. Edgard Blücher, 2010.

OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; ANDRADE, E. J. P. Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. **Catena**, v. 150, p. 124-132, 2017.

ORTIZ, S. M.; BREIDENBACH, J.; KÄNDLER, G. Early detection of bark beetle green attack using TerraSAR-X and RapidEye data. **Remote Sensing**, v. 5, n. 4, p. 1912-1931, 2013.

OSBERGER, A.; TIEDE, D.; LANG, S. Forest disturbance monitoring system based on high spatial resolution satellite images in the Kalkalpen National Park. In: **Symposium for Research in Protected Areas**, 5., 2013. p. 545-550.

OUAIDRARI, H.; VERMOTE, E. F. Operational atmospheric correction of Landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, v. 70, n. 1, p. 4-15, 1999.

OUILLO, S.; DOUILLET, P.; ANDRÉFOUËT, S. Coupling satellite data with in situ measurements and numerical modeling to study fine suspended-sediment transport: a study for the lagoon of New Caledonia. **Coral Reefs**, v. 23, n. 1, p. 109-122, 2004.

OYAMA, M.D; NOBRE, C.A. Climatic consequences of a large-scale desertification in Northeastern Brazil: a GCM Simulation study. **Journal of Climate**, 50: 1718-1730. 2004.

PAIVA, F. L. **Estudo comparativo entre três modelos de base física na modelagem hidrossedimentológica em microbacias na região semiárida paraibana**. 2008. 135 f. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado), Campina Grande, UFCG, 2008.

PALÁCIO, H. A. Q.; FILHO, J. A. S.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P. Uso da terra e resposta hidrossedimentológica de microbacia no semiárido. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 6, n. 3, p. 187-194, 2012.

PARANHOS R. M.; PAIVA J. B. D. Avaliação de Metodologia de Estimativa de Produção de Sedimentos em uma Pequena Bacia Rural de Encosta. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 13, 1, 07-18. 2008.

PARPLIES, A.; DUBOVYK, O.; TEWES, A.; MUND, J. P.; SCHELLBERG, J. Phenomapping of rangelands in South Africa using time series of RapidEye data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 53, p. 90-102, 2016.

PINHEIRO, E. A. R. **Produção de sedimentos em diferentes escalas espaciais: o caso da bacia do rio Jaguaribe-CE.** 2013. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

PITOMBEIRA, S. C. **A bacia hidrográfica como estratégia de planejamento territorial para o desenvolvimento sustentável do semiárido:** a Bacia do Rio Jaguaribe, Ceará-Brasil. 2015. 218 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

POLETTI, K.W.G. **Curva chave para o monitoramento automático de sedimentos na Bacia do Rio São Francisco Falso – PR.** 2007. 70 f. Dissertação (Mestrado-Pós-Graduação na Área de Concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007.

POLYCHRONAKI, A.; SPINDLER, N.; SCHMIDT, A.; STOINSCHEK, B.; ZEBISCH, M.; RENNER, K.; NOTARNICOLA, C. Integrating RapidEye and ancillary data to map alpine habitats in South Tyrol, Italy. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 37, p. 65-71, 2015.

QIU, Z. A simple optical model to estimate suspended particulate matter in Yellow River Estuary. **Optics express**, v. 21, 27891–27904. 2013

RAMOELO, A.; SKIDMORE, A. K.; CHO, M. A.; SCHLERF, M.; MATHIEU, R.; HEITKÖNIG, I. M. Regional estimation of savanna grass nitrogen using the red-edge band of the spaceborne RapidEye sensor. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 19, p. 151-162, 2012.

RAPIDEYE, **Satellite Imagery Product Specifications.** Disponível em: <www.rapideye.com>. Acesso em: 18 maio 2017.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M. An algorithm for estimating surface suspended sediment concentrations with Landsat MSS digital data. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 27, n. 3, p. 373-379, 1991.

RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. Remote sensing techniques to assess water quality. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695- 704, 2003.

ROBERT, E.; GRIPPA, M.; KERGOAT, L.; PINET, S.; GAL, L.; COCHONNEAU, G.; MARTINEZ, J. M. Monitoring water turbidity and surface suspended sediment concentration of the Bagre Reservoir (Burkina Faso) using MODIS and field reflectance data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 243-251, 2016.

RODRIGUES, J. O. **O uso da terra e a resposta hidrossedimentológica em pequenas bacias hidrográficas semiáridas.** 2009. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; MENDONÇA, L. A.; ARAÚJO, J. C.; PALÁCIO, H. A. D. Q.; ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 17, n. 3, 2013.

- ROSLANI, M. A.; MUSTAPHA, M. A.; LIHAN, T.; JULIANA, W. W. Classification of mangroves vegetation species using texture analysis on Rapideye satellite imagery. In: ABDUL MURAD, Abdul Munir Hj et al. (Ed.). **AIP Conference Proceedings**. AIP, 2013. p. 480-486.
- ROY, D. P.; WULDER, M. A.; LOVELAND, T. R.; WOODCOCK, C. E.; ALLEN, R. G.; ANDERSON, M. C.; ... SCAMBOS, T. A. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, v. 145, p. 154-172, 2014.
- RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor hyperion/eo-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 140 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – INPE, São José dos Campos, 2006.
- SANTER, R.; CARRERE, V.; DUBUISSON, P.; ROGER, J. C. Atmospheric correction over land for MERIS. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, n. 9, p. 1819-1840, 1999.
- SANTOS, J. Y. G. **Avaliação das perdas de água e solo no semiárido paraibano mediante chuva simulada e modelagem hidrossedimentológica**. 2011. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2011.
- SCHUSTER, C.; SCHMIDT, T.; CONRAD, C.; KLEINSCHMIT, B.; FÖRSTER, M. Grassland habitat mapping by intra-annual time series analysis– Comparison of RapidEye and TerraSAR-X satellite data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 34, p. 25-34, 2015.
- SHANG, Jiali et al. Mapping spatial variability of crop growth conditions using RapidEye data in Northern Ontario, Canada. **Remote Sensing of Environment**, v. 168, p. 113-125, 2015.
- SHARMA, A. R.; BADARINATH, K. V. S.; ROY, P. S. Comparison of ground reflectance measurement with satellite derived atmospherically corrected reflectance: A case study over semi-arid landscape. **Advances in Space Research**, v. 43, n. 1, p. 56-64, 2009.
- SHIRAI, H.; KAGEYAMA, Y.; OHUCHI, A.; NISHIDA, M. Estimation of the disaster building domain using RapidEye data to estimate the amount of disaster waste. **IEEE Transactions on Electrical and Electronic Engineering**, v. 11, n. S2, 2016.
- SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 520-526, 2008.
- SILVA, W. P.; SILVA, C. M. D. P. S.; CAVALCANTI, C. G. B.; SILVA, D. D. P. S.; SOARES, I. B.; OLIVEIRA, J. P. S.; SILVA, C. D. P. S. LAB Fit ajuste de curvas”: um “software” em português para tratamento de dados experimentais. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v. 26, p. 4.

SONG, C.; WOODCOCK, C. E.; SETO, K. C.; LENNEY, M. P.; MACOMBER, S. A. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects?. **Remote sensing of Environment**, v. 75, n. 2, p. 230- 244, 2001.

SYVITSKI, J. P.; MOREHEAD, M. D.; BAHR, D. B.; MULDER, T. Estimating fluvial sediment transport: the rating parameters. **Water resources research**, v. 36, n. 9, p. 2747-2760, 2000.

TACHIIRI, K. Calculating NDVI for NOAA/AVHRR data after atmospheric correction for extensive images using 6S code: a case study in the Marsabit District, Kenya. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 59, n. 3, p. 103-114, 2005.

