



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas

RITA DE CÁSSIA CERQUEIRA CONDÉ

**ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DAS FERRAMENTAS DE
HIDROLOGIA ESPACIAL “COR DAS ÁGUAS” PARA O
MONITORAMENTO E A MODELAGEM SWAT DOS
PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA
BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO - BRASIL**

TESE DE DOUTORADO

Nº 63

Orientador: Prof. Dr. Jean Michel Martinez – IG/UnB

Co-orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig – IG/UnB

BRASÍLIA – DF

Fevereiro de 2021



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Geociências - IG

Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas

RITA DE CÁSSIA CERQUEIRA CONDÉ

**ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DAS FERRAMENTAS DE
HIDROLOGIA ESPACIAL “COR DAS ÁGUAS” PARA O
MONITORAMENTO E A MODELAGEM SWAT DOS
PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA
BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO - BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas (Geoprocessamento e Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como exigência para obtenção do título de doutor em Geociências.

Orientador: Prof. Dr. Jean Michel Martinez – IG/UnB

Co-orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig – IG/UnB

BRASÍLIA – DF

Fevereiro de 2021

TERMO DE APROVAÇÃO

RITA DE CÁSSIA CERQUEIRA CONDÉ

ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DAS FERRAMENTAS DE HIDROLOGIA ESPACIAL “COR DAS ÁGUAS” PARA O MONITORAMENTO E A MODELAGEM SWAT DOS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO – BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas (Geoprocessamento e Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como exigência para obtenção do título de doutora em Geociências.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Jean Michel Martinez (Orientador – UnB)
Presidente

Prof. Dr^a. Rejane Ennes Cicerelli (Orientadora – UnB)
Membro Interno

Prof. Dr. Calvin Trebor CREECH
Membro Externo

Prof. Dr. Oscar Cordeiro
Membro Externo

Brasília, 26 de fevereiro de 2021.

FICHA CATALOGRÁFICA

Condé, Rita de Cássia Cerqueira

Análise da integração das ferramentas de hidrologia espacial “cor das águas” para o monitoramento e a modelagem swat dos processos hidrosedimentológicos na bacia do Rio São Francisco - Brasil / Rita de Cássia Cerqueira Condé; orientador Jean Michel Martinez; co-orientador Henrique Llacer Roig. -- Brasília, 2021.

373 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Geociências Aplicadas) -- Universidade de Brasília, 2021.

1. Hidrologia Espacial. 2. Modelagem Hidrosedimentológica. 3. Material em Suspensão. 4. Sensor Modis. 5. Curva-chave de Sedimentos. I. Martinez, Jean Michel, orient. II. Llacer Roig, Henrique, co-orient. III. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Condé, R.C.C. **Análise da integração das ferramentas de hidrologia espacial “cor das águas” para o monitoramento e a modelagem swat dos processos hidrosedimentológicos na bacia do Rio São Francisco - Brasil.** 2021. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2021.

Nome: Rita de Cássia Cerqueira Condé

CPF: 416.325.911-20

Endereço Comercial: Setor Policial, área 5, Quadra 3, Bloco L, Ala Oeste, Sala 119 – ANA

CEP: 70610-200 – Brasília/DF – Brasil

Tel: (61) 2109-5549

E-mail: ritacondebrasil@hotmail.com rita.conde@ana.gov.br

DEDICATÓRIA

DEDICATÓRIA
Ao meu namorado Luís Roberto,
Ao meu pai Xico Condé,
À minha mãezinha Martha,
Às minhas filhas Flávia e Ludmila.
Agradeço por tudo, mas,
principalmente, pelo AMOR!

AGRADECIMENTOS

À Deus, à vida, gostaria de agradecer por todas as oportunidades que me trouxeram até aqui, na realização de mais um sonho.

Ao meu namorado Luís Roberto Martins Pinheiro agradeço pelo amor, pela alegria, pelos sorrisos permanentes e pela dedicação e presença constantes ao longo da viagem mais difícil da minha vida.

À minha mãezinha Martha e às minhas filhas Flávia e Ludmila, pelo amor, carinho, incentivo e companhia. Aos meus irmãos, sobrinhos, cunhadas, tios e tias pela presença constante e amorosa, que nos faz uma família tão bonita.

Ao meu orientador Prof. Dr. Jean-Michel Martinez pela atenção desde o primeiro mês que entrei na Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, me apresentando o projeto Hidrologia Espacial. Agradeço também pela confiança, pelos ensinamentos, pelas horas dedicadas à elaboração dos artigos e da Tese e pela oportunidade de permanecer no laboratório Géosciences Environnement Toulouse por três meses.

Ao meu co-orientador pelo incentivo constante, pelos ensinamentos e pelas horas dedicadas à elaboração dos artigos e desta Tese.

À Dra. Sabine Sauvage pela gentileza, carinho, atenção, dedicação, ensinamentos no SWAT e oportunidade de realizar estágio no ECOLAB (Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle) em Toulouse, França

Ao Dr. José Miguel Sanches Peres pela atenção, dedicação e ensinamentos no SWAT.

Ao Dr. William SANTINI, do IRD, pelos ensinamentos e ajuda na modelagem com o SWAT.

Ao Gerard Cochoneau, do IRD, pela orientação a respeito do uso do MOD3R e do GETMODIS e pela ajuda para baixar as milhares de imagens do sensor MODIS.

Ao colega Welber Ferreira Alves, especialmente, pela ajuda inestimável, principalmente com orientações a questões avançadas sobre o SWAT e pela disponibilidade do aplicativo que desenvolveu para processamento do SWAT com maior velocidade, fazendo que conseguisse realizar 500 simulações em cerca de seis horas, ao invés de 48 h.

Ao colega Kauem Simões pelo apoio no levantamento e processamento das bases no ARC MAP, pela organização dos dados climatológicos e pluviométricos e pelas discussões para aprimoramento das etapas de modelagem no SWAT.

Aos colegas Leandro Salles e Luciano Campitelli pela ajuda na seleção dos parâmetros para modelagem no SWAT-CUP e pelas discussões.

Aos colegas do ECOLAB, Clément Fabre, Columba Martínez Espinoza, Jaime, Jérémy Guillen, RoxeLANE Cakir, Vanessa dos SANTOS, Xi Mei e demais pela convivência e ajuda na modelagem com o SWAT, e aos colegas do GET, William, Maurício, André, pela companhia e apoio.

Ao Rogério Marinho pela ajuda na simulação de bandas do MODIS e pela ajuda e companhia em Toulouse, junto com a sua querida, carinhosa e atenciosa esposa Djessica Wellem. Estar na companhia de vocês sempre foi muito especial.

Ao Naziano Filizola Júnior pelas sugestões, bibliografias e apoio.

A professora Rejane pelo carinho, apoio e incentivo, e pelas contribuições no Seminário 1 e na qualificação.

Aos professores Tati, Jeremie, Élder e Luciana Prado, ao Luiz, a Alice, ao Serjão e aos demais membros da UnB que me ajudaram nesta caminhada.

Aos amigos do Laboratório de Sensoriamento Remoto e Análise Espacial, Ana, André, Cínthya, Daniela, Diego, Diogo, Édio, Gabriela, Henrique Bernini, Henrique Borges, Kássia, Kauem, Leandro, Lucélia, Luciano, Welber, demais pela convivência acadêmica e pela amizade que se formou.

Ao meu irmão José Augusto Condé (Gutão) que desenvolveu uma aplicação para organização dos dados meteorológicos no formato de entrada do modelo SWAT.

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, onde trabalho, por ter concedido horário especial para fazer as matérias na UnB e ter concedido afastamento por dois anos para que pudesse me dedicar com exclusividade ao doutorado. Ao pessoal da Coordenação de Capacitação e Desenvolvimento por todas as orientações a respeito dos trâmites necessários para prorrogação, licença saúde, elaboração de relatório, dentre outros trâmites.

À CPRM por ter permitido que participasse de campanha de campo da rede sedimentométrica na Bacia do Rio São Francisco. Ao engenheiro Frederico Carvalho e ao técnico Sidney da CPRM pela ajuda no campo.

Aos amigos da ANA, principalmente ao Dr. Eurides, Gabriel e Walszon, pela ajuda nos assuntos hidrológicos. À Andrelina Laura dos Santos e ao Raymundo Nonato Borges pelo fornecimento dos dados do HIDRO e à Simone pela orientação nos mapas. Ao Querobim e ao Cláudio pela ajuda no campo.

À CAPES pelo apoio ao Programa de Pós-graduação do Instituto de Geociências da UnB.

E por último, aos meus amigos da música e a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente no desenvolvimento deste estudo, meus mais sinceros agradecimentos!

EPÍGRAFE

*“O Senhor é rei e se revestiu de majestade;
ele se cingiu com um cinto de poder.
A terra, que com firmeza ele estabeleceu,
não será abalada.
Desde toda eternidade vosso trono é firme
e vós, desde sempre existis.
Elevam os rios, Senhor, elevam os rios a sua voz,
e fazem eclodir o fragor de suas ondas.
Porém, mais poderoso que a voz das grandes águas,
mais poderoso que os vagalhões do mar,
mais poderoso é o Senhor nas alturas do céu.
Vossas promessas são sempre dignas de fé
e a vossa casa, Senhor, é santa na duração dos
séculos.”*

Salmo 92 (Heb, 93)

*“Ser como o rio que deflui silencioso dentro da noite.
Não temer as trevas da noite.
Se há estrelas nos céus, refleti-las.
E se os céus se pejam de nuvens,
como o rio as nuvens são água,
refleti-las também sem mágoa nas profundidades
tranquilas.”*

Manuel BANDEIRA

RESUMO

CONDÉ, R.C.C. Análise da integração das ferramentas de hidrologia espacial “cor das águas” para o monitoramento e a modelagem SWAT dos processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio São Francisco – Brasil. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas e Geodinâmica) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

Este trabalho teve como objetivo caracterizar as dinâmicas espacial, sazonal e interanual dos fluxos de sedimentos na Bacia do Rio São Francisco (BRSF) para identificar o papel das atividades antrópicas e quantificar essas alterações. O trabalho foi realizado a partir de uma metodologia original e completa, integrando medições convencionais, dados de sensoriamento remoto (SR) MODIS e modelagem baseada no SWAT. Os dados de reflectância do sensor MODIS dos satélites TERRA e AQUA foram utilizados para estimar a concentração de material particulado em suspensão de superfície (C_{sup}) nos rios e reservatórios da BRSF. Dados espectroradiométricos foram obtidos em campo para elaboração e validação dos algoritmos para transformação de reflectância de superfície em dados C_{sup} . Coletas de sedimentos em suspensão na coluna d'água foram realizadas para transformar C_{sup} de SR em concentração em suspensão integrada na coluna d'água (C_{SR}) e, após, cálculo da descarga sólida integrada na coluna d'água de SR (Q_{SSR}). Na validação da C foram obtidos coeficiente de determinação de 0,55 e RMSE-log de 0,33 mg/L ($N = 211$) enquanto que na validação da Q_s foram obtidos coeficiente de determinação igual a 0,78 e um RMSE-log igual a 0,34 T/d ($N = 211$). As séries de C e Q_s de 44 estações virtuais foram analisadas e utilizadas para caracterizar as dinâmicas espacial, sazonal e interanual dos fluxos de sedimentos na BRSF. Os resultados foram comparados com trabalhos já desenvolvidos e publicados em periódicos científicos e teses/dissertações. Os resultados obtidos pelas validações e comparações mostraram a robustez dos dados e a viabilidade da utilização do SR no monitoramento da C_{SR} e da Q_s SR ao longo do Rio São Francisco (RSF). A partir dos dados de Q_s de SR (Q_{SSR}) e de campo da rede sedimentométrica da ANA (Q_{SANA}), e com a finalidade de obtenção de séries diárias de Q_{SSR} e Q_{SANA} , foram elaboradas e analisadas estatisticamente curvas-chave de sedimentos (C - C_{sed}) de SR (C_{sedSR}) e de campo (C - C_{sedANA}). Com as C - C_{sedSR} e C - C_{sedANA} foram calculadas séries de Q_{SSR} e Q_{SANA} que foram analisadas, sendo comparadas individualmente e entre si. Foi encontrada uma grande aproximação das estimativas calculadas com os dois conjuntos de dados Q_{SSR} e Q_{SANA} nas baixas e médias vazões (Q). Entretanto, nas médias-altas e altas Q há um distanciamento dos resultados de Q_{SANA} em decorrência da ausência de medições in situ de Q_{SANA} em condições de altas vazões, o que levou a uma extrapolação equivocada da curva chave quando o rio alcança o seu leito maior (planície de inundação), o que só foi possível observar na análise dos dados de Q_{SSR} . Acima de 10 mil T/d, as Q_{SANA} sobrestimaram, em média, 100 % as Q_{SSR} , variando de 20 a até 400 % pela falta de calibração nas faixas das mais altas vazões. Consequentemente, o uso de C - C_{sedSR} possibilitou a obtenção de dados diários a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da amplitude de Q ocorrente no RSF, quando comparada com as C - C_{sedANA} .

As séries de Q_{SSR} e Q_{SANA} foram calculadas com as C - C_{sedSR} e C - C_{sedANA} e foram transformadas em descarga sólida total de SR (Q_{stSR}) e de campo (Q_{stANA}) pela equação elaborada que relaciona os dados de Q_{SANA} com os dados de Q_{stANA} disponíveis no banco Hidro da ANA. Os dados de Q_{stSR} e Q_{stANA} das estações Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará foram usados na modelagem hidrosedimentológica com vista a integração do Q_{stSR} no processo de modelagem com SWAT. Este processo de modelagem foi realizada na Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco, que utilizou além dos dados de Q_{stSR} , uma base de dados revisada e original para as condições regionais (condições tropicais, em especial para as variáveis de solo) e com resolução espacial adequada para a escala de estudo. Os resultados das calibrações manual e automática conseguiram reproduzir muito bem a vazão ocorrente nas estações. Os resultados da calibração final (automática) foram: Cachoeira do Manteiga ($NS=0,88$; $PBIAS=4,3$); São Francisco ($NS=0,83$; $PBIAS=2,7$); Carinhanha ($NS=0,81$; $PBIAS=0,2$); Gameleira ($NS=0,76$; $PBIAS=3,7$) e Morpará ($NS=0,69$; $PBIAS=-2,5$). A comparação dos resultados obtidos no trabalho com dois estudos de modelagem com o SWAT realizados na BRSF mostra que o esforço na elaboração de uma base de

dados de solos regional, a utilização de bases com melhor resolução, a inserção dos dados do reservatório Três Marias e a realização de calibração manual seguida por calibração automática no SWAT-CUP contribuiu para um melhor ajuste do modelo.

A partir do modelo hidrológico calibrado, a análise dos resultados obtidos nas modelagens com dados de descarga sólida total (Q_{st}), de SR (Q_{stSR}) e de campo (Q_{stANA}), além de dados oriundos de trabalhos anteriores, demonstrou que é possível utilizar Q_{stSR} para melhorar as estimativas de sedimentos em modelos como o SWAT. A integração de dados de sedimentos obtidos por SR com a modelagem com o SWAT permite agregar as principais vantagens dos dois métodos, possibilitando a obtenção de dados robustos em áreas com baixa frequência ou nenhum monitoramento a um custo mais baixo, obtenção de séries do passado em função da disponibilidade de dados de satélite, oferecendo uma visão sinóptica do fluxo de sedimentos e a criação de cenários futuros para avaliação de mudanças climáticas e mudança do uso da terra, dentre outros. Embora tenha sido calibrada a estação do exutório (Morpará), nenhuma das modelagens realizadas com as equações de roteamento de sedimentos do SWAT, seja com Q_{stSR} ou de Q_{stANA} conseguiu propagar corretamente os sedimentos ao longo do trecho do RSF estudado. Por outro lado, utilizando um novo módulo para propagação dos sedimentos com base hidráulica desenvolvido SANTINI (2020), foi possível propagar os sedimentos ao longo do Rio São Francisco e obter bons resultados: Cachoeira do Manteiga (NS=0,84; PBIAS= 3,70), São Francisco (NS=0,74; PBIAS=24,4), Carinhanha (NS=0,52; PBIAS=38,5), Gameleira (NS=0,45; PBIAS=31,2) e Morpará (NS=0,42; PBIAS=34,6).

Palavras-Chaves: hidrologia espacial, MODIS, transporte de sedimentos, modelagem hidrossedimentológica, curva-chave de sedimentos, SWAT.

ABSTRACT

CONDÉ, R.C.C. Analysis of the integration of spatial hydrology tools “water color” for monitoring and SWAT modeling of hydrosedimentological processes in the São Francisco basin – Brazil. Thesis (Phd in Applied Geosciences and Geodynamic) - Institute of Geosciences, University of Brasilia, 2021.

This work aimed to characterize the spatial, seasonal and interannual dynamics of sediment flows in the São Francisco River Basin (BRSF) to identify the role of anthropic activities and to quantify these changes. The work was carried out from an original and complete methodology, integrating conventional measurements, MODIS remote sensing (RS) data and SWAT-based modeling. The reflectance data from the MODIS sensor of the TERRA and AQUA satellites were used to estimate the concentration of particulate matter in surface suspension (C_{sup}) in BRSF rivers and reservoirs. Spectroradiometric data were obtained in the field to develop and validate the algorithms for transforming surface reflectance into C_{sup} data. Collections of sediments suspended in the water column were performed to transform C_{sup} of RS into concentration in suspension integrated in the water column (C_{RS}) and, after, calculation of the solid discharge integrated in the water column of RS (Q_{RS}). In the validation of C , a determination coefficient of 0.55 and RMSE-log of 0.33 mg.L^{-1} ($N = 211$) were obtained, while in the validation of Q_s , a determination coefficient of 0.78 and a RMSE-log were obtained. equal to 0.34 T / d ($N = 211$). The C and Q series of 44 virtual stations were analyzed and used to characterize the spatial, seasonal and interannual dynamics of sediment flows in the BRSF. The results were compared with works already developed and published in scientific journals and theses / dissertations. The results obtained by the validations and comparisons showed the robustness of the data and the feasibility of using the RS in monitoring the C_{RS} and the Q_{RS} along the São Francisco River (SFR).

Based on the Q_s of RS (Q_{RS}) and field data from the ANA sedimentometric network (Q_{SANA}), and in order to obtain daily series of Q_{SR} and Q_{SANA} , key sediment curves with remote sensing data and field data were developed and analyzed, being compared individually and with each other. A great approximation of the estimates calculated with the two datasets Q_{SR} and Q_{SANA} was found in the low and medium flows (Q). However, in the medium-high and high Q there is a gap in the Q_{SANA} results due to the absence of in situ measurements of Q_{SANA} in high flow conditions, which led to an erroneous extrapolation of the sediment rating curve when the river reaches its largest bed (floodplain), which was only possible to observe in the analysis of the Q_{SR} data. Above $10,000 \text{ T.d}^{-1}$, the Q_{SANA} overestimated, on average, 100% the Q_{RS} , varying from 200 to 400% due to the lack of calibration in the highest flow ranges. Consequently, the use of remote sensing rating curve made it possible to obtain daily data at a much lower cost and much more representative of the Q amplitude occurring in RSF, when compared sediment rating curve elaborated with field data.

The Q_{SR} and Q_{SANA} series were calculated with remote sensing rating curve and field rating curve and were transformed into remote sensing total solid discharge (Q_{stRS}) and field total solid discharge (Q_{stANA}) by the elaborated equation that relates the Q_{SANA} data with the available Q_{stANA} data at ANA's Hydro bank. The Q_{stSR} and Q_{stANA} data from Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira and Morpará virtuals stations were used in hydrosedimentological modeling in order to integrate Q_{stRS} into the SWAT modeling process. This modeling process was carried out in the Upper-Middle Rio São Francisco Basin, which used in addition to the Q_{stRS} data, a revised and original database for regional conditions (tropical conditions, especially for soil parameters) and with resolution suitable for the study scale. The results of the manual and automatic calibrations were able to reproduce the flow occurring in the stations very well. The results of the final (automatic) calibration were: Cachoeira do Manteiga (NS = 0.88; PBIAS = 4.3); San Francisco (NS = 0.83; PBIAS = 2.7); Carinhanha (NS = 0.81; PBIAS = 0.2); Gameleira (NS = 0.76; PBIAS = 3.7) and Morpará ((NS = 0.69; PBIAS = -2.5). The comparison of the results obtained in the work with two modeling studies with SWAT carried out at BRSF shows that the effort in the elaboration of a regional soil database, the use of bases with better resolution, the insertion of data from the Três Marias

reservoir and the realization of manual calibration followed by automatic calibration in SWAT-CUP contributed to a better adjustment of model.

From the calibrated hydrological model, the analysis of the results obtained in the modeling with total solid discharge (Q_{st}), RS (Q_{stRS}) and field (Q_{stANA}) data, in addition to data from previous works, demonstrated that it is possible to use Q_{stRS} to improve sediment estimates in models like SWAT. The integration of sediment data obtained by RS with the modeling with SWAT allows to aggregate the main advantages of the two methods, making it possible to obtain robust data in areas with low frequency or no monitoring at a lower cost, obtaining series from the past in function of the availability of satellite data, offering a synoptic view of the flow of sediments and the creation of future scenarios for assessing climate change and land use change, among others. Although the exutory station (Morpará) was calibrated, none of the modeling carried out with the SWAT sediment routing equations, either with Q_{stRS} or Q_{stANA} managed to properly propagate the sediments along the studied SFR section. On the other hand, using a new hydraulic based sediment propagation module developed by SANTINI (2020), it was possible to propagate the sediments along the São Francisco River and obtain good results: Cachoeira do Manteiga (NS = 0.84; PBIAS = 3.70), São Francisco (NS = 0.74; PBIAS = 24.4), Carinhanha (NS = 0.52; PBIAS = 38.5), Gameleira (NS = 0.45; PBIAS = 31.2) and Morpará (NS = 0.42; PBIAS = 34.6).

Keywords: spatial hydrology, MODIS sensor, sediment transport, erosive processes, sediment production, hydrosedimentological modeling, SWAT, calibration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Interação da radiação eletromagnética com a água, indicadores de sensoriamento remoto da ecologia de lagos e sensores. (Traduzido de Dörnhöfer & Oppelt, 2016).	43
Figura 2 - Distribuição vertical de sedimentos que podem ser encontrados em cursos d'água (Fonte: CARVALHO, 1994.	57
Figura 3 - Mapa da bacia do Rio São Francisco com os 20 quadrantes utilizados para recorte das imagens dos satélites AQUA e TERRA das áreas estudadas.	115
Figura 4 - Posicionamento dos radiômetros na voadeira para medição radiométrica. À esquerda Rio Urucuia em 22/11/2016; à direita Rio São Francisco na estação Pirapora-Barreiro em 24/08/2018.	116
Figura 5 - <i>Localização das estações virtuais na Bacia do Rio São Francisco. Descrição: (m) montante, entrada do rio no barramento; (b) barragem, logo a montante da barragem; (c) jusante, logo a jusante da barragem; (1m1)Três Marias Montante – Entrada do Rio São Francisco; (1m2) Três Marias Montante Entrada Rio Paraopeba; (1m3) Três Marias Montante Entrada Ribeirão São Vicente; (1b) Três Marias Barragem; (1j) Três Marias Jusante; (2)Cachoeira do Manteiga; (3) São Romão; (4) São Francisco; (5) Carinhanha; (6) Gameleira; (7) Morpará; (8m) Sobradinho Montante; (8b) Sobradinho Barragem; (8c) Sobradinho Jusante; (9m) Luiz Gonzaga Montante; (9b) Luiz Gonzaga Barragem; (9j) Luiz Gonzaga Jusante; (10m) Paulo Afonso Montante; (10b) Paulo Afonso Barragem; (10j) Paulo Afonso Jusante; (11) Xingó Montante; (12) Pão de Açúcar; (13) Propriá; (14) Foz do Rio São Francisco.</i>	122
Figura 6 - Localização das estações virtuais criadas nos reservatórios da UHE Sobradinho (à esquerda) e de Três Marias (à direita).....	123
Figura 7 - <i>Média mensal das descargas líquidas diárias e reflectância de superfície no comprimento de onda do infra-vermelho do produto composto de oito dias do sensor MODIS no período de 2000 a 2019 das 14 áreas selecionadas: (a) 1-UHE Três Marias, (b) 2-Estação Cachoeira da Manteiga, (c) 3-Estação São Francisco, (d) 4-Estação São Romão, (e) 5-Estação Carinhanha, (f) 6-Estação Gameleira, (g) 7-Estação Morpará, (h) 8- UHE Sobradinho, (i) 9-UHE Luiz Gonzaga, (j) 10-UHE Paulo Afonso, (k) 11-UHE Xingó, (l) 12-Estação Pão de Açucar, (m) 13-Estação Propriá, (n) 14-Foz do Rio São Francisco.</i>	125
Figura 8 - Reflectância de superfície no comprimento de onda do infra-vermelho do produto composto de oito dias do sensor MODIS no período de 2000 a 2019 das 14 áreas selecionadas: (a) UHE Três Marias, (b) UHE Sobradinho; (c) UHE Luiz Gonzaga, (d) UHE Paulo Afonso.....	130
Figura 9 - Vazões médias anuais das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, Morpará, Pão de Açúcar e Propriá no período de 2000 a 2019.....	131
Figura 10 - Análises granulométricas do Rio São Francisco em diferentes profundidades realizadas no período de 17 a 25 de novembro de 2016. S = Superfície; 50% = 50% de profundidade; F = 75% de profundidade.....	133
Figura 11 - Análises granulométricas de superfície de afluentes do Rio São Francisco.	134
Figura 12 - Análises granulométricas de superfície de 12 pontos na Bacia do Rio São Francisco.	134
Figura 13 - Resultado da aplicação dos modelos.....	138
Figura 14 - Relação entre concentração de superfície e concentração integrada para o RSF.....	139
Figura 15 - Relação obtida entre concentração integrada de dados de estações da rede sedimentométrica da ANA e a concentração integrada de sensoriamento remoto no período de 14/04/2000 a 20/08/2019.	140
Figura 16 - Relação obtida entre a descarga sólida de dados de estações da rede sedimentométrica da ANA e a descarga sólida de sensoriamento de sensoriamento remoto.....	141
Figura 17 - Variação das descargas líquidas e concentrações de sensoriamento remoto em quatro áreas da BRSF de 2009 a 2019.....	141

Figura 18 - Variação espaço-temporal da concentração de material em suspensão no reservatório Três Marias (valores médios mensais para o período de 2000 a 2019).	144
Figura 19 - Variação espaço-temporal da concentração de material em suspensão no reservatório Sobradinho (valores médios mensais para o período de 2000 a 2019).....	144
Figura 20 - Variação longitudinal da concentração nos reservatórios das UHEs Três Marias (valores médios para o período de 2000 a 2019).	146
Figura 21 - Variação longitudinal da concentração nos reservatórios das UHEs Sobradinho (valores médios para o período de 2000 a 2019).	146
Figura 22 - Concentrações médias mensais calculadas de áreas a montante e nas proximidades das barragens de Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso I,II,III.	148
Figura 23 – Diagrama unifilar do Rio São Francisco e principais afluentes, e gráfico da variação da concentração média de material em suspensão de sensoriamento remoto e de campo e descarga sólida de sensoriamento remoto para 22 estações virtuais do Rio São Francisco no período de 2000 a 2019.	150
Figura 24 - Descargas sólidas em suspensão integradas SR anuais das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018.	158
Figura 25 - Localização das estações de monitoramento na bacia do Rio São Francisco.	176
Figura 26 - Vazões das estações Cachoeira do Manteiga e Morpará no período de 2000 a 2019... ..	180
Figura 27 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto para a estação virtual Cachoeira da Manteiga.....	182
Figura 28 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual São Romão.	183
Figura 29 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual São Francisco.	183
Figura 30 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Carinhanha.	183
Figura 31 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Gameleira.	183
Figura 32 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Morpará.....	184
Figura 33 - Curvas-chave de sedimento de campo para a estação convencional Cachoeira da Manteiga.....	185
Figura 34 - Curvas-chave de sedimento de campo para a estação convencional São Romão.	185
Figura 35 - Curvas-chave de sedimentos de campo para a estação convencional São Francisco. ..	186
Figura 36 - Curva-chave de sedimentos de campo para a estação convencional Carinhanha.	186
Figura 37. Curva-chave de sedimento de campo para a estação convencional Gameleira.....	186
Figura 38 - Curva-chave de sedimento de campo para a estação convencional Morpará.	187
Figura 39 - Relação entre os dados de descarga sólida em suspensão e a descargas sólidas totais das estações Cachoeira do Manteiga, São Francisco, São Romão, Carinhanha, Gameleira e Morpará.	188
Figura 40 - Exemplos de curvas-chave de sedimento para a estação virtual Morpará. 1a Gráfico Q versus Qss, na escala logarítmica utilizando curva de dois tramos (modelo potencial, no ramo baixo e polinomial no ramo alto). 1b. Gráfico Q versus Qss na escala logarítmica utilizando o modelo potencial.	191
Figura 41 - Curvas de permanência das vazões do Rio São Franciscno nas estações Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará.	193
Figura 42 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (QST SR) e de dados de campo (rede ANA) (QST ANA) para as estações virtual e convencional Cahoeira da Manteiga.	197

Figura 43 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q _{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q _{ST} ANA) para as estações virtual e convencional São Romão.	197
Figura 44 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q _{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q _{ST} ANA) para as estações virtual e convencional São Francisco.	197
Figura 45 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q _{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q _{ST} ANA) para as estações virtual e convencional Carinhanha.	197
Figura 46 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q _{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q _{ST} ANA) para as estações virtual e convencional Gameleira.	198
Figura 47 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q _{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q _{ST} ANA) para as estações virtual e convencional Morpará.	198
Figura 48 - Análise temporal das médias mensais da descarga sólida total das estações Cachoeira da Manteiga (a), São Romão (b), São Francisco (c), Carinhanha (d), Gameleira (e) e Morpará no período de 2000 a 2019. Os dados de QST SR e QST Campo foram calculados para a faixa de vazão ocorrente no período em cada estação, enquanto que os dados de QST SR limite Rede e QST CAMPO limite Rede foram calculadas apenas para os dias com valores de vazões dentro dos limites de vazões encontradas nas medições de campo.	200
Figura 49 - Localização da área do projeto de modelagem, das estações de monitoramento calibradas e localização dos dois mais importantes reservatórios da Bacia do Rio São Francisco: UHE Três Marias e da UHE Sobradinho. Estações de monitoramento: 1. Cachoeira do Manteiga; 2. São Francisco; 3. Carinhanha; 4. Gameleira; 5. Morpará (exutório da bacia de estudo).	217
Figura 50 - Dados de entrada dos projetos e distribuição de sub-bacias hidrográficas. (a) Modelo digital de elevação e sub-bacias criadas pelo SWAT. (b) Classes de declividade. (c) Classes de uso do solo. (d) Classes de solo.	231
Figura 51 - Vazão defluente do reservatório e vazão estimada pelo SWAT após inserção dos dados do reservatório Três Marias.	237
Figura 52 - Relação entre a vazão defluente disponível no sistema SAR da ANA e a vazão estimada pelo SWAT para o reservatório Três Marias.	237
Figura 53 - Séries de descarga líquida observada e simuladas das estações Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a calibrações manual (no SWAT) e automática (no SWATCUP) no período de 1995 a 2008.	243
Figura 54 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.	244
Figura 55 - Calibração mensal com NS = 0,66 para estação Morpará (código 4636.0000).	247
Figura 56 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação Morpará no período de 2001 a 2006.	247
Figura 57 - Precipitação e séries de descarga líquida mensal observada e simulada na calibração manual no SWAT realizada por FERNANDES et al. (2014) para a estação São Francisco (Sub-bacia 308) no período de 1993 a 2012. Fonte: FERNANDES (2014).	248
Figura 58 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação São Francisco no período de 1995 a 2012.	249
Figura 59 - Precipitação e séries de descarga líquida mensal observada e simulada na calibração manual no SWAT realizada por FERNANDES et al. (2014) para a estação Cachoeira do Manteiga (Sub-bacia 345) no período de 1993 a 2012.	250

Figura 60 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação Cachoeira do Manteiga no período de 1995 a 2012.	250
Figura 61 - Localização do Projeto na Bacia do Rio São Francisco.	278
Figura 62 - Dados de entrada dos projetos e distribuição de sub-bacias hidrográficas. (a) DEM e sub-bacias. (b) Classes de declives. (c) Classes de uso do solo. (d) Classes de solo.	279
Figura 63 - Séries de descarga sólida total de sensoriamento remoto e simuladas da estação Morpará virtual para as modelagens realizadas com os cinco métodos de roteamento de sedimentos no Projeto Morpará no período de 2000 a 2008. 3a. Comparação da descarga sólida total de sensoriamento remoto com as séries geradas nas simulações com os cinco métodos de roteamento de sedimentos. 3b a 3f. Comparação da descarga sólida total de sensoriamento remoto com a série gerada nas simulações com cada um dos cinco métodos de roteamento de sedimentos, sendo: b) Equação Bagnold Simplificada; c) Equação Bagnol modificada; d) Kodatie; e) Molinas & Wu; f) de Yang.	291
Figura 64 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas em escala logarítmica das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha (c), Gameleira (d) e Morpará (e) para as modelagens multi site com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.	293
Figura 65 - Séries de descarga sólida total observada de sensoriamento remoto e simuladas no SWAT com o Modelo de William e com o Modelo de Molinas & Wu das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a modelagem multi site realizada no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.	294
Figura 66 - Séries de descarga sólida total de campo e simuladas no SWAT com a equação Molinas & Wu da estação Morpará para a modelagem do exutório realizada com o Projeto Morpará período de 2000 a 2012.	296
Figura 67 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.	297
Figura 68 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados na iteração escolhida do modelo que calibrou a estação virtual Morpará (Projeto Morpará) com a equação Molinas & Wu.	298
Figura 69 - Séries estimadas pelo modelo SWAT na modelagem com o Projeto Morpará (calibração do exutório da bacia) utilizando a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu e dados de sedimentos de sensoriamento remoto da estação virtual Morpará. Erro! Indicador não definido.	
Figura 70 - Série de descarga sólida total de sensoriamento remoto (observada) e simulada com a equação de roteamento de sedimentos de Molinas e Wu para a estação Morpará virtual no período de 2000 a 2008.	301
Figura 71 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas da estação virtual Morpará para as modelagens com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto Morpará (calibração exutório) no período de 2000 a 2008.	304
Figura 72 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas da estação virtual Morpará para as modelagens com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto MSF (calibração multi-site) no período de 2000 a 2008.	305
Figura 73 - Séries de descarga sólida total observada de sensoriamento remoto e simuladas no SWAT com o Modelo de William e com o Modelo de Molinas & Wu das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a modelagem multi site realizada no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.	309
Figura 74 - Séries de descarga sólida total de sensoriamento remoto e de campo e simuladas com dados de sensoriamento remoto e de campo da Morpará (virtual e convencional) com o método de roteamento de Molinas & Wu realizadas no Projeto Morpará (calibração individual) no período de 2000 a 2012.	311

Figura 75 - Produções anuais e do período de 2000 a 2012 das descargas sólidas da bacia do Alto-Médio São Francisco calculadas no exutório (estação Morpará) por meio de curvas-chave de SR e de campo e estimadas pelas modelagens realizadas com dados de SR e de campo.	313
Figura 76 - Descarga sólida total mensal simulada com a equação de Molinas & Wu e descarga sólida total mensal de sensoriamento remoto calculada na estação virtual Morpará para o período de 2000 a 2008.	315
Figura 77 - Distribuição espacial da produção média anual de sedimento nas sub-bacias do Alto-Médio São Francisco no período de 2000 a 2008.	316
Figura 78 - Espacialização da erosão e deposição de fundo calculadas pelo modelo do Projeto Morpará.	318
Figura 79 - Resultado da distribuição percentual das partículas da estação virtual Morpará nas modelagens individual da estação Morpará (Projeto Morpará)(à esquerda) e na modelagem multi-site (Projeto MSF)(à direita).	318
Figura 80 - Comparação da descarga sólida anual para a estação Morpará obtidas neste trabalho e nas modelagens realizadas por CREECH et al. (2015) e FERNANDES (2015).	320
Figura 81 - Exemplos de gráficos elaborados com os dados de Q_{SSR} e Q para elaboração e seleção da melhor curva-chave de sedimentos de SR para a estação virtual Morpará. 1a Gráfico Q versus Q_{SS} , na escala logarítmica utilizando curva de dois tramos (modelos polinomial e potencial). 1b. Gráfico Q versus Q_{SS} na escala logarítmica utilizando o modelo potencial; 1c Gráfico desvio da Q_{SS} versus Q para análise da distribuição dos desvios por faixa de vazão da curva de dois tramos. 1d. Gráfico desvio da Q_{SS} versus tempo para análise da distribuição dos desvios no tempo da curva de dois tramos.	375
Figura 82 - Gráfico da curva-chave de sedimentos de campo elaborada para a estação convencional Morpará (a) e seu gráfico desvio Q_{SS} versus tempo mostrando a mudança de tendência das medições de campo (b).	376

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT.	92
Tabela 2. Características dos reservatórios e início da operação das cinco usinas hidroelétricas estudadas ao longo do Rio São Francisco.	114
Tabela 3 Estatística descritiva para as séries de reflectância de superfície na banda do infravermelho (multiplicada por um fator x10.000) e para as descargas líquidas registradas entre 2000 e 2019 para as 14 áreas estudadas.	128
Tabela 4. Resumo dos resultados das análises granulométricas dos sedimentos em suspensão no trecho estudando no Rio São Francisco entre Pirapora-Barreiro a Barra no período de 17 a 25 de novembro de 2016.	136
Tabela 5. Vazões médias e concentrações de sensoriamento remoto médias das estações Três Marias Barragem, São Francisco, Sobradinho Barragem, Luiz Gonzaga Barragem, Paulo Afonso Barragem e Propriá.	143
Tabela 6. Concentrações média, mínima e máxima calculada para os reservatórios de Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso 1,2,3.	149
Tabela 7. Descargas sólidas em suspensão integradas de SR anuais médias das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018.	159
Tabela 8. Parâmetros das curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto elaboradas para as seis estações virtuais.	182
Tabela 9. Parâmetros das curvas-chave de sedimento elaboradas para as seis estações convencionais da ANA.	185
Tabela 10 - Relações encontradas entre descarga sólida total e descarga sólida em suspensão para os dados disponíveis no banco HIDRO da ANA para as estações sedimentométricas.	187
Tabela 11. Faixa de vazões ocorrente no Rio São Francisco no período de 2000 e 2019 e durante as medições de sensoriamento remoto e de campo e vazão aproximada quando o rio extrapola o leito menor e alcança o leito maior (de inundação).	189
Tabela 12 - Probalidades das vazões ocorrentes no período de 2000 a 2019 serem menores que às vazões mínimas e serem iguais ou superiores às vazões máximas observadas nas medições de sensoriamento remoto e de campo.	193
Tabela 13. Importância das altas e baixas descargas no transporte de sedimentos para as estações estudadas ao longo do Rio São Francisco. Estações: 1. Cachoeira do Manteiga; 2. São Romão; 3. São Francisco; 4. Carinhanha; 5. Gameleira; 6. Morpará.	194
Tabela 14. Desvios médios (%) das curvas-chave de sedimentos por faixa de vazão para as estações virtual e convencional Cachoeira da Manteiga. Para cada vazão apresentada são apresentados os desvio acima e abaixo da mesma.	196
Tabela 15. Descargas Sólidas Totais de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de campo (Q_{ST} ANA) calculadas para o período de 2000 a 2019. Obs: As estações Carinhanha, Gameleira e Morpará não tinham séire completa de vazões para o cálculo.	199
Tabela 16. Bases de dados utilizadas para alimentação do modelo SWAT.	223
Tabela 17. Variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT e referências utilizadas no trabalho.	225
Tabela 18. Classes de solos do mapa de solos RADAM para a área da Bacia de estudo.	226
Tabela 19. Reclassificação das classes de uso conforme os dados disponíveis nas tabelas CROP e URBAN do banco de dados SWAT2012.	226
Tabela 20. Processos do SWAT utilizados no estudo.	227
Tabela 21. Critérios de classificação de MORIASI para os resultados da modelagem mensal.	229

Tabela 22 - Área das classes de solo encontradas na bacia de estudo.	233
Tabela 23. Área das classes de uso de solo encontradas na bacia de estudo.	234
Tabela 24. Dados das características do reservatório Três Marias inseridos no modelo SWAT. ...	236
Tabela 25. Parâmetros e valores utilizados na calibração hidrológica manual no SWAT.	238
Tabela 26. Parâmetros utilizados e valores dos limites iniciais e dos da melhor calibração obtida nas fases de calibração e verificação.	241
Tabela 27. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) obtidos nas etapas de calibração manual no SWAT e calibração automática e verificação no SWATCUP. ...	241
Tabela 28. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.	244
Tabela 29. Análise de incertezas da modelagem.	245
Tabela 30. Processos do SWAT utilizados no estudo.	280
Tabela 31. Parâmetros utilizado por diversos autores em trabalhos de modelagem na Bacia do Rio São Francisco.	282
Tabela 32. Média da distribuição granulométrica do material de fundo e D50 de das estações Morpará e Gameleira do Médio São Francisco.	283
Tabela 33. Resumo dos resultados das análises granulométricas dos sedimentos em suspensão no trecho estudando no Rio São Francisco entre Pirapora-Barreiro a Barra.	284
Tabela 34. Critérios de classificação de MORIASI para os resultados dos modelos.	285
Tabela 35. Resultado do coeficiente Nash-Sutcliffe e PBIAS da estação virtual Morpará (sub-bacia 1) nas modelagens realizadas com as cinco equações de roteamento de sedimento no Projeto Morpará no período de 2000 a 2008.	290
Tabela 36. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) nas modelagens multi site realizadas com as cinco equações de roteamento de sedimento no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.	292
Tabela 37. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará na modelagem realizada com a Aplicação de SANTINI para o período de 2000 a 2008.	294
Tabela 38. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS da estação convencional Morpará na modelagem realizada com dados de campo e a equação de roteamento de Molinas & Wu para o período de 2000 a 2008 (calibração) e 2009 a 2012 (verificação).	296
Tabela 39. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.	297
Tabela 40. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros finais utilizados.	298
Tabela 41. Análise de incertezas do Projeto Morpará e do Projeto Médio São Francisco.	299
Tabela 42. Produção anual e do período de descarga sólida total na estação Morpará.	313
Tabela 43. Distribuição das classes de tamanho de partículas que é conferida a partir do diâmetro mediano D50 (μm) para o leito do rio (parâmetro CH_BED_D50) e para as margens (parâmetro CH_BNK_D50) no SWAT.	319
Tabela 44. Parâmetros das curvas de sedimento de SR elaboradas para as seis estações virtuais. .	374
Tabela 45. Parâmetros das curvas de sedimento elaboradas para as seis estações convencionais da ANA.	374

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Lista de propriedades de lagos, variáveis de resposta e indicadores relacionados ao sensoriamento remoto.	46
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- 95PPU: 95 Percent Prediction Uncertainty – Faixa de Incerteza de Predição de 95%*
- Adm: Adimensional*
- AGRL: Agricultural Land-Generic*
- AGRL: Agricultural Land-Generic*
- AGRR: Agricultural Land-Row Crops*
- ANA: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico*
- ANEEL: Agência Nacional de Energia Elétrica*
- ArcGIS: Sistema de Informações Geográficas para trabalhar com mapas e informações geográficas*
- ArcSWAT: Extensão e Interface ArcGIS para o SWAT*
- BARR: Barren*
- CDOM: Material Orgânico Dissolvido Colorido*
- CN: Curve Number – Curva Número*
- EUA: Estados Unidos da América*
- EUCA: Eucalyptus*
- FRSD: Forest-Deciduous*
- FRSE: Forest-Evergreen*
- HRUs: Hydrologic Response Units – Unidades de Resposta Hidrológica*
- IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*
- INMET: (Instituto Nacional de Meteorologia)*
- MapBiomass: Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil*
- MDB: Microsoft Access Database*
- MDE: Modelo Digital de Elevação*
- MNS: Modified Nash-Sutcliffe Efficiency – Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe Modificado*
- MUSLE: Modified Universal Soil Loss Equation – Equação Universal de Perda de Solo Modificada*
- NASA: National Aeronautics and Space Administration – Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço*
- NSE: Nash-Sutcliffe Efficiency – Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe*
- OAT: One-Factor-At-a-Time*
- PARASOL: Parameter Solution – Solução de Parâmetros*
- PAST: Pasture*
- PBIAS: Percent Bias – Percentual de Tendência*
- Q_{SWAT} : Vazão Estimada pelo SWAT (m^3/s)*
- R^2 : Coefficient of determination – Coeficiente de determinação)*
- RHN: Rede Hidrometeorológica Nacional*
- RNGE: Range-Grasses*

RSR: RMSE-observations Standard Deviation Ratio – Razão entre o Erro Padrão Médio e o Desvio Padrão das Observações

RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation – Equação Universal de Perda de Solo Revisada

SCS: Soil Conservation Service – Serviço de Conservação do Solo

SIG: Sistemas de Informações Geográficas

SRTM: Shuttle Radar Topography Mission – Missão Topográfica do Radar Shuttle

SUF12: Sequential Uncertainty Fitting Algorithm Version2 – Algoritmo Sequencial de Ajuste de Incerteza Versão2

SUGC: Sugarcane

SWAT: Soil and Water Assessment Tool – Ferramenta de Avaliação do Solo e da Água, Modelo Hidrológico

SWAT-CUP: Calibration and Uncertainty Program – Programa de Calibração e Incerteza

UHE: Usina Hidrelétrica

URML: Residential-Med/Low Density

USDA: United States Department of Agriculture – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

USGS: United States Geological Survey – Serviço Geológico dos Estados Unidos

USLE: Universal Soil Loss Equation – Equação Universal de Perda de Solo

WATR: Water

WETF: Wetlands-Forested – Mangue

WETN: Wetlands-Non-Forested

LISTA DE PARÂMETROS E TERMOS DO SWAT

ADJ_PKR: Fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos nos canais tributários

ALPHA_BF: Base flow recession constant – Constante de recessão do fluxo de base (dias)

ANION_EXCL: Fraction of porosity from which anions are excluded – Fração de porosidade (fração)

APM_: Minimum leaf area index during dormant – Índice mínimo de área foliar durante a dormência (m²/m²)

CH_BED_D50: Median particle size diameter of channel bank sediment - Diâmetro médio da partícula do sedimento do fundo do canal (µm)

CH_BED_KD: Channel bed erodibility coefficient – Coeficiente de erodibilidade do fundo do canal (cm³/N-s)

CH_BED_TC: Critical shear stress of channel bed – Tensão crítica de cisalhamento do fundo do canal (N/m²)

CH_BNK_D50: Median particle size diameter of channel bank sediment – Diâmetro da partícula mediana do sedimento das margens do canal (µm)

CH_BNK_KD: Channel bank erodibility coefficient - Coeficiente de erodibilidade do banco de canal (cm³ / N-s)

CH_COV1: Fator de erodibilidade do canal

CH_COV2: Fator de cobertura do canal

CH_EQN: Model used for Channel Erosion – Modelo usado para erosão do canal: 0 – Simplified Bagnold Equation (Default) Physics based approach for channel erosion 1 – Simplified Bagnold Equation 2 – Kodatie model 3 – Molinas and Wu model: 4 – Yang sand and gravel model

CH_ERODMO.rte: Fator de erodibilidade do canal por mês.

CH_N2: Manning's "n" value for the main channel – Coeficiente de Manning para o canal principal (adm)

CH_WDR: Channel width-depth ratio - Relação largura-profundidade do canal (m/m)

CLAY: % Clay content in the soil layer – Teor de argila na camada de solo (%)

CN2: Moisture condition II curve number – Curva Número para a condição de umidade II (adm)

conc_{sed,ch,i}: concentração de sedimentos no início do intervalo de tempo (ton/m³ ou kg/L)

conc_{sed,ch,mx}: concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pela água (ton/m³ ou kg/L)

DEEPST: Initial depth of water in the deep aquifer – Profundidade inicial do aquífero profundo (mm H₂O).

ESCO: Soil evaporation compensation coefficient – Coeficiente de compensação da evaporação do solo (adm)

GW_DELAY: Delay time for aquifer recharge – Intervalo de tempo de atraso para recarga do aquífero (dias)

GW_REVAP: Revap coefficient – Coeficiente “revap” da água subterrânea (adm)

GWHT: Altura inicial do aquífero (metros)

GWQMN: Threshold water level in shallow aquifer for base flow – Nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo de base (mm)

HYDGRP: Grupo Hidrológico do Solo (A, B, C ou D)

IRESCO: Código de simulação do fluxo de saída: 0 para reservatório sem controle com taxa média anual de liberação. 1 para fluxo de saída mensalmente medido 2 para liberação do fluxo controlada. 3 para fluxo de saída medido diariamente

IYRES: Ano que o reservatório tornou-se operacional (ano)

LAT_SED: Concentração de sedimento no escoamento subsuperficial (mg/L)

MORES: Mês que o reservatório tornou-se operacional (mês)

NDTARGR: Número de dias necessários para o reservatório atingir o armazenamento alvo (tempo de residência)(dias)

NLAYERS: Número de camadas do solo

OV_N: Manning's value for overland flow – Coeficiente de Manning para escoamento superficial (adm)

PRF: Peak rate adjustment factor – Fator de ajuste do pico (adm)

PRF_BSN: Peak rate adjustment fator - Fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos no canal principal

RCHRG_DP: Aquifer percolation coefficient – Coeficiente de percolação do aquífero (mm)

RES_D50: Median particle size of sediment in a reservoir - Diâmetro médio das partículas de sedimentos no reservatório (μm)

RES_ESA: Área superficial do reservatório quando o reservatório está preenchido para o derramamento principal do vertedouro (emergency spillway)(ha)

RES_EVOL: Volume de água necessário para preenchimento do reservatório para o derramamento de emergência no vertedouro (10^4 m^3)

RES_K: Condutividade hidráulica no fundo do reservatório (mm/h)

RES_NSED: Concentração de sedimentos em equilíbrio no reservatório (mg/L)

RES_NSED: $\text{conc}_{\text{sed,eq}}$: Equilibrium sediment concentration in water body (mg/L)Concentração de sedimentos em equilíbrio no corpo d'água (mg/L)

RES_PSA: Área superficial do reservatório quando o reservatório está preenchido para o derramamento de emergência (ha)

RES_PVOL: Volume de água necessário para preencher o reservatório para o derramamento principal (10^4 m^3)

RES_RR: Taxa média diária de liberação do vertedouro principal (m^3/s)

RES_SED: Concentração inicial de sedimentos no reservatório (mg/L)

RES_VOL: Volume inicial do reservatório para o derramamento principal (10^4 m^3)

RESDAY0 Table: Tabela com dados diários do reservatório (Arquivo)

REVAPMN: Threshold water level in shallow aquifer for revap – Nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do "revap"

ROCK: % Rock content in the soil layer – Teor de fragmentos de rocha na camada de solo (%)

SAND: % Sand content in the soil layer – Teor de areia na camada de solo (%)

SHALLST: Quantidade de água inicial no aquífero raso (mm)

SILT: % Silt content in the soil layer – Teor de silte na camada de solo (%)

SLOPE: Average slope of the subbasin – Declividade média da sub-bacia (m/m)

SLSOILS: Lhill: Hillslope length – Comprimento da encosta (m)

SLSUBBSN: Average slope length – Comprimento médio da encosta (m)

SNAM: Name of soil – Nome do solo (adm)

SOL_ALB: Moist soil albedo – Albedo do solo úmido (adm)

SOL_AWC: Available water capacity of the soil layer – Capacidade de água disponível da camada de solo (mm H₂O/mm solo)

SOL_BD: Bulk density of the soil layer – Densidade aparente da camada de solo (mg/m³)

SOL_CBN: Amount of organic carbon in the soil layer – Teor de carbono orgânico na camada de solo (%)

SOL_CRK: Potential crack volume for soil profile – Volume potencial de rachaduras para o perfil de solo (fração)

SOL_EC: Condutividade elétrica (Ds/m)

SOL_K: Saturated hydraulic conductivity – Condutividade hidráulica saturada (mm/hr)

SOL_Z: Depth from soil surface to bottom of the soil layer – Profundidade a partir da superfície do solo até o fundo da camada de solo (mm)

SOL_ZMX: Maximum rooting depth in soil – Profundidade máxima de enraizamento no solo (mm)

SPCON.bsn: Sediment transport coefficient and v is flow velocity in the waterway (m/s) - Parâmetro linear para reentrada de sedimento durante o transporte no canal

SPEXP: Parâmetro exponencial para reentrada de sedimento durante o transporte no canal

SURLAG: Surface runoff lag coefficient – Coeficiente de atraso do escoamento superficial (adm)

USLE_C: $C_{USLE,mi}$: Minimum value for the cover and management factor for the land cover - Fator C da MUSLE (fator de manejo e cobertura do solo) (adm)

USLE_P: Fator P da MUSLE (fator de práticas conservacionistas)

LISTA DE SÍMBOLOS

A_{ch} : área da seção do canal (m^2)

$area_{hru}$: área da Unidade de Resposta Hidrológica (ha)

C_{ss} : Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L)

C : Concentração de Material Particulado em Suspensão (mg/L)

C_{SR} : Concentração de Material Particulado em Suspensão de Sensoriamento Remoto (mg/L)

I_a : condição antecedente de umidade que inclui o armazenamento na superfície, interceptação e infiltração antes do escoamento superficial (mm)

$E_{solo,z}$: demanda evaporativa (mm) na profundidade

Q_{surf} : escoamento superficial no dia i (mm)

E_z^n : evaporação máxima do solo para o dia (mm)

E_a : evaporação no dia i (mm)

C_{ch} : fator de cobertura do canal (adm)

K_{ch} : fator de erodibilidade do canal (adm)

Q_{gw} : fluxo de retorno (quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo) no dia i (mm)

α_{tc} : fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração da bacia (adimensional);

IAF_{mx} : índice de área foliar máximo quando do completo desenvolvimento do vegetal

IAF : índice de área foliar para um determinado dia

w_{seep} : percolação (quantidade de água que entrou na zona vadosa) no dia i (mm)

R_{day} : precipitação no dia i (mm)

$Q_{arm,i-1}$: quantidade de água em atraso gerada no dia anterior (mm);

Q'_{surf} : quantidade de água gerada em determinada sub-bacia no dia (mm);

SW_0 : quantidade de água no início do dia (mm)

SW_i : quantidade de água no solo no fim do dia (mm)

Q_{surf} : quantidade de água que chega ao canal principal por escoamento superficial (mm);

$sed_{ch,i}$: quantidade de sedimento inicial no canal (ton)

cop_{mx} : quantidade máxima de água armazenada na copa quando esta está completamente desenvolvida

cop_{dia} : quantidade máxima de água que pode ser armazenada na copa em um dado dia

MPS : material particulado em suspensão (mg/L);

sed_{dep} : quantidade total de sedimento depositado (ton)

t_{conc} : tempo de concentração da sub-bacia (hr).

sed_{deg} : total de sedimento degradado do canal (ton)

sed_{ch} : total de sedimento suspenso no canal (ton)

sed_{out} : total de sedimentos transportado para fora da seção (ton)

q_{ch,pk} : vazão (m³/s)

q_{pico} : vazão de pico do escoamento (m³/s);

q_{pico} : vazão de pico do escoamento (m³/s);

Q : descarga líquida (m³/s);

Q_{ss} : carga sólida em suspensão (T/d);

Q_{SSSR} : carga sólida em suspensão de sensoriamento remoto (T/d);

Q_{SSANA} : carga sólida em suspensão de campo da rede sedimentométria da Agência Nacional de Águas (T/d);

v_{ch,pk} : velocidade de pico do canal (m/s)

V_{arm} : volume armazenado no trecho (m³)

V_{arm,1} : volume armazenando no início do intervalo de tempo (m³)

V_{ch} : volume de água no segmento do canal (m³)

V_{in} : volume de água que entra no início do intervalo de tempo (m³)

V_{out} : volume de água saído no espaço de tempo (m³)

V_{ent} : volume de entrada no trecho (m³)

V_{saída} : volume de saída no trecho (m³)

V_{saída,2} : volume que saí do trecho no fim do intervalo de tempo (m³)

a e b : parâmetros de regressão do modelo que caracterizam a transmitância atmosférica. Utilizado os valores propostos pela FAO (*a* = 0,25 e *b* = 0,50)

A : área da sub-bacia (km²)

Aw : clima tropical chuvoso, quente e úmido, com inverno seco e verão chuvoso

b_i : variável independente (parâmetros)

C : fator de uso e manejo do solo (adim)

CFRG : fator de fragmentação esparsa (adim)

cm : centímetro

CN : valor de curva-número, que corresponde à capacidade de armazenamento de água para cada tipo de solo

C : concentração de sedimentos em suspensão (mg/L)

ha: hectare

hr: horas

K: fator erodibilidade do solo [(0,013ton m² hr)/(m³ ton cm)]

km: quilômetro

km²: quilômetro quadrado

L: litro

LAT_SED: Concentração de sedimentos na lateral e no fluxo de água subterrânea (mg/L)

LS: fator topográfico (adim)

LV: Latossolo Vermelho

LVA: Latossolo Vermelho-Amarelo

LVA_d: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico

LV_d: Latossolo Vermelho Distrófico

m: metro

m: número de parâmetros

m²: metro quadrado

m³: metro cubico

mg: miligrama

MJ: Megajoule

mm: milímetros

N: comprimento astronômico do dia (horas)

n: insolação diária (horas)

°C: graus Celsius

P: fator de práticas conservacionistas (adim)

p-factor: porcentagem entre os dados medidos e a faixa de incerteza de predição de 95% (95PPU)

p-value: significância da sensibilidade (valores próximos a zero indicam maior significância)

Q: descarga líquida diária (m³/s)

Q_{sf}: descarga sólida de fundo diária (ton/dia)

Q_{ss}: descarga sólida em suspensão diária (ton/dia)

Q_{st}: descarga sólida total diária (ton/dia)

R_a: radiação total recebida em uma superfície plana e horizontal, na ausência da atmosfera (MJ m⁻² d⁻¹)

r-factor: razão entre a largura da faixa de 95PPU e o desvio padrão dos dados observados

RL: Neossolo Litólico

RL_d: Neossolo Litólico Distrófico

R_s: radiação solar global recebida na superfície terrestre (MJ m⁻² d⁻¹)

S: parâmetro de retenção (capacidade máxima de armazenamento) do solo (mm)

s: segundos

SC: coeficiente de armazenamento

sed: produção de sedimentos após evento de precipitação no dia (ton/dia)

t: intervalo de tempo (dias)

ton: toneladas

t-stat: medida da sensibilidade (maiores valores em módulo indicam maior sensibilidade)