TANRE, D.; HOLBEN, B. N.; KAUFMAN, Y. J. Atmospheric correction algorithm for NOAA-AVHRR products: theory and application. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 30, n. 2, p. 231-248, 1992.

TIGGES, J.; LAKES, T.; HOSTERT, P. Urban vegetation classification: Benefits of multitemporal RapidEye satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 136, p. 66-75, 2013.

TKACIK, D. S.; LUNA-CRUZ, Y.; CLINTON, N.; SPAK, S.; Ryan, J. Atmospheric correction for MASTER image data using localized modelled and observed meteorology and trace gases. **Remote sensing letters**, v. 3, n. 3, p. 201-209, 2012.

TOLEDO, A. M. A. **Evolução espaço-temporal da estrutura da paisagem e sua influência na composição química das águas superficiais dos ribeirões Piracicamirim e Cabras (SP)**. 2001. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

TOPLISS, B. J.; ALMOS, C. L.; HILL, P. R. Algorithms for remote sensing of high concentration, inorganic suspended sediment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 947-966, 1990.

VENTURIERE, A. **Curso de introdução às técnicas de sensoriamento remoto**. UFRA, Belém, 2007.

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M. & MORCRETTE, J. J. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview. **IEEE Trans. Geosc. and Remote Sens.** 35<3>: 675- 686, 1997.

VERMOTE, E. F.; SALEOUS, M. N. Operational atmospheric correction of MODIS visible to middle infrared land surface data in the case of an infinite Lambertian target. In: **Earth Science Satellite Remote Sensing**. Springer Berlin Heidelberg, 2006. p. 123-153.

VILLAR, R. E.; MARTINEZ, J. M.; GUYOT, J. L.; FRAIZY, P.; ARMIJOS, E.; CRAVE, A., ... LAVADO, W. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. **Journal of Hydrology**, v. 444, p. 221-228, 2012.

- VILLAR, R. E. **Monitoramento das dinâmicas espaciais e temporais dos fluxos sedimentares na Bacia Amazônica a partir de imagens de satélite**. 2013. 226 f. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- WALLNER, A.; ELATAWNEH, A.; SCHNEIDER, T.; KNOKE, T. Estimation of forest structural information using RapidEye satellite data. **Forestry**, v. 88, n. 1, p. 96-107, 2015.
- WANG, F.; ZHOU, B.; XU, J.; SONG, L.; WANG, X. Application of neural network and MODIS 250m imagery for estimating suspended sediments concentration in Hangzhou Bay, China. **Environmental Geology**, v. 56, n. 6, p. 1093-1101, 2009a.
- WANG, J. J.; LU, X. X.; LIEW, S. C.; ZHOU, Y. Retrieval of suspended sediment concentrations in large turbid rivers using Landsat ETM+: an example from the Yangtze River, China. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, n. 8, p. 1082-1092, 2009b.
- WANG, J. J.; LU, X. X. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 5, p. 1131-1138, 2010a.
- WANG, J. J.; LU, X. X.; LIEW, S. C.; ZHOU, Y. Remote sensing of suspended sediment concentrations of large rivers using multi-temporal MODIS images: an example in the Middle and Lower Yangtze River, China. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 4, p. 1103-1111, 2010b.
- WANG, Y.; XIA, H.; FU, J.; SHENG, G. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data. **Science of the Total Environment**, v. 328, n. 1, p. 195-206, 2004.
- WASS, P. D.; MARKS, S. D.; FINCH, J. W.; LEEKS, G. J. X. L.; INGRAM, J. K. Monitoring and preliminary interpretation of in-river turbidity and remote sensed imagery for suspended sediment transport studies in the Humber catchment. **Science of the Total Environment**, v. 194, p. 263-283, 1997.
- WIEGAND, M. C. **Proposta metodológica para estimativa da produção de sedimentos em grandes bacias hidrográficas: estudo de caso Alto Jaguaribe, CE**. 2009. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.
- WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, v. 111, n. 1-4, p. 89-106, 1989.
- XIA, L. A united model for quantitative remote sensing of suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 14, p. 2665-2676, 1993.
- ZHANG, S.; FOERSTER, S.; MEDEIROS, P.; 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.