W: Watt

y_i^{obs} : vazão observada

y_i^{sim} : vazão simulada

$y_{med,obs}$: média da vazão observada

$y_{med,sim}$: média da vazão simulada

Z: profundidade do solo (mm)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	25
1.1. OBJETIVO GERAL.....	33
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	33
1.3. HIPÓTESE	34
REFERÊNCIAS	34
2. ESTADO DA ARTE	40
2.1. HIDROLOGIA ESPACIAL.....	40
2.1.1. Definição da reflectância de sensoriamento remoto	40
2.1.2. Sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água	41
2.1.3. O uso de sensoriamento remoto para estimativas de sedimentos em suspensão	47
2.2.1. O uso do sensoriamento remoto para estimativas de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco	52
2.2. ESTIMATIVAS DE SEDIMENTOS	54
2.1.4. Estimativas de sedimentos na Bacia do Rio São Francisco.....	54
2.1.5. Considerações sobre as estimativas de sedimentos em suspensão.....	56
2.3. MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA UTILIZANDO O SWAT.....	59
2.1.6. O modelo SWAT	59
2.1.7. Precipitação	62
2.1.8. Escoamento superficial.....	63
2.1.9. Atraso de sedimentos no escoamento superficial.....	64
2.1.9.1. Propagação da água	65
2.1.9.2. Propagação da água no canal principal ou extensão.....	65
2.1.9.3. Propagação da água nos reservatórios	65
2.1.10. Determinação de sedimentos nos corpos d'água no SWAT.....	65
2.1.10.1. Balanço de massa.....	65
2.1.10.2. Decantação.....	66
2.1.10.3. Escoamento de sedimentos	67
2.1.10.4. Erosão	67
2.1.10.4.1. Fator erodibilidade do solo	69
2.1.10.4.2. Fator gestão e cobertura do solo	71
2.1.10.4.3. Fator práticas conservacionistas.....	71
2.1.10.4.4. Fator topográfico.....	72
2.1.10.4.5. Fator de fragmento bruto.....	72

2.1.10.4.6. USLE.....	72
2.1.10.5.Sedimentos no escoamento lateral e nas águas subterrâneas.....	73
2.1.10.6.Propagação de sedimentos	73
2.1.10.6.1. Propagação de sedimentos nos reservatórios	73
2.1.10.6.2. Propagação de sedimentos no canal principal ou extensão.....	73
2.1.10.7.Itinerário/Rota dos sedimentos	74
2.1.10.7.1. Contribuição da paisagem na rota dos sedimentos	74
2.1.10.7.2. Rota dos sedimentos nos canais (Cursos d'água)	75
3.3.6.7.2.1 <i>Equação simplificada de Bagnold (método Default)</i>	76
3.3.6.7.2.2 <i>Abordagem física para cálculo da erosão do canal</i>	78
2.1.10.8.Problemas da quantificação de sedimentos dentro do SWAT	79
2.1.11. Análise de sensibilidade, calibração, análise de incerteza e validação.....	83
2.1.11.1.Análise de sensibilidade.....	84
2.1.11.2.Calibração e análise de incertezas	85
2.1.11.3.Validação	87
2.1.12. Desafios da modelagem hidrológica e sedimentométrica utilizando o modelo SWAT no Brasil	87
2.1.12.1.Modelagem utilizando o SWAT na Bacia do Rio São Francisco.....	88
2.1.12.1.1. Dados de solos	90
2.4. ABORDAGENS DE INTEGRAÇÃO ENTRE MODELOS HIDROLÓGICOS E HIDROLOGIA ESPACIAL.....	93
REFERÊNCIAS.....	99
3. AVALIAÇÃO DO FLUXO DE SEDIMENTOS NO RIO SÃO FRANCISCO – BRASIL, UTILIZANDO IMAGENS DE SATÉLITE DO SENSOR MODIS.....	108
RESUMO	108
3.1. INTRODUÇÃO.....	109
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	112
3.2.1. Bacia do Rio São Francisco	112
3.2.2.Trabalhos de campo.....	115
3.2.3. Espectroradiometria de campo.....	116
3.2.4. Coleta e processamento das amostras	117
3.2.5. Processamento dos dados espectroradiométricos de campo.....	117
3.2.6. Elaboração de curva de calibração reflectância e concentração de material em suspensão de superfície.....	118
3.2.7. Elaboração de curva de calibração concentração de superfície e concentração integrada	119

3.2.8. Validação da curva de calibração concentração de superfície e concentração integrada	119
3.2.9. Aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto	120
3.2.10. Estimativa da concentração de material em suspensão	123
3.2.11. Estimativa da descarga sólida.....	124
3.3. RESULTADOS	124
3.3.1. Comportamento temporal da reflectância superficial	124
3.3.2. Granulometria do material em suspensão.....	133
3.3.3. Modelo para estimativa de concentração de material em suspensão de superfície baseado em dados de sensoriamento remoto	136
3.3.4. Modelo para estimativa de concentração de material em suspensão de SR integrado	138
3.3.5. Validação do conjunto de dados	139
3.3.6. Padrões espaciais e temporais de concentração de material em suspensão utilizando dados derivados de imagens dos sensores MODIS	141
3.4. DISCUSSÃO.....	143
3.4.1. Análise dos reservatórios.....	143
3.4.1.1. Análise espaço-temporal dos padrões de sedimentação em reservatórios.....	143
3.4.1.2. Uso de sensoriamento remoto para análise do tipo de operação dos reservatórios	147
3.4.2. Comportamento do fluxo de sedimentos ao longo do Rio São Francisco	150
3.5. CONCLUSÕES	160
REFERÊNCIA	163
APÊNDICE 3A.....	168
APÊNDICE 3B	169
4. curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto e de campo para o rio são francisco	170
RESUMO	170
4.3. INTRODUÇÃO.....	171
4.4. MATERIAIS E MÉTODOS	176
4.4.1. Área de estudo.....	176
4.4.2. Aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto.....	177
4.4.3. Elaboração de curva de calibração reflectância e concentração de MS	178
4.4.4. Estimativa da concentração de MS e descarga sólida em suspensão	179
4.4.5. Elaboração de curvas-chave de sedimentos.....	179
4.4.6. Estimativa da descarga sólida total.....	180

4.5.	RESULTADOS	180
4.5.1.	Comportamento das vazões	180
4.5.2.	Curvas-chave de sensoriamento remoto	181
4.5.3.	Curvas-chave de campo.....	184
4.5.4.	Descarga sólida em suspensão versus Descarga sólida total.....	187
4.5.5.	Comparação estatística dos resultados da aplicação das curvas-chave.....	188
4.5.6.	Dinâmica das vazões e representatividade das curvas-chave	192
4.5.7.	Importância das altas e baixas descargas no transporte de sedimentos.....	194
4.5.8.	Séries temporais das descargas sólidas	196
4.6.	CONCLUSÕES.....	202
	REFERÊNCIA	204
5.	MODELAGEM HIDROLÓGICA NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO COM SWAT E UMA NOVA BASE DE DADOS REGIONAL DE SOLOS	208
	RESUMO	209
5.3.	INTRODUÇÃO.....	210
5.4.	MATERIAIS E MÉTODOS	216
5.4.1.	Área de Estudo	216
5.4.2.	Bases e parâmetros para alimentação do SWAT.....	219
5.4.3.	Modelagem hidrológica	227
5.4.4.	Avaliação do desempenho da simulação hidrológica.....	227
5.4.5.	Análise de sensibilidade.....	229
5.4.6.	Análise de incertezas.....	230
5.5.	RESULTADOS	231
5.5.1.	Calibração Hidrológica Manual no SWAT	234
5.3.1.2.	Parametrização.....	238
5.3.2.	Calibração e verificação automática no SWAT-CUP	240
5.6.	DISCUSSÃO.....	245
5.7.	CONCLUSÕES	252
	Referências.....	253
6.	MODELAGEM SEDIMENTOLÓGICA UTILIZANDO DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS OBTIDOS POR SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO.	260
	RESUMO	260
6.1.	INTRODUÇÃO.....	263
6.1.1.	MODELAGEM DE SEDIMENTOS COM O SWAT	266

6.1.2. INTEGRAÇÃO SWAT E SENSORIAMENTO REMOTO PARA MELHORIA DAS ESTIMATIVAS DE SEDIMENTOS	275
6.2. MATERIAIS E MÉTODOS	276
6.2.1. Área de estudo	276
6.2.2. Modelagem sedimentológica	278
6.2.3. Séries temporais de descarga sólida total de sensoriamento remoto	279
6.2.4. Calibração sedimentológica no modelo SWAT	280
6.2.5. Avaliação do desempenho da simulação sedimentológica.....	284
6.2.6. Análise de sensibilidade.....	286
6.2.7. Análise de incertezas.....	286
6.2.8. Integração do modelo SWAT com dados obtidos por sensoriamento remoto	288
6.2.9. Abordagem hidráulica do transporte de sedimentos.....	288
6.2.10. Equação de continuidade para estimativa do volume de sedimentos	289
6.3. RESULTADO.....	290
6.3.1. Simulações com dados de sedimentos de sensoriamento remoto	290
6.3.1.1. Simulação do Projeto Morpará (exutório)	290
6.3.1.2. Simulação do Projeto Médio São Francisco – MSF (cinco estações virtuais)	292
6.3.1.3. Aplicação de Santini	294
6.3.2. Simulações com dados de sedimentos de campo	295
6.3.2.1. Simulação do Projeto Morpará (exutório)	295
6.3.3. Análise de sensibilidade.....	297
6.3.4. Análise de incertezas.....	299
6.4. DISCUSSÃO.....	299
6.4.1. Equações de roteamento de sedimentos.....	299
6.4.2. Abordagem hidráulica de SANTINI nas estimativas de sedimentos	308
6.4.3. Modelagem com dados de SR vs dados de campo	310
6.4.4. Produção de sedimentos na Bacia de estudo	312
6.4.5. Distribuição espacial da produção de sedimentos	316
6.4.6. Erosão e deposição de sedimentos	317
6.4.7. Distribuição granulométrica das partículas obtida na modelagem dos sedimentos..	318
6.4.8. Comparação com resultados de modelagens na Bacia do Rio São Francisco com SWAT	319
6.5. CONCLUSÕES	323
REFERÊNCIAS.....	327
APÊNDICE 6A.....	334
APÊNDICE 6B	335

APÊNDICE 6C	336
APÊNDICE 6D	337
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	339
7.1. RECOMENDAÇÕES	346
ANEXO I	348
1. Introduction	348
2. Materials and Methods	350
3. Results	353
4. Discussion	361
5. Conclusions	364
References	365
ANEXO II	368
ANEXO III	369
REFERÊNCIAS	377

APRESENTAÇÃO

*“Este rio tem muita história pra contar
Pra contar essa história dele, vai longe, vai longe!
Porque a história dele é grande, a história dele é grande!”*

Senhor Benuzinho, 106 anos
(Documentário Centenários do São Francisco)

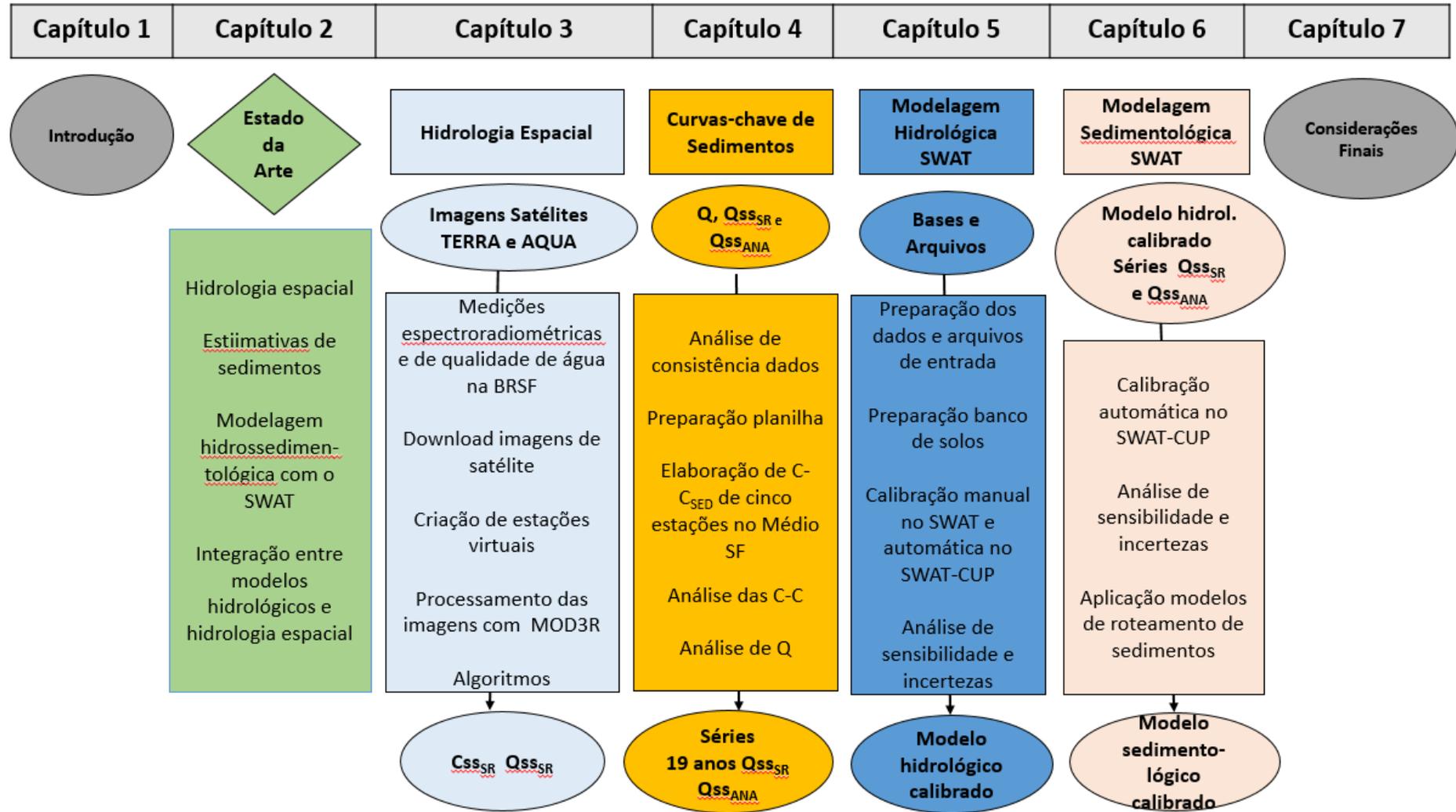
Este documento foi elaborado como requisito para o doutoramento do programa de Pós-Graduação de Geociências Aplicadas e Geodinâmicas, na área de concentração de Geoprocessamento e Análise Ambiental, do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. O texto da tese foi escrito no formato de artigos científicos, sendo composto por sete capítulos, cinco artigos científicos e dois resumos expandidos. Os capítulos 3 a 6 apresentam quatro temas importantes: Hidrologia Espacial, Curvas-Chave de Sedimentos, Modelagem Hidrológica e Modelagem Sedimentológica. Os Anexos I, II e III apresentam o artigo e os resumos expandidos publicados durante o doutorado na mesma temática.

O Projeto de doutorado foi uma “viagem” mais longa que a planejada à Bacia do Rio São Francisco. Tentar representar sua natureza tão complexa foi uma jornada que necessitou de muitas pausas para solucionar problemas e mostrou a importância da qualidade dos dados e bases a serem utilizadas. Desta forma, optou-se, adicionalmente, por construir uma base de solos com informações regionais para a modelagem, selecionar estações de chuva e meteorológicas com série mais completa e fazer preenchimento de falhas, analisar a consistência dos dados de concentração e de descarga sólida das estações sedimentométricas, criar uma metodologia para elaboração de curvas-chave de sedimentos representativas das mudanças do fluxo de sedimentos que ocorrem nas altas vazões e testar os cinco modelos de transporte de sedimentos existentes no SWAT.

Neste documento deixo no início de cada capítulo frases de centenários do Rio São Francisco, que vivenciaram um rio bem diferente ao que encontramos agora. As epígrafes são pausas para que tenhamos em mente o que era o nosso Velho Xico, e que pensemos no que pode ser feito por este rio tão importante para o nosso país e o nosso povo. Façam uma boa viagem!

O apresenta a estrutura da tese ().

Organograma 1 - Estrutura da Tese.



O **capítulo 1**, Introdução, traz uma visão geral do trabalho, faz uma contextualização acerca das ideias centrais e dos principais temas desenvolvidos na tese e apresenta os objetivos geral e específicos e as hipóteses.

O **capítulo 2**, Estado da Arte, traz uma revisão da literatura sobre temas relacionados à hidrologia espacial, estimativas de sedimento, modelagem hidrossedimentológica utilizando o SWAT e abordagens de integração entre modelos hidrológicos e hidrologia espacial.

O **capítulo 3**, Avaliação do Fluxo de Sedimentos no Rio São Francisco – Brasil, utilizando imagens de satélite do Sensor MODIS, apresenta conteúdo de artigo a ser publicado com os resultados da aplicação de parte da metodologia desenvolvida pela autora (Condé et al., 2019; Anexo 1) utilizando sensoriamento remoto para estimativas de sedimentos em rios e reservatórios. Neste capítulo, foram criadas estações virtuais no Rio São Francisco, desde o reservatório Três Marias até a foz do Rio São Francisco, para processamento das imagens do sensor MODIS dos satélites AQUA e TERRA no período de 2000 a 2019. São apresentados os modelos desenvolvidos para estimativas de sedimentos elaborados com os dados de espectroradiometria de campo e dados de qualidade de água (concentração) coletados em duas expedições de campo realizada no Rio São Francisco e principais na estação chuvosa e seca. Neste trabalho foram elaborados dois modelos, um para transformação dos dados de reflectância de superfície nas bandas do vermelho e do infra-vermelho em concentração de superfície, e outro para transformação dos dados de concentração de superfície em concentração integrada. A partir das concentrações de SR e das descargas líquidas das estações convencionais foram calculadas as descargas sólidas diárias de sensoriamento remoto para as estações virtuais. Os dados de concentração e descarga sólida de SR de 44 estações virtuais no rio São Francisco são apresentados, analisados e comparados com dados de sedimentos disponíveis na BRSF e dados de concentração de estações convencionais da ANA.

O **capítulo 4**, Curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto para o Rio São Francisco, apresenta conteúdo de artigo a ser publicado com os resultados da elaboração de curvas-chave de sedimentos (descarga sólida em suspensão) com dados de sensoriamento remoto e de campo para seis estações do Médio São Francisco e os resultados da análise das estimativas de descarga sólida obtidas com as curvas-chaves elaboradas com dados de sensoriamento remoto e com dados de campo. Os dados de sensoriamento considerados são as

imagens dos sensores espaciais MODIS, cujos dados de reflectância no vermelho e no infravermelho e algoritmos desenvolvidos no capítulo 3 foram utilizados para cálculo da concentração de material em suspensão por sensoriamento remoto de superfície e integrada. As curvas-chave foram elaboradas a partir de planilha desenvolvida para comparação estatística e visual dos dados estimados pelas curvas e as medições de descarga sólida (de sensoriamento remoto e de campo). Foram analisados também os dados de descarga líquida ocorrente no RSF durante as medições de sedimentos de sensoriamento remoto e de campo a fim de avaliar a representatividade das curvas-chave de sedimentos elaboradas.

O **capítulo 5, Modelagem hidrológica na Bacia do Rio São Francisco com SWAT e uma nova base de dados**, apresenta conteúdo de artigo a ser publicado com os resultados da modelagem hidrológica na região do Médio do Rio São Francisco realizada com SWAT e uma nova base de dados de solos que foi elaborada com dados e informações regionais da BRSF para melhoria das estimativas de sedimentos, uma vez que a base de dados de solos existente no SWAT foi elaborada para as condições dos solos americanos. A calibração do modelo foi realizada manualmente no SWAT e, após, foi feita calibração automática no SWAT-CUP para refinamento, onde foram utilizados dados de descarga líquida de cinco estações do médio São Francisco e dados da efluência e das características do reservatório da UHE Três Marias. Foram utilizadas as bases com melhor resolução espacial disponível e uma base de solos elaborada com dados regionais. Foram levantados na literatura dados de solos regionais da bacia para alimentar a tabela USERSOIL na base de dados do SWAT. Para avaliação da calibração foram utilizados os índices Nash e PBIAS e os limites sugeridos por Moriasi et al. (2007). Foi realizada análise de sensibilidade e de incertezas com o SUFI-1 no SWAT-CUP. Foi apresentada comparação dos resultados do trabalho com dois estudos de modelagem com o SWAT realizados na BRSF.

O **capítulo 6, Integração entre Hidrologia Espacial utilizando dados do sensor MODIS e Modelagem Sedimentométrica para Estimativas de Sedimentos na Bacia do Rio São Francisco**, apresenta conteúdo de artigo a ser publicado com os resultados da modelagem sedimentométrica no Médio São Francisco realizada com SWAT e dados de sensoriamento remoto. Para a modelagem sedimentométrica foi utilizado o modelo hidrológico elaborado (capítulo 5) e as estimativas de descarga sólida em suspensão obtidas por sensoriamento remoto e dados de campo (capítulo 4). As estimativas de descarga sólida em suspensão calculadas no capítulo 4 para estações virtuais e convencionais Cachoeira do Manteiga, São Francisco,

Carinhanha, Gameleira e Morpará foram transformadas para descarga sólida total de sensoriamento e de campo, respectivamente, por meio de modelo elaborado (capítulo 4) com os dados de descarga sólida total e descarga sólida em suspensão disponíveis no banco da ANA para as estações convencionais. A partir do projeto SWAT-CUP elaborado no Capítulo 5, foram criados dois projetos, um para calibração do exutório (estação Morpará), onde foram inseridos os dados diários de descarga sólida total diária de sensoriamento remoto da estação Morpará, e outro para calibração conjunta das cinco estações de estudo (Projeto Médio São Francisco), onde foram inseridos os dados de descarga sólida total diária de sensoriamento das cinco estações de estudo na bacia. Os dois projetos foram calibrados com os dados de descarga sólida total de SR remoto, onde foram testadas as cinco equações de roteamento de sedimentos existentes no SWAT-CUP. Para fins de comparação foi realizada calibração com dados de campo e com o módulo desenvolvido por SANTINI com uma abordagem hidráulica para o transporte de sedimentos. Os resultados da análise de sensibilidade e das calibrações e análises de incertezas foram apresentados. Os resultados foram classificados segundo os critérios de classificação recomendados por Moriasi et al (2007) para o índice Nash e o PBIAS. Foi realizada comparação da melhor calibração obtida em cada projeto com dados de descarga sólida total de sensoriamento remoto e com dados de descarga sólida de campo, assim como com outros trabalhos de modelagem de sedimentos com SWAT realizados na BRSF.

O **capítulo 7**, Considerações Finais, apresenta as conclusões do trabalho e sugestões para elaboração de trabalhos futuros que contribuam para melhoria das estimativas de sedimentos, principalmente para os trabalhos de integração de dados de sensoriamento remoto e de modelagem utilizando o SWAT.

O **Anexo I** apresenta o artigo *Indirect Assessment of Sedimentation in Hydropower Dams Using MODIS Remote Sensing Images* que foi publicado na revista Remote Sensing em dezembro de 2018 com os resultados do desenvolvimento de metodologia para estimativas de sedimentos em rios e reservatórios utilizando técnicas de sensoriamento remoto com o sensor MODIS. A Bacia do Rio Paranapanema foi escolhida para o desenvolvimento da metodologia tendo em vista a existência de inúmeros reservatórios em cascata e a disponibilidade de dados, levando em conta o monitoramento de mais de uma década realizado nos reservatórios do rio Paranapanema pelo Professor Dr. Marcos Nogueira da UNESP, que gentilmente disponibilizou os dados e permitiu participação em duas campanhas de campo para coletas de dados espectralradiométricos e de qualidade de água. Neste capítulo as imagens de satélite do

espectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (MODIS) são utilizadas para avaliar a turbidez da água e os padrões de sedimentação em uma cascata de seis barragens hidrelétricas ao longo de um transecto de 700 km no rio Paranapanema. Dados de medição de campo de turbidez adquiridos ao longo de 10 anos pela CETESB em três estações convencionais foram usados para avaliar a robustez da refletância de superfície MODIS e para desenvolver um algoritmo de recuperação de turbidez baseado em sensoriamento remoto. Um conjunto de dados de campo independente foi usado para validar as estimativas de sensoriamento remoto. Foram processados e apresentados dados de 13 anos de imagens MODIS de 2000 a 2013, mostrando que os dados de satélite podem fornecer monitoramento de turbidez robusto em todo o transecto e são capazes de identificar eventos extremos de descarga de sedimentos que ocorrem em escalas diárias a anuais. O padrão de sedimentação na superfície da água foi apresentado e usado para diferenciar reservatórios de fio d'água de reservatórios maiores. A diminuição da turbidez de sensoriamento remoto foi relacionada aos processos de sedimentação dos reservatórios, demonstrando o uso potencial do sensoriamento remoto para monitorar padrões de sedimentação dentro de reservatórios e em grandes bacias.

O **Anexo II** apresenta o link do resumo expandido *Caracterização do Fluxo de Sedimentos no Reservatório da UHE Sobradinho utilizando dados do Sensor Espacial MODIS*, que foi apresentado no XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídrico, em novembro de 2017. O resumo expandido avalia o fluxo de sedimentos no reservatório da UHE Sobradinho utilizando dados do sensor MODIS. No estudo foram avaliadas 17 áreas, sendo 16 ao longo do reservatório Sobradinho e uma na estação Morpará, fora da área de influência do reservatório, onde foram extraídas séries de refletância de imagens do sensor MODIS e calcula a concentração média de material em suspensão utilizando equação de calibração com dados espectrorradiométricos e de concentração. O estudo confirmou, com dados de sensoriamento remoto, a grande deposição de sedimentos ao longo do reservatório Sobradinho.

O **Anexo III** apresenta o resumo expandido *Curvas-chave de sensoriamento remoto par o Rio São Francisco*, que foi apresentado no XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, em novembro de 2020. O estudo teve como objetivo elaborar e avaliar curvas-chave de sedimentos elaboradas com dados de descarga de sensoriamento remoto e com dados de campo para seis estações no Médio São Francisco.

1. INTRODUÇÃO

*“Rio São Francisco, tenho saudades das suas enchentes violentas
Cobrindo os barrancos, as várzeas e as lagoas
Aonde passava a pé, logo passa canoa
Rio São Francisco, a morte ninguém compra, e a vida ninguém paga
Não tem dinheiro neste mundo que compra a sua santa água.
Rio São Francisco, Deus não deixa você morrer
Que sem a sua santa água, nós não podemos viver
Querido rio bonito, nós precisamos muito de você!”*
Maria Madalena Moura, 100 anos
(Documentário Centenários do São Francisco)

Os processos de erosão e transporte de sedimentos são os orientadores primários de transformação da paisagem e desempenham um papel importante no desenvolvimento do solo. As magnitudes das cargas de sedimentos transportadas por rios têm implicações importantes para o funcionamento do sistema; tais como sua influência nos fluxos de material, ciclagem geoquímica, qualidade da água, morfologia do canal, desenvolvimento do delta e de ecossistemas aquáticos e habitats suportados pelo rio (LI et al., 2020; DUNN et al., 2019; WALLING, 2009).

No mundo, 24% dos grandes rios estão passando por mudanças significativas no fluxo de água e 40% no fluxo de sedimentos. Nos últimos dez anos houve uma queda acentuada de 20,8% no fluxo global de sedimentos terra-oceano, com os rios asiáticos sendo responsáveis por 13,2% desta queda, principalmente como resultado da construção de barragens. Os fluxos globais de água, sedimentos e materiais associados nos grandes rios do mundo podem ser impactados mais ainda pela crescente influência das mudanças climáticas e atividades humanas como construção de barragens, irrigação, práticas de conservação água-solo, desmatamento e mineração. (LI et al., 2020).

A Bacia do Rio São Francisco (BRSF) sofreu alterações significativas no uso e ocupação do solo, o que tem provocado mudanças na dinâmica dos seus sedimentos. Com a construção de reservatórios em cascata o rio São Francisco transformou-se de um sistema de alta turbidez à transparente, devido à retenção de matéria nos reservatórios ao longo da cascata, com uma redução estimada de 94% da carga fluvial atual de material particulado suspenso, no baixo São Francisco, no trecho entre as cidades de Propriá (SE) e Porto Real do Colégio (AL), em comparação a 1970 (MEDEIROS, 2007). Com a construção de uma série de barragens no médio-baixo Rio São Francisco na década de 70, que se inicia em Sobradinho, uma grande parte

dos sedimentos que anteriormente chegava à zona estuarina e costeira é retida nesses reservatórios. Além do mais, como essas barragens se localizam em ambiente climático semi-árido, ocorre apreciável perda de água dos reservatórios por evaporação. A reposição de água e materiais por tributários ao longo deste trecho até a foz é muita baixa (MEDEIROS, 2003).

Por outro lado, verifica-se um aumento da carga de sedimentos na BRSF. Segundo o Plano de Recursos Hídricos da CBHSR (2015), processos erosivos significativos afetam, de forma geral, a maior parte da superfície da Bacia do São Francisco, destacando-se as extensas áreas afetadas por processos de desertificação, sobretudo na região do Médio São Francisco, e, por outro lado, a área de subsidência cárstica que se estende ao longo da quase totalidade das regiões do Alto e Médio São Francisco, na sua porção oriental. Segundo CHAVES (1994), citado por REIS (2002), a grande densidade de voçorocas no Vale do Rio das Velhas, a significativa erosão laminar nas chapadas do oeste baiano, os prenúncios de desertificação no sertão pernambucano, somados ao assoreamento de longos trechos do rio São Francisco, outrora navegáveis, são indicadores de um acelerado processo erosivo na região. CREECH (2014) e CREECH et al. (2015) verificaram que a taxa de assoreamento de sedimentos no Rio São Francisco e principais afluentes aumentou em aproximadamente 20 vezes desde a Pré-Colonização Européia da bacia (de aproximadamente 1,25 milhão para 23 milhões de toneladas por ano), o que tem contribuído com os danos da navegação atual devido aos bancos de sedimentos no canal de navegação do Rio São Francisco.

As inúmeras e complexas modificações decorrentes da alteração do uso e ocupação do solo, seja a retenção de grande parte da concentração de sedimentos nos reservatórios das barragens no médio-baixo Rio São Francisco - RSF, seja o aumento da concentração de sedimentos em decorrência da intensificação do uso do solo, precisam ser quantificadas. A Agência Nacional de Águas (ANA) realiza o monitoramento sedimentométrico em todo o território brasileiro e é responsável por cerca de 500 estações em todo o país, sendo que 54 destas estações estão na bacia do Rio São Francisco. Entretanto, apesar dos esforços nacionais, o monitoramento sedimentométrico ainda necessita ser ampliado, tendo em vista a baixa densidade de estações em algumas regiões, baixa frequência de coleta, alto custo de instalação e manutenção das estações e grande extensão territorial do país.

Atualmente tem-se hoje à disposição do hidrólogo um grande arsenal tecnológico, o qual tem auxiliado no processo de entendimento, modelagem, simulação e tomada de decisão com relação aos Recursos Hídricos (FU et al., 2020). Entre estes avanços tecnológicos podemos

citar: 1 - os levantamentos de campo com o uso de perfilador hidroacústico de correntes (Acoustic Doppler current profiler - ADCP (GUERRERO et al., 2016), uso de Radar de Penetração no Solo (Ground Penetrating Radar – GPR; Di PRIMA et al., 2020) e de tomografia de resistividade elétrica (MOREIRA et al., 2019); 2 – os produtos de sensoriamento remoto aplicados a precipitação (SALLES et al., 2019; TANG et al., 2019; STRAUCH et al., 2012), às estimativas de evapotranspiração (LI et al., 2019; DIAS, et al, 2019; PARAJULI et al., 2018; HERMAN et al., 2018; SOUSA et al., 2015; NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008), na determinação do nível de rios e lagos empregando satélites altimétricos (SILVA et al., 2019; EMERY et al., 2018; DUAN & BASTIAANSEN, 2013) e na qualidade das águas (MARINHO et al., 2020; CONDÉ et al. 2019); 3 - e o poder computacional que acelerou o processo de modelagem e simulação (Soil & Water Assessment Tool – SWAT; CAKIR et al., 2020; WEI et al., 2019; POMÉON et al., 2018; ARNOLD et al, 2012), HEC-HAS (COSTABILE et al., 2020; CREECH et al., 2018; FeFlow (ARENAS et al., 2020); Modelo de Grandes Bacias – MGB; SORRIBAS et al, 2020; PONTES et al., 2017).

Dentre as novas novas tecnologias que vêm sendo desenvolvidas para a quantificação de parâmetros hidrológicos temos o sensoriamento remoto (SR) ótico, utilizado com eficiência para monitoramento da cor da água, ou do comportamento espectral da água. A cor da água está relacionada com a presença de componentes opticamente ativos dentro da coluna de água. A presença e a concentração de cada componente opticamente ativo controlam os processos de absorção e de espalhamento da luz, permitindo o uso de algoritmos derivados para inferir sobre parâmetros de qualidade de água a partir da análise espectral da luz que emerge de um corpo hídrico. São três os componentes que alteram as propriedades ópticas da água nas escalas de comprimento de onda visível e infravermelho (KIRK, 2011): material orgânico dissolvido colorido (CDOM), material particulado (orgânicos ou inorgânicos) e pigmentos fotossintéticos, como a clorofila-a (Chl a).

De acordo SONG et al. (2014), o material em suspensão total é espacialmente heterogêneo e uma visão sinóptica de sua concentração é muito difícil de obter usando apenas uma rede de monitoramento *in situ*. A abordagem de um mapeamento ideal do material em suspensão seria uma combinação de SR, medições *in situ* e modelagem de qualidade de água. Em anos recentes, estudos demonstram que os dados de satélite oferecem cobertura global diária, tais como os obtidos pelos sensores do MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS) que são apropriados para o monitoramento da concentração de

material particulado em suspensão (MPS) em grandes rios, tais como da bacia Amazônica (MARTINEZ et al., 2009; VILLAR et al., 2013; MANGIAROTTI et al. 2013; LATRUBESSE et al., 2017).

Dados de sensoriamento remoto orbital podem ser de grande utilidade uma vez que permitem estender informações pontuais do monitoramento hidrológico convencional para um contexto espacial mais amplo, permitindo a observação dos fenômenos hidrológicos espacialmente e temporalmente e fornecendo subsídios para uma distribuição racional de postos de coleta de dados hidrológicos (DEKKER & HESTIR, 2012; SANTOS & PEREIRA FILHO, 2010; NOVO, 2010). O sensoriamento remoto oferece um meio eficiente e econômico de estudar problemas de qualidade de água e permite o monitoramento contínuo de grandes áreas em curto período de tempo (KARABULUT & CEYLAN, 2005).

Atualmente, as medições de descarga sólida (Qs) utilizando técnicas de sensoriamento remoto, seja com o uso de sensores a bordo de satélites (CONDÉ et al., 2019; VILLAR et al., 2013) e drones (OLIVETTI, 2020) ou aviões demonstram potencial para determinações qualitativas e quantitativas dos sedimentos, permitindo uma visão sinóptica dos sedimentos suspensos nas águas superficiais dos corpos hídricos, o que não é possível obter no monitoramento hidrológico convencional pontual e de baixa frequência.

O Projeto SO-HYBAM (parceria ANA-IRD-UnB-UFAM) desenvolveu inicialmente metodologias para a quantificação do MPS utilizando SR na Bacia Amazônica (MARTINEZ et al., 2009; VILLAR et al., 2012, 2013). Essa metodologia vem sendo aplicada com sucesso em reservatórios da Região Nordeste (VENTURA, 2018), no reservatório da UHE Itaipu (PISCOYA et al., 2014) e na Bacia do Rio Paranapanema (CONDÉ et al., 2019; PISCOYA et al. 2013a, 2013b), no âmbito do Projeto Monitoramento Espacial Hidrológico em Grandes Bacias “MEG – HiBAm”, numa parceria da ANA e o IRD. O Projeto inclui o monitoramento automatizado com a disponibilização dos dados no Sistema HidroSat (www.hidrosat.ana.gov.br) (CARVALHO, 2017; MARTINEZ et al., 2015), iniciativa pioneira no mundo praticada por uma agência de governo, possibilitando, a baixo custo, um aumento da frequência do monitoramento e ampliação da área monitorada, complementando a Rede Hidrometeorológica Brasileira.

Com respeito a modelagem, há um avanço no emprego de modelos semi distribuídos, como o SWAT, que têm sido empregados com sucesso em bacias em varias áreas no Brasil (BRESSIANI, 2015). Estes modelos são capazes de avaliar a hidrologia, a produção de

sedimentos e a dinâmica de nutrientes na bacia hidrográfica, dentre outros processos. Entretanto, muito ainda necessita ser feito para a uso adequado destes modelos em condições tropicais.

De acordo com KANNAN et al. (2019), o modelo SWAT tem sido amplamente utilizado em todo o mundo em um amplo espectro de escalas de bacias hidrográficas e de condições ambientais, sendo documentado por com mais de 3000 aplicações individuais, em sistemas de escala continental, nacional ou de bacias de grandes rios. Segundo ABBASPOUR (2015), o SWAT foi utilizado para modelar países inteiros com diversos propósitos: nos Estados Unidos, para estimativa de vazão de 6000 estações; na Índia, para quantificar o impacto das mudanças climáticas na hidrologia; na África, para simular a hidrologia e calcular os recursos hídricos na resolução das sub-bacias e para estudar o impacto das mudanças climáticas; no Iran e a África inteiros, com diversos propósitos.

O SWAT é um modelo de base física e requer informações sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão de solo que ocorram na bacia hidrográfica. Por trás dos resultados do uso de modelos como o SWAT há uma série de equações e variáveis para determinação da erosão e do transporte de sedimentos, sendo necessário a seleção das equações apropriadas, levantamento de dados das variáveis que alimentam os modelos e a preparação das bases e bancos de dados com dados da região a ser modelada.

A grande limitação do SWAT, como de quase todos os modelos hidrológicos, é a dificuldade de se encontrar parâmetros regionais robustos para alimentar o seu banco de dados (LELIS & CALIJURI, 2010). Há muito tempo se reconhece que os resultados obtidos pela modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica dependem muito da qualidade dos dados de entrada usados e que o principal problema em muitos estudos hidrológicos é que não existem dados adequados suficientes para descrever quantitativamente os processos hidrológicos com precisão suficiente (ABBOTT & REFSGAARD, 2012). De acordo com KANNAN et al. (2018), estudando a bacia do Rio Mississippi-Atchafalaya, constituem desafios na calibração de um modelo hidrológico com SWAT em estudos em grandes áreas, dentre outros: a disponibilidade de dados entrada de boa qualidade, a integração dos vários reservatórios, a representação inadequada da cobertura vegetal e a escala espacial de baixa resolução espacial dos dados descrevendo solos, cobertura do solo e topografia.

O sucesso da aplicação de modelos requer a obtenção de séries temporais de vazão confiáveis para treinar os algoritmos, e a qualidade dessas séries depende da própria qualidade

das curvas-chave utilizadas para sua determinação. Por sua vez, a elaboração das curvas-chaves requer a compreensão das dinâmicas espacial e temporal das descargas líquidas, e muitas vezes requer a utilização de curvas-chave mais complexas, com a utilização de diversos períodos e vários tramos (PETERSEN-ØVERLEIR et al.,2005), o que necessita incorporar um importante trabalho de análise dos dados de entrada dos modelos para poder gerir, no final, simulações confiáveis. O desempenho da modelagem de bacias hidrográficas, em termos estatísticos, pode ser substancialmente afetado pela qualidade dos dados de medição (HARMEL et al., 2006; YEN et al., 2016).

O cálculo da descarga líquida com base no nível de água observado, principalmente com o uso de curvas-chave de vazão, forma a base da produção de dados hidrológicos de superfície (PETERSEN-ØVERLEIR et al.,2005). Para a determinação das vazões, a qualidade da curva-chave é um ponto crucial na linha de determinação de dados hidrológicos. O mesmo pode ser considerado para as curvas-chave de sedimentos, com o adicional que na determinação das descargas sólidas (em suspensão e total) utilizam-se as descargas líquidas que já foram também determinadas por curvas-chaves.

Os dados de descargas líquidas são disponíveis geralmente na forma de médias diárias que são calculadas a partir de registros diários do nível dos rios, enquanto que os dados de concentração de sedimentos são resultado de programas de monitoramento que envolvem amostragem de baixa frequência com medições mensais ou trimestrais (DELMAS et al., 2011). Devido as dificuldades de obtenção de dados contínuos de sedimentos em suspensão, os fluxos de sedimentos (Q_{ss}) são geralmente estimados a partir da calibração de modelos matemáticos simples (curvas potencial, linear, etc.) entre as descargas líquidas e um número limitado de medições de MPS.

O emprego da curva-chave apresenta algumas limitações para gerar estimativas fidedignas de descarga sólida, especialmente quando essa é elaborada a partir de medições que não representam adequadamente as variações hidrológicas. Segundo MERTEN et al. (2006), a eficácia deste método depende fundamentalmente da qualidade dos dados utilizados para compor a curva e apresenta algumas limitações para gerar estimativas fidedignas de descarga sólida, especialmente quando essa é elaborada a partir de medições que não representam adequadamente as variações hidrológicas.

Neste contexto, podemos ressaltar as altas incertezas das medições de descargas de sedimentos, onde os erros associados às medições tendem a variar com a concentração e

distribuição do tamanho do grão, bem como com as condições do local no momento da coleta (HOROWITZ, 2003), com incertezas de medição podendo chegar a 117% (Yen et al., 2017). Segundo (HOROWITZ, 2003), os erros associados às medições de descarga líquida podem variar normalmente de 2 a 20%, dependendo do método usado e das condições existentes no momento da medição. Soma-se a estes erros as diferenças da concentração de sedimentos que podem ocorrer devido a uma convergência de fatores, tais como a variabilidade espacial e temporal de curto prazo da ocorrência natural da concentração dos sedimentos em suspensão transversal, erros inerentes das curvas-chave de sedimentos e diferenças entre as estimativas de fluxo reais e obtidos pela curva da ordem de 15-20% nas medições, que devem ser vistas como estando dentro da faixa normal de erro de medição ou previsão.

Por muitos anos, grandes expectativas foram direcionadas às técnicas de sensoriamento remoto para fornecer dados espaciais de uso em modelos hidrológicos distribuídos (ABBOTT & Refsgaard, 2012). Se no início o uso operacional de dados de sensoriamento remoto não era uma prática comum e direcionada apenas para inferência da cobertura de neve por satélite e do uso da terra / mapeamento da vegetação, com o lançamento de novos satélites surgiram novas possibilidades para o uso desta tecnologia, entre elas a aplicação operacional do sensoriamento remoto em grandes áreas em conjunto com modelos hidrológicos distribuídos (ABBOTT & REFSGAARD, 2012). Para ABBASPOUR (2015), o uso de dados de sensoriamento remoto, quando disponível, pode ser extremamente útil para modelagem com SWAT e como resultado dos avanços na disponibilidade de dados de sensoriamento remoto representa o grande salto na modelagem de bacias hidrográficas.

Um grande problema para o usuário dos dados de sensoriamento remoto é de como incorporar efetivamente esses dados em estudos e modelos hidrológicos (ABBOTT & REFSGAARD, 2012; ENGMAN & GURNEY, 1991).

Estudos como os de SONG et al.(2011); FOTEH et al. (2018) e PRABHANJAN et al (2015), contribuem para melhoria das estimativas da produção de sedimentos utilizando o sensoriamento remoto. SONG et al.(2011) apresentaram uma nova abordagem para integrar um dos mais importantes fatores da equação modificada de perda de solo – MUSLE, o fator C (fator de cobertura e uso do solo), detectados remotamente no SWAT para destacar o efeito de dados detalhados de cobertura vegetal na erosão do solo e produção de sedimentos. FOTEH et al. (2018) avaliaram a sedimentação do reservatório de Jayakwadi usando dados do satélite Landsat 8 para determinar a área de propagação da água, e o SWAT, para estimativa da

produção de sedimento do reservatório. PRABHANJAN et al (2015) modelaram a produção de sedimentos com o SWAT e técnicas geoespaciais nas bacias hidrográficas de Khadakohol e Harsul na Índia, sendo que a última bacia não possuía dados observados disponíveis. Apesar destes e outros poucos estudos, a modelagem de sedimentos com dados de sensoriamento remoto tem inúmeros desafios, desde a obtenção de dados de descarga sólida total utilizando técnicas de sensoriamento remoto que fornecem dados de material em suspensão apenas de superfície, a compreensão da complexa produção e transporte de sedimentos na bacia de estudo, até a seleção de parâmetros e valores para calibração e de equações de roteamento de sedimentos no âmbito do SWAT.

Tendo como objetivo verificar a eficiência das técnicas de modelagem de geração e transporte de sedimentos e o acoplamento destes dados àqueles obtidos por meio de sensoriamento remoto, e assim desenvolver uma metodologia de monitoramento utilizando sensoriamento remoto, foi selecionada a BRSF para a realização desta proposta de trabalho. A escolha da BRSF foi determinada pela sua ampla distribuição regional (Rio da Integração Nacional), por sua fundamental importância como manancial de água para abastecimento humano e de grandes projetos de irrigação, e por constituir uma das principais bacias geradoras de energia do Brasil, envolvendo 521 municípios distribuídos em sete Unidades da Federação (Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Pernambuco, Sergipe, Alagoas).

Em função da sua própria importância sócio-econômica, toda a BRSF vem sendo monitorada por meio da metodologia SWAT pela Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF), inclusive buscando entender os balanços de sedimentos históricos e atuais dentro do canal de navegação. Além disto, para o reservatório regulador e gerador de Três Marias, no alto curso do RSF, existem estudos utilizando técnicas de SR para compreensão da dinâmica de sedimentos (Meneses, 2013; Pinto, 2013).

A criação de um modelo SWAT calibrado poderá ser usada para a realização predições da vazão e do fluxo de sedimentos em diferentes cenários na Bacia do Rio São Francisco. Essa ferramenta é uma forte aliada para a gestão, podendo ser utilizada, por exemplo, para a elaboração de diagnósticos para subsidiar projetos para o Programa de Revitalização da BRSF, que foi criado em 2004 no âmbito do Ministério do Meio Ambiente - MMA, em parceria com o Ministério da Integração Nacional e outros 14 Ministérios, tendo a ANA como um dos principais parceiros. A luta pela revitalização da BRSF emergiu a partir da edição do Decreto Presidencial, de 5 de junho de 2001, que instituiu o Projeto de Conservação e Revitalização da

Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, em atendimento às demandas da sociedade, em busca de soluções para os problemas identificados e que apresentavam repercussões socioambientais que contribuíam para a degradação ambiental da região.

Muito ainda pode ser feito para melhoria das estimativas de sedimentos nas calibrações dos modelos, incluindo a utilização de séries de descarga sólida total calculadas por sensoriamento remoto. Imagens satélite com alta frequência de imageamento permitem, após calibração, obtenção de dados de concentração que, com dados de vazões, podem ser transformados em descarga sólida e utilizados como entradas nas calibrações no SWAT e no SWAT-CUP.

1.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo do Projeto de Doutorado foi aprimorar a quantificação dos fluxos de sedimentos na BRSF para caracterizar as dinâmicas espacial, sazonal e interanual desses fluxos. Este trabalho será realizado a partir de uma metodologia completa integrando medições convencionais, dados de sensoriamento remoto MODIS e modelagem SWAT. O conjunto de dados produzidos servirá em particular para entender o papel das mudanças globais e regionais no Médio São Francisco (MSF).

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver um modelo regional para a determinação do MPS a partir de imagens do sensor MODIS tripulado nos satélites AQUA e TERRA utilizando medições in situ de espectroradiômetros;
- Reunir informações hidrometeorológicas, sedimentológicas e de solos para construção de um banco de dados robusto sobre a bacia do RSF para a modelagem;
- Calibrar e validar o modelo Distribuído Espaço-temporal SWAT para simulação da carga de sedimentos na Bacia do Médio São Francisco, a fim de quantificar as alterações das concentrações de sedimentos em suspensão, por segmentos de bacia e na bacia total, identificando os trechos de alteração da concentração de sedimentos em suspensão, os principais afluentes contribuintes de sedimentos do Rio São Francisco e as características de sua área de drenagem;
- Elaborar metodologia para detecção do padrão de sedimentação de reservatórios utilizando sensoriamento remoto e comparar com técnicas tradicionais.

- Determinar o comportamento temporal dos fluxos de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco.

1.3. HIPÓTESE

Nesta pesquisa foi estabelecido como hipótese norteadora que a determinação da dinâmica espacial e temporal da concentração e da descarga sólida do material particulado em suspensão por sensoriamento remoto melhora o monitoramento hidrológico, assim como o processo de simulação de modelos chuva-vazão na gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. et al. SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty programs. Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Duebendorf, p. 93, 2015.
- ABBASPOUR, K.C. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733-752, 2015.
- ABBOTT, M.B. et REFSGAARD, J.C. (Ed.). **Distributed hydrological modelling**. Springer Science & Business Media, 2012.
- ALLAN JAMES, L.; BEACH, Timothy P.; RICHTER, Daniel D. Floodplain and Terrace Legacy Sediment as a Widespread Record of Anthropogenic Geomorphic Change. **Annals of the American Association of Geographers**, p. 1-14, 2020.
- ARENAS, M.C. et al. Hydrogeological Modeling in Tropical Regions via FeFlow. *Earth Sciences Research Journal*, v. 24, n. 3, 2020.
- ARNOLD, J. G. et al.. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v.55, n.4, p.1491-1508, 2012.
- BRESSIANI, D.A. et al. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.
- CAKIR, R. et al. Hydrological Alteration Index as an Indicator of the Calibration Complexity of Water Quantity and Quality Modeling in the Context of Global Change. **Water**, v. 12, n. 1, p. 115, 2020.
- CARVALHO, J.C. et al. HIDROSAT–Sistema integrado para gerenciamento, processamento e difusão de dados hidrológicos obtidos a partir de monitoramento por satélites. Anais do **XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Brasília-DF. 2015.
- CBHSR. PRH-BHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco PRH-BHSF (2016-2025). **Brasília: ANA**, 2015.

CHAVES, H. M. L. Estimativa da erosão atual e potencial no Vale do São Francisco. Relatório Final de Consultoria, Codevasf – FAO, Brasília. 35 p., 1994.

CONDÉ, R.C.C. et al. Indirect assessment of sedimentation in hydropower dams using MODIS remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 314, 2019.

COSTABILE, P. et al. Performances of the new HEC-RAS version 5 for 2-D hydrodynamic-based rainfall-runoff simulations at basin scale: Comparison with a state-of-the art model. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2326, 2020.

CREECH, C.T. **Coupled sediment yield and sediment transport model to support navigation planning in Northeast Brazil**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wayne State University, 2014.

CREECH, C.T.; BRITO, R.S.; SELEGEAN, J.P. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3). 2015.

CREECH, Calvin T. et al. Sediment transport model of the madeira river using hec-ras for waterway design. 2018.

DELMAS, M. et al. River basin sediment flux assessments. **Hydrological processes**, v. 25, n. 10, p. 1587-1596, 2011.

DI PRIMA, Simone et al. Detecting infiltrated water and preferential flow pathways through time-lapse ground-penetrating radar surveys. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138511, 2020.

DIAS L.J. al. Performance of SSEBop model for estimating wheat actual evapotranspiration in the Brazilian Savannah region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 18, p. 6930-6947, 2019.

DUAN, Z. & BASTIAANSEN, W. G. M. Estimating water volume variations in lakes and reservoirs from four operational satellite altimetry databases and satellite imagery data. **Remote Sensing of Environment**, v. 134, p. 403-416, 2013.

DUNN, Frances E. et al. Projections of declining fluvial sediment delivery to major deltas worldwide in response to climate change and anthropogenic stress. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 8, p. 084034, 2019.

EMERY, C.M. et al. Large-scale hydrological model river storage and discharge correction using a satellite altimetry-based discharge product. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 4, p. 2135-2162, 2018.

ENGMAN, Edwin T. et al. **Remote sensing in hydrology**. Chapman and Hall Ltd, 1991.

FOTEH, R. et al. Reservoir sedimentation assessment through remote sensing and hydrological modelling. **Journal of the Indian Society of Remote sensing**, v. 46, n. 11, p. 1893-1905, 2018.

- FU, B. et al. Modeling water quality in watersheds: From here to the next generation. **Water Resources Research**, v. 56, n. 11, p. e2020WR027721, 2020.
- GAO, Yanchun; LONG, Di. Intercomparison of remote sensing-based models for estimation of evapotranspiration and accuracy assessment based on SWAT. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 25, p. 4850-4869, 2008.
- GUERRERO, M. et al. The acoustic properties of suspended sediment in large rivers: consequences on ADCP methods applicability. **Water**, v. 8, n. 1, p. 13, 2016.
- HARMEL, R. D. et al. Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. **Transactions of the ASABE**, v. 49, n. 3, p. 689-701, 2006.
- HERMAN, M.R. et al. Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 39-49, 2018.
- HOROWITZ, A. J. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. **Hydrological processes**, v. 17, n. 17, p. 3387-3409, 2003.
- KANNAN, N. et al. Some challenges in hydrologic model calibration for large-scale studies: a case study of SWAT model application to Mississippi-Atchafalaya River Basin. **Hydrology**, v. 6, n. 1, p. 17, 2019.
- KHOI, Dao Nguyen et al. Responses of river discharge and sediment load to climate change in the transboundary Mekong River Basin. **Water and Environment Journal**, v. 34, p. 367-380, 2020.
- KIRK, John TO. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge university press, 1994.
- LATRUBESSE, E.M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, n. 7658, p. 363-369, 2017.
- LELIS, T.A. & CALIJURI, M.L.. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.
- LI, L. et al. Global trends in water and sediment fluxes of the world's large rivers. **Science Bulletin**, v. 65, n. 1, p. 62-69, 2020.
- LI, Xueying et al. Evapotranspiration estimation for Tibetan plateau headwaters using conjoint terrestrial and atmospheric water balances and multisource remote sensing. **Water Resources Research**, v. 55, n. 11, p. 8608-8630, 2019.
- MANGIAROTTI, S. et al. 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.

MARINHO, R.R. et al. Analysis of suspended sediment in the Anavilhanas archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1073, 2020.

MARTINEZ, J.M. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 120, n. 7, p. 1274-1287, 2015.

MARTINEZ, Jean-Michel et al. 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.

MEDEIROS, P.R.P.; **Aporte fluvial, transformação e dispersão do material biogênico no estuário do Rio São Francisco, após a Construção da Usina Hidroelétrica do Xingo (AL/SE)**. Tese (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências. Universidade Federal Fluminense, 145p., 2003.

MEDEIROS, Paulo Ricardo Petter et al. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 2, p. 212-231, 2017.

MERTEN, G. H. & POLETO, C. **Rede de monitoramento e coleta de amostras**. Qualidade dos sedimentos.19-46. 2013.

MERTEN, G. H. et al. Considerações sobre a utilização da curva chave de sedimentos para determinação de fluxo de sedimentos. **Sedimentos: o desafio da multidisciplinaridade**. Porto Alegre: ABRH, p. 83-94, 2006.

MOREIRA, C. et al. Análise comparativa entre arranjos de tomografia elétrica no reconhecimento de estruturas de fluxo em aquífero fraturado em Caçapava do Sul (RS). **Pesquisas em Geociências**, v. 46, n. 1, p. 0710, 2019.

NIU, Jie et al. Quantifying storage changes in regional Great Lakes watersheds using a coupled subsurface-land surface process model and GRACE, MODIS products. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7359-7377, 2014.

OLIVETTI, Diogo et al. Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs. **Remote Sensing**, v. 12, n. 11, p. 1855, 2020. KARABULUT, M.; CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 29, n. 6, p. 351-360, 2005.

PARAJULI, P.B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of using remote sensing evapotranspiration data in SWAT. **Water resources management**, v. 32, n. 3, p. 985-996, 2018.

PETERSEN-ØVERLEIR, A. & REITAN, T. Objective segmentation in compound rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 311, n. 1-4, p. 188-201, 2005.

PISCOYA R.C.C.C. et al. Avaliação do impacto dos reservatórios em cascata sobre o fluxo de sedimentos no rio Paranapanema. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 16. Foz do Iguaçu, 2013. Anais. Foz do Iguaçu. p.5896-5903. 2013a.

PISCOYA R.C.C.C. et al. Caracterização do fluxo de sedimentos no reservatório da UHE Jurumirim utilizando dados do sensor espacial MODIS. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 20. Bento Gonçalves, 2013. Anais... Bento Gonçalves. p.1 a 8. 2013b.

PISCOYA, R.C.C.C. et al. Utilização do Sensor Espacial MODIS para monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão no Reservatório da Usina de Itaipu no Rio Paraná. In: **Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, 11. Anais ...João Pessoa. 2014.

POMÉON, T. et al. Multi-objective validation of SWAT for sparsely-gauged West African river basins—A remote sensing approach. **Water**, v. 10, n. 4, p. 451, 2018.

PONTES, P.R.M. et al. MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 94, p. 1-20, 2017.

PRABHANJAN, A.; RAO, E. P.; ELDHO, T. I. Application of SWAT model and geospatial techniques for sediment-yield modeling in ungauged watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 20, n. 6, p. C6014005, 2015.

REIS, R.S. (2002). **Qualidade da água, deposição de sedimentos e sensoriamento remoto: um estudo de caso nos reservatórios do sub-médio São Francisco**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 237 p.

SALLES, L. et al. Seasonal effect on spatial and temporal consistency of the new GPM-based IMERG-v5 and GSMaP-v7 satellite precipitation estimates in Brazil's central plateau region. **Water**, v. 11, n. 4, p. 668, 2019.

SALLES, L. et al. Seasonal effect on spatial and temporal consistency of the new GPM-based IMERG-v5 and GSMaP-v7 satellite precipitation estimates in Brazil's central plateau region. **Water**, v. 11, n. 4, p. 668, 2019.

Salles, L.A.; Roig, H.; LIMA, J.E.F.W.; Senay, G; Ojima, D. S. Remote sensing to evaluate the impacts of actual evapotranspiration on soil moisture dynamics through the rooting zone in areas with pasture, forest plantation and native vegetation at the Brazilian Cerrado. 2020. (Pronto para submeter).

SANTOS, F.C. & PEREIRA FILHO. **Sensoriamento remoto aplicado aos estudos de ambientes aquáticos continentais**. In: Lauro César Figueiredo; Adriano Severo Figueiró. (Org.). Reflexões sobre a Geografia do Rio Grande do Sul: Temas em Debate. 1ed.Santa Maria: UFSM, v. , p. 209-222, 2010.

- SILVA, M.V. et al. Associação do regime hidrológico do rio xingu com oceanos adjacentes em eventos extremos utilizando dados altimétricos. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 11, p. 27328-27337, 2019.
- SONG, K. S. et al. Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters. **Journal of Environmental Informatics**, v. 23, n. 1, 2014.
- SONG, X. et al. Integration of remotely sensed C factor into SWAT for modelling sediment yield. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 22, p. 3387-3398, 2011.
- SORRIBAS, M.V. et al. Hydrological Tracking Model for Amazon Surface Waters. **Water Resources Research**, v. 56, n. 9, p. e2019WR024721, 2020.
- SOUSA, A.M.L. et al. Evapotranspiration from remote sensing to improve the SWAT model in Eastern Amazonia. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 456-464, 2015.
- STRAUCH, M. et al. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414, p. 413-424, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.014>
- TANG, Xiongpeng et al. Assessing the uncertainties of four precipitation products for swat modeling in Mekong River basin. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 304, 2019.
- VENTURA, D.L.T. **Qualidade da água e dinâmica temporal da biomassa fitoplanctônica em açudes do Semiárido: uma abordagem ótica**. 2018. Tese (Doutorado em Ecologia) _ Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.
- VILLAR, Raúl Espinoza et al. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 45-54, 2013.
- VILLAR, Raúl Espinoza et al. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 45-54, 2013.
- WALLING, Desmond E. **The impact of global change on erosion and sediment transport by rivers: current progress and future challenges**. 2009.
- WEI, Xi et al. A modeling approach to diagnose the impacts of global changes on discharge and suspended sediment concentration within the Red River Basin. **Water**, v. 11, n. 5, p. 958, 2019.
- YEN, H. et al. Assessment of optional sediment transport functions via the complex watershed simulation model SWAT. **Water**, v. 9, n. 2, p. 76, 2017.
- YEN, Haw et al. Applications of Explicitly Incorporated/Post-Processing Measurement Uncertainty in Watershed Modeling. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 52, n. 2, p. 523-540, 2016.

2. ESTADO DA ARTE

*“Antigamente no rio todo tinha peixe
 Era cheio de peixe, porque o rio era todo fundo
 Todo lugar tinha peixe
 Era peixe criado
 Surubim de 10, 12 palmos de comprimento
 Eu peguei um de 11 palmos, palmo de 25 cm
 Nesta Januária todo dia subia surubim grande
 Agora acabou que ninguém vê mais
 Aqui ninguém vê mais peixe
 Em Januária não, ninguém vê mais peixe
 Não sei pra onde foi esse peixe
 É triste!
 Não sei, não sei, não sei!”*
Benedito Dionísio da Silva (Benuzinho)
 (Documentário Centenários do São Francisco)

2.1. HIDROLOGIA ESPACIAL

No Brasil o termo Hidrologia Espacial vem sendo usado para denominar a técnica de obtenção de parâmetros hidrológicos a partir de dados de sensoriamento remoto. A Agência Nacional de Águas possui um sistema chamado HidroSAT (CARVALHO, 2017; MARTINEZ, 2015; JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY, 2015), desenvolvido em parceria com o Institut de Recherche pour le Développement (IRD), que tem como objetivo o gerenciamento, processamento e difusão dos dados obtidos a partir do uso de produtos satelitais. Tal difusão é realizada por meio de um aplicativo *web* onde são disponibilizadas as estimativas de concentração de sedimentos, turbidez e clorofila-a e dados de cota em estações denominadas "virtuais" espalhadas pela América do Sul, em especial pelo território brasileiro. A ANA-Brasil e a ANA-Peru é uma das poucas Agências de água no mundo que operacionalizaram a geração e o uso de parâmetros hidrológicos obtidos a partir de técnicas de sensoriamento remoto.

2.1.1. Definição da reflectância de sensoriamento remoto

O ramo da hidrologia espacial que estuda a qualidade de água a partir da análise espectral das águas denomina-se Cor das Águas. A resposta espectral das águas pode ser avaliada pela reflectância, cuja definição é apresentada a seguir.

A reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}) é definida pela Equação:

$$R_{rs} = \frac{L_w(\theta, \Phi, \lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (1)$$

Em que: θ - Ângulo polar em um sistema de coordenadas; ϕ - ângulo azimutal em um sistema de coordenadas; λ - comprimento de onda; L_w - radiância espectral da água em direção (θ, ϕ) , ou seja, é a radiância que mede o sensor em direção ao corpo d'água; Ed - irradiância que chega à superfície d'água.

A radiância L_w é definida pela Equação:

$$L_w = \frac{L_u^{0-} (1 - \rho_F)}{n_w^2} \quad (2)$$

Em que: L_u^{0-} - radiância emitida por a interface água-ar como explicam GORDON & MOREL 1983; ρ_F - reflectância de Fresnel para a radiância d'água ao ar; n_w^2 - índice de refração de água.

A reflectância irradiante de subsuperfície é definida pela equação:

$$R^{0-} = \frac{R_{rs} \left(\frac{E_u^{0-}}{L_u^{0-}} \right)}{\mathfrak{R}} \quad (3)$$

Em que: R^{0-} - reflectância irradiante subsuperficial, ou seja, a reflectância própria do corpo d'água; E_u^{0-} - irradiância subsuperficial ascendente. O termo \mathfrak{R} representa os efeitos de reflexão e refração na interface água-ar e depende principalmente do ângulo zenital de visada (θ) e de modo mais sutil, a posição do ângulo zenital.

Tendo em vista os processos de absorção e espalhamento da água pela atmosfera, as medições de radiância são realizadas sempre com dois sensores visando diminuir o problema do espalhamento da água. Desta forma, para o cálculo da reflectância da água utiliza-se a equação simplificada:

$$Reflectância = \frac{Lu - \rho * Ld}{Ed} \quad (4)$$

Em que: Lu - Radiância da água (radiância ascendente); ρ - fator que depende da rugosidade da superfície (tamanho das ondas) e que relaciona as duas radiância; geralmente utiliza-se o valor 0,028 como sugere MOBLEY (1999); Ld - Radiância proveniente do céu (radiância descendente); Ed - Irradiância.

Na equação a energia refletida ($\rho * Ld$) é subtraída da radiância da água.

2.1.2. Sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água

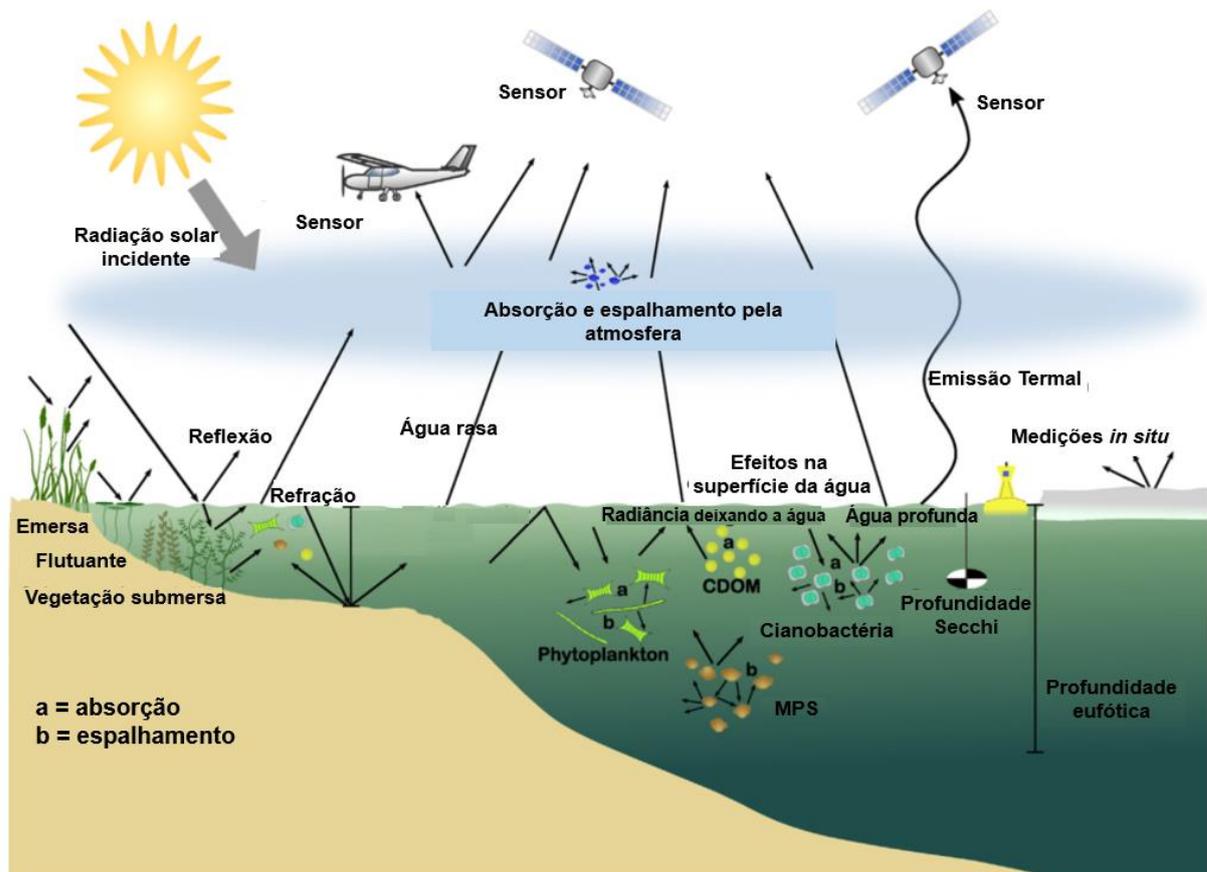
O sensoriamento remoto ótico pode ser utilizado com eficiência para monitoramento da cor da água, ou do comportamento espectral da água. A cor da água está relacionada com a

presença de componentes opticamente ativos dentro da coluna de água, e três principais componentes alteram as propriedades ópticas da água nas escalas de comprimento de onda visível e infravermelho (KIRK, 2011): material orgânico dissolvido colorido (CDOM), compostos orgânicos dissolvidos, material particulado (orgânicos ou inorgânicos) e pigmentos fotossintéticos, como a clorofila-a (Chl a). A presença e a concentração de cada componente opticamente ativo controlam a absorção de luz e os processos de espalhamento, permitindo o uso de algoritmos derivados para inferir sobre parâmetros de qualidade de água de análises da luz que emerge de um corpo de água.

DÖRNHÖFER & OPPELT (2015) apresentam uma descrição detalhada sobre as diversas interações da radiação solar, indicadores da ecologia dos lagos e sensores que é descrita a seguir e apresentada na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** Segundo as autoras, antes que a radiação solar incidente interaja com o corpo de água, atravessa a atmosfera onde é modificada por absorção e espalhamento. Quando atinge a superfície da água a radiação é refletida ou passa a superfície da água de acordo com lei de Snell e se propaga ainda mais através do corpo d'água. Na coluna d'água constituintes opticamente ativos, clorofila-a, o material particulado em suspensão (MPS) e a matéria orgânica dissolvida colorida (*coloured dissolved organic matter* – CDOM) alteram a radiação pelas características de absorção e espalhamento de cada constituinte presente na água. A soma desses constituintes representa as propriedades ópticas inerentes do corpo d'água (ODERMATT et al., 2012). As propriedades ópticas aparentes, como atenuação (representada pelo coeficiente de atenuação difusa K_d) ou refletância de sensoriamento remoto (ou seja, a proporção de água deixando a radiância e a irradiância do fundo do poço) dependem da própria água e, adicionalmente, da geometria da radiação (por exemplo, parâmetros como ângulos solares ou o ângulo que a radiação de entrada atinge a superfície da água, ou seja, ângulo de incidência) (DEKKER et al., 2002). Em águas opticamente profundas, a superfície da água, o corpo d'água e os constituintes da água são as principais fontes de radiação de dentro de um lago. Em águas opticamente rasas, a radiância da água inclui parcialmente a radiação refletida pelo fundo. A radiância que deixa a água contém, além dos constituintes da água, informações sobre o substrato do fundo e a batimetria (MOUW et al., 2015). Ao passar pela superfície da água, a radiação que deixa a água é novamente refratada e, através de seu caminho em direção a um sensor de satélite, é afetada mais uma vez pela absorção atmosférica e espalhamento. Ao todo, cerca de 90-98% do sinal obtido por um sensor remoto origina-se de contribuições da superfície da água e da atmosfera, sendo que os restantes, 2-10%, incluem o sinal interessante para o SR da água (GITELSON &

KONDRATYEV, 1991). De acordo com MOREIRA (2003), a água no estado líquido absorve a radiação eletromagnética em comprimentos de onda menores que 380nm e maiores do que 700nm e que, mesmo nessa faixa intermediária, a reflectância da água é relativamente pequena, ultrapassando pouco mais de 5%.

Figura 1- Interação da radiação eletromagnética com a água, indicadores de sensoriamento remoto da ecologia de lagos e sensores. (Traduzido de Dörnhöfer & Oppelt, 2016).



Conhecimento significativo foi obtido em propriedades óticas das águas oceânicas e continentais por meio de medições experimentais, abordagens de modelagem e métodos de sensoriamento remoto. Numerosos estudos têm indicado que os comprimentos de onda vermelho e infravermelho são apropriados para recuperar concentrações de material particulado suspenso; no entanto, as relações entre propriedades óticas e material particulado suspenso podem depender da natureza da faixa de concentração, do tipo de água e do conteúdo do material particulado (BABIN et al., 2003; MARTINEZ et al., 2015; NEUKERMANS, 2012; SNYDER, 2008).

Desde a década de 1970 estudos demonstraram a possibilidade de relacionar o conteúdo de componentes opticamente ativos - COAs detectado pelos satélites das águas marinhas. A

partir da década de 90, o surgimento dos espectrorradiômetros com melhor resolução radiométrica e espectral permitiu um aumento do conhecimento sobre o comportamento espectral da água e de como do tipo e concentração de materiais no volume de água alteram sua reflectância espectral (BARBOSA et al., 2019; MENESES et al., 2019; NOVO, 2012).

No início dos anos 2000, NOVO (2001) evidenciou a pequena quantidade de trabalhos voltados a aplicações de sensoriamento remoto para estudos de sistemas aquáticos em relação àqueles voltados às aplicações terrestres. Segundo a autora, o pequeno avanço das aplicações se deve a questões tecnológicas, pois o recurso existente até o início da década de 90 era predominante baseado em sistemas ópticos, muito afetado pelos problemas de cobertura de nuvens. Devido a essas restrições dos sensores ópticos, as aplicações com requisitos de alta frequência de imageamento não se tornaram operacionais. Aliado a esta questão, houve lento progresso com respeito ao aumento da sensibilidade radiométrica dos sensores, tornando difícil a detecção das diferenças de composição da água. Segundo a autora, outra razão reside nas propriedades ópticas da água; muitos componentes de interesse para o monitoramento da qualidade da água, como metais pesados, nutrientes, condutividade e pH não podem ser detectados via sensoriamento remoto e, mesmo no tocante ao comportamento das substâncias opticamente ativas, detectáveis por sensoriamento remoto, a informação derivada é limitada à superfície da água, em virtude da atenuação da luz em profundidade.

De acordo com PALMER et al. (2015), apesar das pesquisas das águas interiores utilizando sensoriamento remoto ter sido empreendida há quase tantos anos como na ciência das cores oceânicas, as observações por satélite são utilizadas de forma operacional apenas para medir a cor do oceano, e sua utilização para monitorar as águas interiores fez menos progresso.

O sensoriamento remoto das águas interiores tem enfrentado muitos desafios não só em termos da ciência que sustenta a recuperação de propriedades físicas e biogeoquímicas sobre o que são tipicamente águas opticamente complexas, mas também enfrenta a falta de financiamento, infra-estrutura e dos mecanismos necessários para coordenar os esforços de investigação numa comunidade científica historicamente bastante fragmentada (PALMER et al.; 2015).

Segundo DÖRNHÖFER & OPPELT (2016), de 2000 a 2014 o número de publicações listadas na web que contém os termos ecologia/qualidade de água em lagos ou ecologia/qualidade de águas interiores e o termo sensoriamento remoto aumentou significativamente. De acordo com o autor, este crescimento é devido a projetos financiados

por autoridades nacionais, agências espaciais e pela Comissão Europeia. Além disto, o lançamento recente de sensores que oferecem resoluções espaciais e radiométricas adequadas aos estudos das águas interiores, tais como os embarcados nos satélites Landsat 8, da NASA, e Sentinel-2, da ESA, promove o crescimento do uso de sensoriamento remoto em águas interiores. As missões do Sentinel-2 e Sentinel-3 não somente irão preencher uma lacuna desde que a missão Envisat da ESA foi encerrada; a mudança para os dados de satélites de acesso livre no âmbito do programa Sentinel também resultará numa mudança de passo na utilização de observações por satélite para monitoramento da qualidade das águas interiores, da mesma forma que a abertura do acesso ao arquivo Landsat aumentou consideravelmente a utilização dos seus produtos de dados para a monitoramento da terra (PALMER et al., 2015).

De acordo com NOVO (2001), a interpretação do significado da variação das cores da água em imagens de satélite é ainda mais complexa do que sua interpretação para os demais alvos naturais tendo em vista: 1. A reflectância da água é muito pequena, em torno de 4%, o que faz com que os sensores disponíveis sejam muitas vezes insensíveis às mudanças de cores; 2. A região de maior penetração da luz na água (400 a 500 nm) e de maior interação entre a radiação eletromagnética e os componentes da coluna d'água é profundamente afetada pela atmosfera; 3. A reflectância da superfície da água é mais alta que a do volume e é afetada por fatores como o vento e a geometria de aquisição; 4. A transmitância da água é muito alta e variável, o que faz com que a energia emergente do volume d'água integre informações relativas a diferentes profundidades para um mesmo corpo d'água; 5. Os componentes opticamente ativos da água apresentam espectros de absorção semelhantes, tornando difícil sua discriminação na ocorrência simultânea no ambiente.

Para PALMER et al. (2015), a complexidade óptica das águas interiores, questões de correção atmosférica, efeitos de adjacência e alguns outros problemas não resolvidos são desafios adicionais para uso de sensoriamento remoto em águas interiores em comparação com águas oceânicas. A complexidade óptica das águas interiores decorre do fato dessas águas serem tipicamente caracterizadas por altas concentrações da biomassa do fitoplâncton, partículas minerais, detritos e CDOM que tipicamente não co-variavam ao longo do espaço e do tempo. Além disso, suas propriedades ópticas são altamente variáveis entre e mesmo dentro dos corpos de água. Estas questões complicaram o desenvolvimento de algoritmos para as águas interiores e tipicamente limitam a sua aplicabilidade entre os diferentes corpos de água. A continentalidade da atmosfera sobre as águas interiores e sua proximidade com a superfície da

terra também introduzem dificuldades adicionais para procedimentos de correção atmosférica e de adjacência e isso afeta ainda mais o desempenho de algoritmos de água.

Especificamente com respeito à aplicação do sensoriamento remoto em lagos, DÖRNHÖFER & OPPEL (2015) apresentam os recentes avanços do sensoriamento na pesquisa e no monitoramento de lagos. O **Quadro 1** apresenta uma visão geral e abrangente dos autores de como sensoriamento remoto pode apoiar a pesquisa e monitoramento de lagos.

Quadro 1 - Lista de propriedades de lagos, variáveis de resposta e indicadores relacionados ao sensoriamento remoto.

Propriedades dos Lagos	Variáveis de Resposta	Indicador de Sensoriamento Remoto
Transparência	Carbono orgânico dissolvido Turbidez Profundidade do disco de Secchi	Mat. Orgânica dissolvida colorida Material particulado suspenso Turbidez Coeficiente de atenuação difusa Profundidade disco de Sechi Profundidade eufótica
Biota	Bloom algais Fenologia Composição de espécies	Clorofila-a Cianobactéria Análise temporal da clorofila-a Vegetação aquática submersa Vegetação emergida Sedimentos de fundo do lago
Hidrologia	Nível da água	Batimetria
Temperatura	Temperatura epilimínica	Temperatura Superficial

Quadro 2

Fonte: Dörnhöfer & Oppelt (2016).

PALMER et al. (2015) apresenta os desafios, progressos e direções futuras do sensoriamento remoto de águas interiores. No trabalho são apresentados 16 artigos da edição especial de Sensoriamento Remoto de Águas Interiores da revista Remote Sensing of Environment ao redor do mundo, em lagos, reservatórios e rios utilizando dados óticos de uma série de instrumentos in situ assim como de plataformas aerotransportadas e satelitais. Os avanços metodológicos incluem abordagens refinadas para correção de adjacência, modelos de recuperação baseados em inversão e medições de propriedade óticas inerentes in situ em águas altamente turvas. Os dados de sensoriamento remoto são usados para avaliar modelos e teorias causadas por mudanças ambientais em um número de diferentes ecossistemas aquáticos. As contribuições dos artigos da edição especial destacam não só a sofisticação dos métodos e a diversidade de aplicações atualmente em desenvolvimento, mas também a crescente comunidade internacional. O trabalho mostra que o uso operacional de sensoriamento remoto

para monitoramento de águas interiores é uma ambição realista que deve ser construída sobre as pesquisas recentes.

DÖRNHÖFE & OPPELT (2016), em artigo sobre avanços recentes do uso do sensoriamento remoto para pesquisa e monitoramento de lagos, destacaram que dados de sensoriamento remoto para monitoramento podem muito bem dar suporte as medições escassamente distribuídas in situ com uma melhor frequência espacial e temporal. A utilização sinérgica de sensores com resolução espacial, espectral e temporal diferente, tais como Landsat 8, Sentinel-2 e 3, podem superar as limitações do uso de um sistema único. O uso complementar de medidas convencionais e dados obtidos de produtos de sensoriamento remoto maximizam os pontos fortes e minimizam as lacunas existentes no monitoramento hidrológico. Além disso, sensores disponíveis atualmente e que serão disponibilizados no futuro, com políticas de acesso aberto e gratuito de dados, algoritmos operacionais e ferramentas de código aberto, certamente promoverão aplicações de sensoriamento remoto na pesquisa de lagos. Todos esses benefícios citados pelos autores podem ser extrapolados para todas as águas continentais e oceânicas.

2.1.3. O uso de sensoriamento remoto para estimativas de sedimentos em suspensão

De acordo com BORTOLUZZI & PETRY (2008), a formação de sedimentos é um processo natural na medida que a magnitude esteja de acordo com os outros processos naturais e de resiliência dos ecossistemas naturais (solos e ambientes aquáticos). A ação humana, por meio da exploração agrosilvipastoril, industrial e a urbanização, acelera o processo de perda de partículas minerais por erosão. Desta forma, os sedimentos como produtos da interação atmosfera-pedofera e do ciclo da água, passam a ser um indicador natural da qualidade ambiental, assim como da pressão do homem no ambiente. Com a intensificação da ação antrópica, a realização de estudos dos sedimentos torna-se cada vez mais necessário (CARVALHO & HORA, 2014).

O uso de técnicas de sensoriamento remoto para medição de sedimentos, seja com o uso de sensores a bordo de satélites, drones ou aviões, demonstram potencial para determinações qualitativas e quantitativas dos sedimentos, permitindo uma visão sinóptica dos sedimentos suspensos nas águas superficiais dos corpos hídricos. Essa tecnologia oferece um meio eficiente e econômico de estudar problemas de qualidade de água e permite o monitoramento contínuo de grandes áreas em curto período de tempo (KARABULUT, 2005).

Foram obtidos conhecimentos significativos sobre as propriedades ópticas das águas por meio de medições experimentais, abordagens de modelagem e métodos de sensoriamento remoto. Numerosos estudos indicaram que os comprimentos de onda vermelho e infravermelho são adequados para obtenção de concentrações de material particulado em suspensão; no entanto, as relações de propriedades ópticas com material particulado suspenso podem depender da natureza do intervalo de concentração, do tipo de água e do teor de partículas (BABIN ET AL. 2003; MARTINEZ ET AL., 2015; NEUKERMANS, 2012; SNYDER ET AL., 2008, NOVO, 2001; MORAES-NOVO, 2010).

As interações complexas entre componentes opticamente ativos complicaram o desenvolvimento de algoritmos universais de recuperação (KIRK, 1994). Assim, abordagens convencionais adotadas em vários estudos dependem da calibração de algoritmo de acordo com dados de locais específicos (SONG et al., 2014; KUMAR et al., 2016; HU et al., 2004; WANG et al., 2010; MONTANHER et al., 2014; PARK AND LATRUBESSE, 2014; ZHU et al., 2014; ROBERT et al., 2016).

LONG & PAVELSKY (2013) e CHEN et al. (2015) apresentaram modelos empíricos para águas costeiras e interiores turvas publicados em 31 e 25 artigos, respectivamente, mostrando que os modelos reflectância/SPM ou reflectância/turbidez exibem uma grande variedade de expressões matemáticas, bandas espectrais utilizadas e intervalo de concentração de turbidez/SPM cobertos. Entretanto, MARTINEZ et al. (2015) demonstrou que as propriedades ópticas dos principais rios amazônicos são estáveis o suficiente para suportar o monitoramento operacional de material suspenso particulado usando dados de satélite, provando que um algoritmo único pode ser usado dentro de uma grande bacia hidrográfica, independente do rio e do ciclo hidrológico considerado. Este resultado promissor, que foi alcançado na maior bacia hidrográfica do mundo, deve ser confirmado para outras bacias para determinar se é dependente das propriedades ópticas da água e se os algoritmos de recuperação específicos precisam ser desenvolvidos para cada bacia hidrográfica ou dependem em diferentes escalas de acordo com a variabilidade da vegetação, solos e características geomorfológicas.

De acordo com NOVO (2010), várias tentativas foram feitas para estimar a concentração de sedimentos suspensos (Css) a partir da reflectância da água utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Entretanto, os modelos obtidos diferem na forma ou ainda no comprimento de onda utilizado na relação entre Css e reflectância de sensoriamento remoto.

Essas diferenças são o resultado da variação dos seguintes fatores: 1. intervalo da concentração de sedimentos em suspensão; 2. distribuição do tamanho das partículas; 3. forma da partícula; 4. mineralogia da partícula; 5. presença e variabilidade de substâncias na água, tais como clorofila e ácidos orgânicos; 6. Geometria da medição e variabilidade vertical e temporal da CSS.

KARABULUT & CEYLAN (2005) examinaram os efeitos da concentração de material em suspensão contendo diferentes níveis de matéria orgânica sobre o estado trófico das águas. Após analisar dez níveis de SSC, variando de 100 a 1000 mg/l, e 3 tipos de sedimentos, contendo grande quantidade de algas, os autores concluíram que o teor de matéria orgânica dos sedimentos suspensos tem um efeito sobre a reflectância espectral. Os autores conseguiram estimar o conteúdo orgânico do solo presente no corpo da água e a partir do comportamento espectral conseguiram reconhecer os tipos de sedimentos presentes nas diversas camadas da água.

A radiação solar refletida da superfície dos corpos d'água varia com a quantidade de sedimentos em suspensão e com o comprimento de onda. Numerosos estudos têm indicado que os comprimentos de onda nas bandas do vermelho e do infravermelho são apropriados para recuperar as concentrações de material particulado em suspensão (MPS); no entanto, as relações entre as propriedades ópticas e MPS dependem da natureza do intervalo de concentração, tipo de água e conteúdo de matéria particulada (BABIN et al., 2003; MARTINEZ et al., 2015; NEUKERMANS et al., 2012; SNYDER et al., 2008; RITCHIE et al., 1976). Infelizmente, as complexas interações entre componentes opticamente ativos tem complicado o desenvolvimento de algoritmos universais (KIRK, 2011). Assim, abordagens convencionais adotadas por vários estudos contam com a calibração de algoritmos de acordo com dados de locais específicos (SONG et al., 2014; KUMAR et al., 2016; HU et al., 2004; WANG et al., 2010; MONTANHER et al., 2014; PARK & LATRUBESSE, 2014; ZHU et al., 2014; ROBERT et al., 2016).

A relação concentração de sedimentos suspensos (C_{ss}) e reflectância da água varia com o comprimento de onda e é afetada pelo tipo de sedimento, com os sedimentos finos brancos apresentando diferenças significativas dos sedimentos grosseiros vermelhos (MORAES NOVO et al., 2010). Segundo os autores, os sedimentos de granulação fina podem resultar em uma força espectralmente mais uniforme na correlação entre C_{ss} e a reflectância em comprimentos de onda no visível, desde que eles se comportam principalmente como partículas de dispersão,

ao invés de partículas absorvedoras. Desta forma, o tipo de sedimento pode definir a região espectral onde as maiores correlações e diferenças entre reflectância da água e C_{ss} devem ser esperadas.

LONG AND PAVELSKY (2013) e CHEN et al. (2015) compararam modelos empíricos para turbidez de águas costeiras e interiores, publicados em 31 e 25 artigos, respectivamente, e mostraram que a razão reflectância/ material particulado em suspensão ou reflectância/turbidez mostram uma larga variedade em termos de expressões matemáticas, bandas usadas e intervalo de turbidez ou concentração de material particulado em suspensão.

MARTINEZ et al. (2015) demonstraram que as propriedades ópticas dos principais rios da Amazônia são suficientemente estáveis para operacionalização do monitoramento de sedimentos em suspensão usando dados de satélites; assim, um algoritmo de recuperação exclusivo pode ser usado independentemente do rio e período hidrológico. Estes resultados promissores, obtidos na maior bacia hidrográfica do mundo, precisam ser confirmados para outras bacias para determinar se esta relação depende das propriedades ópticas e se os algoritmos podem ser desenvolvidos para cada bacia hidrográfica ou derivados para diferentes escalas, de acordo com a variabilidade de vegetação, solos e características geomorfológicas.

RÊGO (2017) estudou a variabilidade das propriedades ópticas da água em corpos d'água de bacias hidrográficas em contextos hidroclimáticos contrastados na América do Sul (rios Amazonas, Maroni Madeira, Solimões, Purus, Paranoá, Paranapanema, São Francisco e Açudes do Nordeste) e na África (Lago Bagré) e avaliou a possibilidade da existência de um modelo de inversão universal para estimar a concentração de sedimentos em suspensão (C_{SS}) a partir de dados de reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}). Com base nos valores de RMSE% das bandas que apresentaram melhores resultados de RMSE% (650nm, 740nm, 865nm e a razão entre as bandas 865nm/650nm) e nos coeficientes (lineares e angulares), a autora avaliou que o uso de um único modelo não é adequado para concentrações inferiores a 100 mg/L, sendo melhor desenvolver um modelo para cada corpo d'água ou região. Entretanto, para regiões com concentração superiores a 100 mg/L, a aplicação de um único algoritmo não apresentou grandes variações de RMSE%, e que a aplicação de um modelo global nesta faixa de concentração para a banda do infravermelho (865 nm) e para a razão de bandas entre infravermelho e vermelho (865/650) gera dados próximos aos encontrados nos modelos individuais.

De acordo com o estudo de RÊGO (2017), o modelo de regressão linear explica melhor o comportamento de sólidos em suspensão para os corpos d'água com concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) inferiores a 100mg/L, enquanto que o modelo de potência explica melhor o comportamento espectral de alvos com C_{ss} superiores a 100mg/L, o que se deve provavelmente ao efeito de saturação para concentrações altas que induz processos não lineares. Com relação aos comprimentos de onda, o estudo mostrou que os comprimentos de onda do infravermelho próximo foram os mais indicados para o estudo de baixas concentrações (em $C_{ss} < 100\text{mg/L}$), e a razão de bandas entre infravermelho e vermelho, para altas concentrações (superiores a 100mg/L).

O uso de dados de satélite para o monitoramento da qualidade de água sobre os corpos de água pode ser dificultado pela resolução espacial, espectral e temporal das imagens (WANG & LU, 2010). Entretanto, a seleção da plataforma espacial é crítica e depende da aplicação. No caso de estudos hidro-sedimentares, o monitoramento com uma fina resolução temporal é obrigatório tendo em vista que os fluxos de sedimentos variam consideravelmente no tempo. Assim, plataformas espaciais oferecendo boa frequência de revisitação associadas a uma fina calibração radiométrica e suficiente resolução espectral deve ser priorizada.

O Sensoriamento remoto ótico na região espectral visível e do infra-vermelho próximo tem sido usado para estimar vários parâmetros de qualidade da água (SONG et al. 2014). De acordo com o autor, o material em suspensão total (C_{st}) é espacialmente heterogêneo e uma visão sinóptica da C_s é muito difícil de obter apenas usando uma rede de monitoramento in situ; a abordagem de um mapeamento ideal é uma combinação de sensoriamento remoto, medições in situ e modelagem de qualidade de água.

Em anos recentes, estudos demonstram que os dados de satélite oferecem cobertura global diária, tais como os obtidos pelos sensores do MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS) que são apropriados para o monitoramento da concentração de material particulado em suspensão em grandes rios, tais como da bacia Amazônica (SANTOS et al., 2017; MARTINEZ et al., 2009; VILLAR et al., 2012; MANGIAROTTI et al. 2013; PARK & LATRUBESSE, 2014; ROBERT et al. 2016; LATRUBESSE et al., 2017). Em particular, o sensor MODIS é capaz de monitorar o material em suspensão em período de 19 anos para diferentes rios medidos (1 km de largura ou mais) e em níveis intermediários a altos de concentração de material particulado em suspensão (10 a 1000 mg l⁻¹) (VILLAR et al., 2013).

Entre as razões que justificam o uso de técnicas para aquisição de dados por meio de sensores remotos embarcados em satélites destacam-se a aquisição de dados hidrométricos com um baixo custo, em locais não cobertos por estações convencionais, a ampliação da frequência de obtenção de dados de qualidade da água a um custo marginal decrescente, a exemplo de dados de concentração de sedimentos transportados, assim como a possibilidade de validar, reconstruir ou estender séries de dados do tipo cota, vazão ou qualidade da água.

2.2.1. O uso do sensoriamento remoto para estimativas de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco

MENEZES (2013) estimou a concentração dos sedimentos do reservatório Três Marias por meio de imagens do sensor MODIS e das propriedades ópticas da água por meio de espectrorradiometria de campo, além de fornecer estimativas sobre a dinâmica espaço-temporal dos fluxos de sedimento que aportam no reservatório. Este autor correlacionou os dados do sensor MODIS com o material em suspensão e obteve uma correlação se mostrou bastante robusta, com R^2 de 0,93 para a banda do vermelho e 0,92 para a banda do infravermelho, demonstrando uma boa possibilidade de se estimar valores de concentração a partir da reflectância do sensor MODIS, demonstrando a possibilidade de utilizar imagens de sensoriamento remoto para monitorar de maneira criteriosa a dispersão da pluma de sedimentos e suas variações sazonais dentro do reservatório, além da possibilidade de analisar os parâmetros dos constituintes da água por meio das suas propriedades ópticas.

PINTO et al. (2014) monitoraram o fluxo de entrada de sedimentos no braço do Rio Indaiá no reservatório Três Marias (MG) utilizando imagens do sensor MODIS no período de 2000 a 2012. Segundo estes autores, os dados de reflectância de superfície do sensor MODIS estão relacionados, de maneira robusta, com os dados de concentração de sedimentos em todos os ciclos hidrológicos da região e podem ser usados como solução alternativa para monitorar alguns parâmetros de qualidade de água, como a concentração de sedimentos em braços de reservatórios permitindo, deste modo, uma análise temporal que extrapola a série histórica de descarga sólida disponível.

REIS (2002) avaliou a distribuição e deposição de material em suspensão e seus efeitos sobre as características físicas, químicas e biológicas da água ao longo do rio São Francisco, no trecho entre a Barra de Tarrachil e a montante do Reservatório de Xingó, na Bahia, bem como avaliou a representatividade dessa distribuição de material em suspensão através de imagens de satélite a partir da correlação de dados espectrais e dados de campo. Segundo a autora, a partir

da correlação de dados espectrais e dados de campo, foi possível obter de um modelo de distribuição do material em suspensão nos reservatórios durante o período de chuvas com altas correlações entre os dados de campo e as reflectâncias nas bandas 3 (530 – 690 nm) e na banda 4 (760 – 900 nm) do Landsat-5 e baixos erros médios para o conjunto dos dados. Segundo a autora, os resultados abrem uma perspectiva de estudos para o monitoramento do material em suspensão a partir de outras imagens de satélite, principalmente em virtude do lançamento de novas plataformas, com melhores resoluções espaciais e espectrais.

A autora verificou variações espaciais e temporais dos valores médios na coluna d'água nas amostras coletadas na superfície, meio e fundo da coluna d'água nas estações distribuídas nos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso I-II-III e Paulo Afonso IV. Foram obtidas baixas concentrações de material em suspensão nos reservatórios estudados, com médias na coluna d'água variando entre 0,4 e 11,0 mg/L. Nas análises estatísticas utilizadas, o logaritmo da concentração do material em suspensão diferiu significativamente entre os períodos de seca e chuva, sendo maior no período chuvoso. Os resultados mostraram também que não houve diferença significativa do material em suspensão entre as represas e entre as profundidades. Com respeito a entrada de material em suspensão no sistema de reservatório analisado, o principal ponto de entrada é o rio São Francisco. No período de chuvas, o material em suspensão carregado pelo RSF chega ao reservatório de Itaparica e, devido à sua morfometria, ocorre a formação de uma pluma onde o processo de deposição do material particulado é mais acentuado, havendo reduções na concentração de material em suspensão na coluna d'água ao longo do seu eixo longitudinal.

OLIVEIRA (2009) estudou a dinâmica da pluma costeira do RSF utilizando sensoriamento remoto e imagens de satélites anteriores e posteriores à construção das barragens no médio São Francisco. De acordo com os autores, foi possível estimar, com cinco anos de imagens do sensor MODIS, as propriedades ópticas inerentes da região costeira próxima à foz do RSF, discernir o material opticamente ativo presente na água e quantificar o material particulado em suspensão, ampliando a compreensão do comportamento da pluma do RSF pós-construção das barragens. Segundo o autor, a carga de sólidos suspensos totais ao longo do eixo principal da pluma do RSF é mais expressiva durante o segundo semestre do ano, exceto quando há ocorrência de eventos extremos no primeiro semestre, a estação de outono promove maior exportação de matéria sobre a plataforma e durante a estação de primavera o material em suspensão é retido mais junto à costa.

2.2. ESTIMATIVAS DE SEDIMENTOS

2.1.4. Estimativas de sedimentos na Bacia do Rio São Francisco

De acordo com o Relatório Final do Projeto Seis, Ano II, Modelo da Bacia do São Francisco (CODEVASF & USACE (2002), cerca de 1,4 Mg (ou toneladas métricas) são produzidas por hectare em toda a Bacia do São Francisco, sendo que grande parte desses sedimentos produzidos é depositado no leito do rio ou em reservatórios. Segundo o trabalho, há mais deposição sedimentar no Rio São Francisco do que erosão das margens do rio, e, no geral, o canal do rio é observado como sendo uma fonte sedimentar líquida, e não uma zona profunda (sink).

Muitos outros estudos de sedimentos foram realizados na BRSF. Podemos citar os estudos de modelagem sedimentométrica com SWAT de CREECH (2014, 2015) e FERNANDES (2015), em toda Bacia, e os de KOCH (2015), em parte da bacia, e estudo utilizando técnicas de sensoriamento remoto, como o realizado por REIS (2002), que serão abordados nos próximos itens. A seguir são apresentados alguns estudos realizados com técnicas convencionais de amostragem in situ.

A EMBRAPA, em parceria com a ANA e a Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL (LIMA et al, 2001), avaliou o comportamento hidrossedimentológico da BRSF, no período de 1986 e 1999, por meio da análise do fluxo de sedimentos em suspensão nas estações fluviométricas da Rede Hidrometeorológica Brasileira do extinto DNAE, que se encontrava na época do estudo sob gestão da ANEEL e atualmente está sob a gestão da ANA. O estudo concluiu que os rios Paraopeba e das Velhas são os rios que apresentam maior concentração média de sedimentos em suspensão na bacia, sendo seguidos pelos rios Pará, Jequitaiá, Paracatu e Urucuia. Os reservatórios das usinas de Três Marias e Sobradinho causam uma retenção considerável dos sedimentos em suspensão na BRSF; o RSF transporta uma grande quantidade de sedimentos até o reservatório de Sobradinho e, a jusante do mesmo, a concentração de sedimentos é bastante reduzida. A estimativa da vida útil dos reservatórios de Três Marias e Sobradinho calculada pelo estudo foi de 107 e 110 anos, respectivamente. A carga sólida média diária nas estações Morpará (última estação no RSF a montante de Sobradinho), Juazeiro (primeira estação a jusante de Sobradinho) e Propriá (última estação do RSF) foram estimadas em, respectivamente: 36.692 T/dia; 8.607 T/dia e 5.022 T/dia. Há uma grande retenção de sedimentos pelos reservatórios em cascata.

MEDEIROS et al. (2011) quantificou o aporte fluvial de material em suspensão no RSF durante eventos climáticos extremos de seca em 2001 e de enchentes dos anos de 2004 e 2007, que geraram diferentes fontes e magnitudes no suprimento de sedimentos em suspensão da bacia até a zona costeira. Segundo os autores, os resultados do estudo evidenciam o potencial de produção e exportação de material em suspensão quando da ocorrência de eventos extremos de precipitação na porção inferior da BRSF. Entretanto, segundo os autores, há uma limitação da produção e diminuição da carga na costa quando os eventos ocorrem durante períodos secos ou quando eventos de precipitação elevada ocorrem na porção alta da bacia, tendo em vista que as concentrações de material em suspensão são atenuadas pela retenção e sedimentação ao longo do sistema de barragens em cascata. O estudo demonstra que na estação Propriá, no evento de seca (2001), as concentrações foram extremamente baixas, com média de 4,8 mg/L, sendo que no período de 2000 a 2003, foram encontradas concentrações médias três vezes maiores, de 13,3 mg/L, evidenciando os efeitos da baixa pluviosidade de 2001 e o intenso controle das vazões pelo sistema de barragens em cascata no período da crise de energia elétrica.

A ação conjunta da disponibilidade de sedimentos, da pluviosidade e da geologia e geomorfologia da região dá conformação aos rios. Em áreas com intensa interferência antrópicas, como é o caso de grande parte do leito do Rio São Francisco, alguns desses fatores podem ser afetados pelas atividades humanas, causando, conseqüentemente, alterações na conformação do canal do rio (CODEVASF & USACE, 2002).

De acordo com o estudo sobre a dinâmica da alteração da conformação do leito do RSF realizado pela CODEVASF & USACE (2002), a contribuição de sedimentos na BRSF é variável e não está necessariamente relacionada à vazão. Rios como o Paraopeba, das Velhas, Paracatu e Urucuia apresentam uma maior contribuição para a carga de sedimentos do que carga líquida. Enquanto rios como Pará, Verde Grande, Carinhanha, Corrente e Grande, juntos, são responsáveis por 32% da vazão, mas apenas 7,5% da carga de sedimentos. O estudo mostra predominância de sedimentação das margens, com Redução de 4% da área do leito do rio e sedimentação superando a erosão na maioria dos módulos estudados; acreção generalizada de ilhas, com aumento de 34% da área das ilhas em relação a área original, ocorrendo acreção em 70 dos 72 módulos estudados; redução dos bancos de areias que correspondem a 31% da área original, havendo aumento somente nas proximidades do reservatório de Sobradinho. De acordo com o trabalho, considerando as áreas que sofreram modificação, a redução dos bancos de areias corresponde a 78% do total das áreas, enquanto que as áreas que sofreram modificação

e deixaram de ser bancos de areia, 51% tornaram-se água, 26% foram agregadas ao continente e 23% tornaram-se ilhas. O estudo mostrou também no período redução da vazão em torno de 10* da taxa desde 1931, implicando na predominância da sedimentação das margens e acreção generalizada de ilhas; redução do gradiente hidráulico devido ao enchimento de Sobradinho; mudanças locais na conformação do leito do rio que estão associadas a redução da vazão e do gradiente hidráulico e variações na forma do canal do RSF.

2.1.5. Considerações sobre as estimativas de sedimentos em suspensão

De acordo com CARVALHO (2008), a descarga sólida em suspensão representa a maior quantidade da carga sólida do curso d'água, correspondendo normalmente de 80 a 90% de toda descarga sólida, podendo chegar a 95% ou mais. Entretanto, a descarga sólida é variável de acordo com o curso d'água e posição da seção, sendo função da velocidade, tipo de escoamento, profundidade, granulometria e outros fatores (Figura 2). Na rede sedimentométrica brasileira, as amostragens de descarga sólida em suspensão são realizadas pelos métodos Igual Incremento de Largura (IIL) e Igual Incremento de Descarga (IID), sendo realizada uma única análise a partir de amostra composta. A concentração corresponde ao valor médio na seção e a descarga sólida em suspensão é calculada pela seguinte equação:

$$Q_{ss}=0,0864*Q*C \quad (5)$$

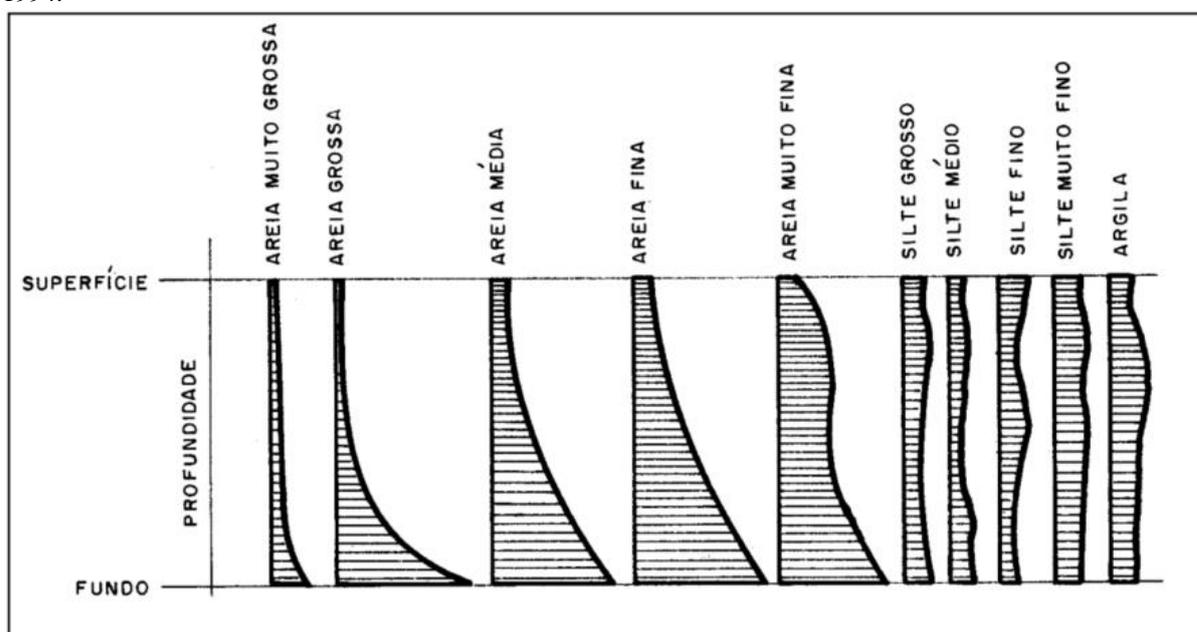
Em que: Q_{ss} é descarga sólida em T.d-1; Q é a descarga líquida em m^3/s ; e C é a concentração em mg/L.

A amostragem convencional de sedimentos pode ser realizada de forma manual e automática. Duas técnicas são utilizadas para determinação da CCS em rios de maneira manual (CARVALHO, 2008; MERTEN & POLETO, 2013): Igual Incremento de Largura (IIL) e Igual Incremento de Descarga (IID). No caso do uso de equipamentos automáticos, como o ISCO, que realiza amostragens pontuais e não isocinéticas, é necessário que sejam feitas adaptações para correção de erros da C_{ss} , realizando correções dos valores do C_{ss} a partir de correlações obtidas entre a C_{ss} obtida com o uso do ISCO vs C_{ss} determinada por procedimentos padrões com uso de amostradores isocinéticos (MERTEN & POLETO, 2013).

As amostragens de sedimentos convencionais são trabalhosas e caras. As operadoras das estações sedimentométricas da Agência Nacional de Águas que compõem a Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) brasileira realizam de quatro a seis medições de sedimentos ao ano nas estações seguindo roteiros predeterminados. De acordo com MERTEN

& POLETO, 2013, um aspecto importante que deve ser considerado quando da instalação de uma seção de monitoramento é que as medições de maior importância para determinações, tanto de quantidade quanto qualidade dos sedimentos nos rios, são aquelas realizadas durante as cheias tendo em vista que quase 90% do fluxo de sedimentos/nutrientes são transportados neste período (90% ou mais do transporte de sedimentos ocorre em menos de 10% do tempo). Entretanto, na RHN as amostragens são distribuídas no ano sem levar em consideração essa premissa. Além disto, a realização da amostragem em condições de cheia dos rios é mais trabalhosa e aumenta os riscos com a segurança dos técnicos.

Figura 2 - Distribuição vertical de sedimentos que podem ser encontrados em cursos d'água (Fonte: CARVALHO, 1994).



O processo de desagregação do solo e de transferência de sedimentos na bacia depende de fatores como distribuição de chuvas, uso e manejo do solo, condições geomorfológicas do terreno, umidade pré-existente, dentre outros (MERTEN & POLETO (2013). Desta forma, é importante considerar que um simples evento amostrado por ano não é suficiente para caracterizar a C_{ss} que ocorre nos demais períodos do ano. O uso de sensores remotos com grande frequência de imageamento pode suprir essa lacuna, contribuindo para uma melhor compreensão dos processos de transporte de sedimentos, uma vez que a técnica permite a criação de séries temporais nos diversos períodos do ano.

MEDEIROS et al. (2011) aponta a dificuldade de estabelecimento de correlações significativas entre a vazão e a concentração de matéria em suspensão na BRSF, sugerindo que as alterações hidrológicas oriundas do impacto das barragens sejam responsáveis pelo ocorrido.

Segundo os autores, apesar da ausência de amostragens mais representativas e melhor distribuídas nas faixas de vazão possam complicar a análise, o setor de origem da produção de água e material em suspensão na BRSF, aliado ao tempo de residência destes na calha fluvial e nos reservatórios, que varia ao longo do ano, parece ser o fator predominante na distinção destas relações. MEDEIROS et al. (2011) cita diversos autores que obtiveram resultados semelhantes (LIMA et al., 2001; Souza (2002).

Com a utilização de sensores como o MODIS, que iniciaram imageamento em 2000, é possível obter séries de 19 anos de concentração de sedimentos em suspensão, em áreas nunca antes monitoradas, com frequência diária e/ou de oito em oito dias. Entretanto, há uma limitação da técnica: os sensores remotos são capazes de detectar material particulado em suspensão e pigmentos apenas na camada superficial, principalmente na zona eufótica, devido à forte atenuação que a radiação eletromagnética sofre ao penetrar na coluna d'água. Desta forma, os valores de reflectância obtidos por sensoriamento remoto refletem a qualidade das águas superficiais. No caso da presença de partículas do tamanho da areia, haverá uma subestimativa dos valores de C_{ss} das águas uma vez que a C_{ss} não é uniforme ao longo da seção transversal e em profundidade. Já no caso de corpos d'água com predominância de partículas do tamanho de silte e argila pode-se considerar que os valores obtidos são representativos, tendo em vista que a distribuição da C_{ss} é muito mais uniforme ao longo da seção transversal e em profundidade.

Com respeito a possibilidade utilizar estimativas de concentração de material em suspensão no Rio São Francisco por satélite e inferir na coluna d'água, o estudo de REIS (2002) fornece informações importantes. A autora analisou a granulometria do material sedimentado em reservatórios do sub-médio São Francisco e verificou que na entrada do reservatório Itaparica a composição do material em suspensão tem em sua composição 10,8 % de argila, 59% de silte, e 28,2 % de areia. Com essas informações a autora infere que a fração do material em suspensão inorgânico transportado pelo rio São Francisco até o reservatório de Itaparica, que consegue chegar a barragem, é composta essencialmente de argilas.

Com as informações obtidas por REIS (2002), e tendo em vista que o fluxo de sedimentos com partículas equivalentes ao tamanho de silte e argila é muito mais homogêneo ao longo da seção transversal e em profundidade, como já abordado anteriormente, podemos inferir que as concentrações de material em suspensão obtidas das águas superficiais por

sensoriamento remoto podem ser utilizadas para representar toda seção transversal e em superfície no sub-médio São Francisco.

A limitação da técnica de sensoriamento remoto, que obtém informações das águas superficiais, pode ser minimizada por meio da obtenção de relações significativas entre a concentração na superfície e na coluna d'água, o que é importante principalmente para corpos d'água com areias em suspensão. De acordo com REIS (2002), o desenvolvimento de modelos que representem a variabilidade dos parâmetros estudados na coluna d'água possibilita o aproveitamento de dados coletados pontualmente, transformando e disponibilizando os mesmos para obtenção de resultados significativos, podendo ser utilizados na correlação com dados espectrais.

Segundo REIS (2002), a determinação de modelos que forneçam valores da concentração de substâncias na camada superficial da água baseada em dados de sensoriamento remoto deve ser observada com bastante atenção, pois a generalização de situações pode induzir a erros na estimativa de parâmetros que são influenciados por características localizadas. Entretanto, é necessário avaliar o objetivo dos estudos. Há problemas pontuais que requerem um monitoramento localizado em grande escala, enquanto que ações de monitoramento em nível de bacia e sub-bacia requerem monitoramento de grandes áreas, em pequena escala.

2.3. MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA UTILIZANDO O SWAT

2.1.6. O modelo SWAT

O modelo SWAT, acrônimo para Soil and Water Assessment Tool (Ferramenta de avaliação de solo e água), é um modelo em escala de uma bacia hidrográfica que foi desenvolvido no início de 1990 pelo Dr. Jeff Arnold do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) para prognosticar o impacto das práticas de gestão de solo nos Recursos Hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas, com diversos tipos de solo, uso do terreno e condições de gestão, após um longo período de tempo (NEITSCH et al, 2011; 2005).

O SWAT é baseado fisicamente e requer informações específicas sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão de solo que ocorram na bacia hidrográfica. Os processos físicos associados à movimentação hídrica, movimentação sedimentar, crescimento da colheita, ciclo de nutrientes, dentre outros, são diretamente moldados pelo modelo SWAT usando estes dados de entrada. Os benefícios da abordagem deste modelo são (NEITSCH et al, 2011):

- Possibilidade de quantificação do impacto relativo dos dados alternativos de entrada na qualidade da água ou em outras variáveis de interesse.
- Os dados mínimos necessários para análise geralmente estão disponíveis nas agências governamentais.
- As ferramentas computacionais existentes permitem a simulação de bacias hidrográficas muito grandes ou com várias estratégias de gestão, que pode ser realizada sem um alto investimento de tempo ou dinheiro.
- Permite que usuários possam estudar impactos em longo prazo no solo.
- O modelo SWAT permite que diferentes processos físicos possam ser simulados em uma bacia hidrográfica. Na modelagem, uma bacia hidrográfica pode ser dividida em diversas sub-bacias e microbacias, permitindo ao usuário consultar diferentes áreas da bacia hidrográfica com outra visão espacial. O uso de sub-bacias em simulações é importante principalmente quando diferentes áreas da bacia hidrográfica possuem diversos usos do solo com propriedades diferentes, o suficiente para impactar a hidrologia (NEITSCH et al, 2011).

A simulação da hidrologia da bacia hidrográfica é feita na fase terrestre, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas para o canal principal em cada sub-bacia. Já a fase do itinerário do ciclo da água é definida como a movimentação da água, sedimentos, etc., pela rede de canais da bacia hidrográfica até os exutórios (NEITSCH et al, 2011).

O ciclo hidrológico é dirigido pelo clima que fornece a umidade e entradas de energia, tais como precipitação diária, temperatura máxima/mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar que controlam o equilíbrio de água. A temperatura é computada porque impacta o movimento da água e a taxa de decomposição de resíduos no solo. Processos hidrológicos simulados pelo SWAT incluem armazenamento de água pelo dossel, escoamento superficial e infiltração. No solo os processos incluem fluxo lateral do solo, fluxo de retorno do aquíferos superficiais e drenagem de tile, que transferem a água para o rio; recarga do aquífero superficial e a ascensão capilar do aquífero superficial na zona raiz e recarga de aquífero profundo, que retira a água do sistema. Outros processos incluem a redistribuição de umidade no perfil do solo e evapotranspiração. Opcionalmente, bombeamento, armazenamento de lagoas e operação dos reservatórios também podem ser considerados. O balanço hídrico para

reservatórios inclui entrada, saída, precipitação na superfície, evaporação, infiltração da parte inferior do reservatório (NEITSCH et al, 2011).

O SWAT é um modelo com código-fonte aberto com um grande e crescente número de aplicações, desde bacias hidrográficas até escalas continentais (ABBASPOUR, 2015). Segundo o autor, o SWAT foi utilizado para modelar países inteiros com diversos propósitos: nos Estados Unidos, para estimativa de vazão de 6000 estações; na Índia, para quantificar o impacto das mudanças climática na hidrologia; na África, para simular a hidrologia e calcular os recursos hídricos na resolução das sub-bacias e para estudar o impacto das mudanças climáticas; no Iran e a África inteiros, com diversos propósitos, respectivamente: dos EUA, simular a hidrologia e os campos de cultura.

Dentro do programa, as informações para cada sub-bacia estão agrupadas ou organizadas dentro das seguintes categorias: clima; unidades de resposta hidrológica (HRUs); reservatórios/pântanos; águas subterrâneas; e o canal principal, ou extensão, drenagem da sub-bacia. Unidades de Resposta Hidrológica consistem em áreas dentro de sub-bacias que são formadas por características únicas de uso e cobertura de terra, de solo e de topografia.

O SWAT é um modelo semi-distribuído, ou seja, distribuído na bacia, uma vez que quantifica espacialmente dentro da área da bacia a ocorrência dos processos hidrológicos, gerando informações que relacionam a topografia, cobertura e tipo de solo a tais processos; e concentrado na HRU.

No modelo SWAT, o equilíbrio hídrico é a força motora por trás de tudo que acontece na Bacia Hidrográfica. Para diagnosticar precisamente a movimentação dos pesticidas, sedimentos ou nutrientes, o ciclo hidrológico, conforme simulado pelo modelo, deve estar de acordo com o que está acontecendo na bacia hidrográfica. A simulação da hidrologia da bacia hidrográfica pode ser separada em duas principais divisões do ciclo hidrológico: fase do terreno, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e descarga de pesticidas no canal principal de cada sub-bacia, e a fase da propagação do ciclo hidrológico, que pode ser definida como a movimentação da água, sedimentos, etc. pela rede de canais da bacia hidrográfica até a descarga. (NEITSCH et al, 2011).

As limitações básicas para a utilização de um modelo hidrológico estão atreladas principalmente a qualidade e a quantidade dos dados hidrológicos, além da dificuldade de formular matematicamente alguns processos e simplificações do comportamento espacial de

variáveis e fenômenos. O modelo SWAT possui uma base de dados com todas as características necessárias para realizar as simulações acopladas, porém os dados são referentes a bacias estudadas nos Estados Unidos, que em grande parte dos casos não se adequam a outras realidades. No Brasil tais informações são escassas ou de difícil acesso com maior nível de detalhe, em especial para o cerrado (CASTRO, 2013). Será feita a aquisição e organização dos dados de entrada necessários para suprir o modelo SWAT de acordo com a realidade da Bacia São Francisco, de forma a estabelecer parâmetros adequados para a utilização do modelo, a fim de que a modelagem seja realizada de forma consistente.

Os principais dados de entrada do modelo SWAT são:

- Dados climáticos (precipitação diárias, temperatura mínima do ar, temperatura máxima, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento e umidade relativa do ar);
- Propriedades físicas e químicas dos solos;
- Modelo digital de elevação (DEM);
- Mapa de uso e cobertura do solo,
- Mapa de solos.

2.1.7. Precipitação

De acordo com STRAUCH (2012), dados de precipitação são normalmente a mais importante entrada de dados para modelos hidrológicos, e, portanto, dados precisos, escrevendo a variabilidade espacial e temporal dos padrões de precipitação são cruciais para a boa gestão hidrológica de modelagem e a bacia do rio. Rede pluviométricas geralmente não são capazes de representar plenamente o padrão espacial das chuvas, e, portanto, os modeladores de bacias hidrográficas são forçados a lidar com as incertezas que surgem a partir de amostragem espacial limitada. Isto é especialmente verdadeiro para os trópicos, onde a precipitação é principalmente do tipo de convectiva e ocorre principalmente em pequenas células que variam de 10 a 20 km² a 200 – 300 km².