ZHANG, S.; ZHANG, L. M. Impact of the 2008 Wenchuan earthquake in China on subsequent long-term debris flow activities in the epicentral area. **Geomorphology**, v. 276, p. 86-103, 2017.

ZHANG, X.; ZHANG, Y.; WEN, A.; FENG, M. Assessment of soil losses on cultivated land by using the ¹³⁷Cs technique in the Upper Yangtze River Basin of China. **Soil and Tillage Research**, v. 69, n. 1, p. 99-106, 2003.

ZHAO, W.; TAMURA, M.; TAKAHASHI, H. Atmospheric and spectral corrections for estimating surface albedo from satellite data using 6S code. **Remote sensing of Environment**, v. 76, n. 2, p. 202-212, 2001.

ZHOU, W.; WANG, S.; ZHOU, Y.; TROY, A. Mapping the concentrations of total suspended matter in Lake Taihu, China, using Landsat-5 TM data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 6, p. 1177- 1191, 2006.

**ANEXO A - LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE
LABFIT PARA BANDAS ESPECTRAIS ÚNICAS**

Banda 1 (440 – 510 nm)

Equação de ajuste	a	b	R²
$CSS = a \cdot \text{EXP}(b \cdot B1)$	64,0067	0,1266	0,76
$CSS = a \cdot b^{B1}$	64,0067	1,1350	0,76
$CSS = 1/(a+b \cdot \text{Ln}B1)$	0,0158	-0,0049	0,75
$CSS = a \cdot B1^{(b \cdot B1)}$	79,5250	0,0470	0,74
$CSS = 1/(a \cdot B1 + b)$	-0,0009	0,0131	0,74
$CSS = a \cdot (B1^2) + b$	1,5521	76,7685	0,74
$CSS = a \cdot B1 + b$	16,1386	48,6494	0,73
$CSS = a \cdot \text{COS}(b \cdot B1)$	80,4273	0,1741	0,73
$CSS = a \cdot B1^b$	56,3281	0,5466	0,70
$CSS = a \cdot \text{Ln}(B1 + b)$	76,2292	1,2622	0,66

Banda 2 (520 – 590 nm)

Equação de ajuste	a	b	R²
$CSS = a \cdot (B2^2) + b$	1,5016	71,9423	0,85
$CSS = a \cdot b^{B2}$	52,4081	1,1099	0,85
$CSS = a \cdot \text{EXP}(b \cdot B2)$	52,4081	0,1042	0,85
$CSS = a \cdot B2^{(b \cdot B2)}$	67,4033	0,0332	0,85
$CSS = a \cdot \text{COS}(b \cdot B2)$	70,7292	0,1328	0,84
$CSS = 1/(a+b \cdot \text{Ln}B2)$	0,0216	-0,0065	0,84
$CSS = 1/(a \cdot B2 + b)$	-0,0007	0,0145	0,83
$CSS = a \cdot B2^{(b/B2)}$	856,3310	-7,3696	0,83
$CSS = (a \cdot B2^b) / \text{Ln}(B2)$	16,7525	1,3287	0,82
$CSS = a \cdot B2 + b$	12,3614	31,9864	0,80

Banda 3 (520 – 590 nm)

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = a \cdot B^3^{(b/B^3)}$	1699.6430	-9.4326	0,96
$CSS = (a \cdot B^3^b) / \ln(B^3)$	18.9976	1.2237	0,96
$CSS = a \cdot b^B$	62.6787	1.0759	0,93
$CSS = a \cdot \exp(b \cdot B^3)$	62.6787	0.0732	0,93
$CSS = 1 / (a + b \cdot \ln B^3)$	0.0190	-0.0050	0,93
$CSS = a \cdot B^3 + b$	9.8289	42.8607	0,93
$CSS = a \cdot (B^3)^2 + b$	0.5080	74.5631	0,92
$CSS = a \cdot B^3^{(b \cdot B^3)}$	75.8761	0.0219	0,91
$CSS = a \cdot \cos(b \cdot B^3)$	79.9807	0.0980	0,89
$CSS = 1 / (a \cdot B^3 + b)$	-0.0005	0.0130	0,89

Banda 4 (520 – 590 nm)

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = a \cdot B^4^{(b/B^4)}$	635,0460	-5.8111	0,96
$CSS = a \cdot B^4 + b \cdot B^4^2$	18.4948	-0.3615	0,95
$CSS = a \cdot \sin(b \cdot B^4)$	221.3560	0.0752	0,95
$CSS = a \cdot B^4 \cdot \exp(b \cdot B^4)$	19.1488	-0.0260	0,95
$CSS = a \cdot (1 - \exp(b \cdot B^4))$	330.2940	-0.0590	0,95
$CSS = X / (a + b \cdot B^4^2)$	0.0591	0.0001	0,95
$CSS = B^4 / (a + b \cdot B^4)$	0.0497	0.0019	0,95
$CSS = a \cdot B^4^b$	27.0343	0.7215	0,95
$Y = (A \cdot X^{**B}) / \ln(X)$	20.4891	1.1887	0,94
$Y = A \cdot X + B$	10.3246	34.6010	0,94

Banda 5 (520 – 590 nm)

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = a * \sin(b * B5)$	222,2200	0,0942	0,88
$CSS = B5 / (a + b * B5^2)$	0,0385	0,0001	0,87
$CSS = a * B5 + b * B5^2$	23,6501	-0,6409	0,87
$CSS = a * B5 * \exp(b * B5)$	25,2540	-0,0412	0,87
$CSS = a * (1 - \exp(b * B5))$	257,5550	-0,1020	0,87
$CSS = B5 / (a + b * B5)$	0,0353	0,0027	0,86
$CSS = (a * B5^b) * \ln(B5)$	54,0281	0,1120	0,86
$CSS = a * (\ln(B5))^b$	58,0707	1,2341	0,86
$CSS = \sqrt{a - (B5 - b)^2}$	2018170,0000	1421,9000	0,85
$CSS = a + b * \ln B5$	-25,8449	82,2398	0,85

**ANEXO B - LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE
LABFIT PARA COMBINAÇÕES DE DUAS BANDAS ESPECTRAIS**

Bandas 5 e 4

Equação de ajuste	a	b	R²
$CSS = a \cdot B5^{(b/B4)}$	977,4620	-7,4018	0,99
$CSS = B4/(a+b \cdot B5)$	0,0530	0,0018	0,97
$CSS = a \cdot B4 + b \cdot B5^2$	16,8795	-0,2744	0,97
$CSS = B4/(a+b \cdot B5^2)$	0,0615	0,0001	0,96
$CSS = a \cdot (B5 \cdot B4)^b$	33,0959	0,3267	0,90
$CSS = a \cdot B5^{(b \cdot B4)}$	82,9768	0,0184	0,81
$CSS = B5/(a+b \cdot B4^2)$	0,0455	0,0001	0,81
$CSS = B5/(a+b \cdot B4)$	0,0347	0,0025	0,78
$CSS = a \cdot B4^{(b \cdot B5)}$	86,3685	0,0174	0,75
$CSS = a \cdot B4^{(b/B5)}$	399,2670	-3,8160	0,75