Alternativamente, pode-se utilizar dados de precipitação por satélite. Segundo STRAUCH et al (2012), nos trópicos, os padrões de precipitação são caracterizados pela alta variabilidade espacial e temporal que são difíceis de serem representados adequadamente com redes de pluviômetros; e a modelagem com múltiplas entradas de precipitação pode aumentar

consideravelmente o nível de confiança nos resultados de simulação, particularmente nas regiões com menor disponibilidade de dados de campo.

2.1.8. escoamento superficial

O modelo SWAT fornece dois métodos para estimar o escoamento superficial. O primeiro método consiste no procedimento curva-número SCS que relaciona o escoamento superficial ao tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo. NEITSCH et al. 2011

De acordo com (NEITSCH et al. 2011), a equação curva-número é um modelo empírico desenvolvido para fornecer uma base consistente para estimativa do escoamento superficial sobre diversos tipos de solo e de usos. Ela é o resultado de mais de 20 anos de estudos envolvendo escoamento superficial de pequenas bacias rurais nos Estados Unidos. A equação curva-número é definida como:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} + \dots \quad (4)$$

Em que: Q_{surf} - escoamento acumulado ou excesso de precipitação (mm H₂O); R_{day} - intensidade de precipitação para o dia (mm H₂O); I_a - abstração inicial que inclui armazenamento superficial, interceptação e infiltração antes do escoamento (mm H₂O) e S - parâmetro de retenção (mm H₂O).

O parâmetro de retenção varia espacialmente devido a alterações no solo, uso da terra, manejo e declividade e temporalmente, devido a mudanças na umidade do solo. O parâmetro de retenção é definido como:

$$S = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (5)$$

Em que CN é o número curva-número para o dia.

O número da curva SCS é uma função da permeabilidade do solo, uso da terra e condições hídricas o solo anteriores e existem tabelas com os valores, estabelecidos por grupos hidrológicos de solo. O Serviço de Conservação de Recursos Naturais dos EUA (NRCS-Natural Resource Conservation Service) classifica os solos em quatro grupos hidrológicos com base em características de infiltração dos solos: Grupo A, para solos com potencial de escoamento baixo; Grupo B, para solos com moderada taxa de infiltração quando

completamente molhados; Grupo C, para solos com uma taxa de infiltração lenta quando completamente molhados; e Grupo C, para solos com alto potencial de escoamento.

No Brasil alguns estudos foram realizados com o intuito de adaptar ou compreender a classificação hidrológica do solo. SARTORI (2010, 2005) apresenta a classificação original do SCS mostrando as dificuldades de sua aplicação, a proposta por LOMBARDI NETO et al. (1989), com uma breve justificativa de seus conceitos conflitantes com a classificação do SCS e propõe uma extensão da classificação hidrológica de LOMBARDI NETO et al. (1989) para os solos brasileiros. Estes valores podem ser utilizados para alimentar o banco do SWAT para os solos brasileiros.

O segundo método utilizado pelo SWAT para cálculo do escoamento superficial é o método de infiltração Green & Ampt. Este método foi desenvolvido para prever a infiltração e assume que o perfil do solo é homogêneo e que a umidade antecedente é distribuída uniformemente no perfil. Conforme a água se infiltra no solo, o modelo assume que o solo acima da frente de umedecimento está completamente saturado e há uma ruptura brusca na umidade do solo na frente de umedecimento. A documentação teórica do SWAT 2009 (NEITSCH et al. 2011), apresenta em detalhes as equações relacionadas ao método.

2.1.9. Atraso de sedimentos no escoamento superficial

Em grandes sub-bacias com um tempo de concentração maior que um dia, apenas uma parte do escoamento superficial atingirá o canal principal no dia em que for gerado. Para atrasar a liberação de uma parte do escoamento superficial para o canal principal, o SWAT incorpora um recurso de armazenamento de escoamento superficial. O sedimento presente no escoamento superficial é atrasado também. Uma vez que a carga sedimentar do escoamento superficial é calculada, a quantidade de sedimentos liberados no canal principal é calculada pela equação:

$$sed = (sed' + sed_{stor,i-1}) \left(1 - \exp \left[\frac{-surlag}{t_{conc}} \right] \right) \quad (6)$$

Em que: sed – quantidade de sedimentos descartados no canal principal em um determinado dia (toneladas métricas); sed' – quantidade de carga sedimentar gerada na HRU em um determinado dia (toneladas métricas); $sed_{stor,i-1}$ – sedimento armazenado ou atrasado no dia anterior (toneladas métricas); $surlag$ – coeficiente de atraso do escoamento superficial; t_{conc} – tempo de concentração para a HRU (h).

Na equação, a expressão a seguir representa a quantidade total disponível do sedimento que poderá ser descartado no curso d'água em um dia qualquer. Por um dado tempo de

concentração, à medida que o surlag diminui, mais sedimentos são mantidos no armazenamento:

$$\left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{t_{conc}}\right]\right) \quad (7)$$

2.1.9.1. Propagação da água

Conforme a Documentação teórica de versão 2009 do SWAT (NEITSCH et al., 2011), a propagação no canal principal pode ser dividida em quatro componentes: Água, sedimentos, nutrientes e químicos orgânicos.

2.1.9.2. Propagação da água no canal principal ou extensão

Na propagação de cheias ocorrem perdas devido a evaporação, transmissão no leito do canal, remoção para utilização agrícola e/ou humana. O fluxo pode ser suplementado pelas precipitações diretamente no canal e/ou com a adição pelas nascentes. O fluxo de água no canal pode ser calculado utilizando um método de coeficiente de acúmulo variável de Williams (1969) ou pelo método de Muskingum.

2.1.9.3. Propagação da água nos reservatórios

De acordo com NEITSCH et al. (2011), o balanço de água dos reservatórios inclui afluência, escoamento, precipitação na superfície, evaporação, infiltração do fundo do reservatório e desvios. Da mesma forma que no item anterior, serão abordadas apenas a propagação do fluxo de saída e de sedimentos nos reservatórios, e segundo as informações constantes na documentação técnica do SWAT 2009.

O modelo SWAT oferece três alternativas para estimativas de escoamento do reservatório. A primeira opção permite ao usuário inserir o escoamento medido; a segunda, projetada para reservatórios pequenos e não regularizados, requer que o usuário especifique uma taxa de liberação de água a ser liberada quando o volume do reservatório exceder a sua capacidade de acúmulo, sendo que o volume que excede o vertedouro de emergência é liberado dentro de um dia; e a terceira opção, projetada para reservatórios maiores e regularizados, exige que o usuário especifique mensalmente as metas de volumes para o reservatório.

2.1.10. Determinação de sedimentos nos corpos d'água no SWAT

2.1.10.1. Balanço de massa

O modelo SWAT utiliza um modelo simples de balanço de massa para simular o transporte de sedimentos para dentro e fora dos corpos d'água. Ao calcular a movimentação de sedimentos através do corpo d'água o modelo SWAT considera o sistema como sendo

completamente misto, ou seja, no momento da entrada no corpo hídrico os sedimentos são distribuídos instantaneamente por todo o volume.

No modelo SWAT são definidos quatro tipos diferentes de corpos d'água, lagos, pântanos, reservatório e poças, que são modelados de forma idêntica.

A equação do balanço de massa utilizada pelo modelo SWAT nos corpos d'água é:

$$sed_{wb} = sed_{wb,i} + sed_{flowin} + sed_{stl} + sed_{flowout} \quad (8)$$

Em que: sed_{wb} – quantidade sedimento em um corpo de água no final do dia (toneladas métricas); $sed_{wb,i}$ - quantidade de sedimento em um corpo de água no início do dia (toneladas métricas); sed_{flowin} - quantidade de sedimento adicionada a um corpo de água pela afluência (toneladas métricas); sed_{stl} - a quantidade de sedimento removida de um corpo d'água pela decantação (toneladas métricas); $sed_{flowout}$ é a quantidade de sedimento removida de um corpo de água pelo escoamento (toneladas métricas).

2.1.10.2. Decantação

A decantação (ou sedimentação) é o processo pelo qual as partículas mais finas transportadas em suspensão, tendem a restabelecer contato com o fundo do leito sob efeito da gravidade. Neste processo, as partículas encontram a resistência do meio fluido em que estão envoltas, que as impede ou freia a sua queda para o fundo, principalmente pelo efeito da turbulência (BORDAS & SEMMELMANN, 2004).

De acordo com (NEITSCH et al. 2011), no modelo SWAT o depósito de sedimentos de entrada é feito pelo modelo modificado de taxa de transbordamento. Para cada dia, a rotina de deposição começa com o cálculo dos tempos de represamento. O tempo real de represamento é baseado na razão entre o volume do represamento e a taxa de escoamento e é estimado pela equação:

$$t_d = \frac{(C_t(1 - DS)Vol)}{(Q_o)} \quad (9)$$

Em que: t_d – tempo de represamento (s); C_t - parâmetro empírico para justificar a geometria do represamento, a resposta hidráulica, e a estratificação de sedimento suspenso; DS - volume morto (a porção da lagoa que não contribui com a decantação); Vol - volume médio de enchimento em um intervalo de tempo (ft^3); Q_o - taxa de escoamento médio em um intervalo de tempo ($ft^3 s^{-1}$).

O tempo de represamento exigido para que o sedimento esteja 100% suspenso é calculado a partir da profundidade média de enchimento (volume/área) e da velocidade de decantação.

2.1.10.3. escoamento de sedimentos

Segundo (NEITSCH et al. 2011), a quantidade de sedimentos transportados para fora do corpo de água em um determinado dia é calculada como uma função da concentração final. A concentração inicial de sólidos em suspensão é:

$$sed_{flowout} = conc_{sed,f} * V_{flowout} \quad (10)$$

Em que: **Sed_{flowout}** - quantidade de sedimento transportado para fora do corpo de água devido ao escoamento (toneladas métricas); **conc_{sed,f}** - concentração final de sedimentos no corpo de água (Mg/m³); **V_{flowout}** - volume de escoamento proveniente do represamento (m³H₂O).

2.1.10.4. Erosão

Erosão é o processo de deslocamento das partículas solidas da superfície do solo ou das paredes dos leitos dos córregos e rios do seu local de origem, sob efeito do escoamento (BORDAS & SEMMELMANN, 2004). O deslocamento das partículas ocorre quando as forças hidrodinâmicas exercidas pelo escoamento sobre uma partícula superam a resistência por ela oferecida. Por sua vez a resistência tem origem, principalmente, no peso das partículas e nas forças de coesão. A coesão é a força de resistência das partículas mais finas (qualificados como sedimentos coesos), enquanto que o peso da partícula é a principal força de resistência das areias e do material mais graúdo (qualificados como sedimentos não coesivos ou granulares) (BORDAS & SEMMELMANN, 2004).

De acordo com NEITSCH et al. (2011), no SWAT a erosão e a produção de sedimentos são calculadas para cada HRU com a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE) elaborada por Williams (WILLIAMS, 1975). Enquanto a USLE utiliza a precipitação como uma função de energia erosiva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos; a MUSLE substituiu o fator erosividade da chuva por um fator de escoamento. A substituição da equação USLE pela MUSLE no SWAT permitiu o aumento da precisão da previsão do modelo, elimina a necessidade de índice de entrega e permitiu o cálculo das estimativas de sedimentos para cada evento de chuva. A previsão da produção de sedimentos melhora porque o escoamento é uma função da condição de umidade

anterior, bem como a energia gerada pela chuva. As relações de entrega (produção de sedimentos em qualquer ponto ao longo do canal dividido pela fonte de erosão acima daquele ponto) são necessárias para a equação USLE, pois o fator de tempestade representa a força usada para o desprendimento. As relações de entrega não são necessárias com a eq. MUSLE, pois o fator de escoamento representa a energia usada no desprendimento e transporte de sedimentos.

A erosão causada pela chuva e pelo escoamento é computada no SWAT pela Equação Universal Modificada de Perdas de Solo (WILLIAMS, 1995), apresentada a seguir:

$$sed = a * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^b * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (11)$$

Em que: **Sed** - produção de sedimento em um determinado dia (toneladas); **a** - coeficiente empírico de ajuste que representa as condições locais (11,8); **Qsurf** - volume do escoamento superficial (mm H₂O/ha); **Qpeak** - índice máximo de escoamento (m³/s); **area_{hru}** - área de HRU (ha); **b** - coeficiente empírico de ajuste que representa as condições locais (0,56); **K_{USLE}** - fator de erodibilidade dos solos da bacia USLE (0.013 T métricas m²h/(m³ –T métricas cm)); **C_{USLE}** - fator de cobertura e gestão do solo USLE, adimensional; **P_{USLE}** - fator de práticas conservacionistas USLE, adimensional; **LS_{USLE}** - fator topográfico USLE, adimensional; **CFRG** - fator de fragmento bruto.

O modelo hidrológico provê estimativas de volume de escoamento superficial e taxa de escoamento máximo que, com a área da sub-bacia, são usadas para calcular a variável de energia erosiva do escoamento. O fator de gerenciamento de colheita (fator “Crop”) é recalculado todos os dias em que ocorre o escoamento. Este é uma função de biomassa acima do solo, resíduo na superfície do solo e o fator C mínimo para a planta.

De acordo com SANTOS et al. (2014), os coeficientes empíricos da MUSLE “a” e “b” indicavam valores de 11,8 e 0,56 no Sistema Internacional, todavia, estes coeficientes podem variar em função das condições fisiográficas e hidrológicas das bacias. Os autores citam uma série de trabalhos que apontam para a necessidade de calibração destes coeficientes e mostram que os mesmos são, na análise de sensibilidade dos parâmetros da MUSLE, os fatores mais sensíveis do modelo, contribuindo com cerca de 66% da variabilidade da produção de sedimentos. De acordo com os autores, poucos são os estudos para a calibração e validação dos fatores de cobertura vegetal (C) e os coeficientes de ajuste empíricos (“a” e “b”) da equação MUSLE para o Brasil, principalmente para a região Nordeste e, mais especificamente, para vegetação de Caatinga e suas formas de uso e manejo.

SANTOS et al. (2014) calibrou e avaliou os coeficientes “a” e “b” da MUSLE para coberturas típicas do semiárido brasileiro (caatinga nativa, caatinga raleada e capim). Segundo os autores, o uso dos coeficientes originalmente recomendados por WILLIAMS (1975) apresentou altos erros de estimativa para microbacias estudadas pelos autores no semiárido, evidenciando a importância da calibração desses coeficientes. Segundo SANTOS et al. (2014), os coeficientes de ajuste “a e b” da MUSLE calibrados, mostraram-se apropriados, de acordo com o coeficiente de Nash e Sutcliffe, o índice de Willmott (id) e o índice de confiança ou desempenho (c), para as coberturas estudadas: Caatinga Nativa (a = 36,80 e b = 0,55), Caatinga Raleada (a = 90,18 e b = 0,53) e capim (a = 48,57 e b = 0,43).

Como os modelos de previsão de erosão existentes foram desenvolvidos e ajustados para condições de clima temperado, a verificação da sua aplicabilidade é fundamental para as condições edafoclimáticas brasileiras. Desta forma, AMORIM et al. (2010) avaliaram o desempenho de modelos de previsão da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil, comparando os valores de perdas de solos estimados pelos modelos com os dados de perdas de solo obtidos em parcelas experimentais submetidas a chuvas naturais de parcelas em nove localidades em diversos estados brasileiros. Segundo os autores, nenhum modelo se mostrou mais preciso para todas as condições de uso e manejo de solo analisadas e todos os modelos de previsão de erosão apresentaram médias das estimativas de perdas de solo estatisticamente superiores à média da perda de solo obtida experimentalmente, indicando uma tendência de superestimativa das perdas de solo.

2.1.10.4.1. *Fator erodibilidade do solo*

Erodibilidade do solo é a capacidade dos solos de sofrerem erosão e é causada pelas próprias propriedades do solo. A erodibilidade do solo foi definida por WISCHMEIER & SMITH (1978) como: índice de perda de solo por unidade de índice de erosão de um solo calculado por unidades de lotes. Uma unidade de lote tem tamanho de 22,1 m (72.6 pés) com uma inclinação uniforme longitudinal de 9 %, em pousio contínuo, cultivada em toda sua inclinação. Um pousio contínuo é definido como um terreno que foi cultivado e mantido sem nenhuma vegetação por mais de 2 anos. Na MUSLE, as unidades para o fator USLE de erodibilidade do solo são numericamente equivalentes às tradicionais unidades inglesas de 0,01 (ton acre hr)/(acre ft- ton inch).

De acordo com WISCHMEIER & SMITH (1978), quanto menor a quantidade de silte num solo, menor é a propensão à erosão do mesmo, independente do aumento proporcional de areia ou argila.

A medição direta do fator de erodibilidade é muito onerosa. WISCHMEIER et al. (1971) desenvolveram uma equação geral para calcular o fator de erodibilidade do solo quando o teor de silte e de areias muito finas constituem menos de 70% na distribuição dos tamanhos das partículas do solo, a seguir apresentada:

$$K_{USLE} = \frac{0,00021 * M^{1,14} * (12 - OM) + 3,25 (C_{soilstr} - 2) + 2,5 * (C_{perm} - 3)}{100} \quad (12)$$

Em que: **K_{USL}** - fator erodibilidade do solo; **M** - parâmetro do tamanho da partícula; **OM** – porcentagem de matéria orgânica (%); **C_{soilstr}** – código de estrutura do solo usado na classificação do solo; **C_{perm}** – classe de permeabilidade do perfil.

O parâmetro do tamanho da partícula M é calculado:

$$M = (m_{silt} + m_{vfs})(100 - m_c) \quad (13)$$

Em que: **m_{silt}** - porcentagem do teor de Silte (0,002-0,05 mm diâmetro das partículas); **m_{vfs}** - porcentagem do teor de areia muito fina (0,05-0,10 mm diâmetro das partículas); **m_c** – porcentagem do teor de argila (< 0,002 mm diâmetro das partículas).

A porcentagem do teor de matéria orgânica OM da camada pode ser calculada:

$$OM = 1,72 * orgC \quad (14)$$

Em que: **orgC** - porcentagem do teor de carbono orgânico da camada (%).

Williams (1995) propôs uma equação alternativa para o KUSLE que acaba com a necessidade de obtenção do código de estrutura do solo usado na classificação do solo da equação geral desenvolvida por Wischmeier et al. (1971):

$$K_{USLE} = f_{csand} * f_{cl-si} * f_{cl-si} * f_{hisand} \quad (15)$$

Em que: **f_{csand}** - fator que determina os fatores de baixa erodibilidade do solo para solos com elevadas quantidades de areia grossa, e valores elevados para solos com pouca areia; **f_{cl-si}** - fator que define os fatores de baixa erodibilidade do solo com elevada razão argila/silte; **f_{orgc}** - fator que reduz a erodibilidade do solo para solos com alta quantidade de carbono orgânico; **f_{hisand}** - fator que reduz a erodibilidade do solo para solos com altíssima quantidade de areia.

A documentação teórica do SWAT 2009 (NEITSCH et al. 2011), apresenta em detalhes as equações para o cálculo dos fatores.

2.1.10.4.2. *Fator gestão e cobertura do solo*

De acordo com a documentação técnica do SWAT, WISCHMEIER & SMITH (1978) definiram o fator de gestão e cobertura (CUSLE) da equação USLE como índice da perda de solo de terra cultivada sob condições específicas com a perda correspondente a força da limpeza e pousio contínuo. A copa das árvores afeta a erosão, reduzindo a força das precipitações, por meio da interceptação das gotas. As gotas de chuva que caem das copas podem recuperar uma considerável velocidade, velocidade esta que será menor do que a velocidade terminal das gotas que caem diretamente no solo. A altura média da queda das gotas das copas e a densidade das árvores determinarão a redução da energia da precipitação aplicada à superfície do solo. Uma determinada porcentagem de resíduo da superfície do solo é mais eficiente do que a mesma porcentagem de uma cobertura florestal. O resíduo intercepta as gotas de chuva que caem bem próximas da superfície (desta forma a gota não consegue retomar a velocidade de queda) e bloqueia o fluxo de escoamento, reduzindo sua velocidade e capacidade de transporte. Tendo em vista que coberturas vegetais variam durante o ciclo e crescimento das plantas, o SWAT atualiza o CUSLE diariamente.

2.1.10.4.3. *Fator práticas conservacionistas*

O fator de práticas conservacionistas PUSLE é definido como a relação da perda de solo com uma prática conservacionista específica à perda correspondente às áreas cultivadas em toda a extensão do declive. As práticas conservacionistas incluem plantio em curvas de nível, plantio por faixas e terraceamento. Bacias de contenção para o descarte do excesso de precipitação são fundamentais para cada uma destas práticas.

Plantio em curvas de nível proporcionam uma proteção quase completa contra erosão em eventos de precipitação de baixa a moderada intensidade. Entretanto a pequena ou falta de proteção contra eventos ocasionais de chuva severos causam danos extensivos às curvas de nível. O plantio em curvas de nível é mais eficiente em inclinações de 3 a 8%. A documentação teórica do SWAT 2009 (NEITSCH et al. 2011), apresenta os valores para PUSLE e os limites de inclinação do talude para as práticas conservacionistas.

O plantio em faixas é uma prática na qual são plantadas faixas de grama alternadas com faixas de mesma largura de culturas não perenes ou de grãos de porte baixo nas curvas de níveis.

A documentação teórica do SWAT 2009 (NEITSCH et al. 2011), apresenta em os valores de PUSLE recomendados no plantio em faixas em curvas de nível

2.1.10.4.4. Fator topográfico

O fator topográfico é a relação da perda do solo por unidade de superfície de um campo com declive de 22,1 m de comprimento e declive uniforme de 9 %, sendo todas as outras condições idênticas. O fator topográfico é calculado pela equação:

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22,1} \right)^m * (65,41 * \text{sen}^2(\alpha_{hill}) + 4,56 * \text{sen} \alpha_{hill} 0,065) \quad (16)$$

Em que: L_{hill} – extensão do declive (m); M – termo exponencial; α_{hill} – ângulo da inclinação.

O termo exponencial é calculado:

$$m = 0,6 * (1 - \exp[-35,835 * slp]) \quad (17)$$

Em que: slp – inclinação da HRU expressa como elevação em relação à distância (m/m).

A relação entre α_{hill} e slp é definida como:

$$slp = \text{tana}_{hill} \quad (18)$$

2.1.10.4.5. Fator de fragmento bruto

O fator de fragmento bruto é calculado no SWAT pela equação:

$$CFRG = \exp(-0,053 * rock) \quad (19)$$

Em que: $rock$ – quantidade de rocha existente na primeira camada de solo (%)

2.1.10.4.6. USLE

O SWAT, para propósitos apenas comparativos, calcula também a carga de sedimentos com a equação USLE, que é apresentada em detalhes na Documentação Teórica da versão 2009 do SWAT.

De acordo com WISCHMEIER & SMITH (1978), a USLE é um modelo de erosão projetado para calcular perdas médias de solo resultantes da erosão laminar e por sulcos do solo, sob condições específicas. Também é útil para locais de construção e outras condições não agrícolas, mas não prevê a deposição e não calcula os rendimentos de sedimentos provenientes da erosão por barrancos, bancos de areia e leitos. A USLE permite que os planejadores previnam a taxa média de erosão do solo para cada combinação alternativa viável de sistema de cultivo e práticas de manejo em associação com um tipo específico de solo, padrão de precipitação e topografia.

A equação agrupa os numerosos parâmetros físicos e gerenciais inter-relacionados que influenciam a taxa de erosão sob seis fatores principais – índice de erosão de chuva, erodibilidade, cobertura e manejo, práticas conservacionistas, topografia e fragmentos grosseiros, cujos valores podem ser expressos numericamente. Meio século de pesquisa sobre erosão em muitos estados forneceu informações para a obtenção de valores aproximados dos fatores USLE para campos agrícolas específicos ou outras áreas propensas à erosão nos Estados Unidos (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

2.1.10.5. Sedimentos no escoamento lateral e nas águas subterrâneas

De acordo com a Documentação Teórica de versão 2009 do SWAT (NEITSCH et al., 2009), o SWAT permite que o escoamento lateral e o das águas subterrâneas contribuam com sedimentos no canal principal. A quantidade de sedimentos adicionado pelo escoamento lateral e pelas águas subterrâneas é calculado pela seguinte equação:

$$sed_{lat} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) * area_{hru} * conc_{sed}}{1000} \quad (20)$$

Em que: sed_{lat} – carga de sedimento no escoamento lateral e nas águas subterrâneas (toneladas métricas); Q_{lat} – escoamento lateral em um determinado dia (mm H₂O); $area_{lat}$ – área de HRU (km²); $conc_{sed}$ – concentração dos sedimentos no escoamento lateral e nas águas subterrâneas (mg/L).

2.1.10.6. Propagação de sedimentos

2.1.10.6.1. Propagação de sedimentos nos reservatórios

Na propagação de sedimentos, a afluência dos sedimentos pode ter origem do transporte por meio de trechos a montante ou do escoamento superficial dentro da sub-bacia hidrográfica. No modelo SWAT a concentração de sedimentos no reservatório é calculada utilizando uma equação de continuidade simples baseada no volume e concentração do fluxo afluente, escoamento e água retida no reservatório. A decantação de sedimento no reservatório é regida por um equilíbrio da concentração de sedimentos e pelo tamanho médio das partículas dos sedimentos. A quantidade de sedimentos no escoamento do reservatório é o produto do volume de água fluindo do reservatório e a concentração de sedimentos suspensos no reservatório na hora da liberação.

2.1.10.6.2. Propagação de sedimentos no canal principal ou extensão

Dois processos simultâneos controlam o transporte de sedimentos no canal: deposição e degradação. As versões anteriores do modelo SWAT utilizavam a energia do curso de água

para estimar a deposição/degradação nos canais. De acordo com a documentação teórica do SWAT 2009 (NEITSCH et al., 2011), BAGNOLD (1977) definiu energia do curso de água como o produto de densidade da água, fluxo e inclinação da superfície da água. WILLIAMS (1980) utilizou a definição de Bagnold de energia do curso de água para desenvolver um método para determinar a degradação como uma função de inclinação do canal e velocidade.

2.1.10.7. Itinerário/Rota dos sedimentos

Na versão 2009 do SWAT as equações foram simplificadas e a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada de um trecho é calculada em função do pico de velocidade do fluxo no canal. A energia da corrente disponível é utilizada para retransportar material solto e depositado até que todos os materiais sejam removidos. O excesso de energia do curso da água causa a degradação do leito. A degradação do leito é ajustada para cobertura e erodibilidade do leito.

Conforme especifica a Documentação Teórica da versão 2009 do SWAT (NEITSCH et al., 2011), o modelo SWAT calcula a deposição e a degradação utilizando as mesmas dimensões do canal para toda simulação. Alternativamente, o modelo SWAT também pode simular o corte e a ampliação do canal e atualizar as dimensões do canal durante toda simulação. O transporte do sedimento consiste em dois componentes 1) Componente de paisagem (landscape component) e 2) Componente do canal (channel component). Do componente de paisagem, o modelo SWAT mantém registros da distribuição do tamanho das partículas dos sedimentos erodidos e os encaminha através de lagos, canais e superfície dos corpos d'água. No canal, a degradação ou deposição de sedimento pode ocorrer dependendo da força da corrente, a exposição dos lados e fundo do canal para a força erosiva da corrente e a composição da margem e sedimento do leito.

2.1.10.7.1. Contribuição da paisagem na rota dos sedimentos

A distribuição do tamanho do sedimento solto é estimada a partir da distribuição do tamanho da partícula primária (FOSTER et al., 1980). Os valores utilizados pelo SWAT foram calculados de relações retiradas de valores típicos de muitos solos do meio-oeste do Estados Unidos:

$$\begin{aligned} PSA &= (SAN)(1 - CLA)^{2,4} \\ PSI &= 0,13SIL \\ PCL &= 0,20CLA \end{aligned} \quad (21)$$

Sendo:

SAG= 2,0CLA para CLA < 0,25

$$SAG = 0,28(CLA - 0,25) + 0,5 \text{ para } CLA \geq 0,25 \text{ e } CLA \leq 0,5$$

$$SAG = 0,57 \text{ PARA } CLA > 0,5$$

$$LAG = 1,0 - PSA - PSI - PCL - SAG \quad (22)$$

Em que: **SAN, SIL e CLA** – frações de areia primária, silte e argila na massa do solo; **PSA, PSI, PCL, SAG e LAG** – frações de areia, silte, argila, agregados pequenos e grandes para o sedimento solto antes da deposição.

A produção total de sedimentos total dos arredores calculada pela equação MUSLE é multiplicada por essas frações para conseguir as distribuições da produção correspondente de areia, silte, argila e agregados pequenos e grandes. Os diâmetros das partículas são:

- *Areia = 0,20mm;*
- *Silte = 0,01mm;*
- *Argila = 0,002mm;*
- *Agregado Pequeno = 0,03mm;*
- *Agregado Grande = 0,50mm*

A carga de sedimentos dos arredores é atrasada (ver item Atraso de sedimentos no escoamento superficial) e atravessa hidrovias gramadas, faixas de vegetação filtrantes e lagos, se disponível, antes de chegar no rio. Assim, o campo de sedimento que chega no canal é a soma do campo de sedimento total calculado pela MUSLE menos o atraso e o sedimento preso nas hidrovias gramadas, faixas de vegetação filtrante e/ou lagos. Baseado no sedimento total preso calculado nesses elementos, sedimentos maiores tais como areia e agregados maiores se ajustam/prendem primeiramente, logo depois são os sedimentos finos tais como argila. Isso dá a distribuição do tamanho da partícula final do sedimento que chega ao rio vindo dos arredores.

2.1.10.7.2. *Rota dos sedimentos nos canais (Cursos d'água)*

De acordo com NEITSCH et al. (2011), cada sub-bacia possui uma rota principal do curso d'água na qual os sedimentos das sub-bacias dos planaltos são propagados e depois adicionados aos cursos d'água à jusante. No modelo SWAT 2005, uma versão simplificada da equação de força de corrente de BAGNOLD (1977) foi utilizada para calcular a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada em um curso d'água. Ela não mantém registro de reservatórios de sedimento em vários tamanhos de partículas.

Quatro equações adicionais de força da corrente com uma abordagem baseada nas leis da física foram incorporadas à versão do SWAT 2009 para a modelagem do transporte de sedimentos, erosões de margem e leito no canal que contém vários materiais de leito e deposição do sedimento. Se uma entre essas quatro abordagens baseadas nas leis da física for selecionada, então o reservatório de sedimentos com seis tamanhos de partículas será monitorado pelo modelo.

3.3.6.7.2.1 Equação simplificada de Bagnold (método Default)

Segundo a documentação técnica do SWAT 2009, WILLIAMS (1980) utilizou a definição de BAGNOLD (1977) de força da corrente para desenvolver um método para determinar a degradação como uma função de declive e velocidade do canal. Na versão do SWAT 2009, as equações foram simplificadas e a quantidade máxima de sedimentos que pode ser transportada por um curso d'água é uma função da velocidade mais alta do canal, que é calculada pela equação:

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad (23)$$

Em que: $v_{ch,pk}$ – velocidade mais alta do canal; $q_{ch,pk}$ – maior taxa de fluxo (m^3/s); A_{ch} – área da seção transversal do fluxo do canal (km^2).

A maior taxa de fluxo é calculada como:

$$q_{ch,pk} = Prf \cdot q_{ch} \quad (24)$$

Em que: $q_{ch,pk}$ – maior taxa de fluxo (m^3/s); Prf – fator de ajuste da taxa mais alta; q_{ch} – taxa média de fluxo.

No modelo a quantidade de sedimento que pode ser transportada de um curso d'água é calculada:

$$conc_{sed,ch,mx} = c_{sp} * v_{ch,pk}^{spexp} \quad (25)$$

Em que: $conc_{sed,ch,mx}$ – concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (ton/m ou kg/L); C_{sp} – coeficiente definido pelo usuário; $spexp$ – expoente definido pelo usuário (varia normalmente entre 1,0 e 20 e foi ajustado para 1,5 na equação original de Bagnold sobre a força da corrente).

No SWAT 2009, a concentração máxima de sedimento calculada é comparada com a concentração de sedimento no curso d'água no início do tempo, $concSed,ch,i$. Quando a

$\text{concSed}_{ch,i} > \text{conc Sed}_{ch,mx}$, a deposição é o processo dominante no curso d'água e a quantidade líquida de sedimento depositado é calculada:

$$\mathbf{Sed}_{dep} = (\mathbf{conc}_{Sed,ch,i} - \mathbf{conc}_{Sed,ch,mx}) * \mathbf{V}_{ch} \quad (26)$$

Em que: \mathbf{Sed}_{dep} – quantidade de sedimento depositado no curso d'água (toneladas métricas); $\mathbf{conc}_{Sed,ch,i}$ - concentração de sedimento inicial no curso d'água (kg/L ou ton/m³); $\mathbf{conc}_{Sed,ch,mx}$ - concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (kg/L ou ton/m³); \mathbf{V}_{ch} – volume de água no curso d'água (m³H₂O).

Se $\mathbf{conc}_{Sed,ch,i} < \mathbf{conc}_{Sed,ch,mx}$, a degradação é o processo dominante no curso d'água e a quantidade líquida de sedimento carregados novamente é calculado com a equação:

$$\mathbf{sed}_{deg} = (\mathbf{conc}_{Sed,ch,mx} - \mathbf{conc}_{Sed,ch,i}) * \mathbf{V}_{ch} * \mathbf{K}_{ch} * \mathbf{C}_{ch} \quad (27)$$

Em que: \mathbf{sed}_{deg} – quantidade de sedimento carregados novamente no curso d'água (toneladas métricas); $\mathbf{conc}_{Sed,ch,mx}$ - concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (kg/L ou ton/m³); $\mathbf{conc}_{Sed,ch,i}$ - concentração de sedimento inicial no curso d'água (kg/L ou ton/m³); \mathbf{V}_{ch} – volume de água no curso d'água (m³H₂O); \mathbf{K}_{ch} – fator de erosão do canal; \mathbf{C}_{ch} – fator de cobertura do canal.

Após o cálculo da quantidade de deposição e degradação, a quantidade final de sedimentos no curso d'água é determinada pela equação:

$$\mathbf{sed}_{ch} = \mathbf{sed}_{ch,i} * \mathbf{sed}_{dep} * \mathbf{sed}_{deg} \quad (28)$$

Em que: \mathbf{sed}_{ch} – quantidade de sedimento suspenso no curso d'água (toneladas métricas); $\mathbf{sed}_{ch,i}$ – quantidade de sedimento depositado no curso d'água no começo do período de tempo (toneladas métricas); \mathbf{sed}_{dep} – quantidade de sedimento depositado no curso d'água (toneladas métricas); \mathbf{sed}_{deg} – quantidade de sedimento carregado novamente no curso d'água (toneladas métricas).

A quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água é calculada:

$$\mathbf{sed}_{out} = \mathbf{sed}_{ch} * \frac{\mathbf{V}_{out}}{\mathbf{V}_{ch}} \quad (29)$$

Em que: \mathbf{Sed}_{out} – quantidade de sedimento transportado para fora do curso d'água (toneladas métricas); \mathbf{sed}_{ch} – quantidade de sedimento suspenso no curso d'água (toneladas métricas); \mathbf{V}_{out} – volume de fluxo durante o passo de tempo (m³H₂O); \mathbf{V}_{ch} – volume de água no curso d'água (m³H₂O).

O pressuposto deste método é de que a erosão seja limitada somente pela capacidade de transporte, ou seja, o fornecimento de sedimento da erosão do canal é ilimitado. Se a carga sólida na entrada do canal for menor que a capacidade de transporte, então se supõe que a erosão do canal cumpra esse déficit. Por outro lado, se a carga sólida na entrada do canal for maior que a capacidade de transporte, a diferença na carga será depositada dentro do canal. Desta forma, no método default, a carga sólida carregada pelo canal é quase sempre próxima à capacidade de transporte máxima dada pela equação simplificada de Bagnold e somente limitada pela cobertura do canal e fatores de erosão. Durante enchentes subsequentes, os sedimentos depositados serão suspensos novamente e transportados antes da degradação do canal.

3.3.6.7.2.2 Abordagem física para cálculo da erosão do canal

O modelo SWAT 2009 possui quatro modelos de força do fluxo para prever a capacidade de transporte do canal: Modelo de Bagnold Modificado, Modelo Kodatie; Modelo Molinas e Wu; e Modelo de Sedimento e Cascalho de Yang. Essas equações buscam prever concentração máxima de carga do leito, calculam a erosão baseada na tensão de cisalhamento, dividem a erosão do canal em erosão de margem e do leito do rio e rastreiam a distribuição do tamanho das partículas do sedimento a partir da erosão da superfície e calculam a erosão e a deposição para seis tamanhos de partículas.

A concentração máxima de carga do leito que ele pode carregar é calculada como uma função não linear de velocidade de pico:

$$conc_{sed,ch,mx} = f(\text{velocidade de pico}) \quad (30)$$

Em que: $conc_{sed,ch,mx}$ – concentração máxima de sedimento que pode ser transportada pela água (tonelada métrica/m³).

As quatro novas equações de força de fluxo para prever a capacidade de transporte de sedimentos no canal implementadas no SWAT com abordagens nas leis da física foram desenvolvidas com base em diferentes teorias e materiais de leito. A descrição dos modelos e detalhamento das equações constam da Documentação Técnica do SWAT 2009 (NEITSCH et al, 2011).

O Modelo Kodatie foi desenvolvido utilizando otimização não linear e dados de campo para diferentes tamanhos de sedimentos no leito. O Modelo Molinas e Wu foi desenvolvido para o transporte de sedimentos para grandes rios com leito de areia baseado no poder da corrente e sua equação de transporte foi ajustada para 414 conjuntos de dados de carga de leito

de rios de tamanho grande tais como o Rio Amazonas e o Rio Mississipi. No Modelo de Sedimento e Cascalho Yang a carga total de sedimentos foi relacionada à força da corrente (produto de velocidade e inclinação) e foram desenvolvidas equações separadas para areias e cascalho do leito.

2.1.10.8. Problemas da quantificação de sedimentos dentro do SWAT

Neste item serão reportados alguns problemas da quantificação de sedimentos no SWAT.

O modelo SWAT utiliza a equação MUSLE para cálculo da produção de sedimento que é computada para cada sub-bacia. A MUSLE foi desenvolvida a partir da equação USLE cujo modelo foi obtido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas-padrão, por sua vez, para parcelas-padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e 9% de declividade (PRUSKI, 2009; WISCHMEIER & SMITH, 1978), distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos, não sendo adaptada para os processos de erosão de encostas montanhosas. É uma equação de perda de solo que se processa na sua maior parte como erosão laminar (MACHADO, 2002).

No processo de transporte, nem todo o material erodido e disponibilizado para o curso d'água atingirá o exutório da bacia. Parte deste material ficará retido nas encostas, ou ao longo do trajeto no próprio curso do rio (BONUMÁ et al., 2014). O SWAT superestima a produção de sedimentos em encostas íngremes das bacias hidrográficas, pois não consegue captar as ondulações da paisagem; isto é, após uma inclinação de 45%, o relevo é deprimido e os sedimentos aí depositados (BONUMÁ et al., 2014). No entanto, o SWAT mantém o sedimento em fluxo, resultando em uma superestimativa da carga de sedimentos na saída do fluxo. De acordo com ROIG (2015), esta característica dificulta a correlação entre os dados de transporte de sedimentos e os resultantes do cálculo de erosão utilizando-se de equações empíricas como a USLE e a MUSLE, onde a retenção de sedimento não é considerada.

O fator erodibilidade do solo, presente na equação MUSLE, constitui o fator de maior custo e morosidade para determinação, notadamente no Brasil, tendo em vista a extensão territorial e a diversidade edáfica; e do alto custo da aplicação dos métodos diretos (PRUSKI, 2009). Desta forma, foram desenvolvidos vários modelos para estimativa do fator erodibilidade de maneira indireta. No modelo SWAT, a estimativa da erodibilidade é feita pela equação de WISCHMEIER et al. (1971). De acordo com PRUSKI (2009), a obtenção indireta da erodibilidade tem sido usada com sucesso nos Estados Unidos, todavia o seu uso não tem

apresentado bons resultados quando aplicada aos solos tropicais devido às diferenças texturais, particularmente no tocante aos latossolos brasileiros. Além disto, o autor informa que o mesmo tem acontecido para os métodos desenvolvidos ou adaptados para as regiões tropicais e que uma das causas dessa inadequação é a grande heterogeneidade de comportamento dos solos tropicais em face do processo erosivo. Desta forma, muitos autores sugerem o desenvolvimento de modelos para estimativa da erodibilidade específicos para cada grupamento de solos.

O comprimento do declive e os parâmetros de inclinação do declive usados no cálculo do fator topográfico MUSLE (fator LS) são fatores sensíveis que podem afetar significativamente as previsões de produção de sedimentos do SWAT. De acordo com BONUMÁ (2011, 2014), a interface ArcSWAT calcula o comprimento do declive e a inclinação do declive a partir do modelo de elevação digital. No entanto, o cálculo do comprimento do declive nem sempre tem êxito quando os declives são íngremes. Quando um comprimento de declive não é calculado, o padrão da interface é um comprimento de declive de 50 m. O comprimento do declive padrão de 50 m é apropriado para bacias hidrográficas relativamente planas, mas em bacias com declives médios a íngremes (> 25%), o SWAT simulará erosão laminar excessiva.

Ainda com respeito ao uso da MUSLE, cabe uma análise sobre a determinação dos coeficientes de ajustes empíricos “a” e “b”. SANTOS et al. (2014) citam uma série de trabalhos que apontam para a necessidade de calibração dos coeficientes de ajustes empíricos “a” e “b” da equação MUSLE e mostram que os mesmos são, na análise de sensibilidade dos parâmetros da MUSLE, os fatores mais sensíveis do modelo, contribuindo com cerca de 66% da variabilidade da produção de sedimentos nas estimativas realizadas pelo SWAT. Ainda de acordo com os autores, o uso dos coeficientes originalmente recomendados por WILLIAMS (1974) coeficientes de ajuste empíricos (“a” e “b”) da equação MUSLE apresentou altos erros de estimativa para microbacias no semiárido brasileiro, evidenciando a importância da calibração desses coeficientes.

Outro ponto importante para a determinação de sedimentos pelo modelo SWAT está relacionado ao transporte de sedimentos no canal. De acordo com MOLINAS & WU (2001), as abordagens teóricas no estudo do transporte de sedimentos baseiam-se em pressupostos simplificados e idealizados, enquanto métodos empíricos enfatizam apenas determinado número de parâmetros que são considerados mais relevantes por seus desenvolvedores. A aplicabilidade de uma equação para estimar as taxas de transporte em condições de campo

depende não apenas das formulações teóricas, mas também dos dados utilizados no seu desenvolvimento e calibração. No passado, um grande número de equações de transporte de sedimentos foi desenvolvido usando dados derivados de experimentos laboratoriais com fluxos rasos. Entretanto, quando essas equações são aplicadas em rios naturais, especialmente para grandes rios com fluxos profundos, as taxas de transporte previstas podem variar drasticamente dos valores medidos.

No SWAT versão 2009 os sedimentos são modelados na componente paisagem levando em consideração as classes de declive enquanto as HRUs são criadas, mas o modelo não leva em consideração o processo de deposição em toda a paisagem. BONUMÁ et al. (2014), com o intuito de representar melhor os processos de deposição de sedimentos nas encostas, modificou o código fonte do SWAT com a incorporação de um termo de capacidade de transporte de sedimentos na paisagem.

O método padrão (default) do SWAT (equação simplificada de Bagnold) é uma versão simplificada da equação de força de corrente de BAGNOLD (1977) modificada por WILLIAMS (1980) para calcular a capacidade máxima de transporte de sedimentos que pode ser transportada em um curso d'água em função da velocidade mais alta do canal. Nesse método, a componente concentração de sedimentos ($conc_{sed,mx}$) a erosão é limitada apenas pela capacidade de transporte de sedimentos ($conc_{sed,mx} - conc_{sed,ch}$) no canal, e não pelo fornecimento de sedimentos. Desta forma, com a equação simplificada de Bagnold a carga de sedimentos é quase sempre próxima a $conc_{sed,mx}$, e é limitada apenas pelos fatores de cobertura (CH_COV) e de erodibilidade do canal (CH-EROD) (NEITSCH et al., 2011). Com a aplicação desta equação não há registro da distribuição do tamanho das partículas nos cursos d'água e supõe-se que todas as partículas sejam do tamanho de partículas de silte. Além disso, os resultados apresentados são da erosão do canal, não havendo contabilização separada da erosão da margem do rio e do leito; e supõe-se que a deposição ocorra somente no canal principal. A deposição de sedimentos na planície de inundação também não é modelada (NEITSCH et al., 2011).

Embora as novas equações de roteamento de sedimentos no SWAT considerem uma abordagem física para determinação da erosão das margens e do canal, o que é considerado mais apropriado para modelar áreas com planície de inundação, onde a erosão da margem contribui mais do que a erosão da superfície para sedimentos e cargas de nutrientes na bacia (Lu et al., 2014), o modelo SWAT apresenta uma deficiência no cálculo de transporte de

sedimentos em condições de transbordamento (SANTINI, 2020). Quando o rio transborda, a largura do leito principal é fixada no SWAT como quatro vezes a do leito menor. Desta forma, a velocidade média é então calculada para a seção inteira (leito menor mais leito principal) e cai acentuadamente, de forma irreal, afetando assim o cálculo da capacidade de transporte de sedimentos

O único modelo desenvolvido para grandes rios, o modelo Molinas e Wu, foi desenvolvido para o transporte de sedimentos para grandes rios com leito de areia apenas.

BETRIE et al. (2011) reporta a dificuldade de interpretação dos resultados quantitativos da modelagem de sedimentos realizada pelo autor na Bacia do Alto Rio Nilo Azul tendo em vista que alguns processos físicos não são bem representados no Modelo SWAT, tais como a deterioração das melhores práticas de manejo, concentrações de fluxo na faixa de filtragem (*filter strip*: faixa de vegetação densa localizada para interceptar o escoamento de fontes de poluentes na encosta e filtrá-lo) e erosão de ravina, além da falta de parametrização do modelo em escala local (por exemplo, a nível de sub-bacia ou HRU).

SANTINI (2020), modelando a bacia do Rio Ucayali, na bacia Amazônica, apresentou algumas limitações relevantes do modelo SWAT para o roteamento de fluxo e dos sedimentos. Segundo o autor, embora as primeiras simulações realizadas na bacia de Ucayali mostrassem que o módulo de roteamento de fluxo baseado no modelo de Muskingum existente no SWAT apresenta resultados satisfatórios na saída das sub-bacias andinas de Ucayali, à medida que a onda de inundação se propaga pela planície uma mudança de fase significativa é criada gradualmente entre os fluxos observados e simulados, sob o efeito combinado da inundação da planície de inundação. Com isto o autor conclui a necessidade de realizar modelagem utilizando um método de roteamento hidráulico na propagação de vazões da bacia, avaliando a parte do deslocamento de fase gerado pela propagação da inundação no leito principal e por influências a jusante. SANTINI (2020) propõe dois novos módulos de roteamento com uma abordagem hidráulica, um para sedimentos finos em suspensão e outro para areias graduadas em suspensão.

Desse modo, para SANTINI (2020) a complexidade de formalismos e o grande número de parâmetros na modelagem de sedimentos no SWAT torna a modelagem complexa, tediosa e, em última análise, quase aleatória, uma vez que o usuário terá dificuldade em relacionar a calibração de parâmetros aos processos físicos.

Mesmo com toda evolução no processo de modelagem com o SWAT, segundo Lelis & Calijuri (2010), a grande limitação do SWAT, é a dificuldade de se encontrar parâmetros regionais que alimentem o seu banco de dados. Há muito tempo se reconhece que os resultados obtidos pela modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica dependem muito da qualidade dos dados de entrada usados e que o principal problema em muitos estudos hidrológicos é que não existem dados adequados suficientes para descrever quantitativamente os processos hidrológicos com precisão suficiente (ABBOTT & REFSGAARD, 2012, BRESSIANI et al., 2015).

Isso é particularmente evidente no que tange a descarga sólida, visto que o transporte de sedimentos envolve uma interação complexa entre inúmeras variáveis inter-relacionadas. A obtenção de dados de concentração de sedimentos (suspensão/Total) é muito onerosa, tanto no processo de levantamento quanto do uso de recursos financeiros, além de oferecer perigo quando a medição é realizada nas altas vazões (eventos extremos), fazendo com que o monitoramento de sedimentos nos rios e reservatórios seja frequentemente restrito a vazões baixas a médias e com frequência de aquisição não adequada ao regime da descarga líquida. A baixa frequência de monitoramento compromete a qualidade da caracterização dos sedimentos, uma vez que a coleta não abrange toda a amplitude de vazões, não identificando principalmente o comportamento dos sedimentos nas altas vazões, bem como quando o rio extrapola o leito principal, ou seja, não considera a influência da planície de inundação. Com isto, as séries de descarga sólida utilizadas dos modelos hidrológicos, obtidas normalmente de curvas-chave de sedimentos elaboradas a partir de dados de campo, descarga líquida e sólida, muitas vezes, não são representativas de todo ciclo de vazão (CONDÉ et al., 2020).

2.1.11. Análise de sensibilidade, calibração, análise de incerteza e validação

De acordo com ABBASPOUR et al. (2015), a filosofia atual da modelagem requer que os modelos sejam descritos de forma transparente e que a análise de calibração, validação e análises de sensibilidade e incerteza sejam rotineiramente realizadas como parte do trabalho de modelagem. A calibração deve ser condicionada à estrutura do modelo, às entradas do modelo, aos pressupostos do analista, ao algoritmo de calibração, aos dados de calibração, etc.; e a análise das incertezas é essencial para avaliar a força do modelo calibrado.

Os modelos não são representações fidedignas dos sistemas reais. As simplificações que são assumidas na modelagem e a ausência de conhecimento pleno dos parâmetros e dos dados de campo, fornecem incertezas aos resultados que são produzidos pelo modelo. Diante disto, a

confiabilidade nas previsões do modelo torna-se o aspecto mais importante da sua aplicação como ferramenta de suporte à decisão (SILVA, 2010).

As técnicas de análise de sensibilidade e incertezas fornecem informações sobre o grau de confiabilidade de um modelo hidrológico e permitem quantificar e representar um intervalo possível de valores de parâmetros que representam o fenômeno modelado e os potenciais modelos que representam o evento hidrológico estudado. As incertezas presentes nos dados de entrada, nos parâmetros e na estrutura do modelo fornecem aos resultados da modelagem limites de adoção que devem ser avaliados pelo planejador e/ou pelo gestor de recursos hídricos. A necessidade de se avaliar essas incertezas é importante para tornar claros os limites de aplicabilidade dos resultados simulados e, principalmente, para atribuir maior confiabilidade aos resultados da modelagem (SILVA, 2010).

YANG et al. (2008), SETEGN et al. (2008) e FERRIGO et al. (2013) aplicaram o SWAT para estudos em bacias hidrográficas na China, na Etiópia e no Brasil, implementando diferentes técnicas multicritérios e multiobjetivo na calibração, validação e análise de incerteza e sensibilidade do modelo SWAT.

2.1.11.1. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade tem como objetivo a identificação dos parâmetros que são responsáveis mais fortemente pelas alterações nos resultados da modelagem, ou seja, os parâmetros mais sensíveis; além disto permite verificar, em termos percentuais, quais os parâmetros contribuem para a incerteza nos resultados obtidos. A análise de incertezas permite que se verifique a faixa de aplicação dos resultados. Possibilitando que o tomador de decisão tenha clareza dos riscos associados a aplicação dos resultados obtidos por simulação.

O teste de sensibilidade deve ser realizado em parâmetros fundamentais para identificar quais são de maior importância, e o esforço em sua estimativa deve ser proporcional à sua importância

De acordo com SILVA (2010), o termo Incerteza na modelagem hidrológica é confundido com frequência e utilizado indistintamente com a mesma conotação de “erro”. Embasada na teoria de diversos autores, SILVA (2010) apresenta que tecnicamente os dois termos têm significados diferentes. A autora apresenta uma revisão do conceito de Incerteza:

- Está associado ao sentido probabilístico uma vez que trata da variação nos resultados de um evento aleatório, dos distúrbios derivados de considerações errôneas ou da distribuição de erros associados com as quantidades observadas ou estimadas.
- É o estado ou condição que reflete a falta de certeza acerca da saída de um processo físico ou sistema de interesse e resulta numa potencial diferença entre o resultado obtido e o valor “verdadeiro”.
- É a diferença entre as estatísticas da amostra e da população, que pode ser devido à representatividade ou devido a erros de coleta e processamento dos dados da variável aleatória.

2.1.11.2. Calibração e análise de incertezas

A calibração e a análise de incertezas estão intimamente ligadas e nenhum resultado de calibração deve ser apresentado sem uma quantificação do grau de incerteza na previsão do modelo (ABBASPOUR et al.,2015).

ABBASPOUR et al (2015) discutem questões sobre a disponibilidade de dados, calibração de modelos distribuídos de grande escala e procedimentos de contorno para análise do modelo de calibração e incerteza. A incerteza na modelagem surge devido às informações incompletas usadas na simulação que estão na estrutura do programa de modelagem, nos parâmetros e nos dados de entrada. Diante desta situação autores sugerem que cada esforço de modelagem seja acompanhado de uma análise de incertezas com o objetivo de se determinar os intervalos de confiança das predições do modelo, levando em conta as várias fontes de incerteza (SILVA,2010).

O SWAT-CUP é um programa de domínio público desenvolvido para calibração dos modelos desenvolvidos com o uso do SWAT (ABBASPOUR et al., 2004, 2007). O programa faz a junção dos algoritmos, GLUE, ParaSol, SUFI2, MCMC e PSO, permitindo cinco diferentes procedimentos de calibração, possibilitando a realização de análise de sensibilidade, calibração, verificação e análise de incertezas dos modelos para cada um dos algoritmos, bem como a visualização da área de estudo, usando o mapa do Bing. Com este recurso, as sub-bacias, rios simulados e as estações de precipitação e de temperatura podem ser visualizadas no mapa Bing (ABBASPOUR et al., 2007, 2015).

O SUFI-2 foi desenvolvido para modelagem inversa e usa uma sequência de etapas em que as incertezas iniciais (grandes) nos parâmetros do modelo são progressivamente reduzidas até que um determinado requisito de calibração baseado na incerteza de predição seja atingido.

O programa SUFI-2 é limitado a encontrar uma de muitas regiões em um espaço multidimensional do parâmetro.

O grau em que todas as incertezas são contabilizadas no SUFI-2 é quantificado por uma medida referida como o fator P, que é a percentagem de dados medidos apoiados pela incerteza de previsão de 95% (95PPU). O 95PPU é calculado nos níveis de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa de uma variável de saída obtida por meio da amostragem latina hipercúbica. Outra medida quantificando a força de uma análise de calibração/incerteza realizada no SUFI-2 é o chamado fator R, que é a espessura média da banda de 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados medidos. SUFI-2, portanto, busca apoio na maioria dos dados medidos (grande fator P, máximo de 100%) com o menor valor possível de fator R (mínimo 0).

No SUFI-2 os parâmetros são então atualizados de tal forma que os novos intervalos são sempre menores do que os intervalos anteriores, e são centrados em torno da melhor simulação (ABBASPOUR et al., 2004, 2007). O benefício do ajuste e o grau em que o modelo de calibrado responde pelas incertezas são avaliados pelo fator R e o fator P. Uma situação ideal levaria a um fator-P de cerca de 100% e um fator R próximo de zero. Quando valores aceitáveis de fator R e fator P são alcançados, as incertezas dos parâmetros são as faixas de parâmetro desejadas. Melhores ajustes podem ser quantificados pelo coeficiente R² e/ou Nash-Sutcliff (NS) entre as observações e a melhor simulação final. Se inicialmente um conjunto de intervalos de parâmetro não pode ser encontrado onde os 95PPU suporta a maioria dos dados, por exemplo, se ocorre que a incerteza dos parâmetros ultrapassa o limite do significado físico, então o problema não é a calibração do parâmetro e o modelo conceituado precisa ser revisto (SCHUOL, 2008).

De acordo com YANG et al. (2008), modelos de bacias hidrográficas distribuídas são cada vez mais utilizados para apoiar decisões sobre estratégias de gestão alternativas nas áreas de mudança de uso da terra, mudanças climáticas, alocação de água e controle de poluição e, por este motivo, é importante que esses modelos passem por uma cuidadosa análise de calibração e incerteza. Os cientistas vêm desenvolvendo várias técnicas de análise de incerteza para modelos de bacias hidrográficas. YANG et al. (2008), para determinar as diferenças e semelhanças dessas técnicas, comparou cinco procedimentos de análise da incerteza: estimativa da incerteza de verossimilhança generalizada (GLUE), solução de parâmetros (ParaSol), algoritmo de ajuste da incerteza sequencial (SUFI-2), e uma estrutura Bayesiana implementada usando as técnicas de Monte Carlo da cadeia de Markov (MCMC) e técnicas de amostragem de importância (IS). A pesquisa constatou que apesar das diferenças conceituais e de

performance, GLUE, SUFI-2 e MCMC tem similares faixas de predição de incertezas e que a aplicação do SUFI-2 com base no coeficiente de Nash-Sutcliffe pode ser executada com o menor número de execuções do modelo para alcançar bons intervalos de incerteza de predição no sentido de uma razoável cobertura de dados pontuais pelas faixas de predição de incertezas.

Outros estudos apresentam a eficiência do algoritmo SUFI-2. SCHUOL et al. (2008) em sua pesquisa informa que o procedimento de análise de incerteza SUFI-2 é muito eficiente, não apenas em termos de localização de um intervalo de parâmetros ótimo, mas também em termos do número necessário de simulações. Informa também que é um programa que usa um número relativamente pequeno de simulações para realizar a calibração e a análise de incertezas foi essencial para tal modelo computacionalmente extensivo.

2.1.11.3. Validação

Grande parte dos trabalhos de modelagem com o SWAT realizados no Brasil não descreve os processos de calibração e, principalmente, validação do modelo (BRESSIANI et al., 2015). A principal dificuldade para realizar a calibração e a validação de modelos é a ausência de séries de dados medidos nas bacias modeladas.

De acordo com ARNOLD et al. (2012), a validação dos ajustes dos parâmetros é a última etapa de verificação de um modelo hidrológico e trata-se da execução do modelo com os valores dos parâmetros determinados na calibração para um período de dados diferente ao utilizado na calibração. É o processo que tem como objetivo demonstrar que um determinado modelo é capaz de fazer simulações suficientemente precisas, cuja definição pode variar com base nos objetivos do projeto. Segundo os autores, em geral, um bom modelo calibração e a validação devem incluir: (1) dados observados que incluem aos secos, úmidos e médios; (2) várias técnicas de avaliação; (3) calibração de todos os constituintes a serem avaliados; (4) verificação que outras saídas importantes do modelo são razoáveis. Em geral, gráficos e métodos estatísticos com alguma forma de critérios objetivos estatísticos são usados para determinar quando o modelo foi calibrado e validado.

2.1.12. Desafios da modelagem hidrológica e sedimentométrica utilizando o modelo SWAT no Brasil

BRESSIANI et al. (2015) em seu artigo de revisão dos trabalhos realizados com SWAT identificou mais de 100 estudos realizados no Brasil durante o período de 1999 a 2015. Segundo os autores a maioria dos estudos foi realizada em bacias localizadas nas regiões sul e sudeste do Brasil e foi conduzido no âmbito de pesquisas acadêmicas, sendo que cerca de 50% reportou

apenas resultados hidrológicos. Os autores relataram as dificuldades para aplicação do modelo nas bacias hidrográficas brasileiras tendo em vista a falta de disponibilidade de dados, falta de acesso fácil aos formatos de dados que foram compilados e/ou problemas relacionados ao processamento de dados, necessário para aplicação do modelo. Muitos dos dados existentes não estão bem organizados, não são acessíveis num banco de dados centralizado ou existem em formatos que não são prontamente utilizáveis para a interface do Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcSWAT ou para outras ferramentas de pré-processamento que são usadas para construir os conjuntos de dados de entrada do SWAT.

No Brasil, a partir de 1999 o número de usuários e aplicações do modelo SWAT vem aumentando de forma acelerada em suas várias regiões (GARBOSSA et al., 2011). No caso do bioma Cerrado, principalmente no que se refere a região do Planalto Central Brasileiro, como observado no trabalho de GARBOSSA et al. (2011), até 2010, não existiam aplicações deste modelo. Atualmente houve um avanço do uso do modelo SWAT no bioma Cerrado, sendo aplicado em diversas bacias experimentais localizadas no Distrito Federal – DF (TEIXEIRA 2016; CASTRO, 2013; SALLES, 2012; STRAUCH et al., 2011; SILVA, 2010; MINOTI et al., 2011; SALLES e CHAVES, 2011; LOPES, 2011). No caso do bioma caatinga, recentemente foram realizados vários trabalhos utilizando o SWAT (SILVA et al., 2016; ANDRADE ET AL., 2017; ARAGÃO et al., 2013; CARVALHO NETO et al., 2011).

2.1.12.1. Modelagem utilizando o SWAT na Bacia do Rio São Francisco

Segundo BRESSIANI (2015), estudos recentes reportam a aplicação do SWAT para muitos dos grandes rios brasileiros, incluindo partes ou toda bacia do rio Amazonas, São Francisco e Jaguaribe. Com respeito a modelagem utilizando o SWAT em toda área da BRSF, podemos citar CREECH (2014, 2015), KOCH (2015) e FERNANDES (2015).

CREECH et al. (2014, 2015) aplicou o modelo SWAT com o objetivo principal de desenvolvimento de um modelo-base para calcular a carga de sedimentos da BRSF. As saídas do modelo de produção de sedimentos foram acopladas com um modelo de transporte e análise de sedimentos, a fim de determinar abordagens conceituais de planejamento para melhorar o canal de navegação entre Pirapora, MG e o término do canal de navegação aluvial no reservatório de Sobradinho (aproximadamente 1.015 km). Sua tese mostra detalhadamente todo o processo de modelagem, origem e tratamentos das bases e dados utilizados e ferramentas utilizadas. Foram utilizadas duas bases globais para alimentar o modelo: GlobCover, da Agência Espacial Européia, para uso e cobertura do solo, com 300 x 300 m de resolução; e

Global Weather Data (<http://globalweather.tamu.edu/>) que possui dados de temperatura, precipitação, vento, umidade relativa e dados de radiação solar dentro de um limite de 5° (Latitude) por 5° (Longitude). Para os solos o autor utilizou o mapa de solos do Brasil da EMBRAPA, na escala 1:5.000.000. Os dados das propriedades físicas e químicas dos solos do banco de dados da *International Soil Reference and Information Centre (ISRIC)*, com conteúdo das propriedades físicas e químicas com resolução de 5 arc-minutos, que foram usados para extrair os dados das propriedades dos solos e aplicados ao mapa de solos da EMBRAPA.

Os resultados da modelagem realizada por CREECH (2014; 2015) mostrou que a taxa de assoreamento de sedimentos no Rio São Francisco e principais afluentes aumentou em aproximadamente 20 vezes desde a Pré-Colonização Européia da bacia (de aproximadamente 1,25 milhão para 23 milhões de toneladas por ano), o que tem contribuído com os danos da navegação atual devido aos bancos de sedimentos no canal de navegação do Rio São Francisco. Os resultados mostram que apenas 6,1% da carga de sedimentos pode ter se originado nas margens do Rio São Francisco ou nas margens de seus afluentes principais; o restante, (93,9%) tem origem nas terras altas e tributários. O modelo SWAT de CREECH mostrou que, desde a colonização européia, apresentou um notável decréscimo da carga de sedimentos que chega ao Oceano Atlântico de cerca de 54%, resultado esperado devido à construção de grandes barragens a montante foz do rio. A carga anual média total dos sedimentos que são retidos nos reservatórios é calculada como aproximadamente 67,5 milhões toneladas. A eficiência de retenção de sedimentos nos reservatório foi muito alta especialmente nos reservatórios de Sobradinho, Luiz Gonzaga (antes denominada de Itaparica e mudou de nome em homenagem ao “rei do baião” nordestino) e Xingó. O modelo prevê a retenção de cerca de 98% dos sedimentos nos 200 km de comprimento do reservatório de Sobradinho. A carga de sedimentos do modelo SWAT foi calibrada para uma estação de descarga líquida no canal de navegação do médio São Francisco, Estação Morpará, com um PBIAS de 11,6.

FERNANDES (2015) avaliou a viabilidade do uso do modelo SWAT para vazão e estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco no período de 1992 a 2012. Para a modelagem a bacia foi dividida em seis projetos: Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso, Xingó e Foz. Segundo o autor, o SWAT mostrou-se um modelo robusto em simular a perda de solo e seu transporte na bacia do São Francisco. Entretanto, existe uma tendência do modelo em superestimar a produção de sedimentos. Os maiores valores médios de produção para os projetos Sobradinho e de Três Marias foi de 9.463,13 t.km².ano⁻¹

e 9.191,18 t.km².ano⁻¹, respectivamente; os projetos Itaparica, Paulo Afonso e Xingó apresentaram uma produção de sedimentos menor, com, respectivamente, 2.989,25 t.km².ano⁻¹, 459,70 t.km².ano⁻¹ e 348,05 t.km².ano⁻¹; e o projeto Foz apresentou uma estimativa média de produção de sedimento de 1.284,55 t.km².ano⁻¹. Com relação a vazão as superestimativas e subestimativas apontadas pelo índice estatístico PBIAS podem estar relacionadas com a utilização do mapa de uso e cobertura do solo. Sendo que os projetos situados após o reservatório de Sobradinho apresentaram melhores resultados estatísticos, com COE e R2 variando entre 0.94 e 0.99, indicando que para essa região da bacia o controle de vazão pelo reservatório contribuiu para melhores resultados do modelo. No geral o modelo apresentou bons resultados estatísticos.

SILVA et al. (2015) aplicaram o modelo SWAT no submédio Rio São Francisco e verificaram que o modelo permitiu a análise dos componentes do balanço hidrossedimentológico em regiões semiáridas com desempenho considerado satisfatório, mostrando sua aplicabilidade para diferentes condições hidrológicas e de uso do solo na região semiárida do nordeste brasileiro. Nos anos de 1999, 2004, 2008 e 2010; os mapas de aporte de sedimentos mostram que as áreas maiores produtoras de sedimentos encontram-se próximas a parte central da bacia. Segundo o modelo, estas áreas de alto risco produzem valores maiores que 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. As áreas de baixo risco situam-se na porção leste da bacia tendo em vista a maior presença de relevo plano a suave ondulado, associados a áreas de várzea, que não propiciam grande escoamento superficial e carreamento do material erodido. Em regiões próximas ao exutório, na porção sudeste da bacia, não foram verificadas alterações acentuadas de produção de sedimentos. Estas áreas apresentam declividades estáveis ou de baixo risco de vulnerabilidade, sendo em sua maioria de várzea e plano à suave ondulado, embora verifica-se a incidência de solos Planossolo Háptico, Neossolo Quartzarênico e Neossolo Regolítico, que apresentam níveis de erosão classificados de médio a alto risco.

2.1.12.1.1. Dados de solos

As restrições de dados no Brasil resultam na necessidade de executar parametrizações teóricas para muitas aplicações de SWAT no país (BRESSIANI, 2016). Um exemplo de tais parametrizações é o uso de funções de pedo-transferência em muitos estudos para estimar os parâmetros dos solos brasileiros para executar o SWAT.

De acordo com BRESSIANI, (2016), os solos brasileiros são muito diversos e são uma componente chave do complexo panorama dos recursos naturais brasileiros. Com exceção dos

gelisols, que contêm o permafrost, e o andosols, que se desenvolvem devido a depósitos de cinzas vulcânicas, todos os principais tipos de solo existem no Brasil. As origens geológicas e geomorfológicas dos solos brasileiros diferem consideravelmente em comparação com os solos formados regiões temperadas, como nos EUA e na Europa. Os solos brasileiros são naturalmente mais inférteis e possuem características típicas dos solos tropicais, incluindo camadas mais profundas, alta permeabilidade, capacidade de troca de cátion baixa, inadequada disponibilidade de minerais (potássio, cálcio, magnésio e fósforo), alta acidez e limitada disponibilidade de água do solo devido ao plantio sazonal e dos padrões de precipitação.

O processamento do modelo SWAT requer que sejam definidos os valores das propriedades físico-hídricas de cada classe de solo existente na bacia hidrográfica. Os impactos das bases de dados de entrada do solo foram avaliados por muitos autores, mostrando que o modelo SWAT é realmente sensível a esta informação (Salles, 2015).

Pesquisas detalhadas dos solos que descrevem séries específicas e integram dados de pedologia do solo mais diretamente permanecem escassas para a maioria das sub-regiões, apesar das iniciativas brasileiras para desenvolvimento de mapa de solos em escala nacional que permita mostrar a distribuição dos principais tipos de solos no Brasil, para o desenvolvimento de um sistema brasileiro de classificação de solos e da compilação de dados das propriedades de solos pesquisados feita pela EMBRAPA e inserção dentro de um Sistema de Informação dos Solos Brasileiros. A falta de mapas de solos detalhados tem implicações potenciais para as aplicações do SWAT e modelos ecohidrológicos similares no Brasil. (BRESSIANI, 2016).

LIMA et al. (2013) apresenta uma base de dados de solo de referência para a aplicação do modelo SWAT em bacias hidrográficas do Cerrado. Os autores apresentam valores médios e seus intervalos de variação (calibração), em três profundidades, para as principais variáveis relacionadas aos solos, tais como densidade, curva de retenção, condutividade hidráulica, matéria orgânica e textura. Os dados foram coletados em 66 locais e em três profundidades, na Bacia Experimental do Alto Rio Jardim, Distrito Federal. Os autores esperam que, tendo em vista as limitações dos dados utilizados em estudos anteriores na região do cerrado, que os resultados do trabalho representem um avanço na busca por modelos hidrológicos mais realísticos.

Além da definição dos valores das propriedades físico-hídricas de cada classe de solo existente na bacia, é necessário associar a um mapa de solos da área de estudo. No caso da

BRSF, tem-se o mapa de solos do Brasil, ano 2006, elaborado pela EMBRAPA, na escala 1:5.000.000 e os mapas de solos do Projeto RADAM Brasil, na escala 1:250.000, disponibilizado pelo IBGE recentemente. Em escalas maiores têm-se mapas estaduais, tais como o mapa de solos do estado de Pernambuco elaborado pela EMBRAPA na escala 1:250.000.

A respeito da escala de mapeamento dos solos, para exemplificar cita-se o comentário de SILVA (2010) em trabalho realizado na bacia hidrográfica do Descoberto. Segundo o autor, mesmo que o DF seja coberto com mapeamento de solo em escala de pelo menos 1:100.000 (EMBRAPA, 1978), o que representa um detalhamento melhor do que normalmente encontrado no país, a organização e forma de apresentação dos dados não são suficientes para o seu uso em modelos hidrológicos como o SWAT. Essas limitações em relação aos dados pedológicos resultam em incertezas nas aplicações do modelo SWAT na região.

O banco de dados do SWAT requer uma série de informações de variáveis físicas e químicas dos solos (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT.

<i>CRNAME</i>	Unidade	Definição
SNAM	adm	Nome do Solo
NLAYERS	adm	Número de camadas do solo.
HYDGRP	adm	Grupo Hidrológico do Solo
SOL_ZMX	mm	Enraizamento máximo da profundidade do perfil do solo.
ANION_EXCL	fraction	Fração de porosidade (espaço vazio), da qual ânions são excluídos.
SOL_CRK	fraction	Volume de rachaduras potenciais (Crack volume potential of soil)
SOL_Z	mm	Profundidade da superfície do solo até o fundo da camada.
SOL_BD	g/cm ³	Densidade do volume úmido
SOL_AWC	mm/mm	Capacidade de água disponível da camada do solo
SOL_K	mm/hr	Condutividade hidráulica saturada
SOL_CBN	%	Conteúdo carbono orgânico
CLAY	%	Conteúdo de argila.
SILT	%	Conteúdo de silte
SAND	%	Conteúdo de areia
ROCK	%	Conteúdo de fragmentos de rocha.
SOL_ALB	adm	Albedo do solo úmido.
SOL_EC	dS/m	Condutividade elétrica
SOL_CAL	%	Conteúdo de carbonato de cálcio
SOL_PH	adm	pH solo
USLE_K	adm	Fator de erodibilidade do solo da equaçãoUSLE (K)

De acordo com REIS (2002), os solos do sub-médio São Francisco, predominantemente do tipo Areias Quartzosas, Bruno Não Cálcico e Regossolos, apresentam alta taxa de escoamento e proporcionam um ambiente ideal para a desagregação e o carreamento de

partículas para o leito do rio. A autora também verificou aporte de material em suspensão através do escoamento superficial nos reservatórios do sub-médio São Francisco.

2.4. ABORDAGENS DE INTEGRAÇÃO ENTRE MODELOS HIDROLÓGICOS E HIDROLOGIA ESPACIAL

A partir de 1950, com o surgimento da hidrologia estocástica e com os avanços computacionais, foram desenvolvidos vários métodos estatísticos de manipulação de dados temporais, e com isso surgiram os programas de simulação de eventos hidrológicos (SILVA, 2010). A integração de diferentes componentes do ciclo hidrológico e a simulação de praticamente toda a bacia hidrográfica foram possíveis somente com o início da revolução digital na década de 1960. O desenvolvimento de modelos hidrológicos e a complexidade dos sistemas modelados tem aumentado gradualmente, paralelamente ao desenvolvimento dos sistemas computacionais desde a década de 1970. Mais recentemente, o desenvolvimento de modelos hidrológicos vem sendo acoplado a sistemas de informações geográficas (SIGs). Este acoplamento permite unir as distintas séries de dados e informações disponíveis em multiescalas e possibilita a distribuição espacial dessas informações através da subdivisão da área de estudo em unidades menores e hidrologicamente mais homogêneas, podendo minimizar uma das maiores limitações encontradas na aplicação de modelos complexos, que é trabalhar com a grande quantidade e heterogeneidade dos dados que descrevem os sistemas naturais (FERRIGO, 2014). A maior capacidade do ArcGIS (versão 9.3 e versões superiores) agora permite melhor resolução de construção de modelos em grande escala, que podem ser calibrados utilizando processamento paralelo poderoso e cálculos de grade, permitindo uma análise de incertezas adequada (ABBASPOUR et al, 2015).

Nas próximas décadas, pesquisas hidrológicas e gestão dos recursos hídricos dependerão mais fortemente da nossa capacidade coletiva para usar modelos baseados em princípios físicos, uma vez que estes são instrumentos essenciais para formular e testar hipóteses científicas, investigar padrões espaço-temporais, melhorar a nossa compreensão das respostas hidrológicas (FATICHI, 2016). Aliado a essa tendência, o acoplamento de sistemas de informações geográficas aos modelos hidrológicos vem contribuir com os resultados da modelagem hidrológica, tornando possível a utilização de dados e imagens georeferenciados e o uso de técnicas de sensoriamento remoto, trazendo para a modelagem hidrológica os benefícios/vantagens do uso das técnicas de sensoriamento remoto.

Como benefícios/vantagens dos dados obtidos com o uso do sensoriamento remoto (TROCH et al.,1990) podemos elencar:

- Obtenção de uma visão sinóptica – As avaliações espaciais podem melhorar a caracterização das propriedades médias de um corpo d'água;
- Melhoria da resolução espaço-temporal – Possibilita o aumento da frequência temporal do monitoramento e maior extensão espacial que nos relatórios baseando em levantamentos de campo;
- Integração com dados de campo – Permite uma melhor compreensão da ecologia do reservatório e da qualidade da água.
- Redução de custo – O uso de produtos de sensoriamento remoto gratuitos ou de baixo custo são menos dispendiosos que campanhas de campo;
- Obtenção de séries temporais – Podem ser levantadas características dos corpos hídricos no tempo passado, a partir da data de imageamento de cada satélite.

Com respeito aos obstáculos do uso do sensoriamento remoto, a principal desvantagem é que os sensores remotos não fornecem dados diretamente na forma necessária na modelagem hidrológica (TROCH et al.,1990). Outra dificuldade é que, as informações adquiridas por tais sensores geralmente consistem em medições de sinais eletromagnéticos que devem ser convertidos em dados hidrológicos relevantes por meio de algoritmos de inversão (HAN et al., 2016; NECHAD et al., 2010). Técnicas para interpretar operacionalmente dados de sensoriamento remoto em informações hidrológicas tem evoluído rapidamente (HAN et al., 2016), entretanto ainda necessitam de aprimoramentos. Como exemplo, podemos citar as dificuldades na escolha faixas espectrais mais adequadas para estudar os processos hidrológicos, bem como na interpretação desses dados com métodos apropriados.

Existem muitos desafios na hidrologia. Um dos desafios é como estimar componentes espacialmente variados do balanço hídrico em grandes escalas. Devido a heterogeneidade espacial e aos erros de amostragem, os dados observacionais existentes isoladamente podem não ser suficientes para fornecer informações precisas sobre o balanço hídrico para os interesses das pesquisas. Modelos hidrológicos bem testados e baseados em processos, que são baseados em princípios de conservação de massa, dinâmica e energia, podem ser bem adaptados para fornecer estimativas detalhadas do balanço hídrico da água e fornecer informações sobre como os componentes de armazenamento estão mudando dentro do Bacia hidrográfica. (NIU et al.,2014).

Aliado aos modelos hidrológicos, o sensoriamento remoto vem contribuir para uma visão sinóptica dos processos hidrológicos, captando a heterogeneidade espacial das bacias hidrográficas. Dependendo da resolução espacial dos sensores dos produtos satelitais utilizados, pode-se obter uma melhor análise e compreensão dos processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica, o que é demasiado caro e trabalhoso para ser realizado por meio de medições de campo.

De acordo com FATICHI et al. (2016), além de observatórios de campo, uma nova geração de medições hidro-geofísicas tributadas (por exemplo, detecção de luz e sua variação, radar solo-penetrante, sensores de temperatura de fibra óptica, tomografia de resistividade elétrica, câmeras fenológicas) e produtos de sensoriamento remoto de satélites e plataformas aéreas, incluindo veículos aéreos não tripulados, também estão sendo usados para melhorar a caracterização dos sistemas hidrológicos e fornecer padrões dos estados e fluxos hidrológicos. Essas medições podem contribuir para compreensão do sistema natural na simulação dos processos. Investimentos de longo prazo para coleta de dados especificamente desenhados para testar modelos hidrológicos baseados em processos podem contribuir para o desenvolvimento e a integração mais estreita de observatórios virtuais e de campo. Segundo os autores, em muitos casos, a amplitude e a profundidade dos dados gerados de observatórios de campo e teledetecção é espantosa, levantando questões importantes sobre como usá-los corretamente no desenvolvimento da modelagem hidrológica. A atual generalizada coleção de dados em escala de campo e a proliferação de dados compartilhados requer investimento das agências e devem ser úteis aos modeladores hidrológicos de várias maneiras – ajudando no projeto de redes de sensores, auxiliando no nível adequado de agregação espaço-temporal de dados para uso em modelos e contribuindo para descoberta das principais variáveis para medir para avanço teórico e compreensão a nível de processo.

ABBASPOUR (2015) acredita que o uso de dados de sensoriamento remoto, quando disponíveis, é extremamente útil para modelagem com SWAT e representa o grande salto na modelagem de bacias hidrográficas como resultado dos avanços na disponibilidade de dados de sensoriamento remoto.

De acordo com FATICHI (2016), modelos baseados em processos, teoricamente, na escala apropriada, são aproximações da realidade cujas formulações são independentes da disponibilidade imediata dos dados. Entretanto, segundo o autor, é altamente favorável a realização de teste com observações novas em um procedimento da validação. Conjuntos de

dados para testar modelos baseados em processos podem ser de tipos heterogêneos, em locais individuais, ou distribuídos na natureza, por exemplo, como séries temporais contínuas (umidade do solo, fluxos de energia, descarga líquida), registros instantâneos (derivados da evapotranspiração por satélite, biomassa, equivalente de água de neve, concentrações de traçador, concentração de sedimentos suspensos), ou observações qualitativas (presença ou ausência de neve ou inundação), entre outras. . Com o aumento do número e da qualidade das plataformas de sensoriamento remoto, a capacidade de usar tais observações terá maior importância.

Os satélites fornecem uma distribuição espacial sem precedentes de variáveis de superfície críticas da terra, tais como o albedo de superfície, a cobertura fragmentada da vegetação, temperatura de superfície da terra, evapotranspiração, etc., dados estes que são gerados por modelos de sensoriamento remoto e que também podem ser utilizados em modelos hidrológicos tais como o SWAT. Por outro lado, como o SWAT é baseado na evapotranspiração, pode ser usado como padrão para avaliação da acurácia dos modelos baseados em sensoriamento remoto. Para exemplificar pode-se citar a pesquisa de GAO & LONG (2008) que realizou uma intercomparação de dois modelos de sensoriamento remoto para estimativas de evapotranspiração real diárias e avaliou as estimativas de ET utilizando o SWAT. Segundo os autores, o SWAT baseado na ET pode ser usado como padrão para avaliação da acurácia de modelos baseados em sensoriamento remoto pelas seguintes razões:

- O modelo hidrológico é capaz de produzir uma quantidade de ET exata para uma bacia hidrográfica, mas não pode fornecer dados de distribuição ET de alta resolução, como os modelos baseados em sensoriamento remoto. O modelo baseado em sensoriamento remoto é capaz de gerar uma distribuição ET razoável, mas a quantidade de ET na escala do pixel é duvidosa e precisa ser avaliada;
- Embora a resolução de ET de modelos baseados em sensoriamento remoto na escala de pixel seja diferente da do SWAT nas unidades de resposta hidrológica (HRUs) ou na escala de sub-bacias, a quantidade de ET do SWAT de toda a bacia pode refletir uma ET realista após a simulação de processos hidrológicos durante um período racional realizado com precisão, pois os elos fundamentais dos processos hidrológicos, como precipitação, escoamento, podem ser medidos

diretamente e, portanto, a quantidade de ET pode ser restringida racionalmente na equação do balanço de água;

- Se a estimativa de ET de um determinado modelo baseado em sensoriamento de toda a bacia é próxima ao resultado de saída do SWAT, pode-se concluir que o modelo baseado em sensoriamento remoto não só gera uma estimativa de distribuição ET razoável, mas também produz valores confiáveis de ET na escala do pixel.

As integrações da modelagem com sensoriamento mais comuns estão relacionadas a utilização de modelos digitais de elevação para definição das bacias, da rede de fluxo e das declividades, além do uso de imagens de satélite para elaboração de mapas de uso e cobertura do solo. Segundo SANJAY et al. (2010) o mapa de cobertura do solo é um input crítico para o modelo SWAT.

Além destas, a utilização de dados de precipitação e evapotranspiração de sensoriamento remoto são as integrações mais utilizadas na modelagem (SALLES 2020; TANG et al., 2019; HERMAN et al., 2018; POMÉON et al., 2018; PARAJULI et al., 2018; SOUSA et al., 2015; NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008).

Diversos estudos de evapotranspiração de sensoriamento remoto acoplados com modelos hidrológicos foram utilizadas para estimativas da evapotranspiração e para quantificação do balanço hídrico de bacias (NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008; SALLES, 2020).

NIU et al. (2014), utilizando dados de sensoriamento remoto de evapotranspiração e um modelo hidrológico baseado em processo (process-based hydrologic model - PAWS), que inclui detalhadas representações da sub-superfície e processos da superfície da terra, quantificou componentes do balanço hídrico e alterações do armazenamento da água para duas das maiores bacias hidrográficas do estado de Michigan, EUA. Segundo os autores, as médias anuais de faixa de evapotranspiração 600 to 700 mm, que representa aproximadamente 60–70% da precipitação anual, é comparável com as estimativas dos dados do MODIS e também de outros estudos na literatura. Modelos hidrológicos baseados em processos são capazes de reproduzir tendências nas mudanças de armazenamento dentro de incertezas dos dados.

De acordo com LONG et al., 2014, a evapotranspiração representa o maior fluxo de saída de água no ciclo hidrológico na escala global e é um dos principais determinantes da

disponibilidade de água. Redes limitadas de estações de monitoramento de ET limitam globalmente a quantificação de ET em grandes áreas. Segundo os autores, o uso de sensoriamento remoto por satélite (RS) proporciona uma oportunidade sem precedentes para monitorar a variabilidade espaço-temporal da evapotranspiração usando dados baseados em índice de vegetação (índice de área foliar) e temperatura superficial da terra.

A precipitação é um dos dados de entrada mais importantes em modelos hidrológicos e as incertezas e o desempenho do modelo são negativamente afetados em áreas com redes esparsas de pluviômetros. O conjunto de modelagem com múltiplas entradas de precipitação de sensoriamento remoto pode aumentar consideravelmente o nível de confiança nos resultados de simulação, particularmente nas regiões com menor disponibilidade de dados de campo, como mostra o estudo de SRAUCH et al. (2012). Segundo o autor, padrões de precipitação nos trópicos são caracterizados pela extremamente alta variabilidade espacial e temporal que são difíceis de representar adequadamente com redes de pluviômetros. Desta forma, o uso de precipitação de sensoriamento remoto contribui para melhoria dos resultados das simulações.

Para exemplificar integrações menos usuais podemos citar o estudo de MA et al. (2019), que demonstraram demonstraram que os métodos disponíveis no módulo de “Desenvolvimento de Plantas” do SWAT não são adequados para áreas subtropicais/tropicais tendo em vista o fator controle e de dormência, assim os autores propuseram integrar series de índice de área foliar obtidas de imagens MODIS dentro do módulo desenvolvimento de plantas do SWAT para substituir o índice de área foliar simulado pelo SWAT. Com este procedimento, as dinâmicas da vegetação atual puderam ser refletidas e a ocorrência de dormência durante o desenvolvimento das plantas foi também evitado.

Especificamente sobre a integração do sensoriamento remoto com a modelagem para melhoria das estimativas da produção de sedimentos temos como exemplo os trabalhos de FOTEH et al. (2018), PRABHANJAN et al (2015) e SONG et al. (2011). FOTEH et al. (2018) avaliaram a sedimentação do reservatório de Jayakwadi usando dados do satélite Landsat 8 e o SWAT para estimativa da produção de sedimento do reservatório. PRABHANJAN et al (2015) modelaram a produção de sedimentos com o SWAT e técnicas geoespaciais nas bacias hidrográficas de Khadakohol e Harsul na Índia, sendo que a última bacia não possuía dados observados disponíveis. SONG et al. (2011) apresentaram uma nova abordagem para integrar fatores C detectados remotamente no SWAT para destacar o efeito de dados detalhados de cobertura vegetal na erosão do solo e produção de sedimentos.

Muito ainda pode ser feito para melhoria das estimativas de sedimentos nas calibrações dos modelos, incluindo a utilização de séries de descarga sólida total calculadas por sensoriamento remoto. Imagens satélite com alta frequência de imageamento permitem, após calibração com dados de campo e de reflectância, a obtenção de dados de concentração que, com dados de vazões, podem ser transformados em descarga sólida e utilizados como entradas nas calibrações no SWAT e no SWAT-CUP.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. et al. SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty programs. Eawag. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Duebendorf, p. 93, 2015.
- ABBASPOUR, K.C. et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of hydrology**, v. 333, n. 2-4, p. 413-430, 2007.
- ABBASPOUR, K.C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. Th. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340-1352, 2004.
- ABBASPOUR, Karim C. et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733-752, 2015.
- AMORIM, Ricardo SS et al. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, 2010.
- ANDRADE, C.W.L. et al. Modelagem hidrológica sob escassez de dados na Bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, p. 227-238, 2017.
- ARAGÃO, R. de et al. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Embrapa Tabuleiros Costeiros-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2013.
- ARNOLD, J. G. et al. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v.55, n.4, p.1491-1508, 2012.
- BABIN, Marcel et al. Light scattering properties of marine particles in coastal and open ocean waters as related to the particle mass concentration. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 2, p. 843-859, 2003.
- BARBOSA, Claudio Clemente Faria; DE MORAES NOVO, Evlyn Marcia Leão; MARTINS, Vitor Souza (Ed.). **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019.

BETRIE, Getnet D. et al. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 3, p. 807-818, 2011.

BONUMÁ, Nadia B. et al. Simulating landscape sediment transport capacity by using a modified SWAT model. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 1, p. 55-66, 2014.

BONUMÁ, Nadia Bernardi et al. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 2011. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

BORTOLUZZI, E. C.; PETRY, C. Partículas minerais: da rocha ao sedimento. **Ambiente e Sedimentos**, p. 1-38, 2008.

BRESSIANI, D.A. et al. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

CARVALHO NETO, J.G.; SRINIVASAN, V.; RUFINO, A.A. Aplicação do modelo SWAT para estudo de cenários hipotéticos na bacia hidrográfica do Riacho dos Namorados no Cariri Paraibano. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 30-40, 2011.

CARVALHO, J.C. et al. HIDROSAT–Sistema integrado para gerenciamento, processamento e difusão de dados hidrológicos obtidos a partir de monitoramento por satélites. Anais do **XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Brasília-DF. 2015.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia Prática. Rio de Janeiro. **Interciência**, v. 2008, p. 599p, 2008.

CARVALHO, N.O & HORA, M. A. G. M. Hidrossedimentometria. **Sedimentologia Fluvial: Estudos e Técnicas**, v. 1, p. 10-61, 2014.

CASTRO, K.B. **Avaliação do Modelo SWAT na Simulação da Vazão em Bacia Agrícola do Cerrado Intensamente Monitorada**. Dissertação de Mestrado. UnB. 122p. 2013.

CHEN, S. et al. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 99, p. 58-69, 2015.

CODEVASF & USACE. Relatório Final do Projeto Seis, Ano II, Modelo da Bacia do Rio São Francisco. 2002.

DEKKER, A. G. & HESTIR, E. L. Evaluating the feasibility of systematic inland water quality monitoring with satellite remote sensing. **Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Canberra, Australia**, 2012.

DEKKER, Arnold G.; VOS, R. J.; PETERS, S. W. M. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. **International journal of remote sensing**, v. 23, n. 1, p. 15-35, 2002.

DÖRNHÖFER, K.; OPPELT, N. Remote sensing for lake research and monitoring—Recent advances. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 105-122, 2016.

FATICHI, Simone et al. An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 537, p. 45-60, 2016.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. Tese (Doutorado em Geografia), Centro de Filosofia e Ciências Humanas, UFPE, Pernambuco. 2015.

FERRIGO, S. **Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Publicação PTARH.DM-159/14 - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 164 p. 2014.

FOSTER, G.R. et al. **A model to estimate the sediment yield from file-sized areas: Development of model**. CP-80-10. Intl. Inst. For Applied Systems Analysis. A-2361. Lexenbug, Austria. 1980

FOTEH, R. et al. Reservoir sedimentation assessment through remote sensing and hydrological modelling. **Journal of the Indian Society of Remote sensing**, v. 46, n. 11, p. 1893-1905, 2018.
Galarneau,

GAO, Yanchun & LONG, Di. Intercomparison of remote sensing-based models for estimation of evapotranspiration and accuracy assessment based on SWAT. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 25, p. 4850-4869, 2008.

GARBOSSA, L. H. P. et al. The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 1999 until 2010. *In*: **2011 International SWAT Conference**. 2011.

GITELSON, A. A.; KONDRATYEV, K. Ya. Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 3, p. 373-385, 1991.

GORDON, H.R.; Morel, A.Y. **Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery: A Review**; Springer-Verlag: Berlin, Germany, 1983.

HAN, Bing et al. Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 211, 2016.

HERMAN, M.R. et al. Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 39-49, 2018.

HU, C. et al. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. **Remote Sens. Environ.** 2004, 93, 423–441.

JAPAN AEROSPACE EXPLORATION AGENCY - JAXA. **Monitoring of water quality and water level of rivers and lakes in Brazil: towards a remote sensing-based operational monitoring application at the Brazilian National Water Agency.** Applications of Satellite Earth Observations: Serving Society, Science, & Industry. Monitoring of water. Report Edition 100-103. 2015.

KARABULUT, M.; CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 29, n. 6, p. 351-360, 2005.

KIRK, John TO. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems.** Cambridge university press, 1994.

KOCH H, L.S.; AZEVEDO R, SILVA A, HATTERMANN F. Modelling of water availability and water management for the São Francisco Basin, Brazil. Book of Abstracts of the 2014 SWAT Conference. 2014. <http://swat.tamu.edu/media/99140/d2-2-koch.pdf> Acesso em: 25 out. 2017.

KUMAR, A., E., S. M., MISHRA, D. R., & ACHARYA, B. C. Remote monitoring of sediment dynamics in a coastal lagoon: Long-term spatio-temporal variability of suspended sediment in Chilika. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2016, 170, 155-172.

LIMA, J. E. F. W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia Araguaia-Tocantins.** Embrapa Cerrados; Brasília: ANEEL/ANA, 2003.

LOMBARDI NETO, F. et al. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. **Simpósio sobre terraceamento agrícola.** Campinas, 1989. Fundação Cargill. p. 99-124

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, Di; LONGUEVERGNE, Laurent; SCANLON, Bridget R. Uncertainty in evapotranspiration from land surface modeling, remote sensing, and GRACE satellites. **Water Resources Research**, v. 50, n. 2, p. 1131-1151, 2014.

MA, Tianxiao et al. Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of hydrology**, v. 570, p. 802-815, 2019.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento.** Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARTINEZ, J.M. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 120, n. 7, p. 1274-1287, 2015.

MEDEIROS P.R.P.; KNOPPERS B.; SOUZA W.F.L.; OLIVEIRA E.N. (2011). “Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas”. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, 15(1), pp.42-53, 2011.

MENESES, P.R.; ALMEIDA, T.; BAPTISTA, G.M.M.. **Reflectância dos materiais terrestres**. Oficina de Textos, 2019.

MENEZES, Paulo Henrique Bretanha Junker. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias-MG**. 2013. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

MERTEN, G. H. & POLETO, C. **Rede de monitoramento e coleta de amostras**. Qualidade dos sedimentos.19-46. 2013.

MOBLEY, C.D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied optics**, v. 38, n. 36, p. 7442-7455, 1999.

MOLINAS, A. & WU, Baosheng. Transport of sediment in large sand-bed rivers. **Journal of hydraulic research**, v. 39, n. 2, p. 135-146, 2001.

MONTANHER, O.C. et al. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 29, p. 67-77, 2014.

MORAES NOVO, E.M.L. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Editora Blucher, 2010.

MOREIRA, Maurício Alves. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. São José dos Campos/SP: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2003, 304p.

MOUW, Colleen B. et al. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote sensing of environment**, v. 160, p. 15-30, 2015.

NECHAD, Bouchura; RUDDICK, Kevin G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854-866, 2010.

NEITSCH, S.L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2005**. Grassland, Soil and Water Research Laboratory; Agricultural Research Service 808 East Blackland Road; Temple, Texas 76502; Blackland Research Research Center; Texas Agricultural Experiment Station 720 East Blackland Road; Temple, Texas 76502, USA. 2005.

NEITSCH, S.L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009**. Texas Water Resources Institute, 2011.

NEUKERMANS, Griet et al. In situ variability of mass-specific beam attenuation and backscattering of marine particles with respect to particle size, density, and composition. **Limnology and Oceanography**, v. 57, n. 1, p. 124-144, 2012.

NIU, Jie et al. Quantifying storage changes in regional Great Lakes watersheds using a coupled subsurface-land surface process model and GRACE, MODIS products. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7359-7377, 2014.

NOVO, E.M.L.M. Comportamento espectral da água. *In*: MENESES, P. & MADEIRA-NETTO, J.S. (org.). **Sensoriamento Remoto – Reflectância dos alvos naturais**. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 2001. p. 203-221

NOVO, EMLM. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. São Paulo: Blucher, 2008. 363 p. MENESES, PR; ALMEIDA, T. et al. **Introdução ao processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Universidade de Brasília, 2012.

ODERMATT, D. et al. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. **Remote sensing of environment**, v. 118, p. 116-126, 2012.

OLIVEIRA, Eduardo Negri de et al. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do Rio São Francisco (AL/SE): Análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. 2009. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

PALMER, S.C., KUTSER, T., HUNTER, P.D. Remote sensing of inland waters: challenges, progress and future directions. **Remote Sens. Environ.**, v.157, p. 1–8, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>

PALMER, S.C.J; KUTSER, T.; HUNTER, P.D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. 2015.

PARAJULI, Prem B.; JAYAKODY, Priyantha; OUYANG, Ying. Evaluation of using remote sensing evapotranspiration data in SWAT. **Water resources management**, v. 32, n. 3, p. 985-996, 2018.

PARK, Edward; LATRUBESSE, Edgardo M. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 147, p. 232-242, 2014.

PINTO, Carlos E.T. et al. Uso de imagens MODIS no monitoramento do fluxo de sedimentos no reservatório de Três Marias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 5, p. 507-516, 2014.

POMÉON, T. et al. Multi-objective validation of SWAT for sparsely-gauged West African river basins—A remote sensing approach. **Water**, v. 10, n. 4, p. 451, 2018.

PRABHANJAN, A.; RAO, E. P.; ELDHO, T. I. Application of SWAT model and geospatial techniques for sediment-yield modeling in ungauged watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 20, n. 6, p. C6014005, 2015.

PRUSKI, F.F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Ed. Universidade Federal de Viçosa. 2009.

RÊGO, I.S. **Variabilidade das propriedades óticas aparentes de águas continentais por meio de sensores hiperespectrais para o monitoramento da qualidade das águas**. Dissertação de mestrado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – Distrito Federal. 2017. 104p.

REIS, R.S. (2002). **Qualidade da água, deposição de sedimentos e sensoriamento remoto: um estudo de caso nos reservatórios do sub-médio São Francisco**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 237 p.

RITCHIE, J. C. & RANGO, Albert. Remote sensing applications to hydrology: introduction. **Hydrological Sciences Journal**, v. 41, n. 4, p. 429-431, 1996. DOI: 10.1080/02626669609491518

ROBERT, E. et al. 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.

ROIG, H.L. **Modelagem e integração de dados aplicados à análise dos processos erosivos e de transporte de sedimentos–o caso da Bacia do Rio Paraíba do Sul–SP**. 2005. Tese (Doutorado em Geologia) - IG/UnB-Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

SALLES, L. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do ribeirão Pípiripau**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de Brasília, p. 130, 2012.

SALLES, L.A. et al. Remote sensing to evaluate the impacts of actual evapotranspiration on soil moisture dynamics through the rooting zone in areas with pasture, forest plantation and native vegetation at the Brazilian Cerrado. 2020. (Pronto para submeter).

SANTINI, W. **Caractérisation de la dynamique hydro-sédimentaire du bassin de l'Ucayali (Pérou) par une approche intégrant réseau de mesures, télédétection, et modélisation hydrologique**. Tese (Doutorado) – Université Toulouse 3 – Paul Sabatier, Toulouse. 471p. 2020.

SANTOS, J.C.N. et al. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

SARTORI, A. **Desenvolvimento de critérios para classificação hidrológica de solos e determinação de valores de Referência para o parâmetro CN**. 2010. 235 f. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP. 2010.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do

Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SILVA, D. D., SILVA, M., & SILVA, T. D. Estimativa do aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio Rio São Francisco. Anais **XVII Simpósio brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa, 6534-6541, 2015.

SILVA, L.R.S. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Publicação PTARH. TD – 07/10 - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 241p. 2010.

SNYDER, William A. et al. Optical scattering and backscattering by organic and inorganic particulates in US coastal waters. **Applied Optics**, v. 47, n. 5, p. 666-677, 2008.

SONG, K. S. et al. Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters. **Journal of Environmental Informatics**, v. 23, n. 1, 2014.

SONG, X. et al. Integration of remotely sensed C factor into SWAT for modelling sediment yield. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 22, p. 3387-3398, 2011.

SOUSA, A.M.L. et al. Evapotranspiration from remote sensing to improve the SWAT model in Eastern Amazonia. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 456-464, 2015.

SOUZA, W. F. L. A Interface terra-mar leste do Brasil: tipologia, aporte fluvial, águas costeiras e plataforma continental. Tese (**Doutorado**). **Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense**, 234p, 2002.

STRAUCH, M. et al. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414, p. 413-424, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.014>

TANG, Xiongpeng et al. Assessing the uncertainties of four precipitation products for swat modeling in Mekong River basin. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 304, 2019.

TEIXEIRA, TM de N.; DI SILVA, F. D. M.; LIMA, JEFW. Simulação de vazões em uma bacia de médio porte na porção de Cerrado da Bacia do Rio São Francisco: o caso da Bacia do Rio Preto. In: **Embrapa Cerrados-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 13., 2016, Aracaju. Governança da água: desafio para integração do Nordeste no presente e futuro: anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2016., 2016.

TROCH, F. P. et al. Application of remote sensing for hydrological modelling. In: **Distributed hydrological modelling**. Springer, Dordrecht, 1990. p. 165-191.

VILLAR, R.E. et al. 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.

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, 2010.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. *In: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources*. Oxford: USDA. ARS-S-40, p.244-252, 1975.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER, Walter H. & SMITH, Dwight David. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

YANG, Jing et al. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the CHAOhe Basin in China. **Journal of Hydrology**, v. 358, n. 1-2, p. 1-23, 2008.

ZHU, W. et al. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 766-778, 2014.

Zhu, W., Yu, Q., Tian, Y. Q., Becker, B. L., Zheng, T., & Carrick, H. J. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. *Remote Sens. Environ.* **2014**, 140, 766-778.

3. AVALIAÇÃO DO FLUXO DE SEDIMENTOS NO RIO SÃO FRANCISCO – BRASIL, UTILIZANDO IMAGENS DE SATÉLITE DO SENSOR MODIS.

*“Rio São Francisco tenho saudades das suas enchentes violentas
Cobrindo os barrancos, as várzeas e as lagoas
Aonde passava a pé, logo passa canoa
Rio São Francisco, a morte ninguém compra, e a vida ninguém paga
Não tem dinheiro neste mundo que compra a sua santa água
Rio São Francisco, Deus não deixa você morrer
Que sem a sua santa água, nós não podemos viver
Querido rio bonito, nós precisamos muito de você
Maria Madalena Moura, 100 anos
(Documentário Centenários do São Francisco)*

RESUMO

Neste estudo foram utilizadas imagens do Espectroradiômetro de Imageamento de Resolução Moderada (MODIS) para avaliar o fluxo de sedimentos no Rio São Francisco e os padrões de sedimentação de seus principais reservatórios. Para obtenção dos dados de concentração de sensoriamento remoto foram utilizadas medições espectroradiométricas e de concentração obtidas em campo para elaboração de dois algoritmos, um calibrado para baixas concentrações, utilizando a banda do vermelho, e outro para as médias e altas concentrações, utilizando a banda do infra-vermelho. Para transformar os dados de concentração de superfície em dados integrados (na coluna d'água) foi elaborada uma curva de calibração relacionando os dados de concentração de superfície e integrados obtidos em campo. Para validação das estimativas de concentração integrada de sensoriamento remoto foi utilizado um conjunto de dados de campo independente, oriundo da rede sedimentométrica da ANA, mostrando bons ajustes (RMSE-log = 0,33 mg/L, $r^2 = 0,55$, N = 211), apesar das diferenças em termos de protocolos entre os métodos de coleta/medição (campo vs satélite) e da defasagem temporal variável entre as coletas *in situ* e as passagens de satélite. Quando as descargas sólidas de campo são comparadas com as de sensoriamento remoto observa-se melhoria do ajuste (RMSE-log = 0,34 mg/L, $r^2 = 0,78$, N = 211). Para obtenção das descargas sólidas os dados de concentração de sensoriamento remoto foram integrados com a vazão. Ao processar 19 anos de imagens MODIS desde 2000 verificamos a viabilidade da utilização do sensoriamento remoto no monitoramento da concentração e da descarga sólida ao longo do Rio São Francisco e a possibilidade de determinar o aporte de sedimentos dos afluentes e identificar os padrões de sedimentação e as variações da deposição ou aportes de sedimentos dos reservatórios. A análise longitudinal dos reservatórios mostrou diminuição da concentração em função da distância do

reservatório, no sentido montante-jusante, com pequenos aumentos da concentração decorrentes do aporte de afluentes; ocorrência de menores valores de concentração nas áreas mais próximas ao barramento em todos os meses; aporte de sedimentos em algumas áreas modificando o padrão geral encontrado; e maior amplitude de variação dos valores de concentração média nas áreas mais a montante do barramento. Os maiores valores de reflectância, de concentração e de descarga líquida e sólida são encontrados a montante do reservatório Sobradinho, que é responsável pela maior retenção de água e sedimentos da BRSF. Os menores valores são encontrados nas áreas próximas aos barramentos, dentro dos reservatórios, e a jusante do reservatório Sobradinho. A descarga sólida em suspensão anual das estações Três Marias Barragem, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz são de cerca de 0,59; 9,20; 10,14; 2,55 e 1,02 milhões de toneladas, respectivamente. Das cerca de 10,14 Mt/ano estimadas na estação Sobradinho Montante, no Médio São Francisco, a maior parte é retida anualmente no reservatório de Sobradinho, cerca 7,6 Mt/ano. Após a barragem de Sobradinho, cerca de 1,5 Mt/ano são retidos nos reservatórios em cascata a jusante de Sobradinho até a estação Foz. Assim, apenas cerca de 1 Mt/ano de descarga sólida em suspensão chegam à Foz da BRSF. Os resultados robustos do trabalho representam uma oportunidade de melhoria da compreensão do fluxo de sedimentos da BRSF, possibilitando avaliações espaciais de grandes áreas, obtenção de uma visão sinóptica; aumento da frequência temporal do monitoramento e maior extensão espacial que nos relatórios baseados em levantamentos de campo; redução de custo uma vez que a realização de campanhas sedimentométricas em grandes áreas é bastante dispendiosa e a possibilidade de complementar redes sedimentométricas ou até mesmo obter informação pretérita, em locais nunca antes monitorados ou que tiveram seus dados perdidos.

Palavras-chave: Sedimentos, MODIS, Bacia do Rio São Francisco, Sensoriamento Remoto

3.1. INTRODUÇÃO

O meio ambiente vem sendo modificado de forma acelerada (WANG et al., 2018; USAID, 2017; Wu & CHRISTIDIS., 2013; CHRISTOFOLETTI, 1999). As transformações antrópicas como desmatamento, urbanização, alteração da cobertura vegetal e construção de reservatórios vem causando alterações na hidrologia e no fluxo de sedimentos, nas escalas locais e regionais (UNWATER, 2015; UNDP, 2006). Acrescidas a essas transformações por impactos locais e regionais, a comunidade científica vem alertando sobre as mudanças climáticas que trarão profundas repercussões para os recursos hídricos no decorrer do século

XXI (WANG et al., 2018; WU et al., 2013), tanto no tocante à disponibilidade quanto ao uso da água, sob aspectos quantitativos e qualitativos (DZIEGIELEWSKI, 2003; PATIL & GOSAIN, 2013; SAN MIGUEL, 2018; STEVOVIĆ & NESTOROVIĆ, 2016; TUNDISI & TUNDISI, 2015; ANA, 2015).

O Rio São Francisco vem sofrendo constantes intervenções antrópicas desde o seu descobrimento, sendo considerado o rio mais importante do nordeste, pelo volume de água transportado para o semiárido (SANTOS et al., 2012). É um rio de integração nacional uma vez que corta regiões com climas e culturas diferentes e suas águas são utilizadas para geração de energia elétrica, irrigação, navegação, abastecimento de água, pesca e aquicultura

Nas últimas cinco décadas várias barragens foram construídas no curso do Rio São Francisco com o objetivo principal de regulação das vazões e geração de energia. Estes barramentos causaram modificações no regime das vazões (SANTOS et al., 2012), na qualidade da água, no fluxo de sedimentos (MEDEIROS et al., 2011, 2007; BANDEIRA et al.; 2013), na morfologia da foz (TRAINI et al., 2012; BANDEIRA et al.; 2013, SILVA & SILVA, 2012), na vida dos pescadores e ribeirinhos (GODINHO & GODINHO, 2003) e na ictiofauna (LOURES & POMPEU, 2012; SANTOS et al., 2009).

SANTOS et al. (2012) avaliaram as mudanças históricas no regime de vazões, quantificando a magnitude, frequência e duração das mesmas na Bacia do Rio São Francisco antes da construção da primeira barragem (no período de 1940 a 1960), e depois da construção do último reservatório (1996 a 2006). De acordo com o estudo, com a construção das inúmeras barragens ocorreu desaparecimento das grandes vazões nas áreas a jusante, diminuição da duração das pequenas vazões e mudanças significativas na sazonalidade anual das vazões na bacia do Rio São Francisco, com redução na frequência de cheias em todos os trechos na região do Alto, Médio e Baixo São Francisco, mesmo nos sistemas não regulados, como o baixo rio das Velhas. Segundo os autores, a construção de barragens e outras atividades antropogênicas foram os principais fatores que promovem a variabilidade temporal das vazões na bacia de São Francisco.

No contexto das mudanças climáticas, foi observado na Bacia do Rio São Francisco - BRSF um aumento da temperatura do ar e da evaporação e uma diminuição da precipitação durante o passado recente, de 1961 a 2014 (CBHSR, 2015). Estudo da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) avaliou o impacto das mudanças de clima sobre a hidrologia na BRSF a partir da análise de diversos modelos globais de previsão de mudanças

climáticas e da modelagem hidrológica para geração de séries de vazões (ANA, 2015). Os resultados mostram uma tendência de incremento nas temperaturas e da evapotranspiração sobre a área da bacia do Rio São Francisco, chegando a 3% no período de 2071 a 2100. No que tange às vazões, os resultados obtidos apontaram divergência entre os diversos modelos climáticos globais, refletindo em uma maior dificuldade na determinação dos sinais de precipitação, e na necessidade de desenvolvimento de estratégias para lidar com os resultados de crescente incerteza apontadas pelo estudo.

As inúmeras e complexas modificações decorrentes da alteração do uso e ocupação do solo na BRSF, sejam devido a retenção de grande parte dos sedimentos nos reservatórios no médio-baixo Rio São Francisco - RSF, sejam causados pelo aumento da concentração de sedimentos em decorrência da intensificação do uso do solo, precisam ser entendidas e quantificadas, uma vez que os sedimentos impactam na hidrovia e conseqüentemente no desenvolvimento regional.

O monitoramento sedimentométrico na BRSF é realizado pela Agência Nacional de Águas que possui cerca de 500 estações em todo país, sendo 54 delas na bacia do Rio São Francisco. Entretanto, este monitoramento precisa ser ampliado, tendo em vista a baixa densidade de estações em algumas regiões (colocar aqui a variação de densidade), a baixa frequência de coleta (três por ano), Ao alto custo de instalação, operação e manutenção das estações e grande extensão do território.

Atualmente, novas tecnologias vêm sendo desenvolvidas para a quantificação de parâmetros hidrológicos, entre elas destaca-se a utilização de técnicas de sensoriamento remoto (SR) (MARINHO et al., 2020; OLIVETTI et al., 2020; Rêgo, 2017; DÖRNHÖFER & OPPELT, 2016; KUMAR et al., 2016; ROBERT et al, 2016; TOMING et al., 2016; MARTINEZ et al., 2015; MOUW et al., 2015; PALMER et al.; 2015; SANTOS et al., 2015; CHEN et al., 2015; PARK et al., 2015; MONTANHER et al, 2014; SONG et al, 2014; VILLAR et al., 2013; VILLAR et al., 2012; MANGIAROTTI et al., 2013; NEUKERMANS, 2012; LONG & PAVELSKY, 2013; MARTINEZ et al., 2011; MARTINEZ et al., 2009; SNYDER et al., 2008). O SR ótico pode ser utilizado com eficiência para monitoramento da cor da água, ou do comportamento espectral da água. A cor da água está relacionada com a presença de componentes opticamente ativos (COA) dentro da coluna de água e a presença e a concentração de cada componente opticamente ativo que controlam a absorção de luz e os processos de espalhamento, permitindo o uso de algoritmos derivados para inferir sobre parâmetros de

qualidade de água de análises da luz que emerge de um corpo de água. Os principais componentes que alteram as propriedades ópticas da água nas escalas de comprimento de onda visível e infravermelho (KIRK, 2011): material orgânico colorido (CDOM), compostos orgânicos dissolvidos, material particulado solúvel (orgânicos ou inorgânicos) e pigmentos fotossintéticos, como a clorofila-a (Chl a).

O sensoriamento remoto das águas interiores tem enfrentado muitos desafios, não só em termos da ciência que sustenta a recuperação de propriedades físicas e biogeoquímicas sobre o que são tipicamente águas opticamente complexas, mas também enfrenta a falta de financiamento, infra-estrutura e dos mecanismos necessários para coordenar os esforços de investigação numa comunidade científica historicamente bastante fragmentada (Palmer et al.; 2015).

A Agência Nacional de Águas possui um sistema chamado HidroSAT (CARVALHO, 2015; MARTINEZ et al., 2015), desenvolvido em parceria com o Institut de Recherche pour le Développement (IRD), que tem como objetivo o gerenciamento, processamento e difusão dos dados obtidos a partir do uso de produtos satelitais. Tal difusão é realizada por meio de um aplicativo web onde são disponibilizadas as estimativas de concentração de sedimentos, turbidez e clorofila-a e dados de cota em estações denominadas "virtuais" espalhadas pela América do Sul, em especial pelo território brasileiro. A ANA-Brasil esta entre as poucas, talvez a única, agência de água que operacionalizou a geração e o uso de parâmetros hidrológicos de águas interiores obtidos a partir de técnicas de sensoriamento remoto.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o fluxo de sedimentos do Rio São Francisco e o padrão de sedimentação nos seus principais reservatórios utilizando dados do sensor MODIS.

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1. Bacia do Rio São Francisco

A Bacia Hidrográfica São Francisco (BRSF) cobre uma área de cerca de 640 mil km² (7,5 % do território brasileiro) e abrange sete unidades federativas: Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. O Rio São Francisco nasce na serra da Canastra, em Minas Gerais, atravessa os estados da Bahia e Pernambuco e faz divisa entre os Estados de Alagoas e Sergipe, percorrendo cerca de 2,8 mil km até desaguar no Oceano Atlântico (ANA, 2012). Sua área de drenagem abrange três biomas, Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga.

A BRSF possui 36 tributários principais, dos quais somente 19 são perenes. Os tributários da margem esquerda mais importantes para a formação do Rio São Francisco com suas respectivas áreas de drenagem são: Rio Paracatu (maior tributário), 46 mil km²; Urucuia, 26 mil km²; Carinhanha, 18 mil km²; Corrente, 35 mil km²; Grande, 76 mil km²). Os tributários mais importantes da margem direita, com suas respectivas áreas de drenagem, são: Paraopeba, 12,5 mil km²; Rio das Velhas, 29 mil km²; Jequitaiá, 8,8 mil km²; Verde Grande, 35 mil km² (CIRILO & RIBEIRO-NETO, 2015).

A precipitação média anual é de 1.003 mm, muito abaixo da média nacional que é de 1.761 mm (ANA, 2015). Entretanto, a precipitação varia de 2.000 a 1.100 mm, no alto SF; de 1.400 a 600 mm, no médio SF; de 800 a 350 mm, no submédio; e de 130 a 1.500, no baixo (ANA, 2015).

A disponibilidade hídrica superficial da BRSF, que é uma estimativa de água ofertável aos mais diversos usos, definida a partir da Q95 (vazão que passa no rio em pelo menos 95% do tempo) das vazões nos lagos de reservatórios e das vazões liberadas a jusante das respectivas barragens, é de 821 m³/s. A vazão média é de 2.057,3 m³/s. (ANA, 2020).

Mais da metade da região hidrográfica (58%) abrange a região do semiárido nordestino, que é caracterizada por apresentar períodos críticos de prolongadas estiagens, resultado da baixa pluviosidade e alta evapotranspiração, fazendo com que o RSF desempenhe importante papel na região. Desta forma, para garantir a segurança hídrica de 390 municípios (cerca de 12 milhões de habitantes) da região semiárida, foram implantadas pelo poder público duas transposições de bacia no RSF: o Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), que consiste na transposição de águas para a região semiárida, nos estados de Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte, com uma demanda de 26,4 m³/s; e a captação da DESO (Companhia de Saneamento de Sergipe), para abastecimento da cidade de Aracaju e outras do estado de Sergipe, com uma vazão retirada de 2,8 m³/s). Existem ainda três projetos em implantação ou planejados, como o Projeto do Canal do Sertão Alagoano, o Canal do Sertão Baiano ou Eixo Sul, e o Eixo Oeste do PISF (CBHSF, 2018).

De acordo com o último Censo do IBGE, realizado em 2010, residiam na BRSF cerca de 14,3 milhões de pessoas, metade das quais na região do Alto São Francisco (cerca de 7,1 milhões), onde se localiza a área metropolitana de Belo Horizonte. O Baixo São Francisco é a região menos povoada, apresentando cerca de 1,4 milhões de habitantes (CBHSF, 2018).

As principais pressões existentes ou potenciais sobre a qualidade das águas na BRSF são os esgotos domésticos e resíduos sólidos urbanos, a poluição industrial, a mineração e garimpo, as atividades agropecuárias, o aporte de sedimentos nos corpos hídricos e salinização (ANA, 2012; BANDEIRA, 2005). Diversos autores destacam a ocorrência de erosão marginal acelerada, principalmente no baixo curso do Rio São Francisco, deflagrada pelo novo regime hidrosedimentológico e novo comportamento morfodinâmico do rio decorrente da construção de grandes barragens, o que promove a disseminação de focos erosivos e o incremento da taxa de recuo das margens fluviais (BANDEIRA, 2005; OLIVEIRA, 2003; FONTES, 2003). Segundo OLIVEIRA (2003), a manifestação mais drástica dos processos erosivos vem ocorrendo na foz do rio, onde o recuo da margem levou à destruição do povoado Cabeço.

Por outro lado, na região do Médio e Alto São Francisco, devido aos impactos ambientais, observam-se altas cargas de sedimentos, gerando efeitos negativos na navegação comercial, como nos trechos entre Pirapora e Juazeiro, sendo a mesma praticamente interrompida nos trechos Pirapora/ São Francisco e São Francisco/Barra (ANA, 2015).

Ao longo do RSF foram construídas importantes usinas hidroelétricas (UHES): Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga, Complexo Paulo Afonso e Xingó. A construção das barragens ocasionou uma grande alteração do ciclo hidrológico e de sedimentos na bacia. Com a interrupção do fluxo natural de sedimentos pelos barramentos, os sedimentos ficam retidos a montante dos barramentos causando depósitos localizados que não fluem para a jusante, prejudicando a produção dos agricultores ribeirinhos. A Tabela 2 apresenta as características das cinco usinas hidroelétricas estudadas no Rio São Francisco.