Bandas 5 e 3

Equação de ajuste	a	b	R²
$CSS = a \cdot (B5 \cdot B3)^b$	45,6410	0,3094	0,89
$CSS = a \cdot B5^{(b \cdot B3)}$	81,0294	0,0201	0,84
$CSS = X2/(a+b \cdot B5)$	0,0589	0,0012	0,89
$CSS = B3/(a+b \cdot B5^2)$	0,0657	$4,28 \cdot 10^{-05}$	0,90
$CSS = B5/(a+b \cdot B3^2)$	0,0445	0,0001	0,80
$CSS = a \cdot B3 + b \cdot B5^2$	15,4508	-0,1495	0,90
$CSS = a \cdot B3^{(b \cdot B5)}$	86,4889	0,0177	0,77
$CSS = B5/(a+b \cdot B3)$	0,0361	0,0025	0,76
$CSS = a \cdot B5^{(b/B3)}$	282,9490	-3,0101	0,67
$CSS = a \cdot B5 + b \cdot B3^2$	20,1423	-0,4130	0,71

Bandas 5 e 2

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = a*(B5*B2)^b$	70,8153	0,3144	0,85
$CSS = B5/(a+b*B2^2)$	0,0391	0,0002	0,83
$CSS = a*B5^{(b*B2)}$	76,0055	0,0270	0,82
$CSS = B5/(a+b*B2)$	0,0315	0,0035	0,78
$CSS = a*B2^{(b*B5)}$	85,0536	0,0197	0,76
$CSS = a*B2+b*B5^2$	15,4227	0,0211	0,81
$CSS = B2/(a+b*B5^2)$	0,0642	-3,58E-06	0,81
$CSS = B2/(a+b*B5)$	0,0642	-0,0001	0,81
$CSS = a*B5+b*B2^2$	16,7869	-0,2810	0,79
$CSS = a*B5^{(b/B2)}$	283,0320	-2,9500	0,45

Bandas 4 e 3

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = B4/(a+b*B3)$	0,03641	0,0020	0,95
$CSS = a*B4+b*B3^2$	19,4852	-0,4591	0,95
$CSS = B4/(a+b*B3^2)$	0,0575	0,0001	0,95
$CSS = a*(B4*B3)^b$	30,4428	0,3388	0,93
$CSS = a*B4^{(b*B3)}$	76,6559	0,0213	0,90
$CSS = a*B3^{(b*B4)}$	78,9965	0,0199	0,88
$CSS = B3/(a+b*B4)$	0,0549	0,0014	0,88
$CSS = B3/(a+b*B4^2)$	0,0639	4,82E-05	0,89
$CSS = a*B3+b*B4^2$	16,1800	-0,1845	0,89
$CSS = a*B4^{(b/B3)}$	273,4970	-2,6121	0,67

Bandas 4 e 2

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = B4/(a+b*B2^2)$	0,03853	0,0002	0,97
$CSS = B4/(a+b*B2)$	0,0439	0,0029	0,96
$CSS = a*B4+b*B2^2$	21,5042	-0,9063	0,95
$CSS = a*(B4*B2)^b$	26,2816	0,3794	0,90
$CSS = a*B4^(b*B2)$	70,7606	0,0290	0,88
$CSS = a*B2^(b*B4)$	77,1738	0,0222	0,87
$CSS = a*B2+b*B4^2$	14,3688	0,0842	0,84
$CSS = B2/(a+b*B4)$	0,0675	-0,0003	0,82
$CSS = B2/(a+b*B4^2)$	0,0658	-1,11E-05	0,82
$CSS = a*B2^(b/B4)$	417,4850	-5,4367	0,53

Bandas 3 e 2

Equação de ajuste	a	b	R ²
$CSS = a*B2^(b*B3)$	74,0046	0,0244	0,90
$CSS = a*B3^(b*B2)$	70,0987	0,0297	0,88
$CSS = B3/(a+b*B2)$	0,0283	0,0043	0,88
$CSS = a*B3+b*B2^2$	24,1181	-1,1385	0,92
$CSS = a*(B3*B2)^b$	31,1170	0,3440	0,84
$CSS = B3/(a+b*B2^2)$	0,0536	0,0002	0,88
$CSS = a*B2^(b/B3)$	456,9480	-5,2293	0,84
$CSS = a*B2+b*B3^2$	14,4407	0,0837	0,84
$CSS = B2/(a+b*B3^2)$	0,0661	-1,33E-05	0,82
$CSS = B2/(a+b*B3)$	0,0661	-0,0002	0,81