Tabela 2. Características dos reservatórios e início da operação das cinco usinas hidroelétricas estudadas ao longo do Rio São Francisco.

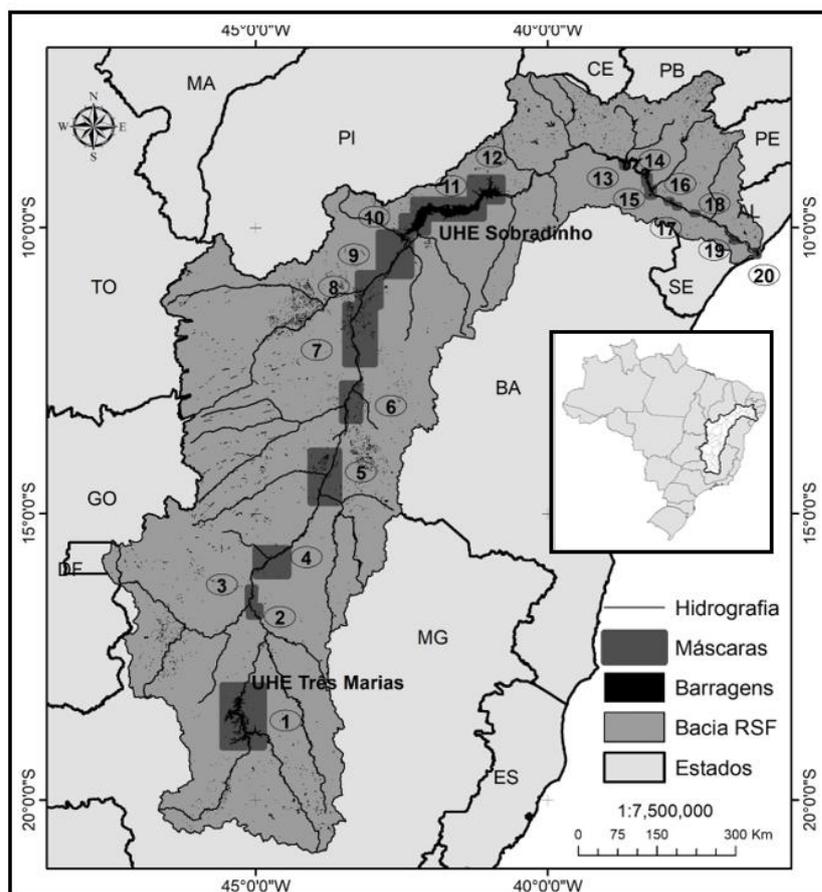
Reservatório	Área do reservatório (km ²)	Volume total do reservatório (hm ³)	Vol. e útil (hm ³)	Defluência média (m ³ /s)	Tempo de Residência (dias)	Início da operação (ano)
I-Três Marias	1.090	19.528	15.278	551	408,14	1962
II-Sobradinho	4.214	34.116	28.669	1788	220,87	1979
III-Luíz Gonzaga	828	10.782	3.549	1661	75,12	1990
IV-Paulo Afonso I,II,III	4,8	26	9,8	363	0,83	1979
VI-Xingó	60	3.800	41	1662	0,03	1994

Fonte: Informação caderno de usinas da Cemig

<https://www.chesf.gov.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/Sobradinho.aspx>

A Figura 3 apresenta o mapa da bacia do Rio São Francisco com os 20 quadrantes utilizados para recorte das imagens MODIS dos satélites AQUA e TERRA das áreas estudadas.

Figura 3 - Mapa da bacia do Rio São Francisco com os 20 quadrantes utilizados para recorte das imagens dos satélites AQUA e TERRA das áreas estudadas.



3.2.2. Trabalhos de campo

Foram realizadas duas campanhas de campo na Bacia do Rio São Francisco no trecho Pirapora-Barreiro (MG) a Barra (Bahia), perfazendo um total de 13 seções, sendo sete do RSF e seis nos afluentes perfazendo um total de 52 amostras. A primeira campanha foi realizada na estação chuvosa, de 17 a 25 de novembro de 2016, e a segunda na estação seca, de 14 a 25 de agosto de 2018. Em todos os pontos foram realizadas medições de espectroradiométricas, com radiômetros TRIOS; e de qualidade de água, com sonda multiparamétrica EXO, bem como coleta de 2.000 ml de água em superfície (RSF e afluentes) e a 50% e 75% de profundidade (somente para o RSF) para determinação da concentração de material em suspensão e para análise granulométrica no meio da seção do rio, além de medições de vazão com medidor acústico M9. Na segunda campanha foram realizadas medições sedimentométricas pelo método

igual incremento de descarga (IID) com os amostradores US DH-49 e US D-59. O Apêndice 3A apresenta as estações e as medições realizadas nas duas expedições.

3.2.3. Espectroradiometria de campo

As medições espectroradiométricas de radiância e irradiância foram realizadas utilizando três espectrômetros TriOS – RAMSES, sendo dois radiômetros RAMSES-ARC, para medição da radiância, e um radiômetro RAMSES-VIS, para medição da irradiância (energia incidente). Os radiômetros, disponibilizados pela Agência Nacional de Águas, operam na faixa de 320 - 950 nm, possuem 256 detectores fotodiodos de silício, e amostragem e acurácia espectral de 3,3 nm/pixel e 0,3 nm, respectivamente.

Tendo em vista a importância da geometria da disposição dos radiômetros para aquisição dos dados, os radiômetros foram posicionados conforme recomendação de VILLAR (2013) e MOBLEY (1999). O radiômetro de irradiância foi colocado verticalmente para medição da energia (E_d – irradiância descendente) que chega ao local. Os dois sensores de radiância foram posicionados com angulação diferente, um a 35° off nadir, direcionado para a água, para amostragem da radiância da água (L_u – Radiância ascendente); e outro a 35° com o zênite, direcionado para cima, para medir a radiância proveniente do céu que seria refletida pela água (L_d – radiância descendente). A Figura 4 apresenta posicionamento dos radiômetros na voadeira durante realização de medições espectroradiométricas.

Figura 4 - Posicionamento dos radiômetros na voadeira para medição radiométrica. À esquerda Rio Urucuia em 22/11/2016; à direita Rio São Francisco na estação Pirapora-Barreiro em 24/08/2018.



Fotos da autora.

Os dados espectralradiométricos foram obtidos entre as 10 e 16 h de forma que o sol estivesse sempre em ângulos maiores de 40° de elevação NADIR, e os sensores foram direcionados com um ângulo de azimute ao 135° do sol, de acordo com orientações protocolo proposto de MOBLEY (1999). A obtenção foi realizada com o programa fornecido pela empresa fabricantes dos radiômetros: MSDA (<https://www.environmental-expert.com/software/pocket-msda-192177>).

3.2.4. Coleta e processamento das amostras

Das amostras de água coletadas foram filtrados 300 ml com filtro 0,45 micrômetros de acetado de celulose para determinação da concentração de material em suspensão no mesmo dia da coleta no laboratório de campanha. O processamento das amostras seguiu metodologia definida no manual de hidrossedimentologia da ANEEL (CARVALHO et al, 2000; APHA, 2012).

Os outros 1000 ml de água foram utilizados para a determinação granulométrica do material em suspensão pelo Método Espalhamento de Lazer utilizando o granulômetro laser Malvern Mastersizer 2000 no Laboratório de Análises Mineraias (LAMIN) da CPRM Manaus. A amostragem em diferentes profundidades tem como objetivo avaliar a distribuição granulométrica na coluna d'água.

A partir dos resultados foram obtidas as porcentagens acumuladas de diâmetros de partículas e traçadas as curvas granulométricas para cada amostra. Foram também identificadas nas curvas as porcentagens de diâmetros característicos para 10, 35, 50, 65 e 90%, denominadas de D10, D35, D50, D65 e D90, respectivamente.

3.2.5. Processamento dos dados espectralradiométricos de campo

A partir dos dados adquiridos pelos espectralradiométricos, o programa MSDA calcula a reflectância utilizando a seguinte equação:

$$Reflectância = \frac{Lu - f * Ld}{Ed} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: Lu – Radiância da água (radiância ascendente); f – fator que depende da rugosidade da superfície de água (fixado em 0,028 para esse estudo seguindo o valor estimado para baixas rugosidades pelo MOBLEY, 1999); Ld – Radiância proveniente do céu (radiância descendente); Ed – Irradiância. Foi utilizado o valor de 0,028 para o fator f tendo em vista as baixas velocidades de vento ocorrentes.

Após a obtenção dos valores de reflectância com um a resolução hiperespectral, foi feita simulação de bandas do sensor MODIS (5 bandas do azul até o infravermelho próximo) usando função de resposta espectral (*spectral response function* - SRF) disponíveis para cada banda radiométrica para os modos de resolução espacial de 250 e 500 metros.

3.2.6. Elaboração de curva de calibração reflectância e concentração de material em suspensão de superfície

Uma vez que os sedimentos suspensos presentes na superfície dos corpos hídricos apresentam características típicas na parte do visível e do infravermelho do espectro, os dados de reflectância de campo (sem a influência da atmosfera) foram utilizados para obtenção de uma curva de calibração por meio de sua comparação com os dados de qualidade de água (concentração de material em suspensão). Com os dados simulados dos espectralradiômetros, foram testadas diversas curvas de calibração (equação linear, potencial, logarítmica, exponencial e polinomial) entre a reflectância medida em campo na banda do vermelho e do infra-vermelho, e os valores de concentração do material em suspensão.

Ao final dos testes, foram utilizados dois algoritmos semi-analíticos, um calibrado para baixas concentrações, utilizando a banda do vermelho, e outro para altas concentrações, utilizando a banda do infravermelho. Para baixas concentrações foi utilizado o modelo desenvolvido por NECHAD et al. (2010), que esta sendo usada amplamente na literatura atual do tema (GHOLIZADEH et al., 2016; ODERMATT, 2012; MATTHEWS, 2011):

$$C_V = \frac{A^p \cdot R_{SR(\lambda_0=\text{vermelho})}}{1 - \frac{R_{SR(\lambda_0=\text{vermelho})}}{C^p}} + B^p \quad (\text{Equação 2})$$

onde, C_V é a concentração de material em suspensão em mg.L^{-1} ; $R_{SR(\lambda_0=\text{vermelho})}$ é a reflectância de sensoriamento remoto na banda do vermelho em sr^{-1} ; A^p , B^p e C^p são fatores de calibração adimensionais. Para o cálculo dos parâmetros adimensionais da equação do Nechad foi utilizada a ferramenta de teste de hipóteses Solver do Excel®.

Para a região intermediária, na faixa entre médias a altas reflectâncias, foi aplicado o procedimento de suavização apresentado por HAN et al. (2016), de forma a eliminar padrões espaciais artificiais da distribuição de material particulado dissolvido obtidos por aplicações de sensoriamento remoto. O método utilizado foi modificado, sendo aplicados os limites de 0,02 e 0,03 sr^{-1} .

O método de suavização adotado utiliza uma função de ponderação dos algoritmos de material particulado em suspensão baixo-médio e alto, onde são aplicados dois pesos (P_A – peso alto, e P_B – peso baixo) para a determinação, da seguinte forma:

$$P_B = \begin{cases} 1, & \text{se } R_{SR}(\lambda_0) \leq 0,02 \text{ sr}^{-1} \\ 0, & \text{se } R_{SR}(\lambda_0) \geq 0,03 \text{ sr}^{-1} \\ \log_{10}(0,03) - \log_{10}[R_{SR}(\lambda_0)], & \end{cases} \quad (\text{Equação 3})$$

$$P_A = \begin{cases} 0, & \text{se } R_{SR}(\lambda_0) \leq 0,02 \text{ sr}^{-1} \\ 1, & \text{se } R_{SR}(\lambda_0) \geq 0,03 \text{ sr}^{-1} \\ \log_{10}[R_{SR}(\lambda_0)] - \log_{10}(0,02), & \end{cases} \quad (\text{Equação 4})$$

onde λ_0 é o comprimento de onda da banda do vermelho do MODIS. Os pesos foram computados como:

$$C = \frac{P_B \cdot C_V + P_A \cdot C_{IR}}{P_B + P_A} \quad (\text{Equação 5})$$

onde C_V e C_{IR} são estimados pelos modelos calibrados para baixa concentração (utilizando a banda do vermelho) e alta concentração (utilizando a banda do infravermelho), respectivamente.

3.2.7. Elaboração de curva de calibração concentração de superfície e concentração integrada

Tendo em vista que os dados de concentração de material em suspensão obtidos por sensoriamento remoto se referem a dados de superfície, foi necessário elaborar um algoritmo para transformar os dados de superfície em dados de concentração em suspensão integrada. Isto foi possível comparando os dados da concentração de superfície e os dados de concentração integrada obtidos em campo. Os dados de concentração integrada foram obtidos em campo durante as medições sedimentométricas por meio de medições utilizando o método igual incremento de vazão e por meio de medições pontuais, onde amostras de água foram coletadas em diferentes profundidades (na superfície e a 50 e 75% de profundidade). Nas medições pontuais o cálculo da concentração integrada foi realizado a partir da média das medições pontuais. Para elaboração da curva de calibração foram utilizadas 19 medições com variação de concentração de 3 a 196 mg/L.

3.2.8. Validação da curva de calibração concentração de superfície e concentração integrada

Para validação foram comparados os dados de concentração integrada de cinco estações sedimentométricas da ANA e os dados de concentração integrada de SR. Os dados fornecidos pela ANA no Banco HIDRO são dados de concentração integrados. Como o SR fornece dados

de superfície, para obtenção da concentração integrada de SR foi utilizado o algoritmo descrito no item anterior.

Para avaliação do desempenho do modelo foi utilizado o RMSE_log, um dos indicadores estatísticos utilizados por HAN et al. (2016) para avaliação de modelos de sensoriamento remoto de material em suspensão. O RMSE_log é calculado:

$$RSME - log = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [\log_{10}(y'_i) - \log_{10}(y_i)]^2} \quad (\text{Equação 6})$$

3.2.9. Aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto

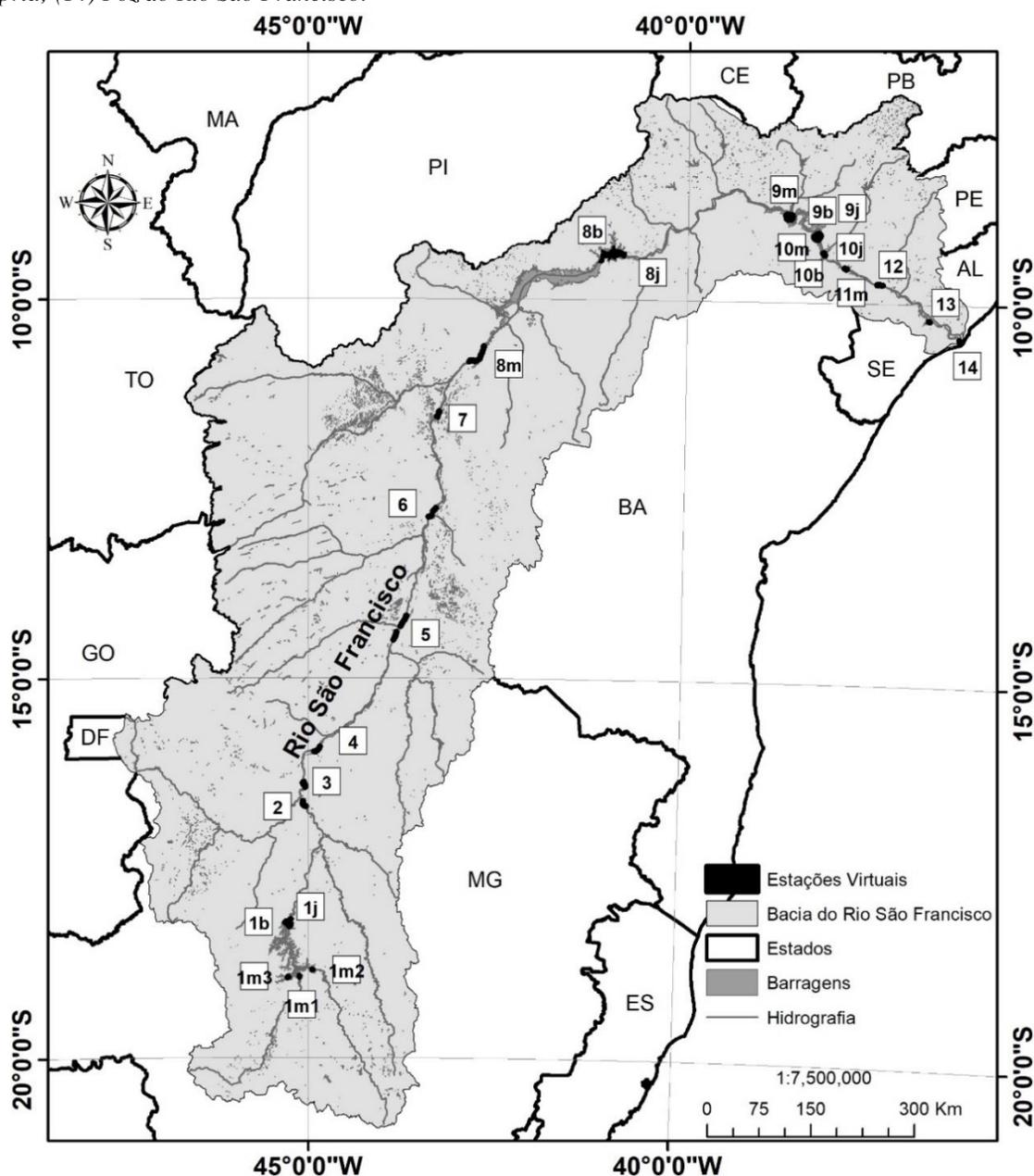
Para este estudo foram adquiridos os produtos compostos de reflectância da superfície (Nível 3) MOD09 e MYD09 das imagens do sensor MODIS a bordo dos satélites TERRA e AQUA, que oferecem cobertura em tempo de aquisição diária sobre as áreas tropicais. Estes produtos oferecem estimativas da reflectância de superfície, são corrigidos dos efeitos atmosféricos e são georreferenciados. As imagens MOD09Q1 e MYD09Q1 possuem resolução espacial de 250 m e foram utilizadas para analisar as duas bandas radiométricas (1-vermelho e 2-infravermelho), enquanto as imagens MOD09A1 e MYD09A1 possuem 500 metros de resolução e foram utilizadas apenas para extrair as informações sobre a qualidade de processamento (pixel a pixel). As imagens utilizadas são composições de oito dias que consistem na análise pixel por pixel de imagens diárias adquiridas durante oito dias e da seleção dos pixels de melhor qualidade, ou seja, com menor cobertura de nuvens e a melhor geometria.

Os produtos do sensor MODIS foram adquiridos gratuitamente do site da NASA a partir da base de dados específica GETMODIS, do projeto ORE-HYBAM (Observatoire de Recherche en Environnement Geodynamical, hydrological and biogeochemical control of erosion/alteration and material transport in the Amazon basin). Para tal, foi criado um quadrante georreferenciado que englobasse cada trecho de rio ou reservatório a ser analisado. Nos 20 quadrantes que foram definidos foram criadas várias máscaras (áreas menores) para processamento de áreas específicas, denominadas de estações virtuais. Para cada um dos 20 quadrantes, foram obtidas 3628 imagens do sensor espacial TERRA, de 2000 a 2019 (1814 imagens do produto MOD09Q1 e 1814 do produto MOD09A1) e 3248 imagens do sensor espacial AQUA, de 2002 a 2019 (1624 imagens do produto MYD09Q1 e 1624 do produto MYD09A1).

Foram processadas imagens e analisadas 44 áreas (estações virtuais na Bacia do Rio São Francisco (Figura 5 e Figura 6) em 14 quadrantes. O número de estações virtuais processadas em cada quadrante foi variável, sendo processadas apenas uma área (estação virtual) em trechos de rios (estações virtuais 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 12, 13 e 14), e três ou mais áreas nos reservatórios. Com exceção da estação virtual 14, Foz do Rio São Francisco, todas as estações virtuais em trechos de rios englobam seções de estações de monitoramento da ANA recebendo o mesmo nome destas. Para os reservatórios foram analisadas áreas a montante, na entrada do rio no reservatório, uma logo a montante do barramento e uma a jusante do barramento. Para algumas UHEs, como a de Xingó, só foi possível processar a área a montante, tendo em vista a largura do rio, em outras, como a de Três Marias, foi necessário criar três estações a montante, na entrada dos rios São Francisco, Paraopeba e Ribeirão São Vicente no reservatório. Para os dois maiores reservatórios, ou seja, da UHE Três Marias e Sobradinho, foram analisadas 20 e 8 áreas, respectivamente (Figura 6), para avaliação do padrão de sedimentação ao longo do reservatório. Para a análise espaço temporal dos reservatórios Três Marias e Sobradinho foram criadas 16 áreas no reservatório Três Marias, com 7 km de comprimento cada, e 8 áreas no reservatório Sobradinho, cada uma com 40 km de comprimento. A área de número um é a área mais próxima do barramento e a área de maior numeração é a área mais distante, na entrada do RSF no reservatório.

O programa MOD3R (MODIS Reflectance Retrieval over Rivers) foi utilizado para processamento automático das imagens MODIS. O MOD3R foi desenvolvido pelo IRD em linguagem JAVA para a extração automática de séries temporais de reflectância das imagens MODIS dos corpos hídricos. O algoritmo desenvolvido para o programa determina com precisão e com consistência ao longo do tempo os pixels de água pura em uma imagem MODIS, ou seus melhores candidatos, independentemente dos tipos de morfologia dos rios. Com a extração dos valores de reflectância das bandas do vermelho e do infravermelho das imagens MODIS, é possível determinar as concentrações de superfície de sedimentos e fitoplâncton da água. O programa apresenta uma interface simples para seleção de imagens e dos parâmetros necessários para os cálculos.

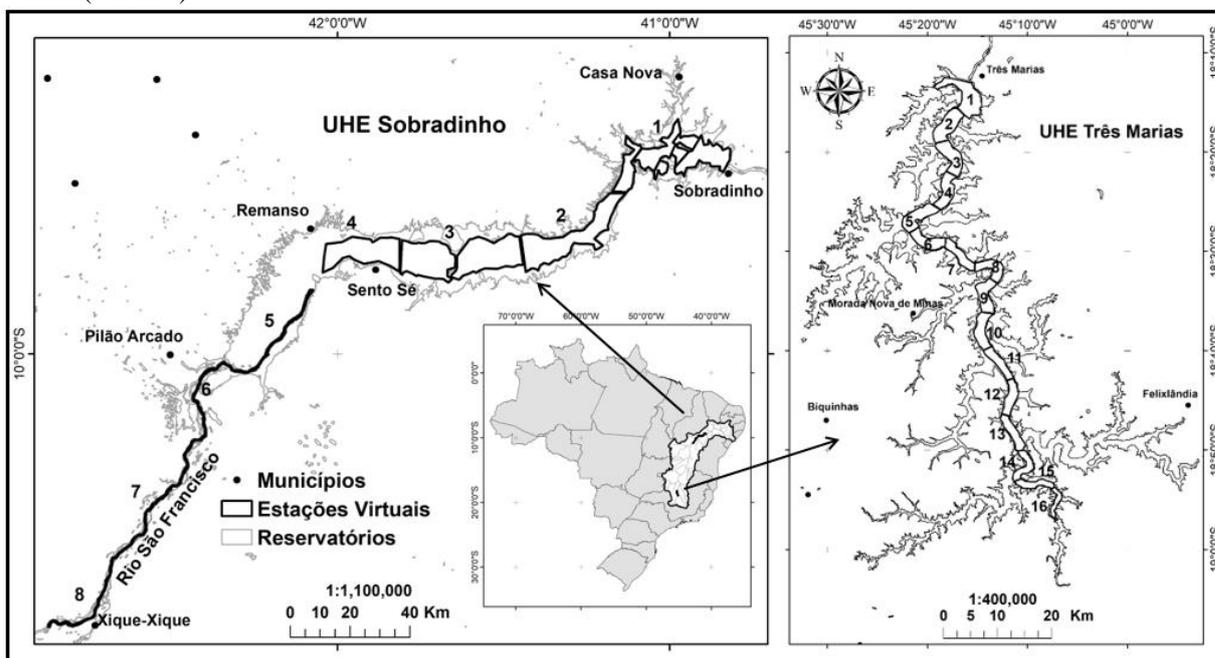
Figura 5 - Localização das estações virtuais na Bacia do Rio São Francisco. Descrição: (m) montante, entrada do rio no barramento; (b) barragem, logo a montante da barragem; (c) jusante, logo a jusante da barragem; (1m1)Três Marias Montante – Entrada do Rio São Francisco; (1m2) Três Marias Montante Entrada Rio Paraopeba; (1m3) Três Marias Montante Entrada Ribeirão São Vicente; (1b) Três Marias Barragem; (1j) Três Marias Jusante; (2)Cachoeira do Manteiga; (3) São Romão; (4) São Francisco; (5) Carinhanha; (6) Gameleira; (7) Morpará; (8m) Sobradinho Montante; (8b) Sobradinho Barragem; (8c) Sobradinho Jusante; (9m) Luiz Gonzaga Montante; (9b) Luiz Gonzaga Barragem; (9j) Luiz Gonzaga Jusante; (10m) Paulo Afonso Montante; (10b) Paulo Afonso Barragem; (10j) Paulo Afonso Jusante; (11) Xingó Montante; (12) Pão de Açúcar; (13) Propriá; (14) Foz do Rio São Francisco.



Para cada máscara é criada uma tabela no formato Excel com registro dos valores de reflectância nas bandas do vermelho e infravermelho. Após o processamento pelo MOD3R, os valores das imagens de ambos os satélites (Terra e Aqua) foram fusionados a partir de uma macro no programa Excel a fim de selecionar, entre as imagens TERRA e AQUA, a imagem

de melhor qualidade de cada dia e obter uma série temporal de reflectância com o maior número de dados possível. Em seguida foi realizada uma análise de consistência dos resultados da reflectância utilizando dados de cota e vazão de estações da ANA e análise estatística dos dados. Os dados de reflectância foram depois integrados na equação obtida com os dados de reflectância dos espectralradiômetros e os dados de qualidade de água, ambos obtidos em campo, para calcular uma concentração em material em suspensão para cada imagem MODIS disponível.

Figura 6 - Localização das estações virtuais criadas nos reservatórios da UHE Sobradinho (à esquerda) e de Três Marias (à direita).



3.2.10. Estimativa da concentração de material em suspensão

Os algoritmos apresentados no item 2.4 foram aplicados aos valores da série temporal de 20 anos de reflectância obtida do processamento das imagens MODIS. Desta forma, os valores de reflectância foram transformados em valores de concentração de superfície de sensoriamento remoto, obtendo-se uma série temporal de 20 anos de concentração de sedimentos de superfície (2000 a 2019), com dados de 8 em 8 dias, de todas as áreas estudadas.

Como as equações de calibração utilizando as bandas do vermelho e do infravermelho foram elaboradas utilizando os valores de reflectância dos espectralradiômetros, que são apresentados em unidade de ângulo sólido (esterradiano), foi necessário transformar os dados de reflectância obtidos pelo sensor MODIS que são apresentados sem unidade e multiplicados

por um fator 10000. Desta forma, os dados do sensor MODIS foram divididos por π e por 10 mil.

Após a obtenção das séries de concentração de superfície de sensoriamento remoto, foi aplicada a equação elaborada e validada para obtenção das séries de concentração de sensoriamento remoto integrada.

3.2.11. Estimativa da descarga sólida

A partir das séries de concentração de sensoriamento remoto integrada com dados de oito em oito dias no período de 2000 a 2019 obtidas para cada estação virtual, as estimativas das descargas sólidas foram calculadas a partir da seguinte equação (CARVALHO, 2008).

$$Q_{ss} = 0,0864 * Q * C \quad (\text{Equação 7})$$

Onde: Q_{ss} – carga sólida em Toneladas/dia; Q – Descarga líquida (vazão) em m^3/s e C – Concentração em mg/L calculada por sensoriamento remoto a partir da curva de calibração reflectância x concentração.

As descargas sólidas de sensoriamento remoto foram calculadas utilizando os dados de concentração integrada estimados por sensoriamento remoto, enquanto que as de campo foram calculadas a partir de dados da rede sedimentométrica da ANA.

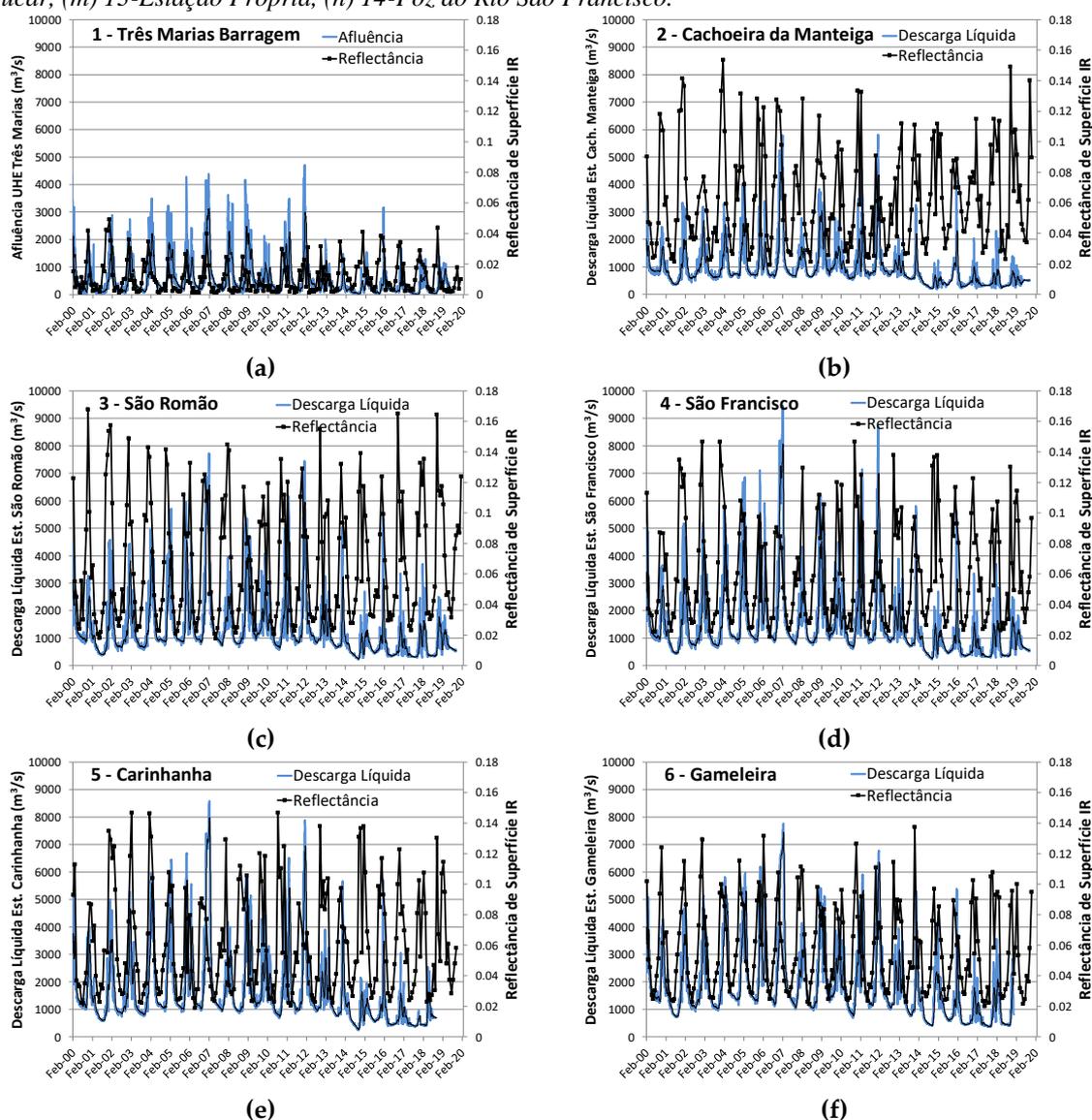
3.3. RESULTADOS

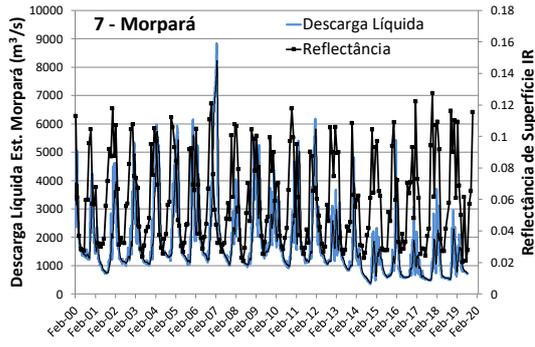
3.3.1. Comportamento temporal da reflectância superficial

Foram extraídas séries temporais dos valores de reflectância de superfície na banda do vermelho e do infravermelho de 44 áreas no Rio São Francisco, denominadas de estações virtuais (Figura 5 e Figura 6). Tendo em vista a largura reduzida do Rio São Francisco nas áreas a montante do reservatório Três Marias e a resolução espacial das imagens MODq e MYDq, de 250 m, a primeira área onde foi possível extrair informação de reflectância das águas superficiais do Rio São Francisco foi na entrada deste rio no reservatório de Três Marias, a cerca de 80 km a montante da barragem, em linha reta, a partir da coordenada $-18,85^\circ$ de latitude sul. Ainda na porção sul da bacia e do reservatório Três Marias, foram processadas também áreas nas entradas do rio Paraopeba e do Ribeirão São Vicente no reservatório Três Marias. Devido a pequena largura do rio São Francisco nas proximidades da UHE Xingó, não foi possível processar áreas próximas à barragem, a montante e a jusante.

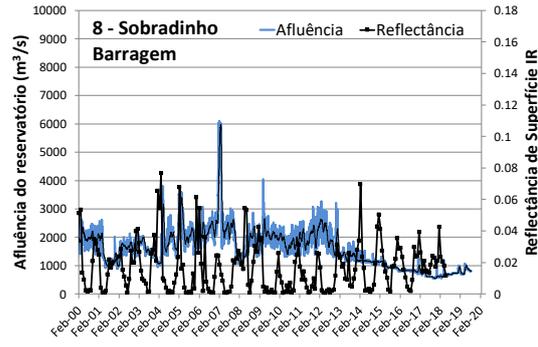
A Figura 7 apresenta as séries temporais das médias mensais de reflectância na banda do infra-vermelho de máscaras em diversos trechos do Rio São Francisco e as séries temporais dos valores diários das vazões no período de 20 anos (20 de fevereiro de 2000 a dezembro de 2019). Tendo em vista a grande quantidade e variação dos dados, foi extraída a média mensal da reflectância para melhor visualização dos padrões encontrados. As figuras são apresentadas de montante para jusante, estando a última área estudada localizada a cerca de 3 km a montante da foz do Rio São Francisco no Oceano Atlântico.

Figura 7 - Média mensal das descargas líquidas diárias e reflectância de superfície no comprimento de onda do infra-vermelho do produto composto de oito dias do sensor MODIS no período de 2000 a 2019 das 14 áreas selecionadas: (a) 1-UHE Três Marias, (b) 2-Estação Cachoeira da Manteiga, (c) 3-Estação São Francisco, (d) 4-Estação São Romão, (e) 5-Estação Carinhanha, (f) 6-Estação Gameleira, (g) 7-Estação Morpará, (h) 8- UHE Sobradinho, (i) 9-UHE Luíz Gonzaga, (j) 10-UHE Paulo Afonso, (k) 11-UHE Xingó, (l) 12-Estação Pão de Açúcar, (m) 13-Estação Propriá, (n) 14-Foz do Rio São Francisco.

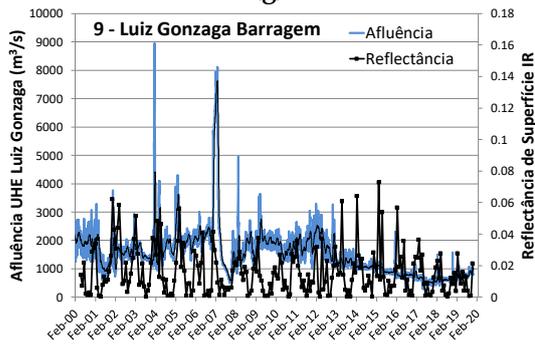




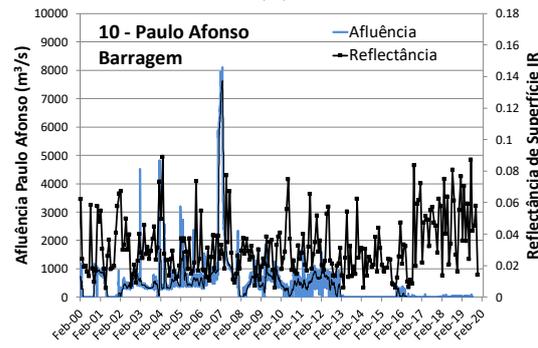
(g)



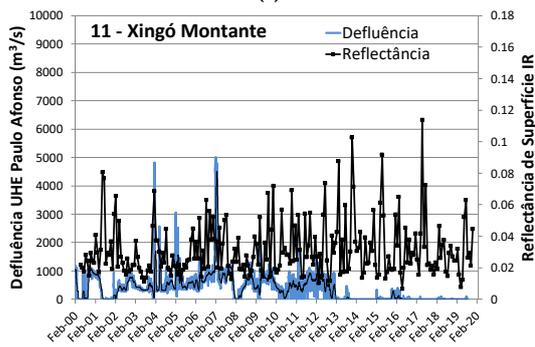
(h)



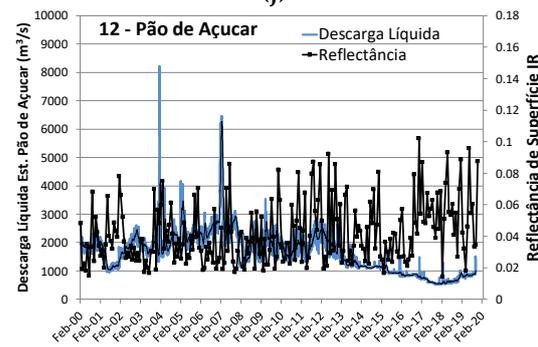
(i)



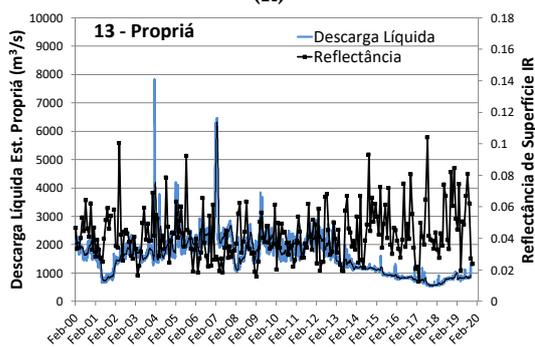
(j)



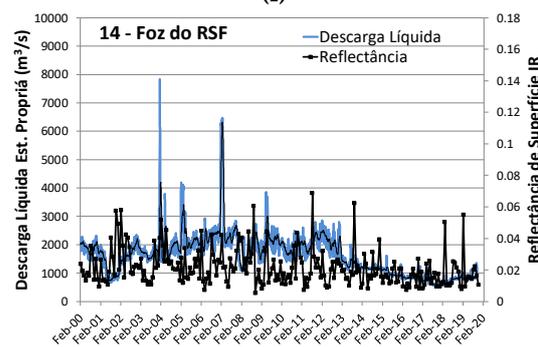
(k)



(l)



(m)



(n)

As médias mensais das séries de vazões das estações da ANA ou das afluições dos reservatórios, obtidas nos sistemas HIDRO e SAR da ANA, respectivamente, foram inseridas nos gráficos para compreensão do comportamento hidrológico do rio São Francisco, uma vez que o aumento da área de drenagem é frequentemente acompanhado pelo aumento da vazão. No caso das áreas Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha, Gameleira, Morpará, Xingó Montante, Pão de Açúcar, Propriá e Foz do Rio São Francisco, foram utilizados dados de vazões de estações da ANA nas proximidades. Para as áreas logo a jusante das barragens de Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso 1,2,3, foram utilizados os dados de afluição dos reservatórios obtidos do sistema SAR. Para a área Xingó Montante foi utilizada a defluência do reservatório mais próximo a montante, no caso, da UHE Paulo Afonso 1,2,3. Os valores médios, mínimos e máximos de reflectância na banda do infravermelho calculados e das vazões da série histórica analisada (20 anos) de todas as áreas estudadas são apresentados na Tabela 3.

A partir da Figura 7 e da Tabela 3, verifica-se a propagação dos mais altos picos de reflectância e de vazão em todas as áreas estudadas, mesmo na área dos grandes reservatórios. Apesar das vazões serem largamente controladas pelos reservatórios em cascata, os altos picos de reflectância são facilmente associados com os picos de vazão, os quais correspondem ao aumento da concentração de material em suspensão. Como exemplo podemos citar dois períodos de extrema vazão registrado em 2004 e 2007. Os dois eventos foram estudados por OLIVEIRA (2009) que estimou os sólidos totais em suspensão a partir de imagens Landsat, CBERS-2 e MODIS. Em todas as estações virtuais podem ser observados picos de reflectância e de vazões em fevereiro de 2004 e 2007. É interessante observar diferenças na magnitude dos picos de reflectância, o que pode ser em decorrência das características do trecho do rio, tais como a entrada de afluente com baixa concentração de material em suspensão, ou mesmo em função das condições climáticas no momento da passagem de satélite, com a presença de nuvens que impedem que o pico do evento seja capturado.

Tabela 3 Estatística descritiva para as séries de reflectância de superfície na banda do infra-vermelho (multiplicada por um fator x10.000) e para as descargas líquidas registradas entre 2000 e 2019 para as 14 áreas estudadas.

Área da Bacia do Rio São Francisco	Reflectância Infra-Vermelho (Sr/Sr)			Descarga líquida (m/s)			Origem do dado de vazão e sistema onde foi obtido
	média	mínima	máxima	média	mínima	máxima	
1m1-UHE Três Marias Montante (Entrada Rio São Francisco)	405	1	1954	198	20	1445	Est. Porto das Andorinhas/ HIDRO
1m2-UHE Três Marias Montante (Entrada do Rio Paraopeba)	431	21	1989	-	-	-	-
1m3-UHE Três Marias Montante (Entrada Ribeirão São Vicente)	347	4	1999	-	-	-	-
1b-UHE Três Marias Barragem	105	2	1146	537	0	4696	Afluência UHE Três Marias/SAR
1j-UHE Três Marias Jusante	1125	79	1997	520	74	3058	Defluência UHE Três Marias/SAR
2-Cachoeira da Manteiga	596	177	1981	954	193	5812	Est. Cachoeira da Manteiga/HIDRO
3-São Romão	655	140	1995	1321	217	7710	Est. São Romão/HIDRO
4-São Francisco	584	149	1956	1469	226	9460	Est. São Francisco/HIDRO
5-Carinhanha	715	211	1999	1659	233	8564	Est. Carinhanha/HIDRO
6-Gameleira	548	110	1869	1870	358	7768	Est. Gameleira/HIDRO
7-Morpará	582	155	1926	1851	346	8837	Est. Morpará/HIDRO
8m_UHE Sobradinho Montante	511	110	1912	1851	346	8837	Est. Morpará/HIDRO
8b_UHE Sobradinho Barragem	160	3	1956	1920	507	8100	Afluência UHE Sobradinho/SAR
8j- UHE Sobradinho Jusante	787	124	2420	1873	887	6098	Defluência UHE Sobradinho/SAR
9m- Luiz Gonzaga Montante	157	1	1929	1636	508	6712	Est. Ibó/HIDRO
9b- Luiz Gonzaga Barragem	198	1	1946	1544	284	8935	Afluência UHE Luiz Gonzaga/SAR
9j- UHE Luiz Gonzaga Jusante	486	6	1989	1541	406	8054	Defluência UHE Luiz Gonzaga/SAR
10m Paulo Afonso Montante	265	1	1900	1541	406	8054	Defluência UHE Luiz Gonzaga/SAR
10b Paulo Afonso Barragem	316	6	1982	444	0	8100	Afluência UHE Paulo Afonso/SAR
10j Paulo Afonso Jusante	519	18	1997	383	0	5003	Defluência UHE Paulo Afonso/SAR
11m Xingó Montante	314	14	1814	383	0	5003	Defluência UHE Paulo Afonso/SAR
12 – Pão de Açúcar	419	16	1988	1665	528	8218	Estação Pão de Açúcar/HIDRO
13 – Propriá	425	26	1984	1636	534	7829	Est. Propriá/HIDRO
14- Foz do RSF	214	2	1872	1636	534	7829	Est. Propriá/HIDRO

Na primeira área estudada (reservatório Três Marias), as vazões médias de longo termo são baixas. O Rio São Francisco, na estação Porto das Andorinhas, possui uma vazão média de longo termo de $198 \text{ m}^3/\text{s}$. Com a contribuição dos rios Indaiá, Paraopeba e Ribeirão São Vicente, e outros, a afluência no reservatório quase triplica, com média de $537 \text{ m}^3/\text{s}$. Após o reservatório de Três Marias há um aumento crescente da vazão média de longo termo no Rio São Francisco até a barragem de Sobradinho, que possui uma afluência média de $1920 \text{ m}^3/\text{s}$. Até a barragem de Sobradinho, o Rio São Francisco conta com a contribuição de importantes rios, tais como os rios Paraopeba, das Velhas, Jequitaí e Vereda Grande, na margem direita, e os rios Paracatu, Urucuaia, Carinhanha, Corrente e Rio Grande, na margem esquerda. Entretanto, a maior parte da BRSF (cerca de 58%) localiza-se no polígono das secas, e dos 36 afluentes mais importantes da bacia (sendo 19 perenes), apenas o Rio Verde Grande (também perene) se situa nesta região (CBHSF, 2015). Desta forma, a partir do reservatório Sobradinho ocorre diminuição das vazões médias do RSF.

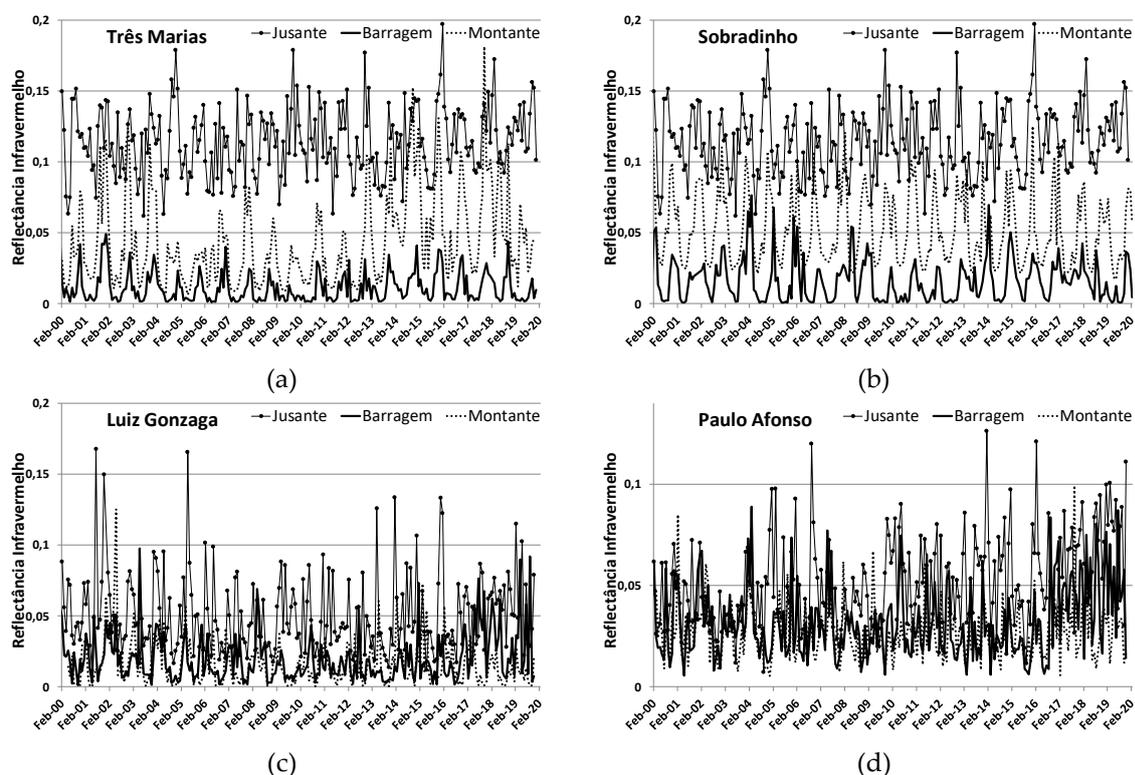
O comportamento da reflectância é mais complexo que o das vazões. A seguir, sem qualificação da importância dos mesmos, serão apresentados alguns fatores que podem modificar a reflectância na BRSF. Inicialmente podemos citar os processos de erosão e sedimentação que ocorrem na Bacia e a contribuição dos afluentes, com características diferentes do RSF, que modificam a disponibilidade de material em suspensão nos vários trechos do rio. Como exemplos da contribuição dos afluentes podemos citar o do rio Paracatu e o dos rios Verde Grande e Carinhanha. A estação Cachoeira da Manteiga, a montante da entrada do Rio Paracatu no RSF, possui uma reflectância média de 0.0596; após a afluência do rio Paracatu, verifica-se, na próxima área analisada (Estação São Romão), uma reflectância média de 0.0655. No segundo exemplo, temos a afluência dos rios Verde Grande e Carinhanha entre as estações São Francisco e Carinhanha, contribuindo para um aumento da reflectância média de 0.0584 para 0.0715 entre as duas estações, respectivamente.

Outro fator relevante para a BRSF é a presença de reservatórios. Ocorre, principalmente nos reservatórios de armazenamento como os das UHEs de Três Marias (Figura 8a), Sobradinho (Figura 8b) e Luiz Gonzaga (Figura 8c), diminuição da reflectância no vermelho e no infravermelho de montante para a jusante, até a barragem. Esta diminuição é causada pela mudança de fluxo dentro do reservatório, de lótico para lântico, o que causa sedimentação longitudinal e diminuição crescente do material em suspensão de superfície até atingir a barragem. O estudo de PINTO et al. (2014), utilizando imagens MODIS, observou no braço do rio Indaiá no reservatório Três Marias uma forte variação da reflectância ao longo do braço do reservatório no sentido

montante a jusante, com altos valores de reflectância a montante e valores baixos a jusante, o que foi observado também por MENEZES (2013). PISCOYA et al. (2017), também trabalhando com o sensor MODIS observou o mesmo comportamento para o reservatório Sobradinho. REIS (2004), utilizando imagens Landsat 5, observou o mesmo comportamento das reflectâncias das bandas 1, 2, 3 e 4 nos reservatórios Itaparica (hoje denominado Luiz Gonzaga), Moxotó, Paulo Afonso IV e Paulo Afonso I,II,III, no sub-médio São Francisco.

Em todas as barragens estudadas, a saída de água do reservatório causa resuspensão e erosão das margens do rio, aumentando a reflectância, como pode ser visto na. Desta forma, a média da reflectância nas proximidades da barragem (a montante da mesma) e a jusante é de: 0,0105 e 0,1125, em Três Marias; 0,016 e 0,0787, em Sobradinho; e 0,0198 e 0,0486, em Luiz Gonzaga. Mesmo em barragens a fio d'água, como a de Paulo Afonso etapa 1,2,3 (Figura 8d), verifica-se mudança da reflectância média, de 0,0198, na barragem, para 0,0486, a jusante, logo após a barragem.

Figura 8 - Reflectância de superfície no comprimento de onda do infra-vermelho do produto composto de oito dias do sensor MODIS no período de 2000 a 2019 das 14 áreas selecionadas: (a) UHE Três Marias, (b) UHE Sobradinho; (c) UHE Luiz Gonzaga, (d) UHE Paulo Afonso.

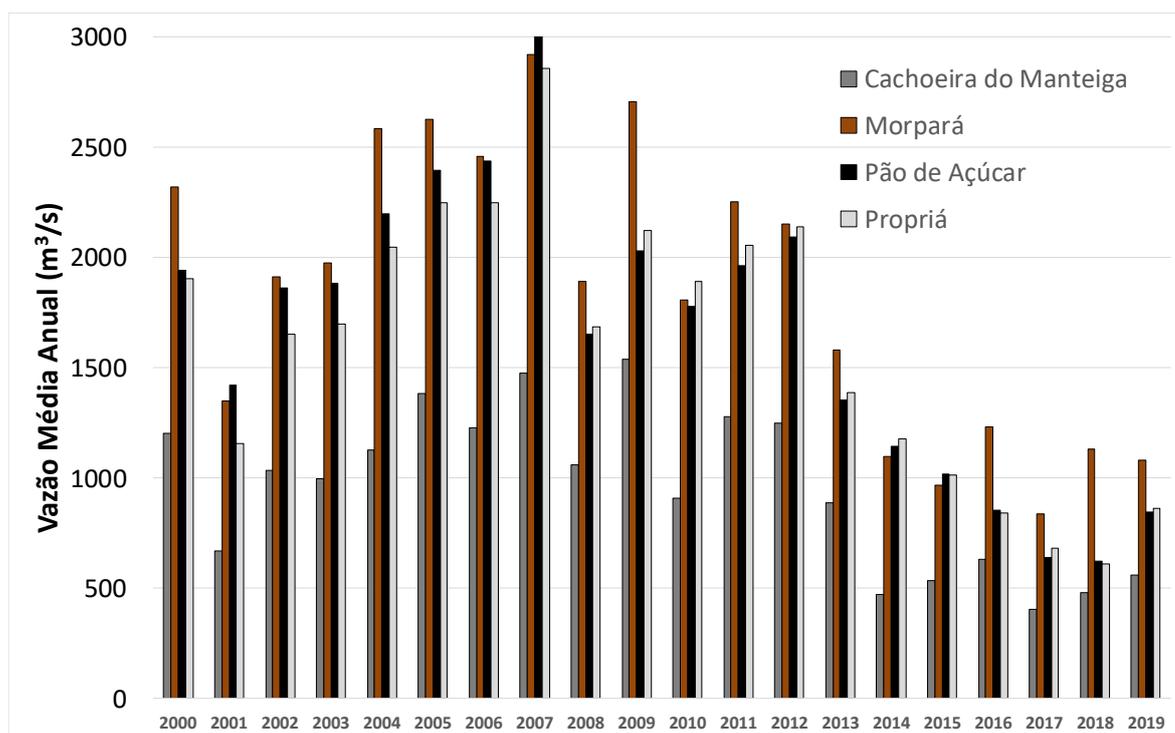


Após o reservatório Sobradinho, os valores de reflectância caem em função da diminuição de material em suspensão que ficou retido no reservatório Sobradinho. A média de reflectância no infra-vermelho das estações virtuais até o reservatório Sobradinho é de 0,052, enquanto que a partir da estação Sobradinho Jusante até a Foz a média da reflectância é de 0,033.

Segundo informação da sala de situação da ANA (<https://www.ana.gov.br/sala-de-situacao/sao-francisco/sao-francisco-saiba-mais>), desde 2012 a bacia do rio São Francisco vem enfrentando, ano após ano, valores de precipitação abaixo da média histórica, o que tem resultado em uma redução significativa nas vazões afluentes aos reservatórios das hidrelétricas da bacia, ocasionando os níveis de armazenamento mais baixos já registrados. Os volumes totais de chuva nos períodos úmidos de 2012 a 2017 foram abaixo da média, resultando em reduzidas recargas dos reservatórios existentes em todo país. Para exemplificar temos a vazão média do RSF em Xingó que em 2014 foi de 1165 m³/s, 57% abaixo da vazão média de longo período que é de 2720 m³/s (ANA,2015). Como consequência, houve deplecionamento dos reservatórios para atendimento às demandas de água dos diversos usos, o que deixou os reservatórios em níveis extremamente baixos (ANA, 2020). As chuvas do ano de 2018 tiveram grande variação de comportamento ao longo do território nacional, refletindo, conseqüentemente, em grande variabilidade também nas vazões. Entretanto, secas mais pronunciadas foram observadas na parte baixa da bacia do rio São Francisco. Os estados de Alagoas e Sergipe e a porção nordeste do estado da Bahia sofreram com um ano de 2018 extremamente seco quando se trata de quantidade de chuva. Em Alagoas, cerca de quarenta municípios tiveram situação de emergência por causa da seca reconhecida pelo Governo do Estado. No Estado de Sergipe, foram mais de 10 municípios na mesma situação (ANA, 2020).

Para mostrar o comportamento das vazões ocorrente na BRSF foram escolhidas quatro estações convencionais para análise, duas entre os reservatórios Três Marias e Sobradinho, e duas após os reservatórios em cascata, Pão de Açúcar e Propriá. A Figura 9 apresenta a vazões médias anuais das quatro estações no período de 2000 a 2019. Observa-se uma queda nas vazões anuais em todas as estações a partir de 2014. As vazões médias das estações Cachoeira do Manteiga, Morpará, Pão de Açúcar e Propriá no período de 2000 a 2019 foi de 955, 1851, 1672 e 1628 m³/s; já no período de 2013 a 2019 as médias foram, respectivamente, 565, 1131, 925 e 939 m³/s, com redução de cerca de 42 % das vazões.

Figura 9 - Vazões médias anuais das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, Morpará, Pão de Açúcar e Propriá no período de 2000 a 2019.



Com a diminuição das vazões médias mensais do Rio São Francisco a partir de 2014, observa-se mudança no padrão de reflectância, ocorrendo um aumento dos valores da base das curvas de reflectância na maioria das áreas, que pode ser decorrente da resposta da maior concentração de material em suspensão devido a menor diluição ocasionada pela seca ou pela ressuspensão de sedimentos quando a coluna de água for muito rasa. Além disto, verifica-se um aumento nos valores dos picos de reflectância no infravermelho de Morpará a Propriá, com maior magnitude nos reservatórios Paulo Afonso, Xingó e nas estações Pão de Açúcar e Propriá.