**ANEXO C - LISTA DE EQUAÇÕES DE AJUSTE GERADAS PELO SOFTWARE
LABFIT PARA RAZÃO DE BANDAS ESPECTRAIS**

$$X = ((B5+B4+B3) / 3)$$

Equação de ajuste	a	b	R²
CSS = a*X ^(b/X)	1021,9430	-6,8282	0,94
CSS = (a*X ^b) / Ln(X)	22,6285	1,1591	0,92
CSS = a*X ^b	32,2899	0,6613	0,92
CSS = a*X+b	10,0495	41,9151	0,92
CSS = X/(a+b*X)	0,0433	0,0022	0,91
CSS = a*(1-EXP(b*X))	293,9360	-0,0742	0,91
CSS = a*X*EXP(b*X)	21,1729	-0,0314	0,91
CSS = a*X+b*X ²	20,1051	-0,4481	0,91
CSS = a*SIN(b*X)	218,2750	0,0817	0,92
CSS = X/(a+b*X ²)	0,0548	0,0001	0,91

$$X = ((B5*B4) / B3)$$

Equação de ajuste	a	b	R²
CSS =a/X ² +b	-1792,8500	205,1040	0,88
CSS =a*EXP(b/X) /X	10209,3000	-16,5528	0,87
CSS =a/X+b	-1046,3300	280,6960	0,84
CSS =a*Ln(X+b)	80,5519	-2,3922	0,79
CSS =a*b ^(1/X)	312,3360	0,0015	0,78
CSS =a*EXP(b/X)	312,2510	-6,5191	0,78
CSS =a*SIN(b*X)	220,1890	0,0851	0,78
CSS =a+b*LnX	-79,5772	102,4900	0,76
CSS =X/(a+b*X ²)	0,0526	0,0001	0,77
CSS =a*X+b*X ²	20,8096	-0,4929	0,76

$$X = ((B5*B3) / B4)$$

Equação de ajuste	a	b	R ²
CSS = a*X+B	26,9521	-62,1133	0,83
CSS = 1/(a+b*LnX)	0,0157	-0,0039	0,83
CSS = a*X^b	46,4590	0,5306	0,82
CSS = SQRT(a-(X-b)^2)	1497130,0000	1223,4800	0,82
CSS = a*b^X	75,1096	1,0636	0,80
CSS = a*EXP(b*X)	75,1096	0,0617	0,80
CSS = (a*X^b) /Ln(X)	20,3123	1,2152	0,80
CSS = X/(a+b*X)	0,0307	0,0030	0,79
CSS = a*Ln(X+b)	66,1443	1,0084	0,77
CSS = a*X^(b*X)	87,3279	0,0185	0,76

$$X = ((B4*B3) / B5)$$

Equação de ajuste	a	b	R ²
CSS = a*X^2+b	0,4961	84,9286	0,95
CSS = a*COS(b*X)	70,1794	-0,0981	0,94
CSS = a*X^(b*X)	66,2038	0,0221	0,94
CSS = 1/(a*X+b)	-0,0006	0,0153	0,94
CSS = a*EXP(b*X)	55,1779	0,0732	0,94
CSS = a*b^X	55,1779	1,0759	0,94
CSS = (a*X^b) /Ln(X)	19,2343	1,1722	0,92
CSS = 1/(a+b*LnX)	0,0220	-0,0059	0,92
CSS = a*X^(b/X)	536,2310	-6,2676	0,91
CSS = a*X+b	8,5285	41,2319	0,90