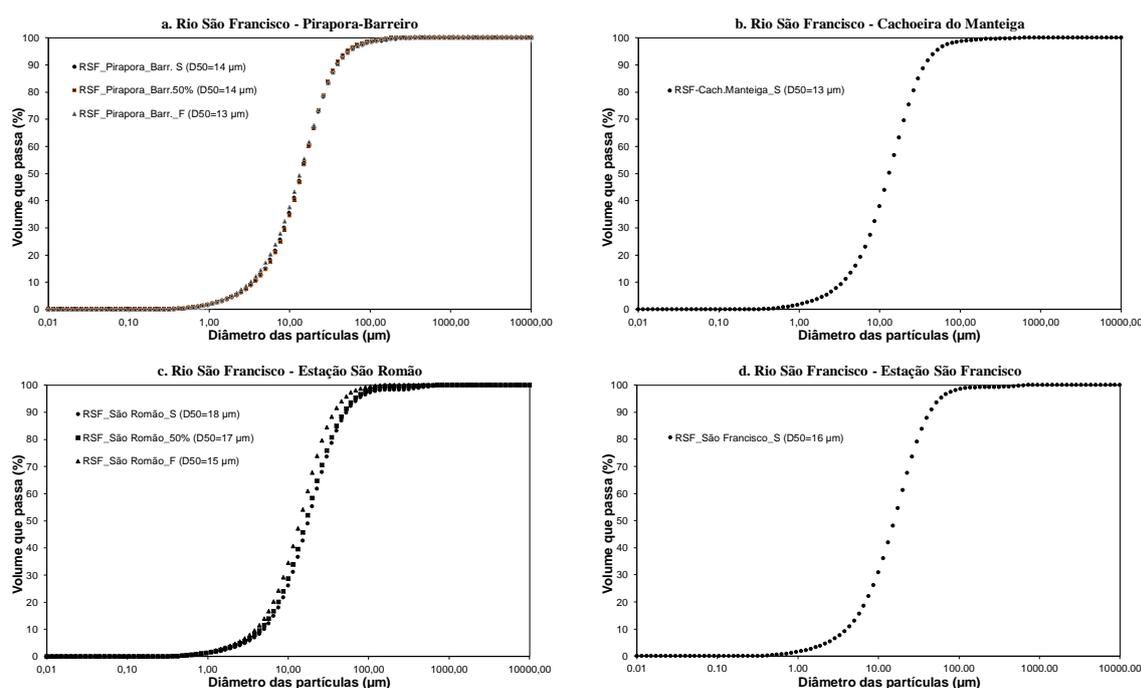
A BRSF foi objeto de um desastre ambiental e social (desastre de Brumadinho) em um de seus afluentes na região do Alto São Francisco, causando a morte de mais de 250 pessoas. Em 25 de janeiro de 2019 ocorreu o rompimento da barragem B-1 da mina Córrego do Feijão, de propriedade da VALE S/A, localizada no município de Brumadinho/MG. A barragem continha 11,6 milhões de m³ de material e após o rompimento os rejeitos foram depositados ao longo do vale do Ribeirão Ferro-Carvão e no rio Paraopeba, em uma área de 3,2 km². O volume mobilizado na B-1, acrescido do volume erodido no vale, correspondeu a 10,5 milhões de m³, sendo 7,7 milhões de m³ destes depositados até a foz do Ribeirão Ferro-Carvão e 2,8 milhões de m³ aportados ao rio Paraopeba, segundo dados da VALE (ANA,2020). O rio Paraopeba, um dos principais afluentes do rio São Francisco, com extensão de 560 km e 13.600 km² de área de drenagem, tem sua foz na represa de Três Marias, em Felixlândia/MG e sua desembocadura no reservatório Três Marias.

Analisando o comportamento da reflectância na entrada do rio Paraopeba no reservatório Três Marias, observa-se que a reflectância média no ano de 2019 foi de 0.0437, valor este bem abaixo da média do período de 2000 a 2019 (0.0885). As médias mensais das reflectâncias de 2019 observadas nos meses de janeiro a maio, novembro e dezembro, são as menores obtidas no período de análise (2000 a 2019). Estes valores não evidenciam a chegada de sedimentos no reservatório Três Marias, uma vez que o esperado com o aumento do material em suspensão é o aumento da reflectância. Ao contrário, evidencia a diluição do material em suspensão devido o aumento da precipitação nas nascentes do RSF de 2018. De acordo com dados do relatório da Sala de Situação São Francisco da ANA (ANA,2019), há uma grande recuperação do volume útil do reservatório de Três Marias a partir de novembro de 2018, com alto incremento no primeiro semestre de 2019.

3.3.2. Granulometria do material em suspensão

A granulometria foi realizada nas amostras coletadas na estação chuvosa, na campanha realizada no período de 16 a 25/11/2016. A Figura 10 apresenta os gráficos das análises granulométricas do Rio São Francisco em oito estações e diferentes profundidades. A Figura 11 apresenta a análise granulométrica de superfície de cinco afluentes do RSF. A Figura 12 mostra as análises granulométricas de superfície 12 pontos na Bacia do Rio São Francisco, sendo seis em trechos do RSF e seis em importantes afluentes.

Figura 10 - Análises granulométricas do Rio São Francisco em diferentes profundidades realizadas no período de 17 a 25 de novembro de 2016. S = Superfície; 50% = 50% de profundidade; F = 75% de profundidade.



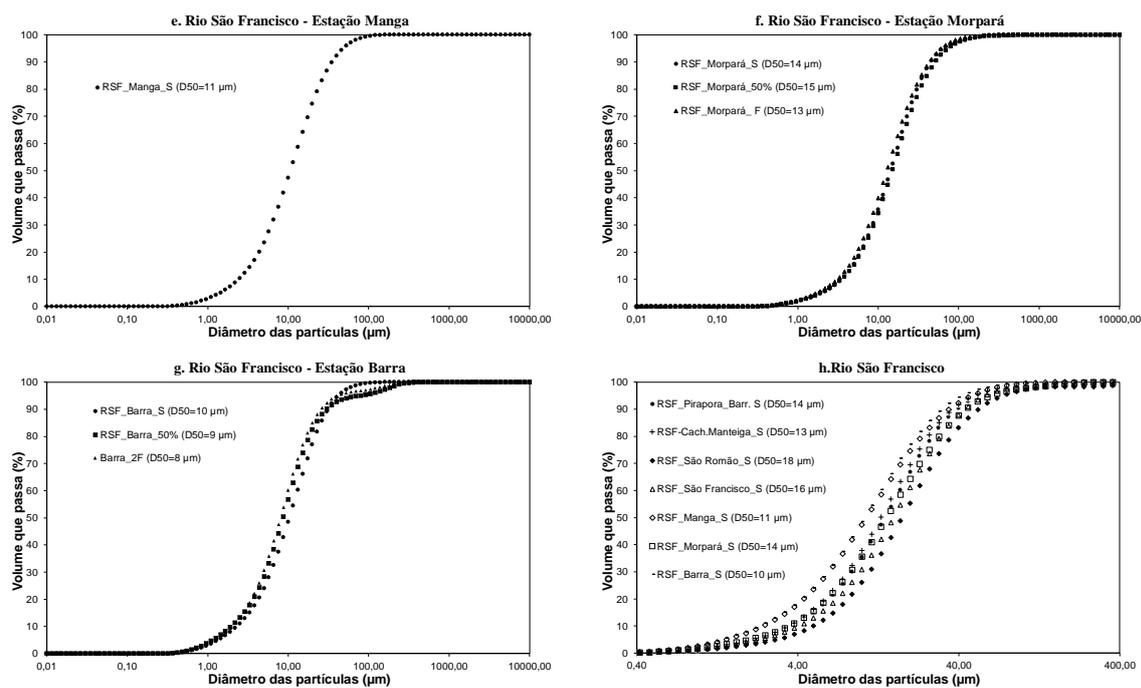


Figura 11 - Análises granulométricas de superfície de afluentes do Rio São Francisco.

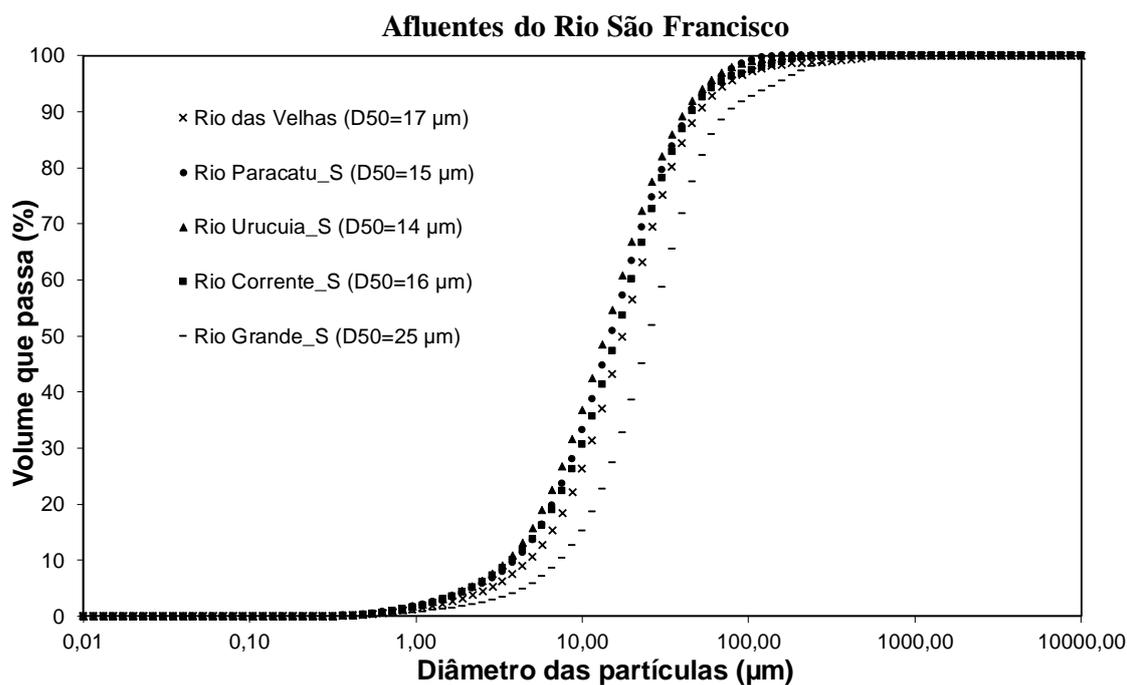
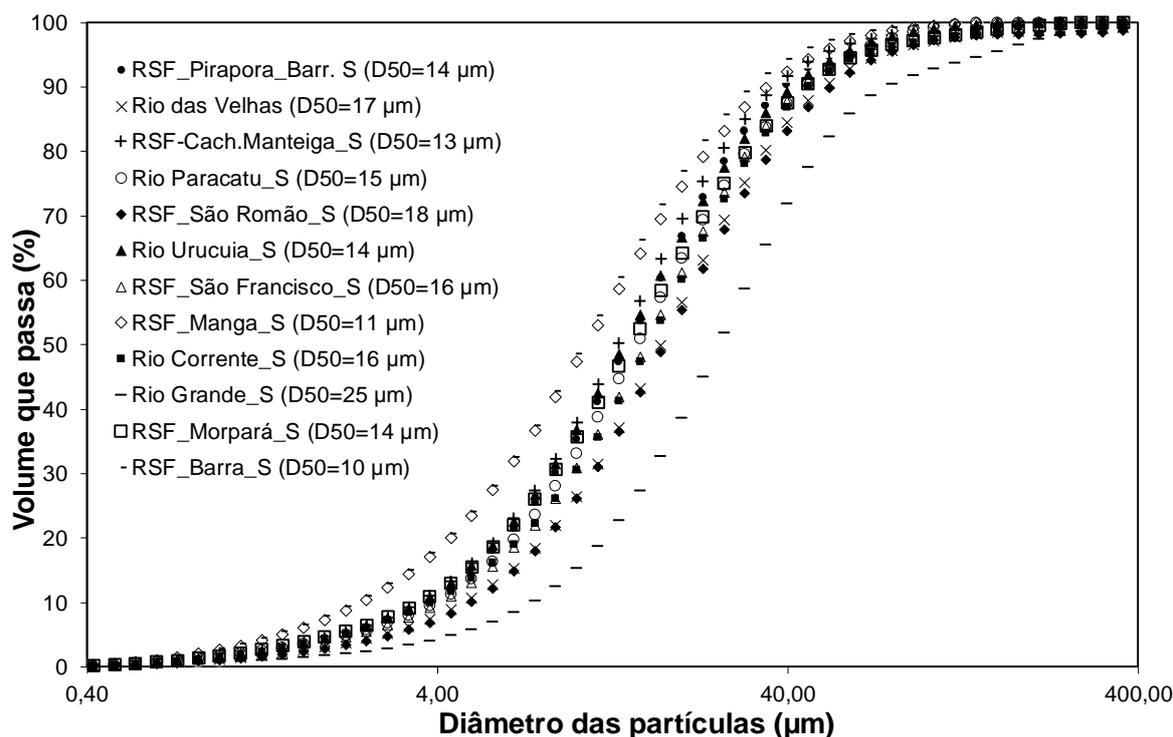


Figura 12 - Análises granulométricas de superfície de 12 pontos na Bacia do Rio São Francisco.



Os resultados das análises granulométricas dos sedimentos em suspensão (Tabela 4) indicam que no trecho estudado, entre Pirapora-Barreiro a Barra, no período de 17 a 25 de novembro de 2016, predominam sedimentos finos em suspensão (90% menor que 79 μm , referente a classificação granulométrica das areias finas) e distribuição do tamanho (D50) variando de 8 a 25 μm (ambos inseridos na granulometria de partículas de silte). A estação Barra é a estação com material mais fino, onde 90% das partículas suspensas são menores que 30 μm (silte) na superfície (e a 50% da profundidade; e menores que 26 μm (silte) na profundidade de 75%. Para a descrição acima foi utilizada a classificação granulométrica da ABNT (CARVALHO, 2008).

As partículas em suspensão estão sujeitas à ação da velocidade da corrente na direção horizontal e do seu peso (CARVALHO, 2008). No caso do trecho estudado, onde há um predomínio de material fino, principalmente de partículas menores que silte, a distribuição das partículas é aproximadamente uniforme de acordo com a classificação apresentada por CARVALHO (2008). Desta forma, a utilização de dados de superfície para inferência dos dados de concentração a diferentes profundidades parece razoável tendo em vista que o material em suspensão não varia significativamente (menos de 20%) em termos da natureza (granulometria).

É provável que durante cheias importantes a quantidade de areias em suspensão cresça em função do aumento da velocidade de transporte do rio (SANTINI et al. 2019). Porém, a falta de dados de coletas granulométricas para esses eventos extremos impediria a definição de um modelo específico para melhorar a relação entre concentração na superfície e concentração integrada para esse estudo.

Tabela 4. Resumo dos resultados das análises granulométricas dos sedimentos em suspensão no trecho estudando no Rio São Francisco entre Pirapora-Barreiro a Barra no período de 17 a 25 de novembro de 2016.

<i>Estação</i>	<i>Posição</i>	<i>Rio</i>	<i>D50 (μm)</i>	<i>Diâmetro de 90% $\leq a$ (μm)</i>
	<i>Superfície</i>		<i>14</i>	<i>40</i>
<i>Pirapora_Barreiro</i>	<i>50% de profundidade</i>	<i>São Francisco</i>	<i>14</i>	<i>39</i>
	<i>75% de profundidade</i>		<i>14</i>	<i>39</i>
<i>Várzea da Palma</i>	<i>Superfície</i>	<i>Rio das Velhas</i>	<i>17</i>	<i>52</i>
<i>Cachoeira do Manteiga</i>	<i>Superfície</i>	<i>São Francisco</i>	<i>13</i>	<i>39</i>
<i>Rio Paracatu</i>	<i>Superfície</i>	<i>Rio Paracatu</i>	<i>15</i>	<i>45</i>
	<i>Superfície</i>		<i>14</i>	<i>52</i>
<i>São Romão</i>	<i>50% profundidade</i>	<i>São Francisco</i>	<i>16</i>	<i>51</i>
	<i>75% de profundidade</i>		<i>14</i>	<i>38</i>
<i>Rio Urucuia</i>	<i>Superfície</i>	<i>Rio Urucuia</i>	<i>13</i>	<i>40</i>
<i>São Francisco</i>	<i>Superfície</i>	<i>São Francisco</i>	<i>16</i>	<i>45</i>
<i>Manga</i>	<i>Superfície</i>	<i>São Francisco</i>	<i>10</i>	<i>35</i>
<i>Rio Corrente</i>	<i>Superfície</i>	<i>Rio Corrente</i>	<i>16</i>	<i>45</i>
<i>Rio Grande</i>	<i>Superfície</i>	<i>Rio Grande</i>	<i>25</i>	<i>79</i>
	<i>Superfície</i>		<i>14</i>	<i>45</i>
<i>Morpará</i>	<i>50% profundidade</i>	<i>São Francisco</i>	<i>15</i>	<i>52</i>
	<i>75% de profundidade</i>		<i>13</i>	<i>45</i>
	<i>Superfície</i>		<i>10</i>	<i>30</i>
<i>Barra</i>	<i>50% profundidade</i>	<i>São Francisco</i>	<i>8</i>	<i>30</i>
	<i>75% de profundidade</i>		<i>8</i>	<i>26</i>

3.3.3. Modelo para estimativa de concentração de material em suspensão de superfície baseado em dados de sensoriamento remoto

Para elaboração do modelo de concentração com dados de sensoriamento remoto foram utilizadas 121 medições de concentração e de espectroradiometria de campo, medições estas obtidas em quatro expedições de campo na BRSF, sendo duas expedições realizadas nas proximidades do reservatório da UHE Três Marias, em março de 2012 e em janeiro de 2013, e

duas expedições no RSF no trecho Pirapora-Barreiro (MG) a Barra (BA), em novembro de 2016 e agosto de 2018.

Foram elaborados dois algoritmos, um para baixas reflectâncias, utilizando a banda do vermelho, e outro para médias e altas reflectâncias, utilizando a banda do infravermelho. Sendo a reflectância proporcional a concentração de material em suspensão na água, o objetivo deste cálculo é de otimizar a inversão da reflectância para concentração aproveitando da melhor sensibilidade da reflectância no visível para baixa concentração e do infravermelho para concentrações altas. A reflectância no vermelho satura para concentrações acima de 100 mg/L, desta forma o objetivo da nossa abordagem é de usar um modelo adaptado para comprimento de onda no visível para baixas concentrações/refletâncias e passar para um modelo baseado no infravermelho próximo para as concentrações mais elevadas. Para o cálculo das baixas concentrações foi utilizada a equação desenvolvida por NECHAD (2010) (Equação 2). Para os parâmetros adimensionais da equação do NECHAD foram obtidos os seguintes valores: $A^p = 314,5424$, $B^p = 0,6597$ e $C^p = 0,1025$.

O cálculo das médias e altas concentrações foi realizado utilizando um modelo linear utilizando a banda do infravermelho:

$$C_{IV} = a \cdot R_{SR(\lambda_0=\text{infravermelho})} + b \quad (\text{Equação 8})$$

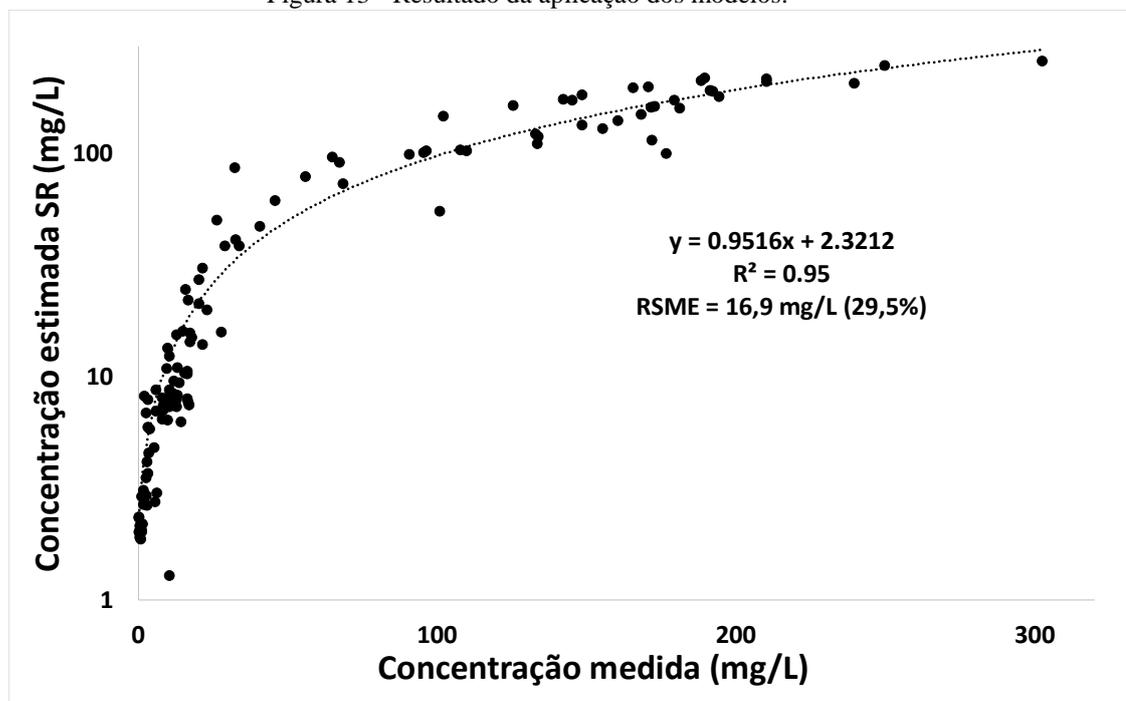
Onde, C_{IV} é a concentração de material em suspensão em mg.L^{-1} ; $R_{SR(\lambda_0=\text{infravermelho})}$ é a reflectância de sensoriamento remoto na banda do infravermelho, em sr^{-1} ; $a = 6837$; $b = -7,467$. Vale ressaltar que a ausência de dados de valores de concentrações muito elevados impediu testar modelos não lineares para concentrações acima de 300 mg/L, demonstrando a importância de aquisição de mais dados de campo no futuro para melhorar as estimativas deste trabalho de tese para os casos de concentrações altas.

Para cálculo das concentrações foram utilizados os valores de reflectância de superfície nas bandas do vermelho e do infravermelho do produto MOD09/MY09Q1, que contém os melhores valores da composição de oito dias, e aplicadas o modelo de Nechad para baixas concentrações (equação 2) e o modelo desenvolvido para médias e altas concentrações (equação 8). Logo em seguida foi aplicado o procedimento de HAN et al. (2016) (equações de 3 a 5) para suavização dos valores estimados (entre os valores baixos e médios de concentração) e para seleção dos valores finais.

A Erro! Fonte de referência não encontrada. apresenta o resultado da aplicação dos modelos, onde são comparadas as concentrações medidas em campo com as concentrações estimadas por sensoriamento remoto com os algoritmos selecionados para estimativa da concentração de material em suspensão. O valor médio de concentração obtido no campo foi de

57,3 mg/L, a mediana 16,4 mg/L, com desvio padrão de 73,6 mg/L; o coeficiente de determinação foi de 0,95 e o RSME de 16,9 mg/L (29,5%). Os valores mínimo e máximo de concentração medidos em campo foram de 0,2 e 302,7 mg/L, respectivamente. É importante observar a faixa de concentração em que o modelo foi criado. Quanto maior a faixa de concentrações utilizada mais consistente será o algoritmo elaborado.

Figura 13 - Resultado da aplicação dos modelos.



Observa-se na curva obtida uma transição perfeita entre os dados de baixa concentração (obtidos pela equação 2) e os dados de média-alta concentração (obtidos pela equação 8). A continuidade entre os ramos baixo e superior da curva só foi possível pela aplicação do procedimento de suavização de HAN et al. (2016) modificado (equações 3 a 5).

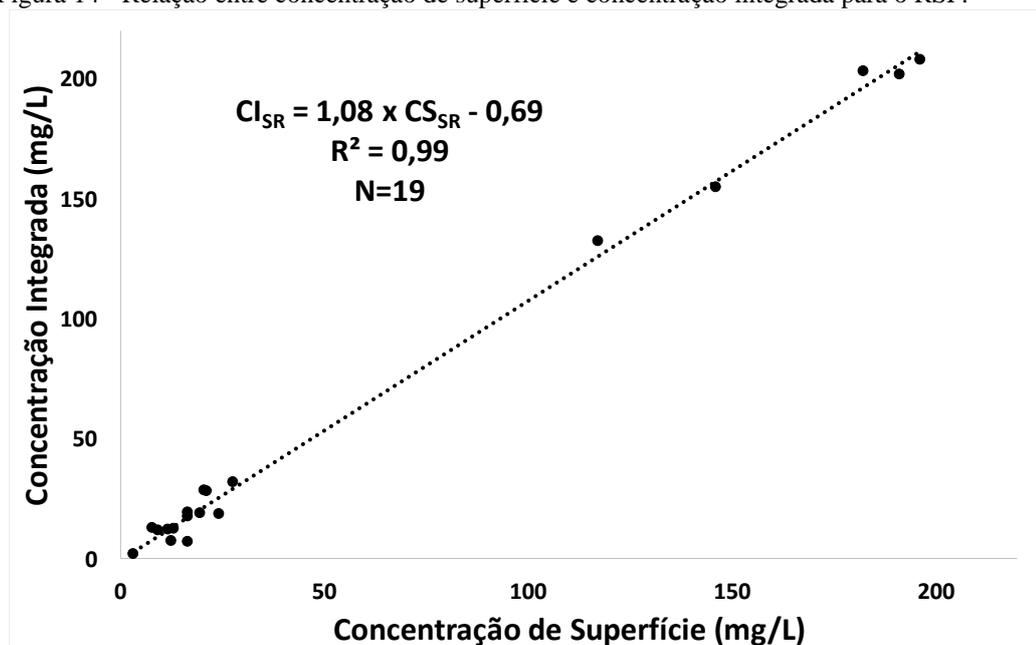
3.3.4. Modelo para estimativa de concentração de material em suspensão de SR integrado

A relação encontrada dos dados de campo de concentração de superfície e concentração integrada obtidos em campo é representada pela equação 9 e Figura 14. **Erro! Fonte de referência não encontrada..** Para elaboração da curva de calibração foram utilizadas 19 medições com variação de concentração de 3 a 196 mg/L.

$$CI_{SR} = 1,08 \cdot CS_{SR} - 0,69 \quad (\text{Equação 3.9})$$

Onde: CI_{SR} – Concentração integrada em mg/L; CS_{SR} – Concentração de superfície em mg/L.

Figura 14 - Relação entre concentração de superfície e concentração integrada para o RSF.



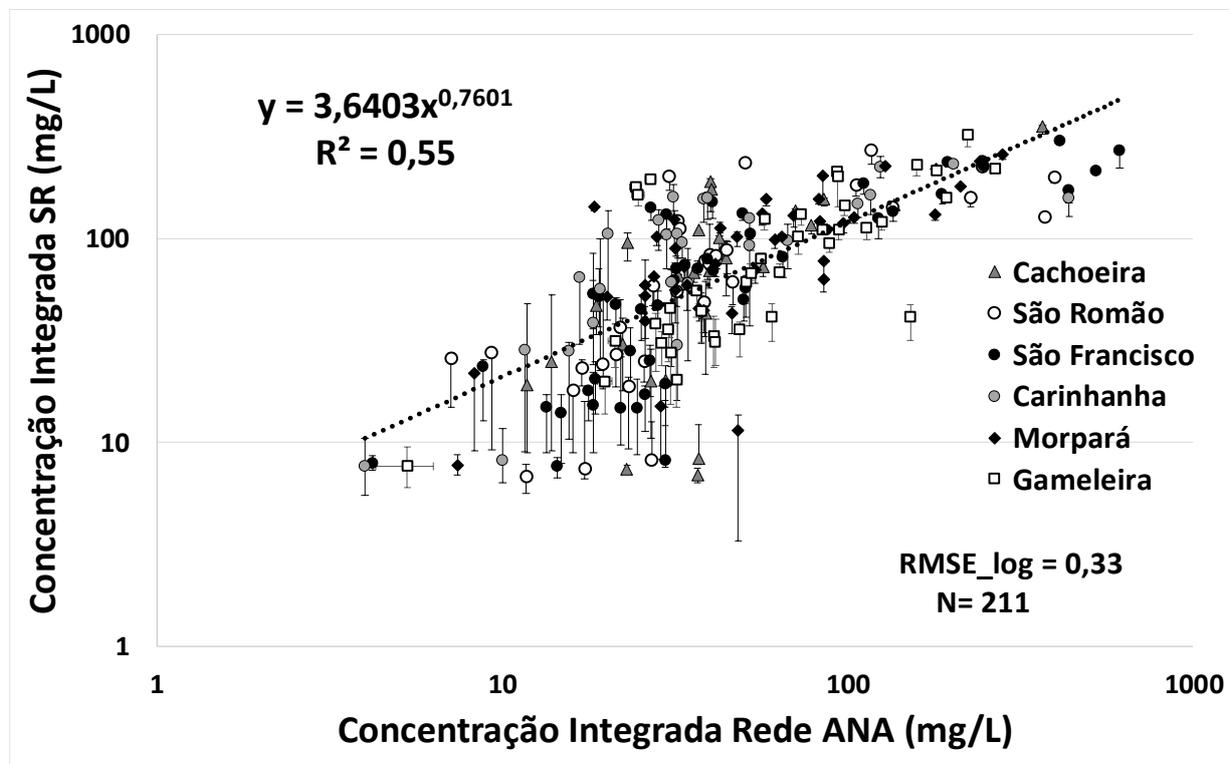
Observa-se pelos resultados um ajuste muito bom para os dados de concentração de superfície e integrado, com relação se aproximando de um para um, mostrando que as estimativas de superfície são bem próximas às estimativas integradas. Este resultado é esperado uma vez que, conforme abordado anteriormente, as partículas finas presentes no trecho estudado no Médio do Rio São Francisco têm uma distribuição bastante uniforme na vertical e foi detectado pouca presença de areias em suspensão/saltação perto do fundo.

3.3.5. Validação do conjunto de dados

As equações 2, 3, 4, 5 e 8 foram utilizadas para estimar a concentração de superfície a partir de cada imagem MODIS em cada estação virtual. Em seguida, a partir da relação apresentada nas equação 9 e Figura 14, os dados de concentração de superfície obtidos por sensoriamento remoto nas estações Cachoeira do Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha e Morpará foram transformados para concentração de sensoriamento remoto integrada e comparados com os dados de concentração integrada da rede sedimentométrica da ANA disponíveis para cada estação (Figura 15). Foram utilizadas 211 medições de concentração integrada das estações convencionais Cachoeira do Manteiga (26 medições), São Romão (32 medições), São Francisco (46 medições), Carinhanha (26 medições), Gameleira (39 medições) e Morpará (42 medições) da rede sedimentométrica da ANA. As medições compreendem o período de 14/04/2000 a 20/08/2019 e alcançam uma faixa de concentração de 4 a 611 mg/L. Tendo em vista que as imagens MODIS utilizadas são composições de oito dias, foram selecionadas

medições sedimentométricas das estações convencionais com datas anteriores ou posteriores a até três dias da data da imagem do satélite.

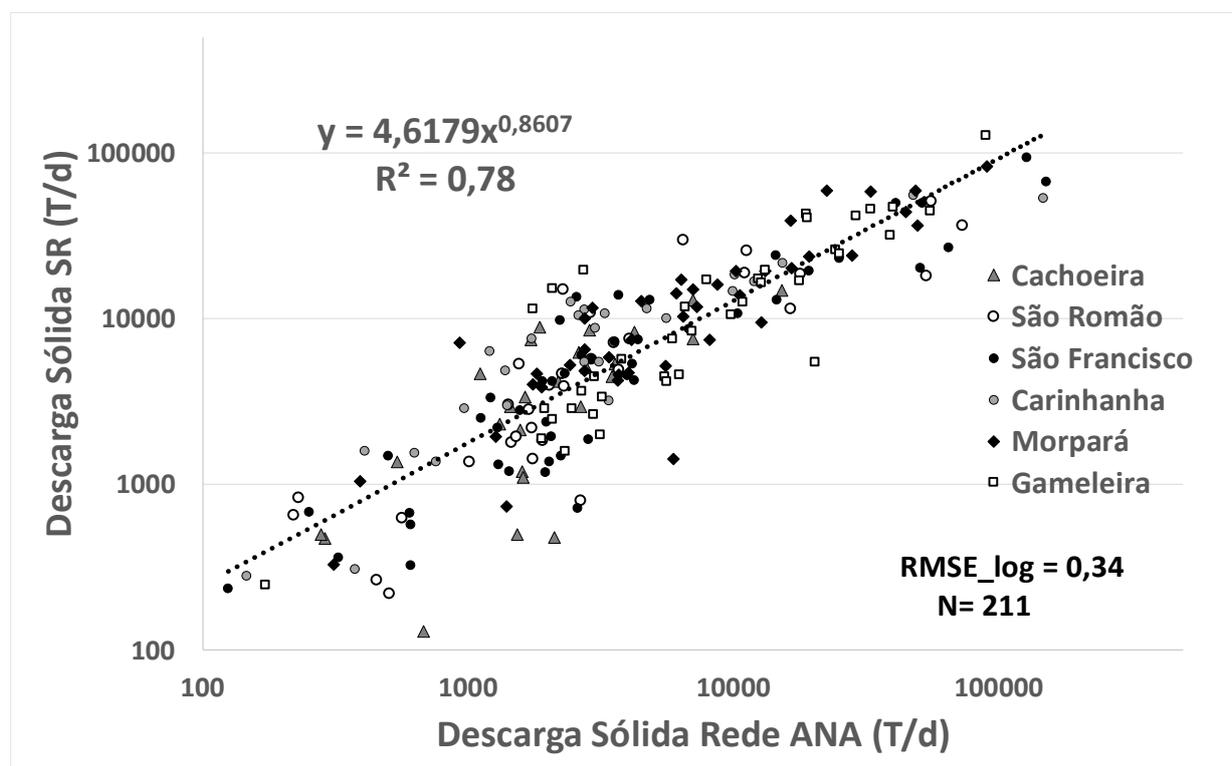
Figura 15 - Relação obtida entre concentração integrada de dados de estações da rede sedimentométrica da ANA e a concentração integrada de sensoriamento remoto no período de 14/04/2000 a 20/08/2019.



A Figura 15 mostra o bom ajuste entre os dois métodos para estimar a concentração integrada no Rio SF e para uma variação ampla de concentração de 4 a 480 mg/L. O coeficiente de determinação foi de 0,55, o RMSE-log de 0,33 mg/L (N = 211). Considerando as grandes diferenças em termos de protocolos entre os métodos de coleta/medição (campo vs satélite), a defasagem temporal variável entre as coleta *in situ* e as passagens de satélite (até oito dias), considera-se que o ajuste entre os dois conjuntos de dados, obtidos de forma totalmente independente um do outro, é admirável. Pode ser notado na Figura 15 uma perda de sensibilidade do modelo de sensoriamento remoto em torno de 10 mg/L que é provavelmente relacionada a perda de precisão dos dados de satélite quando a radiância medida é pequena em relação aos artefactos atmosféricos (presença de aerossóis, nuvens e adjascências).

Quando compara-se as descargas sólidas de campo e de sensoriamento remoto (Figura 16), ambas calculadas pela equação 7, verifica-se um ajuste melhorado com um coeficiente de determinação igual a 0,78 e um RMSE-log igual a 0,34 T/d (N = 211) pela integração da vazão líquida no novo calculo.

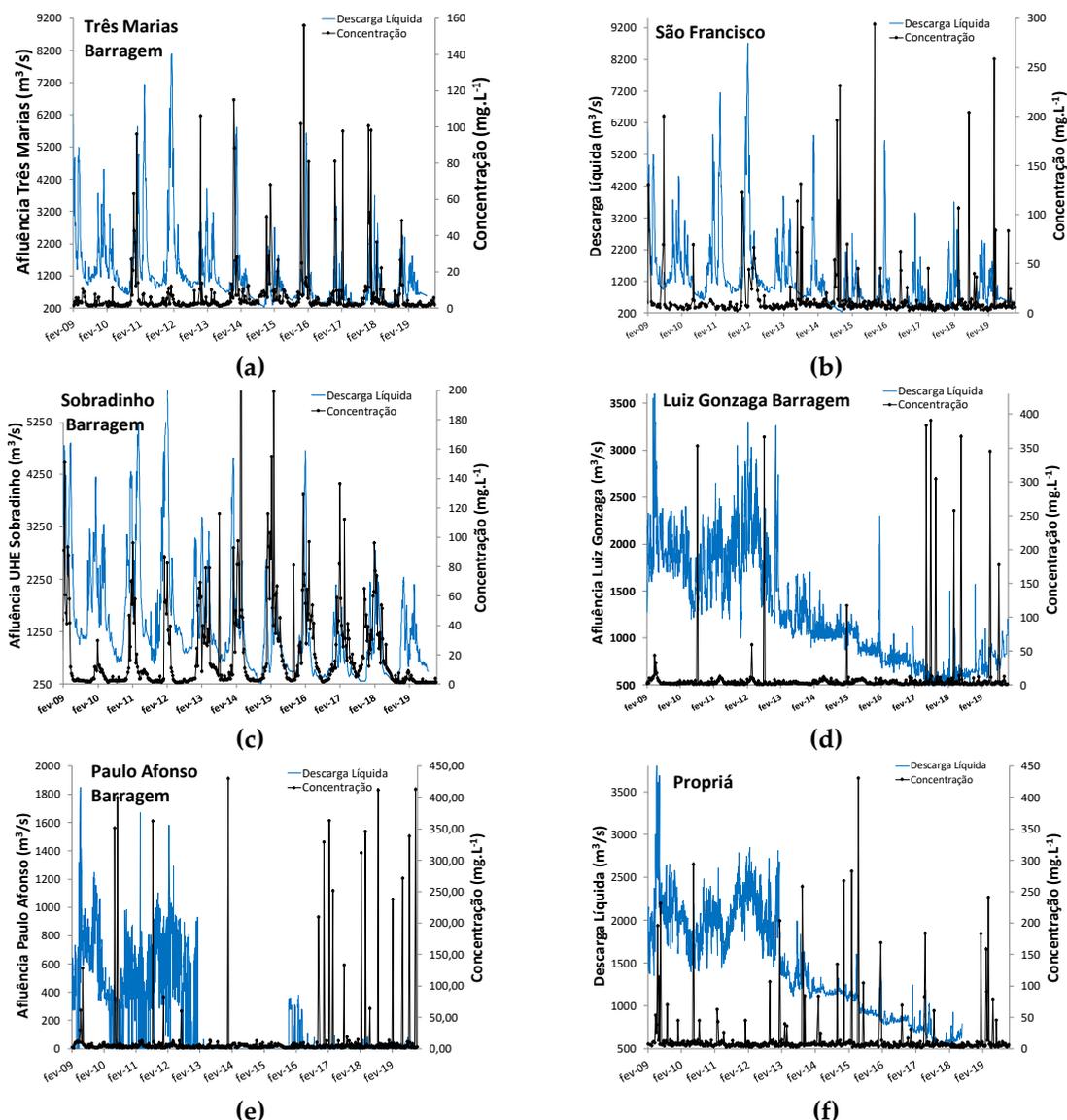
Figura 16 - Relação obtida entre a descarga sólida de dados de estações da rede sedimentométrica da ANA e a descarga sólida de sensoriamento remoto.



3.3.6. Padrões espaciais e temporais de concentração de material em suspensão utilizando dados derivados de imagens dos sensores MODIS

A Figura 17 apresenta comparação da vazão de entrada com a concentração de material em suspensão estimada por sensoriamento remoto calculada para seis áreas representativas da BRSF, sendo quatro em ambiente lêntico nas proximidades das barragens das UHEs Três Marias e Sobradinho, e duas em ambiente lótico, uma no médio São Francisco, na Estação São Francisco, entre os reservatórios Três Marias e Sobradinho, e outra na última estação de medição de descarga líquida da ANA no RSF, estação Propriá, situada a cerca de 70 km da foz do RSF (ver Figura 3). Para melhor visualização do comportamento das vazões e das concentrações foram selecionados dez anos de análise, de 1º de fevereiro de 2009 a 28 de fevereiro de 2019, sendo o período de fevereiro de 2013 a fevereiro de 2018 caracterizado por um período de secas intensas na bacia. Os gráficos das diversas áreas são apresentados em escalas diferentes tendo em vista as diferentes magnitudes dos valores de concentração e descarga líquida.

Figura 17 - Variação das descargas líquidas e concentrações de sensoriamento remoto em quatro áreas da BRSF de 2009 a 2019.



Observa-se nas três primeiras estações virtuais a montante da barragem Sobradinho, barragem Três Marias, estação São Francisco e barragem Sobradinho, que as variações de vazão são acompanhadas pelas variações de concentração, mesmo no período de baixas vazões ocorrente a partir da estação chuvosa de 2013, aqui apresentado anteriormente. Entretanto, após o reservatório Sobradinho, nota-se o controle exercido pelo reservatório Sobradinho, tanto nas descargas líquidas e sólidas.

Para avaliar a influência da seca prolongada no regime de vazões e do fluxo de sedimento as séries de descargas sólidas e líquidas foram divididas em dois períodos: o primeiro de 01/01/2000 a até 31/01/2013, e o segundo a partir de 01/02/2013 a 31/02/2019, para cálculo das descargas líquidas e sólidas. Como pode ser visto na **Tabela 5**, as descargas líquidas caíram em cerca da metade no período de estiagem prolongada na bacia em todas as estações analisadas, da

região do alto até o baixo São Francisco.. Já com respeito as médias das descargas sólidas variaram muito pouco ou ficaram constantes.

Tabela 5. Vazões médias e concentrações de sensoriamento remoto médias das estações Três Marias Barragem, São Francisco, Sobradinho Barragem, Luiz Gonzaga Barragem, Paulo Afonso Barragem e Propriá.

<i>Estação</i>	<i>Vazões Médias (m³/s)</i>		<i>Concentração Média SR (mg/L)</i>	
	<i>Até jan/13</i>	<i>Desde fev/13</i>	<i>Até jan/13</i>	<i>Desde fev/13</i>
<i>Três Marias Barr.(1b)</i>	<i>659</i>	<i>293</i>	<i>10</i>	<i>13</i>
<i>São Francisco (4)</i>	<i>1796</i>	<i>834</i>	<i>135</i>	<i>135</i>
<i>Sobradinho Barr.(8b)</i>	<i>1966</i>	<i>973</i>	<i>24</i>	<i>28</i>
<i>Luiz Gonzaga Barr (9b)</i>	<i>1898</i>	<i>868</i>	<i>21</i>	<i>18</i>
<i>Propriá (13)</i>	<i>1975</i>	<i>968</i>	<i>41</i>	<i>33</i>

Embora as médias das descargas sólidas tenham permanecido constantes ou tenham sofrido pequenas alterações, é pertinente falar do controle do fluxo de sedimentos que o reservatório Sobradinho exerce, uma vez que as concentrações após o reservatório são bem mais baixas que as estações a montante, como pode ser visto no Apêndice 3A.

3.4. DISCUSSÃO

3.4.1. Análise dos reservatórios

Nesta seção analisamos primeiro os padrões espaciais e temporais de sedimentação nos reservatórios para depois identificar os padrões de operação, reproduzindo a abordagem desenvolvida por CONDÉ et al., 2019.

3.4.1.1. Análise espaço-temporal dos padrões de sedimentação em reservatórios

Complementando o trabalho realizado pela autora (PISCOYA et al., 2017), que avaliou o fluxo de sedimentos em metade do reservatório Sobradinho, foram criadas oito áreas com polígonos de 40 km de comprimento com o objetivo de avaliar a sedimentação em todos os 320 km de comprimento do reservatório. A área de número um é a área mais próxima à barragem e a área de número oito é a mais distante.

As Figura 18 e

Figura 19 apresentam uma análise espaço-temporal da concentração de material em suspensão de sensoriamento remoto nos reservatórios Três Marias e Sobradinho, onde são apresentadas as médias mensais da concentração do período de 2000 a 2019 de cada uma das áreas processadas nos reservatórios e a vazão afluente dos reservatórios que foram obtidos no Sistema de Acompanhamento de Reservatório (SAR) da ANA.

Figura 18 - Variação espaço-temporal da concentração de material em suspensão no reservatório Três Marias (valores médios mensais para o período de 2000 a 2019).

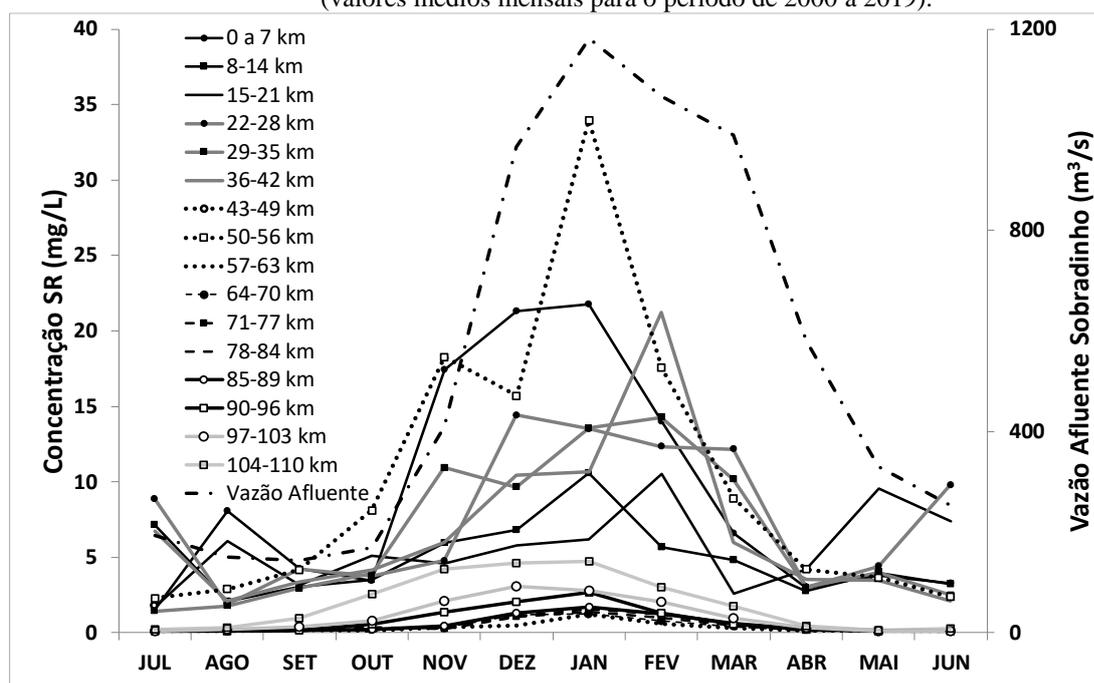
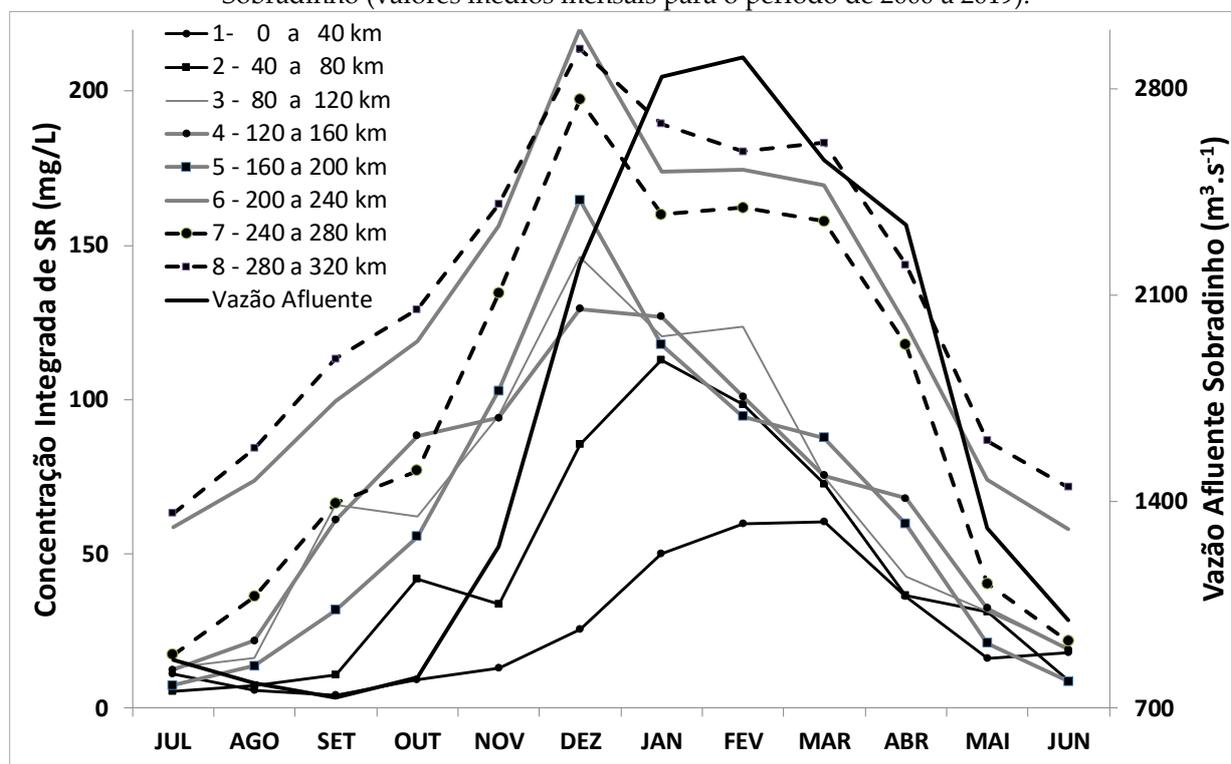


Figura 19 - Variação espaço-temporal da concentração de material em suspensão no reservatório Sobradinho (valores médios mensais para o período de 2000 a 2019).



Em ambos os reservatórios, os maiores valores de concentração ocorrem no período de outubro a março, com uma concentração média mensal no período de 2000 a 2019 de 109 mg/L, para o reservatório Sobradinho, e de 25 mg/L, para o reservatório de Três Marias. Em ambos reservatórios os menores valores de concentração ocorrem no período de abril a setembro, com uma concentração média mensal de 63 mg/L para Sobradinho e 4 mg/L para Três Marias. No reservatório Sobradinho a diferença média de concentração entre a área mais próxima do barramento (Área 1) e a mais a montante (Área 8) é de cerca de 107 mg/L, variando de 52 mg/L no mês de julho a 188 mg/L no mês de dezembro. Já no reservatório Três Marias a diferença média de concentração entre a área mais próxima do barramento (Área 1) e a mais a montante (Área 16) é de cerca de 49 mg/L, variando de 0,2 mg/L no mês de maio a 119 mg/L no mês de janeiro.

Foi realizada análise longitudinal da concentração média mensal dos dois reservatórios que são apresentadas na Figura 20 e Figura 21. Os valores médios mensais de concentração obtidos na análise anterior foram plotados em função da distância das 16 áreas analisadas no reservatório de Três Marias e das oito áreas analisadas no reservatório Sobradinho.

A análise longitudinal da concentração média mensal dos dois reservatórios é apresentada na Figura 20 e Figura 21 e permitiu fazer as seguintes considerações: 1 diminuição da concentração em função da distância do reservatório, no sentido montante-jusante, com pequenos aumentos da concentração decorrentes do aporte de afluentes; 2 em todos os meses os menores valores de concentração são encontrados nas áreas mais próximas ao barramento; 3 ocorreu aporte de sedimentos em algumas áreas modificando o padrão geral encontrado; 4 A amplitude de variação dos valores de concentração média nas áreas mais a montante é maior que as das áreas mais próximas ao reservatório.

A respeito das taxas de deposição no reservatório Três Marias, na direção montante-jusante, o maior decaimento da concentração ocorre na entrada do Rio São Francisco no reservatório Três Marias (a cerca de 110 km do barramento) e a até 85 km do barramento, com decaimento médio mensal de 42 mg/L. Em seguida observa-se uma menor diminuição da concentração até cerca de 60 km do barramento, com média de 5 mg/L, seguido de um leve aumento da concentração que pode ser decorrente da entrada do Ribeirão Sucuriú no reservatório. A cerca de 50 km há uma leve diminuição da concentração que fica estável até o barramento.

Figura 20 - Variação longitudinal da concentração nos reservatórios das UHEs Três Marias (valores médios para o período de 2000 a 2019).

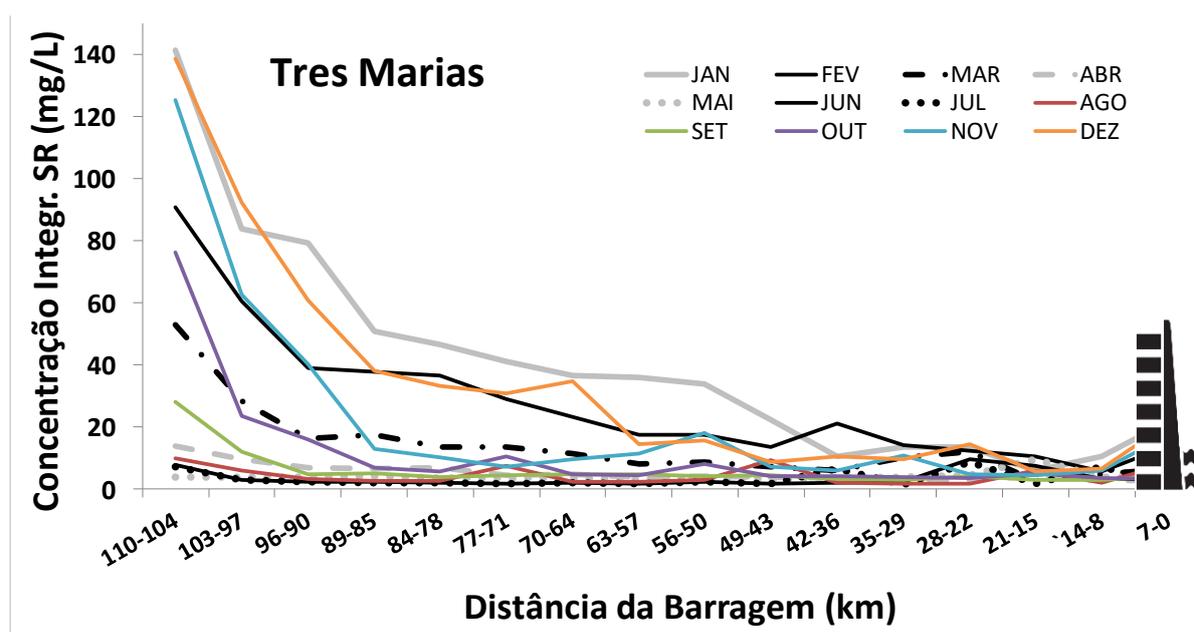
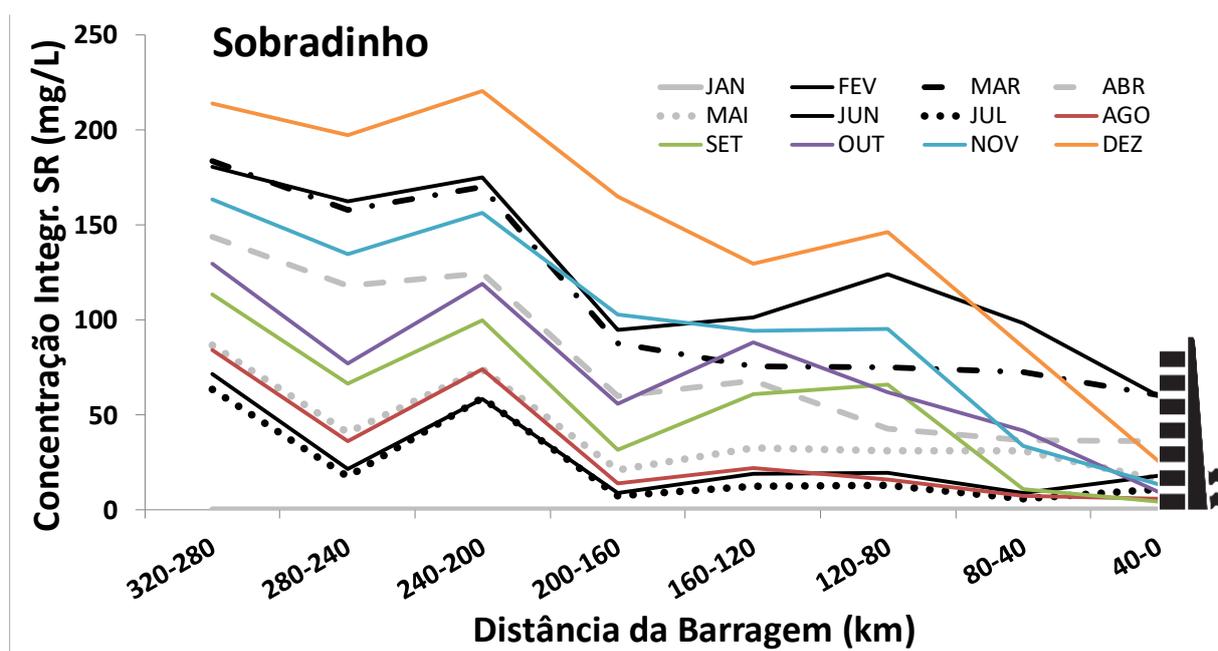


Figura 21 - Variação longitudinal da concentração nos reservatórios das UHEs Sobradinho (valores médios para o período de 2000 a 2019).



No reservatório Sobradinho a partir de cerca de 320 km a montante do barramento, observa-se um decréscimo médio de 36 mg/L da concentração de material em suspensão integrada de sensoriamento remoto da montante para a jusante por cerca de 80 km, com aumento na média da concentração de 22 mg/L a cerca de 220 km do barramento, nas proximidades de Remanso. A partir daí, e até aproximadamente 160 km do barramento, verifica-se um acentuado queda da concentração em todos os meses, com média de 61,3 mg/L apresentando uma alta taxa

de deposição. A partir da distância de 120 km do barramento observam-se comportamentos diferenciados da concentração, com alto decaimento nos meses mais chuvosos até as proximidades do barramento, com diminuição de 82, 121 e 70 mg/L nos meses de novembro, dezembro e janeiro, ou constância dos valores de concentração, nos meses de menor pluviosidade e de estiagem. Embora o reservatório de Sobradinho possuía cerca de 320 km de extensão, os resultados deste trabalho mostraram que somente a partir de 240 km a montante do barramento é observado forte queda da concentração, indicando que seja a partir desta distância a ocorrência da mudança de ambiente lótico para ambiente lêntico no reservatório.

Vários estudos mostram a variação da taxa de deposição longitudinal nos reservatórios, com taxas maiores de deposição nas áreas de desembocadura dos rios nos reservatórios, e taxas menores nas áreas próxima à barragem. REIS et al. (2004), analisou a variabilidade espacial e temporal do material em suspensão e a zona de deposição de sedimentos do reservatório Sobradinho a partir de medições de concentração realizadas em 22 pontos no trecho a jusante de Xique-Xique até o barramento de Sobradinho no período de outubro de 2001 a abril de 2002. Os autores, com dados de campo, observaram comportamento semelhante ao encontrado neste estudo utilizando sensoriamento remoto, podendo destacar o aumento da concentração de sedimentos nas proximidades de Remanso principalmente nos meses de maior vazão. Segundo os autores, este aumento de concentração pode ser resultante da ressuspensão do material nesta região, tendo em vista a ocorrência da transição entre ambiente lótico e lêntico, o que foi corroborado pelas medições de velocidades realizadas no reservatório, com ADCP (acoustic doppler current profiler) Rio Grande, que mostraram redução em 86% da velocidade média entre a área a montante de Pilão Arcado e a jusante de Remanso, ocorrendo redução de 38% na área nas proximidades de Remanso. A concentração média obtida pelos autores nas proximidades do reservatório no período de estudo (de outubro de 2001 a abril de 2002) foi de 7,3 mg/L, enquanto o valor médio de concentração de sensoriamento obtido pelo presente trabalho foi de cerca de 24 mg/L (de janeiro de 2000 a dezembro de 2019).

3.4.1.2. Uso de sensoriamento remoto para análise do tipo de operação dos reservatórios

Conforme já abordado, o Rio São Francisco é caracterizado pela sucessão de reservatórios de armazenamento de água e a fio d'água. Embora grandes reservatórios alterem significativamente a hidrodinâmica dos rios, projetos de reservatórios a fio d'água tendem a preservar o fluxo natural.

Para análise do tipo de operação de reservatórios foram selecionados os quatro dos maiores reservatórios do RSF com tamanho suficiente para processar as imagens do sensor MODIS com 250 m de resolução, são eles: Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso. Para cada reservatório foram estimadas as concentrações médias mensais em duas zonas: no barramento; e em área a montante do reservatório, na entrada do Rio São Francisco no reservatório. Desta forma, foram analisados como os diferentes tipos de reservatórios interferem no padrão de sedimentação, como já demonstrado na seção anterior para os reservatórios de Três Marias e Sobradinho.

A Figura 22 apresenta a variação espaço-temporal da concentração (2000 a 2019) dos reservatórios Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso. Os valores médios, mínimos e máximos da concentração calculada por sensoriamento remoto são apresentados na

Tabela 6.

Figura 22 - Concentrações médias mensais calculadas de áreas a montante e nas proximidades das barragens de Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso I,II,III.

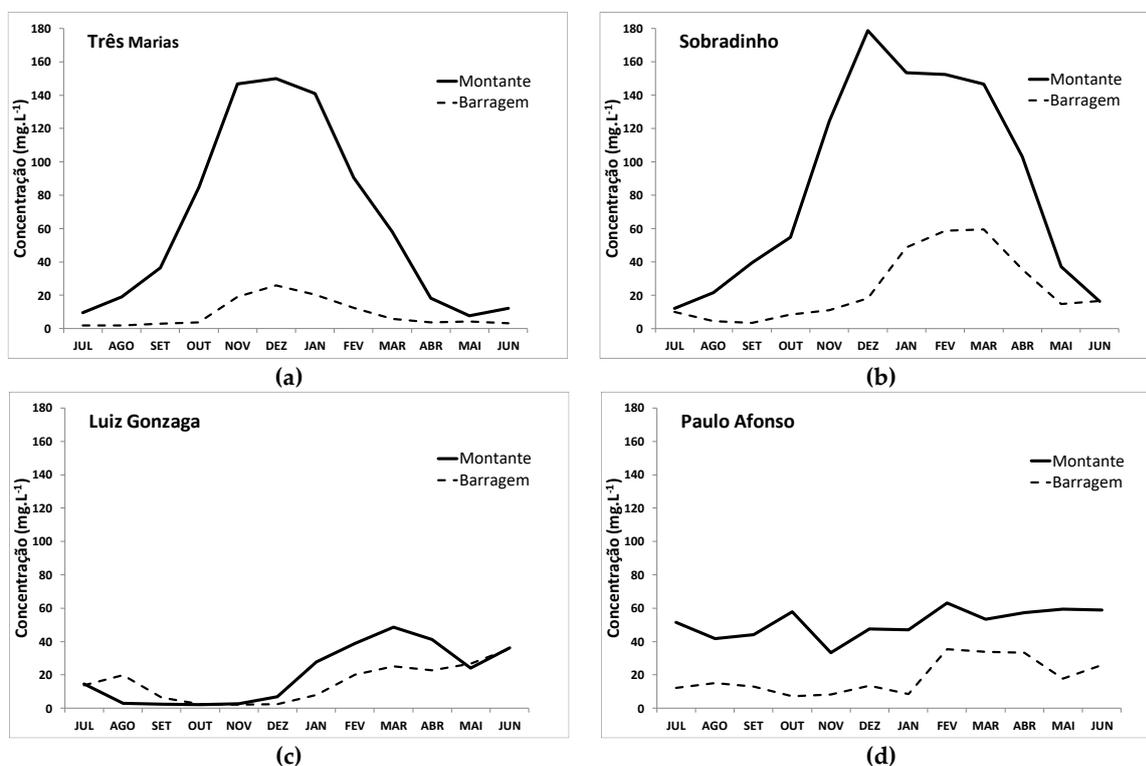


Tabela 6. Concentrações média, mínima e máxima calculada para os reservatórios de Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso 1,2,3.

<i>Reservatório</i>	<i>Posição</i>	<i>Concentração calculada (mg/L)</i>		
		<i>Média</i>	<i>Mínima</i>	<i>Máxima</i>
<i>I-Três Marias</i>	<i>Barragem (0 a 7 km)</i>	8,5	1,0	156
	<i>Montante (entrada RSF)</i>	55,4	2,3	424
<i>II-Sobradinho</i>	<i>Barragem (0 a 40 km)</i>	23,9	0,0	424
	<i>Montante (280 – 320 km)</i>	112,2	7,4	430
<i>III-Luiz Gonzaga</i>	<i>Barragem</i>	15,2	0,7	422,2
	<i>Montante</i>	20,1	0,8	418,5
<i>IV-Paulo Afonso I,II,III</i>	<i>Barragem</i>	13,1	0,8	412,1
	<i>Montante</i>	18,3	0,8	430,1

Com exceção do reservatório Luiz Gonzaga nos meses de julho, agosto e setembro, para a maioria dos reservatórios os valores de concentração de sensoriamento remoto a montante são maiores do que os calculados para a zona da barragem. Comparando a concentração interanual média, uma maior redução na turbidez é observada nos reservatórios Três Marias (-46,9 mg/L) e Sobradinho (-88,9), enquanto que a concentração é muito mais limitada para os reservatórios Luiz Gonzaga (-4,9 mg/L) e Paulo Afonso.

Se compararmos as concentrações médias dos reservatórios verificamos uma concentração média maior na barragem de Sobradinho em relação a Três Marias, e depois uma diminuição até o exutorio do RSF.

Na Figura 22 dois padrões de sedimentação podem ser claramente identificados entre os quatro reservatórios. O primeiro padrão apresenta grandes variações de concentração dentro do reservatório e corresponde aos reservatórios Três Marias e Sobradinho. Estes dois reservatórios são marcados por grandes tempos de residência da água (Tabela 2), superiores a 200 dias. Nesta configuração, uma alta taxa de sedimentação pode ser esperada devido ao forte controle hidráulico da barragem. O segundo padrão, encontrado nos reservatórios Luiz Gonzaga e Paulo Afonso apresenta variações de baixa concentração da água ao longo do eixo principal do reservatório. Essas represas são caracterizadas por um baixo tempo de residência (menor que um dia) (Tabela 2 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**), e podem ser classificadas como

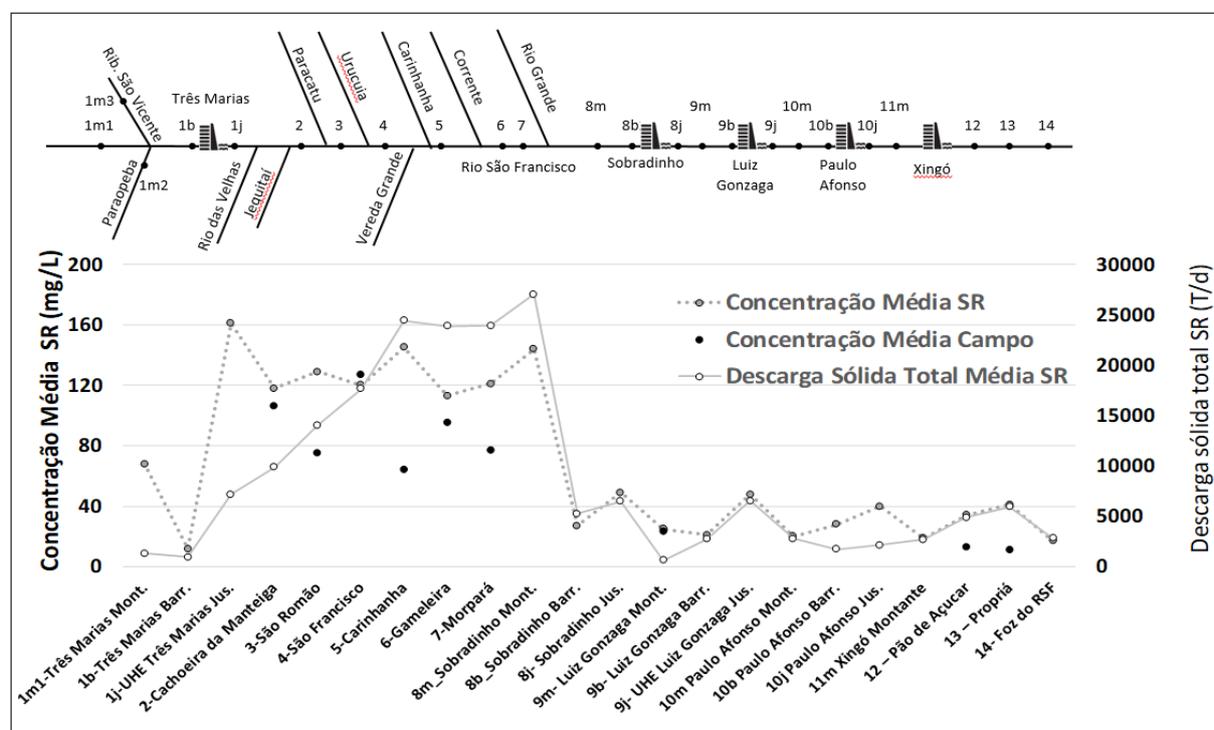
barragens a fio d'água que apresentam menor processo de sedimentação e controle da vazão do rio.

3.4.2. Comportamento do fluxo de sedimentos ao longo do Rio São Francisco

Para análise do comportamento do fluxo de sedimentos ao longo do Rio São Francisco serão analisadas as concentrações e descargas sólidas obtidas nas estações virtuais estudadas.

O Apêndice 3B apresenta a estatística descritiva para as séries de concentração de material em suspensão e das descargas sólidas integradas de sensoriamento remoto obtidas para as 24 estações virtuais ao longo do Rio São Francisco, podendo o leitor sempre utilizá-lo para acompanhar as discussões apresentadas a seguir. Para melhor compreensão da dinâmica do fluxo de sedimentos os dados de concentração e de descarga sólida calculadas para 24 estações virtuais no Rio São Francisco no período de 2000 a 2019 são apresentados na Figura 23, junto com uma visualização esquemática da posição das estações virtuais no RSF. Também são apresentadas concentrações integradas de campo médias para o período, que foram calculadas a partir das medições realizadas nas estações convencionais da rede sedimentométrica da ANA, disponíveis no banco HIDRO.

Figura 23 – Diagrama unifilar do Rio São Francisco e principais afluentes, e gráfico da variação da concentração média de material em suspensão de sensoriamento remoto e de campo e descarga sólida de sensoriamento remoto para 22 estações virtuais do Rio São Francisco no período de 2000 a 2019.



Não foi possível calcular a descarga sólida para algumas estações uma vez que não havia estação de medição de descarga líquida próxima. Foi criada uma estação virtual a cerca de 3 km a montante da foz do Rio São Francisco e tendo em vista a inexistência de estação com dados de

descarga líquida para cálculo da descarga sólida, foram utilizados os dados da estação convencional Propriá da ANA, última estação com medições de vazão no RSF.

Embora o estudo de sensoriamento remoto utilizando imagens MODIS não permita o estudo de afluentes com largura inferior a cerca de 500 m, e também não tenha sido objeto deste trabalho o estudo dos afluentes, foi possível identificar com imagens MODIS de 250 m de resolução espacial o padrão do fluxo de sedimentos do RSF e inferir sobre a contribuição de alguns afluentes por meio da análise de estações virtuais a montante e a jusante da entrada do afluente no RSF.

Apesar da abrangência geográfica deste trabalho, do período de estudo, e da metodologia utilizada tornarem a comparação com outros estudos realizados na BRSF limitada, a discussão deste trabalho será enriquecida com a comparação de dados de concentração obtidos por outros autores do comportamento hidrosedimentar na BRSF, seja utilizando levantamentos de campo (LIMA, 1999), sensoriamento remoto (BANDEIRA et al., 2013; MACÊDO, 2010; OLIVEIRA, 2009; REIS, 2004) ou modelagem com o SWAT (CREECH, 2015, 2014).

Como pode ser observado na Figura 23 e no Apêndice 3B, verifica-se, em geral, aumento da concentração de material em suspensão e de descarga sólida de sensoriamento remoto de montante para jusante até o reservatório de Sobradinho. A partir do reservatório de Sobradinho observa-se pouca variação da concentração e da descarga sólida, que não ultrapassam os valores médios de 40mg/L e cerca de 10mil T/d, respectivamente.

O Alto São Francisco, região que compreende a área das nascentes do RSF até a cidade de Pirapora-Barreiro, vem sofrendo constantes alterações nas últimas décadas devido a interações da atividade humana com o meio físico, verificando-se desmatamento de grandes áreas de floresta nativa para a implantação de atividades agropecuárias (MACÊDO, 2009; MAPBIOMAS 2020). A UHE Três Marias, instalada na cidade de Três Marias em 1962, é a principal represa do Alto São Francisco e provocou impactos no rio e no ecossistema do entorno, tais como inundação de grande área, supressão da vegetação e perda de biodiversidade a montante da represa e alteração no sistema hidrológico do rio São Francisco, tanto a montante quanto a jusante da represa. Segundo ALMEIDA (2010), desde a sua instalação a represa concentra em seu reservatório todos os resíduos e poluentes provenientes dos córregos afluentes, assim como do próprio São Francisco, havendo significativo aporte de matéria orgânica e excesso de nutrientes no reservatório, principalmente de fundo, uma vez que a maioria das cidades a montante da represa lança esgoto bruto diretamente nos córregos.

O reservatório Três Marias tem como principais tributários os rios Indaiá, São Francisco, Paraopeba, Pará, Abaeté, Borrachudo e Indaiá (MACÊDO, 2009). O presente trabalho avaliou

a entrada dos rios São Francisco (Figura 5, área 1m1) e Paraopeba (Figura 5, área 1m2) e do Ribeirão São Vicente (Figura 5, área 1m3), todos localizados na parte sul do reservatório Três Marias, que tiveram valores médios de concentração SR no período do estudo de 68, 68 e 49 mg/L, respectivamente. Apesar da contribuição do Rio São Francisco, dos afluentes citados e de outros não estudados neste trabalho, como o rio Indaiá, o rio São Francisco chega ao barramento de Três Marias com concentração média de 11 mg/L, mostrando o alto grau de sedimentação ocorrente no reservatório de 1.090 km² e tempo de residência de cerca de 408 dias. O rio Indaiá teve seu aporte de sedimentos contabilizado na estação virtual Três Marias Barragem (1b), enquanto que o rio Pará teve a entrada de sedimentos determinada pela estação virtual Três Marias Montante (Entrada Rio São Francisco) (1m1), uma vez que o rio Pará desemboca no Rio São Francisco a montante da entrada deste no reservatório de Três Marias.

Segundo MACÊDO (2009), a bacia do rio Indaiá configura-se como importante contribuinte do reservatório da UHE Três Marias principalmente pela sua localização em relação ao barramento e por suas altas taxas de produção de sedimentos, consequência de um contexto histórico de intensas atividades antrópicas. O estudo da autora com imagens de satélite mostra que a vegetação nativa da bacia do Indaiá foi reduzida em 45 % entre os anos de 1972 e 1983, havendo aumento de cerca de 39 % do solo exposto, pastagem com solo exposto e área urbana e uma gradual redução até o ano de 2005. A autora mostra também que a bacia do Rio Indaiá tem uma grande influência no assoreamento do reservatório, já que os sedimentos por ela produzidos podem atingir o barramento em um tempo mais curto do que o estimado nas previsões de assoreamento que, em geral, apenas consideram o transporte de sedimentos pelo rio principal.

LIMA et al. (2001), estudando o comportamento hidrossedimentológico da bacia do rio São Francisco por meio da análise do fluxo de sedimentos em suspensão e utilizando dados de estações da rede sedimentométrica brasileira, hoje sob responsabilidade da ANA, identificou que as sub-bacias dos rios Paraopeba e das Velhas, no Alto São Francisco, foram as sub-bacias que apresentaram maiores valores de produção de sedimentos no período de 1986 a 1999. De fato, pelos dados obtidos neste trabalho, o rio Paraopeba é um dos principais contribuintes de sedimentos no RSF, com concentração média de sensoriamento remoto de 68 mg/L no período do estudo. Entretanto, o RSF quando entra no reservatório Três Marias também aporta grande quantidade de sedimentos, com concentração média de SR de 68 mg/L e descarga sólida média de 1322 T/dia e máxima de 24750 T/dia (Apêndice 3B).

A concentração de sólidos em suspensão e a descarga sólida média no período de 1986 a 1999 obtidas por LIMA et al. (2001) para o rio Pará, o Rio São Francisco a montante de Três Marias e o rio Paraopeba foram as seguintes, respectivamente: rio Pará (estação Velho da Taipa,

estação mais a jusante), 76 mg/L e 649 T/d; rio São Francisco a montante da afluência do rio Pará (estação Porto das Andorinhas), 253 mg/L e 4767 T/d ; rio Paraopeba (estação Ponte Nova do Paraopeba), 632 mg/L e 4510 T/d. Após a UHE Três Marias, a próxima estação estudada pelo autor é Pirapora-Barreiro, a cerca de 130 km a jusante da barragem Três Marias. Os dados de concentração e descarga sólida média obtidos foram 103 mg/L e 7626 T/d, respectivamente.

Observa-se uma forte influência das usinas hidroelétricas estudadas, ocorrendo um decréscimo dos valores de concentração nas proximidades do barramento (e a montante do mesmo), com um aumento a jusante do barramento ocasionado pela ressuspensão. Verifica-se um grande aumento da concentração e da descarga sólida na saída da água em todos os reservatório estudados (Apêndice 3B). Como pode ser visto nos dados das estações com nome de usina hidroelétrica e acompanhadas pelo nome jusante (simbolizada pela letra “j”), observa-se aumento das concentrações e das descargas sólidas SR quando comparado com os dados das estações logo a montante do reservatório, denominadas estações barragem. Com exceção da jusante de Três Marias (área 1j), em que a média da concentração e da descarga sólida é cerca de 13 vezes a concentração na barragem, nos reservatórios Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso a concentração da jusante é cerca de duas vezes a concentração na barragem. Com respeito a descarga sólida, no reservatório Três Marias a diferença da descarga é menor que a da concentração, sendo cerca de oito vezes a descarga sólida da área a montante da barragem. Nas áreas a jusante dos demais reservatórios estudados as descargas sólidas médias das áreas a jusante são em média cerca 1,6 vezes as descargas dos barramentos, sendo 2,4 vezes para Sobradinho e 1,2 vezes para Luiz Gonzaga e Paulo Afonso. Este comportamento já foi observado pela autora na saída de diversos barramentos do Rio Paranapanema (CONDÉ et al.,2019), utilizando sensoriamento remoto.

Após a estação virtual da jusante do barramento da UHE Três Marias, a próxima área de estudo é Cachoeira do Manteiga, localizada no Médio São Francisco, com valores de concentração e descarga sólida médios de SR iguais a 118 mg/L e 9859 T/d (Apêndice 3B). O valor da concentração média de campo obtido com dados da rede sedimentométrica da ANA para a estação convencional de mesmo nome foi de 106 mg/L, valor este bem próximo à obtida por sensoriamento remoto. A estação mais próxima estudada por LIMA (1999) foi Pirapora-Buritizeiro, situada na cidade de Pirapora a cerca de 110 km a montante de Cachoeira do Manteiga. Os valores de concentração e de carga sólida contabilizados por LIMA (1999) para o período de 1986 a 1999 foi de 103 mg/L e 7626 T/d, valores estes bem próximos dos calculados por sensoriamento remoto neste trabalho.

A próxima estação estudada no Rio São Francisco é a estação virtual São Romão. Esta estação foi adicionada ao estudo tendo em vista a necessidade de avaliar a contribuição do rio Paracatu no fluxo de sedimentos do RSF. Em São Romão as concentrações médias de SR e de campo calculadas foram de 120 e de 75 mg/L, respectivamente. A discrepância de valores pode ser justificada pela quantidade de dados disponíveis para cálculo das concentrações de campo e o período em que os mesmos estão disponíveis. Enquanto temos 860 medições de SR na estação São Romão no período de 2000 a 2019, temos disponíveis apenas 34 medições de campo das estações da ANA, com medições iniciadas em fevereiro de 2007 (de 2007 a 2019). Além disto, observa-se que as medições de SR foram obtidas em vazões de até 5.669 m³/s, enquanto que no campo a maior vazão durante as medições disponíveis na rede da ANA foi de 3.184 m³/s. A não realização de medições de campo nas mais altas faixas de vazão, em condições que permitem maior transporte de material em suspensão, a inexistência de medições entre 2000 e 2006, anos normais de chuva, e o maior peso das concentrações dos anos de seca (a partir de 2013) diminuiu a concentração média de campo em São Romão. CONDÉ et al. (2020) já abordou o problema da obtenção de dados de descargas sólidas em faixas de vazões menores que as ocorrentes no Rio São Francisco e as vantagens da utilização do sensoriamento remoto para cálculo das descargas sólidas.

Comparando os valores calculados de concentração e descarga sólida de sensoriamento remoto obtidos nas estações Cachoeira do Manteiga e São Romão observamos uma alta nos valores de concentração e de descarga sólida, o que representa a contribuição do rio Paracatu. A diferença entre os valores médios das duas estações é de 11 mg/L para concentração e de 4180 T/d para descarga sólida. LIMA (1999) contabilizou a concentração de material em suspensão e a descarga sólida em suspensão médias do rio Paracatu na estação Porto do Cavalo no período de 1986 a 1999, obtendo 273 mg/L e 6567 T/dia, respectivamente. Embora o período do estudo de LIMA seja diferente, é possível que a curva-chave potencial utilizada para cálculo das descargas sólidas em suspensão, calibrada com apenas três medições em vazões altas, não seja representativa e tenha levado a sobrestimativas dos valores de descarga sólida em suspensão da estação, conforme abordagem apresentada por CONDÉ et al. (2020; capítulo 4, 2021, não publicado) para o RSF, onde os autores observaram mudança de tendência do fluxo de sedimento nas altas vazões, o que não é bem representado pelas utilização de equações potenciais nas curvas-chave de sedimentos. LIMA (1999) também informa no trabalho que, embora tenha sido obtida uma boa correlação entre a descarga sólida e a vazão, não foi possível realizar a devida análise da estação por falta de séries de vazões média mensais no banco de dados HIDRO da ANA.

Continuando a viagem descendo o RSF, a próxima estação virtual de estudo é a estação virtual São Francisco, criada no trecho de rio da estação convencional e do município com mesmo nome. As concentrações médias de SR e de campo calculadas para o período foram de 120 e 127 mg/L, respectivamente. A carga sólida média de SR calculada foi de 17660 T/d. Os valores obtidos por LIMA (1999) para a estação São Francisco convencional no período de 1986 a 1999 foi de 210 mg/L, para concentração, e 33619 T/d para descarga sólida. Tanto os valores de concentração quando os valores de descarga sólida obtidos pelo autor são quase o dobro dos obtido por sensoriamento remoto neste trabalho. Cabe informar que a média de descarga líquida neste trabalho para o período de 2000 a 2019 foi de 1469 m³/s. enquanto que a média do trabalho de LIMA (1999) para o período 1986 a 1999 foi de 1847 m³/s, cerca de 75% mais alta, o que contribuiu para o maior valor de descarga sólida. Além disto, o autor só tinha disponível 11 dados para os cálculos e informou que tendo em vista os poucos dados disponíveis os dados obtidos devem ser utilizados com ressalvas.

Avaliando os dados de concentração e de descarga sólida das estações virtuais São Romão e São Francisco, verificamos que embora as concentrações médias das duas estações estejam bem próximas (129 e 120 mg/L), houve um aumento da descarga sólida em 25%, passando de 14.039 T/d, na estação São Romão, para 17.660 T/dia, na estação São Francisco. Isto se deve a contribuição de sedimentos e descarga líquida do rio Urucuaia, de cerca de 3.601 T/d, que tem sua afluição entre as duas estações. De acordo com LIMA (1999) a produção específica de sedimentos em suspensão no rio Urucuaia Barra do Escuro é de 101 t/km².ano, onde é classificada como moderada, possuindo concentração média muito alta, de 324 mg/L. Considerando a vazão média do Rio Urucuaia na estação Barra do Escuro no período de janeiro de 2000 a fevereiro de 2019, obtida no banco HIDRO da ANA, de cerca de 183 m³/s, e considerando a concentração média obtida por LIMA (1999) de 324 mg/L no período de 1986 a 1999, teremos uma descarga sólida média em suspensão de 4610 T/d. Este valor é bem próximo ao valor estimado por sensoriamento remoto, sendo 28 % maior.

Chegando a próxima estação virtual do estudo, Carinhanha, encontramos valores de concentração e descarga sólida médios de SR iguais a 145 mg/L e 24.446 T/d. O valor de concentração médio de sensoriamento remoto é o dobro da concentração média calculada com dados de campo no mesmo período. Esta discrepância, a exemplo da estação São Romão, se deve a quantidade de dados disponíveis na estação convencional da rede sedimentométrica da ANA, de mesmo nome, e a faixa de vazões em que as medições foram realizadas. A estação convencional Carinhanha teve a primeira medição de campo realizada somente em 2008, tem

apenas 29 medições disponíveis no período que foram realizadas em vazão máxima de 3299 m³/s, enquanto que temos 801 medições de concentração de SR realizadas com vazão de até 8448 m³/s.

A análise comparativa dos dados das estações São Francisco e Carinhanha mostra aumento da concentração em 21% e da descarga sólida em 38%. Esta diferença se deve em parte ao aporte de água e sedimentos dos rios Verde Grande e Carinhanha. LIMA (1999) verificou que a produção específica de sedimentos em suspensão no rio Carinhanha é baixa (17 t/km².ano) e que a concentração média foi de 58 mg/L. Já no rio Verde Grande o autor informa que a produção específica de sedimentos é baixa e que a concentração média foi de 38 mg/L no período de 1986 a 1999. O autor informa que as duas estações não apresentaram boa correlação entre os dados de vazão e os valores medidos de descarga sólida e, sendo assim, os resultados devem ser analisados com ressalvas.

As próximas estações virtuais, estações Gameleira, Morpará e Sobradinho Montante, últimas estações estudadas no Médio São Francisco, possuem valores de concentração e descarga sólida médias de sensoriamento remoto próximos. Entretanto, de montante para jusante até a estação virtual Sobradinho Montante há um acréscimo da concentração e da descarga sólida médias, com a contribuição principalmente dos rios Corrente e Grande. A concentração média de campo da estação convencional Gameleira é bem próxima a calculada por sensoriamento remoto, já para a estação Morpará, os dados de concentração de campo representam 63% do valor obtido por sensoriamento remoto. Na estação Morpará foram realizadas 814 medições de concentração de SR, com vazões máximas encontradas de 8.838 m³/s; já na estação convencional Morpará foram realizadas 44 medições de campo, com vazões máximas encontradas de 5.822 m³/s, 2.888 m³/s e 2.506 m³/s respectivamente.

Os valores de concentração média encontrados por sensoriamento remoto são bastante similares, em diversas áreas, aos valores médios calculados com dados da rede sedimentométrica da ANA. Entretanto, observa-se uma maior diferença em algumas áreas, como São Romão, Carinhanha, Morpará, Pão de Açúcar e Propriá, o que pode ser explicado pela frequência e condições de amostragem das medições de campo.

Chegando na barragem de Sobradinho (estação virtual UHE Sobradinho Barragem), encontramos o segundo menor valor médio de concentração e de descarga sólida de sensoriamento remoto calculados para a bacia desde a barragem de Três Marias, ou seja, 27 mg/L e 5.265 T/d. O trabalho de LIMA (1999) também observou redução considerável de concentração e descarga sólida em decorrência da deposição no reservatório Sobradinho. Para fins de comparação foram considerados os dados da estação Morpará, objeto de estudo dos dois trabalhos, e a primeira área estudada a jusante do reservatório, estação virtual Sobradinho Jusante

(deste trabalho) e estação Juazeiro (LIMA). Para os dados de sensoriamento remoto deste trabalho foi observada redução de 60% da concentração e 73% da descarga sólida em suspensão, enquanto que LIMA (1999) observou redução de 73% da concentração e 77% da descarga sólida. Apesar do período e metodologias diferentes, estes valores são bem próximos.

Após o reservatório Sobradinho, as concentrações médias de sensoriamento remoto tem pouca variação entre as estações, não excedendo o valor médio para o período de 45 mg/L. Embora tenham sido analisadas um número pequeno de estações sedimentométricas da ANA a jusante de Sobradinho, observamos o mesmo padrão para os dados de campo, com um valor de concentração também baixo, não ultrapassando o valor de 23 mg/L.

No reservatório Luiz Gonzaga, REIS (2004) verificou a formação de pluma e processo de deposição do material particulado mais acentuado no período de chuvas devido a morfometria do reservatório, havendo reduções na concentração do material em suspensão na coluna d'água ao longo do seu eixo longitudinal. A autora cita o aporte do rio Pajeú, rio intermitente que desemboca no RSF na altura da cidade de Itacuruba, e destaca que não houve aporte significativo de material em suspensão no período de estudo. Segundo a autora o processo de deposição do material particulado é mais acentuado, com reduções na concentração do material em suspensão na coluna d'água ao longo do seu eixo longitudinal.

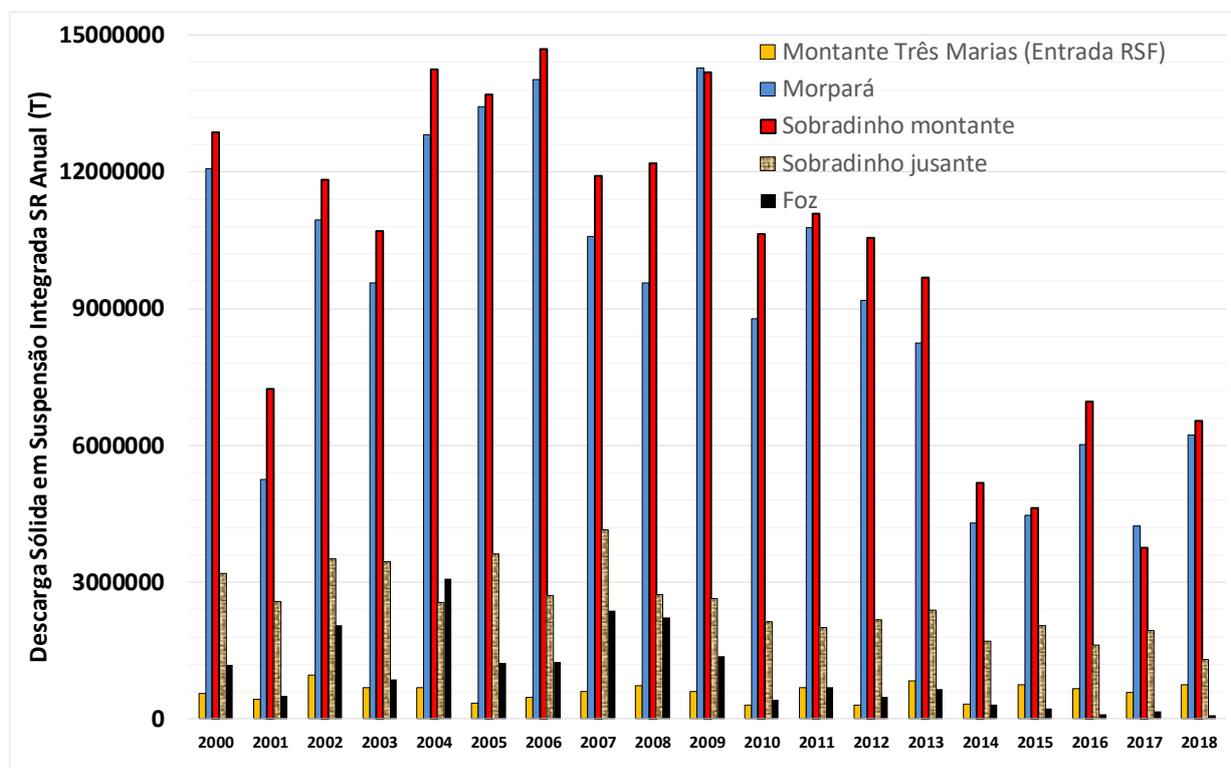
No sub-médio e baixo São Francisco, apesar do processo de ressuspensão que ocorre a jusante das barragens e da grande variação da concentração nas estações virtuais, tendo em vista os valores máximos encontrados, os valores de concentração média pouco variaram ao longo do submédio e baixo São Francisco (Figura 23 e Apêndice 3B). De fato, o Rio São Francisco é o principal ponto de entrada de material em suspensão no sistema do submédio e baixo São Francisco, o que foi constatado por REIS (2004) no submédio São Francisco (reservatórios Luiz Gonzaga, Paulo Afonso e Moxotó)

Após os reservatórios em cascata da BRSF foram criadas três estações virtuais, duas delas localizadas em áreas com estações convencionais (Pão de Açúcar e Propriá). A terceira estação está localizada a 3 km da foz do RSF. A exemplo das estações Carinhonha, Gameleira e Morpará, os dados médios de concentração de sensoriamento remotos são superiores aos calculados com dados de campo das estações sedimentométricas da ANA. Nas estações Pão de Açúcar e Propriá as concentrações médias estimadas por sensoriamento remoto para o período de 2000 a 2019 foram de 34 e 41 mg/L (Apêndice 3B), enquanto que as concentrações de campo calculadas foram de 13 e 11 mg/L, respectivamente. Da mesma forma, o número de medições e as vazões em que as mesmas foram realizadas influenciam os valores obtidos. Nas estações Pão de Açúcar e Propriá foram realizadas 889 e 873 medições de concentração de SR, com vazões

máximas encontradas de 6.518 e 7.160 m³/s, respectivamente. Já nas estações sedimentométricas da ANA foram realizadas 41 e 39 medições de campo, com vazões máximas encontradas de 2.888 m³/s e 2.506 m³/s respectivamente.

Para finalizar, foram calculadas as descargas sólidas integradas anuais de sensoriamento remoto para o período de 2000 a 2018 de cinco estações virtuais situadas em quatro trechos importantes da BRSF: Três Marias Barragem, na região do Alto São Francisco; Morpará e Sobradinho Montante, no Médio São Francisco; Sobradinho Jusante, no Sub-médio São Francisco; e estação Foz, na região do Baixo São Francisco (Figura 24). Como temos dados de sensoriamento remoto de oito em oito dias, foi calculada a média da descarga sólida de cada mês e multiplicado pelo número de dias do mês, somando-se ao final o valor de cada mês para o cálculo da descarga sólida anual de cada ano.

Figura 24 - Descargas sólidas em suspensão integradas SR anuais das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018.



Avaliando a Figura 24 em conjunto com a Figura 9, observa-se uma variação temporal das descargas sólidas no período estudado que está relacionada às vazões ocorrentes na BRSF. A seca ocorrente a partir de 2012 é acompanhada pela redução da descarga sólida em suspensão.

A Figura 24 apresenta as descargas sólidas em suspensão integradas de SR anuais médias das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018. Das cerca de 10,14 milhões de toneladas estimadas para a estação virtual Sobradinho Montante, a maior parte é retida anualmente no reservatório de

Sobradinho, em média cerca 7,6 milhões de toneladas. Após a barragem de Sobradinho, cerca de 1,5 Mt/ano são retidas nos reservatórios em cascata a jusante de Sobradinho até a estação Foz. Assim, em média, apenas cerca de 1 Mt/ano de descarga sólida em suspensão chega à Foz da BRSF.

Tabela 7. Descargas sólidas em suspensão integradas de SR anuais médias das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018.

Estação virtual	Descarga Sólida Anual Média (milhões de toneladas)
Três Marias Montante (entrada RSF)	0,59
Morpará	9,20
Sobradinho Montante	10,14
Sobradinho Jusante	2,55
Foz	1,02

MEDEIROS et al. (2007) comparou as cargas de material particulado em suspensão na zona costeira do Rio São Francisco de diferentes períodos. Os dados do autor, que estimou a carga de MPS em 0,2 Mt/ano no ciclo anual 2000-2001, são comparados com dados de SANTOS (1993), que estimou em 2,1 Mt/ano no ciclo anual 1984-1985, e de MILLIMAN (1975), que estimou em 6,9 Mt/ano para o ano 1970.

Para fins de comparação, os dados de descarga sólida integrada de Morpará e da Foz foram transformados em Descarga Sólida Total com a equação desenvolvida por CONDÉ et al. (2021, capítulo 4, não publicado). A produção de sedimentos obtida por CREECH et al. (2015) na estação Morpará por meio de modelagem com o SWAT no período de 2001 a 2006 foi de cerca de 67,5 milhões de toneladas de sedimentos, enquanto que os dados obtidos por sensoriamento remoto foram de 62,0 milhões de toneladas. Segundo o modelo desenvolvido pelo autor, a carga média de sedimentos entregue ao oceano anual é de 2,3 milhões de toneladas, enquanto que a média obtida por sensoriamento remoto para o período de 2001 a 2006 foi de 1,5 milhões de toneladas.

CONDÉ et al. (2021, capítulo 4, não publicado) avaliou os resultados de CREECH (2014) e verificou uma possível sobrestimativa das descargas sólidas obtidas pelo SWAT devido a utilização de curva-chave potencial, elaborada com medições realizadas em baixas e médias vazões, que foi aplicada a toda série de vazões do período modelado. Como a curva-chave não é representativa da amplitude de vazões que ocorreu no período de análise, não considerou a mudança do fluxo de sedimentos nas altas vazões, como apresentado por CONDÉ et al. (2021, capítulo 4, não publicado). Diante disto, podemos considerar uma aproximação maior entre os resultados de CREECH (2014) e este trabalho, o que demonstra a robustez do uso da metodologia

utilizada nesta pesquisa, que permitiu, após calibração de campo, a compreensão do fluxo de sedimentos da BRSF.

Embora algumas das comparações dos dados de sedimentos obtidos por sensoriamento neste trabalho com dados obtidos com outras metodologias (que também tem suas limitações), seja a partir de medições de campo, modelagem ou até mesmo utilizando sensoriamento remoto, tenham mostrado divergências, em muitos deles observamos aproximações. Diante dos resultados verificamos que a proposta deste trabalho se mostrou robusta e representa uma oportunidade de melhoria da compreensão do fluxo de sedimentos da BRSF. Entre as vantagens que este trabalho trás temos as avaliações espaciais de grandes áreas, permitindo a obtenção de uma visão sinóptica; o aumento da frequência temporal do monitoramento e maior extensão espacial que nos relatórios baseados em levantamentos de campo; redução de custo uma vez que a realização de campanhas sedimentométricas em grandes áreas é bastante dispendiosa e a possibilidade de complementar redes sedimentométricas ou até mesmo obter informação pretérita, em locais nunca antes monitorados ou que tiveram seus dados perdidos.

3.5. CONCLUSÕES

Os dados do satélite MODIS, após calibração com dados de campo, forneceram uma avaliação robusta da concentração e da descarga sólida ao longo do Rio São Francisco, desde a entrada do rio no reservatório Três Marias, até a foz, possibilitando a avaliação do fluxo de sedimentos, contribuições de afluentes e a identificação dos tipos de reservatórios e suas influências.

A validação dos dados de concentração integrada obtidos por sensoriamento remoto mostrou um bom ajuste com os dados de concentração de campo da rede sedimentométrica da ANA (com coeficiente de determinação de 0,55 e RMSE-log de 33 mg/L), apesar das diferenças em termos de protocolos entre os métodos de coleta/medição (campo vs satélite) e da defasagem temporal variável entre a coleta in situ e as passagens de satélite. Quando as descargas de sólida de campo são comparadas com as de sensoriamento remoto observa-se melhoria do ajuste (coeficiente de determinação de 0,78 e RMSE-log de 0,34 T/d).

Os resultados obtidos neste estudo mostram a viabilidade da utilização do sensoriamento remoto no monitoramento da concentração e da descarga sólida ao longo do Rio São Francisco. Apesar da resposta dos satélites corresponder a concentração na superfície do rio, por meio da elaboração de equação relacionando dados de concentração campo de superfície com concentração integrada, foi possível obter concentração integrada (na coluna d'água) de sensoriamento remoto. O predomínio de material fino (silte e areia fina) na água, o que confere

uma distribuição mais uniforme das partículas na coluna d'água, possibilita também a utilização de dados de superfície para inferência dos dados de concentração a diferentes profundidades.

Analisando a variabilidade do padrão de concentração dos reservatórios Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso 1,2,3 foi possível identificar o padrão de sedimentação dos mesmos, permitindo discriminar reservatórios de fio d'água com menor tempo de residência de água de reservatórios maiores com tempos de residência mais elevados.

Foi realizado nos reservatórios Três Marias e Sobradinho estudo das dinâmicas temporal e espacial do fluxo de sedimentos e a variação da deposição ou aporte de sedimentos ao longo dos reservatórios. A análise longitudinal mostrou diminuição da concentração em função da distância do reservatório, no sentido montante-jusante, com pequenos aumentos da concentração decorrentes do aporte de afluentes; ocorrência de menores valores de concentração nas áreas mais próximas ao barramento em todos os meses; aporte de sedimentos em algumas áreas modificando o padrão geral encontrado; e maior amplitude de variação dos valores de concentração média nas áreas mais a montante do barramento.

Apesar da dificuldade de comparação dos dados de concentração e de descarga sólida obtidos no presente trabalho com outros trabalhos com análises em diferentes períodos e metodologias diferentes, que também têm suas limitações, foi possível verificar aproximações dos dados.

Os maiores valores de reflectância, de concentração e de descarga líquida e sólida são encontrados a montante do reservatório Sobradinho, que é responsável pela maior retenção de água e sedimentos da BRSF. Os menores valores são encontrados nas áreas próximas aos barramentos, dentro dos reservatórios, e após o reservatório Sobradinho, diminuição

A descarga sólida em suspensão média anual das estações virtuais Três Marias Montante, Morpará, Sobradinho Montante, Sobradinho Jusante e Foz no período de 2000 a 2018 são, respectivamente, 0,59; 9,20; 10,14; 2,55 e 1,02 milhões de toneladas. Das cerca de 10,14 milhões de toneladas estimadas para a estação virtual Sobradinho Montante, a maior parte é retida anualmente no reservatório de Sobradinho, em média cerca 7,6 milhões de toneladas. Após a barragem de Sobradinho, cerca de 1,5 Mt/ano são retidas nos reservatórios em cascata a jusante de Sobradinho até a estação Foz. Assim, em média, apenas cerca de 1 Mt/ano de descarga sólida em suspensão chega à Foz da BRSF.

Os resultados robustos do trabalho representam uma oportunidade de melhoria da compreensão do fluxo de sedimentos da BRSF, possibilitando avaliações espaciais de grandes áreas, obtenção de uma visão sinóptica; aumento da frequência temporal do monitoramento e maior extensão espacial que nos relatórios baseados em levantamentos de campo; redução de

custo uma vez que a realização de campanhas sedimentométricas em grandes áreas é bastante dispendiosa e a possibilidade de complementar redes sedimentométricas ou até mesmo obter informação pretérita, em locais nunca antes monitorados ou que tiveram seus dados perdidos.

AGRADECIMENTOS

Raúl Espinoza Villar e Paulo Henrique Meneses pela disponibilização dos dados de espectroradiometria e de concentração das águas de duas expedições de campo realizadas no reservatório Três Marias e proximidades realizadas em março de 2012 e em janeiro de 2013.

Diogo Olivetti, da UnB, Frederico Carvalho e Sidney, da CPRM Belo Horizonte, e Cláudio Henrique de Oliveira Brandão e Querobim da ANA, pela ajuda na realização das campanhas de campo.

REFERÊNCIA

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020**: informe anual. Brasília-DF. 2020, 118p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012. Brasília-DF. 264p. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**: Brasília-DF. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**: Brasília-DF. 264p. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A Navegação Interior e sua Interface com o Setor de Recursos Hídricos no Brasil e Aproveitamento do Potencial Hidráulico para Geração de Energia no Brasil**. Cadernos de Recursos Hídricos, 3, 170 pp. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Sistema para visualização e disponibilização de dados e informações hidrológicas – HIDROWEB. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/sistemas>. 2020.

APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water**, 22st ed.; American Public Health Association, Washington, DC, USA, pp. 2-13–2-15, 2012. ISBN 9780875530130.

BANDEIRA, J.V. et al. Resposta morfológica da foz do Rio São Francisco, devido à retenção de sedimentos nos reservatórios. **Vetor**, Rio Grande v.23, n.1, p 5-17, 2013.

CARVALHO, J.C. et al. HIDROSAT–Sistema integrado para gerenciamento, processamento e difusão de dados hidrológicos obtidos a partir de monitoramento por satélites. Anais do **XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Brasília-DF. 2015.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro. **Interciência**, v. 2008, p. 599p, 2008.

CARVALHO, N.O. et al. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 154 p. 2000.

CBHSR. PRH-BHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco PRH-BHSF (2016-2025). **Brasília: ANA**, 2015.

CHEN, S. et al. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 99, p. 58-69, 2015.

CHRISTOFOLETTI, Antônio. **Modelagem de sistemas ambientais**. Editora Blucher, 1999.

CIRILO, J.A.; RIBEIRO NETO, A. Flow Modeling in Large Basins: the Case of the São Francisco River, *In: Water and climate Modeling in large basins*, Org. por Vieira, R., Tucci, C. E. M. e Scott, C. A., ABRH, ed. UFRGS, Porto Alegre/RS, v. 3, pp. 9-44. 2015.

CREECH, C.T.; BRITO, R.S.; SELEGEAN, J.P. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3). 2015.

CREECH, C.T. **Coupled sediment yield and sediment transport model to support navigation planning in Northeast Brazil**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wayne State University, 2014.

DZIEGIELEWSKI, B. Strategies for Managing Water Demand. **Journal of Contemporary Water Research and Education**, 126(1), 11.2003.

HAN, B. et al. Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 211, 2016.

KIRK, John TO. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge university press, 1994.

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.

LOURES, R.C.; POMPEU, P.S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 731-740, 2012.

MANGIAROTTI, S. et al. 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.

MARINHO, R.R. et al. Analysis of suspended sediment in the Anavilhanas archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1073, 2020.

MARTINEZ, J-M. et al. 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

MEDEIROS P.R.P.; KNOPPERS B.; SOUZA W.F.L.; OLIVEIRA E.N. (2011). "Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas". **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, 15(1), pp.42-53, 2011.

MEDEIROS, P.R.P. et al. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 2, p. 212-231, 2017.

MENEZES, P. H. B. J. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias – MG.** Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências, UnB, Distrito Federal. 2013.

MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements: **Applied Optics**. 1999, v. 38, p. 7442-55.

MONTANHER, O.C. et al. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 29, p. 67-77, 2014.

MORAES NOVO, E.M.L. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações.** Editora Blucher, 2010.

NECHAD, B.; RUDDICK, K.G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854-866, 2010.

OLIVEIRA, E.N. de et al. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do Rio São Francisco (AL/SE): Análise espacial e temporal por sensoriamento remoto.** (Pós-graduação em geociências)- Niterói, 2009.

OLIVETTI, D. et al. Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs. **Remote Sensing**, v. 12, n. 11, p. 1855, 2020.

KARABULUT, M.; CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 29, n. 6, p. 351-360, 2005.

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

PARAJULI, P.B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of using remote sensing evapotranspiration data in SWAT. **Water resources management**, v. 32, n. 3, p. 985-996, 2018.

PARK, Edward; LATRUBESSE, Edgardo M. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 147, p. 232-242, 2014.

PATIL, N.S. & GOSAIN, A. K. **Geographical information system (GIS) for water resources management.** International Journal of Research in Engineering and Technology, 02(13), 417–422. <https://doi.org/10.15623/ijret.2013.0213078>

PETERSEN-ØVERLEIR, A. & REITAN, T. Objective segmentation in compound rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 311, n. 1-4, p. 188-201, 2005.

PISCOYA, R.C.C.C. et al. Caracterização do fluxo de sedimentos no reservatório da uhe Sobradinho utilizando dados do sensor espacial MODIS. In **Anais do XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Florianópolis, Nov. 2017.

REIS, R. S. Variabilidade Espaço-Temporal da Concentração de Material em Suspensão em um Reservatório de Regularização. *In: 7º Congresso da Água, 2004*, Lisboa. Variabilidade Espaço-Temporal da Concentração de Material em Suspensão em um Reservatório de Regularização, 2004.

ROBERT, E. et al. 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.

SAN MIGUEL, J. A. S.-R. Water management in Europe and Latin America. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, 29(2), 348–367.
<https://doi.org/10.1108/MEQ-05-2017-0044> 2018.

SANTOS, E.S. al. Regional geochemical baselines for sedimentary metals of the tropical São Francisco estuary, NE-Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 4, p. 601-606, 2009.

SANTOS, H.A et al. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012.

SNYDER, William A. et al. Optical scattering and backscattering by organic and inorganic particulates in US coastal waters. **Applied Optics**, v. 47, n. 5, p. 666-677, 2008.

SONG, K. S. et al. Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters. **Journal of Environmental Informatics**, v. 23, n. 1, 2014.

STEVOVIĆ, Svetlana; NESTOROVIĆ, Žarko. Impact of environment GIS modeling on sustainable water systems management. **Procedia engineering**, v. 162, p. 293-300, 2016.

Tianxiao, MA, Zheng, D., Runkui, L, Xiangeng, S. (2019). Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of hydrology**, v. 570, p. 802-815, 2019.

TOMING, Kaire et al. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sensing*, v. 8, n. 8, p. 640, 2016.

TRAINI, Camille et al. Morphology of subaqueous dunes at the mouth of the dammed River São Francisco (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 6, p. 1580-1590, 2012.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. As múltiplas dimensões da crise hídrica. **Revista USP**, n. 106, p. 21-30, 2015.

UNDP, U. N. D. P. (Org.). (2006). **Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis**. UNDP. 2006.

UNWATER, (The United Nations World Water) (Org.). (2015). **Water for a sustainable world**. UNESCO. 2015.

USAID. **U.S. Government Global Water Strategy** 2017 (p. 70). United States Agency for International Development. 2017.

Villar, R.E. et al. E. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *J. South American Earth Sciences*, 44, 45-54, 2013.

VILLAR, R.E. et al. 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.

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, 2010.

WU, P.; CHRISTIDIS, N.; STOTT, P. Anthropogenic impact on Earth's hydrological cycle. *Nature Climate Change*, v. 3, n. 9, p. 807-810, 2013.

APÊNDICE 3A

Dados das medições realizadas nas expedições de campo na Bacia do Rio São Francisco.

Exped.	Estação	Rio	Data	Radiometria		Amostragem de água		Medição o Vazão	Sedimen- tometria
				Posição na seção	Posição na seção	Posição em profundidade			
1	Pirapora/Barreiro	São Francisco	18/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
1	Várzea da Palma	Das Velhas	19/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
1	Cach. do Manteiga	São Francisco	20/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
1	Ponte	Paracatu	20/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
1	São Romão	São Francisco	20/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
1	Barra do Escuro	Urucuia	22/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
1	São Francisco	São Francisco	23/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		-	-
1	Manga	São Francisco	23/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
1	Sítio do Mato	Corrente	24/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
1	P10_Rio Grande	Rio Grande	25/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
1	Barra	São Francisco	25/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
1	Morpará	São Francisco	26/11/2016	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
2	Carinhanha	São Francisco	15/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	-
2	Juvenília	Carinhanha	15/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	-
2	Manga	São Francisco	16/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	Pedras Maria da Cruz	São Francisco	17/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	São Francisco	São Francisco	20/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	Barra do Escuro	Urucuia	21/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	São Romão	São Francisco	22/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	Cach. do Manteiga	São Francisco	23/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID
2	Várzea da Palma	Das Velhas	24/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície		Sim	Método IID
2	Pirapora/Buritizeiro	São Francisco	24/08/2018	ME, Meio, MD	ME, Meio, MD	Superfície, 50 e 75%		Sim	Método IID

IID – igual incremento de descarga

APÊNDICE 3B

Estatística descritiva para as séries de concentração integrada e descarga sólida total de sensoriamento remoto calculadas para o período de 2000 a 2019 para as 44 estações virtuais criadas na Bacia do Rio São Francisco.

Área da Bacia do Rio São Francisco	Concentração Integrada SR (mg/L)			Descarga sólida total SR (T/d)		
	média	mínima	máxima	média	mínima	máxima
1m1-UHE Três Marias Montante (Entrada Rio São Francisco)	68	2	457	1322	0	24750
1m2-UHE Três Marias Montante (Entrada do Rio Paraopeba)	68	1	466	-	-	-
1m3-UHE Três Marias Montante (Entrada Ribeirão São Vicente)	49	1	468	-	-	-
1b-UHE Três Marias Barragem	12	0	200	942	0	42541
1j-UHE Três Marias Jusante	161	2	468	7160	49	85126
2-Cachoeira da Manteiga	118	5	464	9859	109	125006
3-São Romão	129	4	467	14039	135	162040
4-São Francisco	120	5	458	17660	145	164429
5-Carinhanha	145	6	468	24446	205	195741
6-Gameleira	113	4	443	23893	127	161052
7-Morpará	121	5	451	23914	253	169912
8m_UHE Sobradinho Montante	144	7	464	27036	379	161253
8b_UHE Sobradinho Barragem	27	0	458	5265	0	189822
8j_UHE Sobradinho Jusante	49	1	374	6507	147	109221
9m- Luiz Gonzaga Montante	25	0	452	646 ¹	0 ¹	11729 ¹
9b- Luiz Gonzaga Barragem	21	0	456	2722	7	81163
9j- UHE Luiz Gonzaga Jusante	48	0	466	6551	11	173681
10m Paulo Afonso Montante	20	0	445	2795	0	71251
10b Paulo Afonso Barragem	28	0	464	1751 ²	0 ²	68378 ²
10j Paulo Afonso Jusante	40	0	468	2135 ³	0 ³	48687 ³
11m Xingó Montante	19	1	393	2695	56	74599
12 – Pão de Açúcar	34	1	466	4879	0	98205
13 – Propriá	41	1	465	5924	0	76570
14- Foz do RSF	17	0	438	2809 ⁴	0 ⁴	92129 ⁴

¹ - Cálculos efetuados com a descarga líquida da estação Santa Maria da Boa Vista, estação mais próxima da estação virtual criada.

² e ³ - Cálculos efetuados com vazão afluente e defluente da UHE Paulo Afonso com muitos dias sem dado.

⁴ Cálculos efetuados com vazão da estação Propriá tendo em vista que a área da estação virtual não possuía estação convencional próxima.

4. CURVAS-CHAVE DE SEDIMENTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO E DE CAMPO PARA O RIO SÃO FRANCISCO

*Rio São Francisco de água cristalina
Fui criado com sua água desde quando era menino
Rio São Francisco você passa onde eu morava
Eu estou aqui
Só vejo você de perto quando vou no Itacarambi
Rio São Francisco que distância nós ficamos
Você passa onde eu morava
E estou aqui, só vejo você de perto quando vou no Itacarambi
(Documentário Centenários do São Francisco)*

RESUMO

Atualmente, novas tecnologias estão sendo desenvolvidas para a quantificação da descarga de sedimentos, utilizando técnicas de sensoriamento remoto, permitindo uma visão sinóptica e a geração de séries com maior frequência e baixo custo. O objetivo deste trabalho é elaborar e avaliar curvas-chave de sedimentos com sensoriamento remoto e dados de campo para seis estações no Médio São Francisco (Cachoeira do Manteiga, São Francisco, São Romão, Carinhanha, Gameleira e Morpará). A partir dos dados coletados de concentração de material particulado em suspensão (MPS) e dados de espectroradiômetro medidos no rio São Francisco, foram desenvolvidas equações para estimar concentração de material em suspensão de superfície e integrada e descarga sólida total de SR (Capítulo 3). Os valores de refletância do sensor MODIS de estações virtuais criadas em trechos do Rio São Francisco, no entorno de seis estações sedimentométricas da ANA, foram extraídos por meio do programa MOD3R e aplicados aos modelos de estimativa de MPS para obtenção dos dados de concentração e descarga sólida de SR. Com os dados de vazão das estações ANA, e os valores estimados e medidos de descarga de sedimentos de SR e de campo, respectivamente, foram elaboradas curvas-chave de sedimentos de SR e de campo. Os resultados mostram que as curvas-chave de sedimentos de SR são robustas e representativas da dinâmica dos sedimentos que ocorrem no Médio São Francisco. As curvas-chave de campo, embora tenham melhores resultados do ponto de vista estatístico, apresentam fortes limitações: 1) a faixa limitada de vazões para qual as medições foram realizadas e; 2) o número reduzido de medições de campo impossibilitando uma representatividade robusta da variabilidade hidrológica ocorrente nos trechos do Rio São Francisco estudados. Demostramos que se as curvas-chaves de campo em formato potencial forem aplicadas a toda faixa de vazões ocorrente nos trechos estudados, haverá uma sobre-estimativa das descargas sólidas totais, uma vez que o formato da curva não leva em consideração a mudança do fluxo de sedimento nas

vazões mais altas, quando o rio alcança o seu leito maior (leito de inundação). Comparando os dados de SR e de campo há uma grande aproximação das estimativas calculadas com os modelos de SR e os modelos com dados da rede sedimentométrica da ANA nas baixas e médias vazões. Entretanto, nas médias-altas e altas vazões há um distanciamento dos resultados em decorrência da utilização do modelo potencial para os resultados coletados in-situ que foi elaborado para baixas e médias vazões, que não leva em consideração a mudança do comportamento do fluxo de sedimentos nas vazões mais altas. Enquanto que nas descargas sólidas abaixo de 10 mil T/d as descargas sólidas de SR são cerca de 1,9 vezes superiores às de campo, nas descargas acima de 10 mil T/d descargas de campo são em média 2 vezes superiores aos valores de SR. Consequentemente, com a utilização de dados de campo e de curvas-chave elaboradas em formato potencial e com medições realizadas numa amplitude de vazões que não é representativa da realidade ocorrente, teremos sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo nas vazões altas; enquanto que com a utilização de dados de sensoriamento remoto, teremos sobrestimativas das descargas sólidas nas vazões baixas. Tendo em vista que a descarga sólida em suspensão representa a maior parte da descarga sólida nos rios, e que a maior parte do seu transporte ocorre nas vazões altas, o impacto das sobrestimativas nas altas vazões é muito maior, impactando principalmente o resultado dos modelos sedimentológicos, que requerem a obtenção de séries temporais de descarga sólida de qualidade que são determinadas, principalmente, por curvas-chave de sedimentos. Os resultados desse capítulo mostram que há uma clara necessidade de mudança da operação da rede sedimentométrica brasileira visando a obtenção de mais dados sedimentométricos nas vazões altas, o que pode ser conseguido com uma programação de medições de campo baseada na hidrologia e com aumento da frequência de amostragem. O uso de sensoriamento remoto, a um custo baixo e com frequência diária de fornecimento de dados, contribui para melhoria do conhecimento e das estimativas do fluxo de sedimentos nos trechos estudados do Rio São Francisco, possibilitou a obtenção de dados de oito em oito dias a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da faixa de valores vazão que ocorrem no RSF.

Palavras-chave: Curva-chave de Sedimentos, Sensoriamento Remoto, Bacia do Rio São Francisco

4.3. INTRODUÇÃO

A Bacia do Rio São Francisco (BRSF) sofreu alterações significativas no uso e ocupação do solo desde os meados do século XIX, e tem se intensificado nas últimas décadas, o que tem

provocado mudanças na dinâmica do transporte dos sedimentos da Bacia. As inúmeras e complexas modificações decorrentes da alteração do uso e ocupação do solo, seja a retenção de grande parte da carga de sedimentos (Qs) nos reservatórios das barragens no médio-baixo RSF, seja o aumento de sedimentos em decorrência da intensificação do uso do solo (PRH da BRSF,2015), precisam ser quantificadas.

A Agência Nacional de Águas (ANA) possui 470 estações sedimentométricas no Brasil, sendo 53 estações na BRSF (ANA, 2020). Entretanto, o monitoramento necessita ainda ser aprimorado e ampliado, tendo em vista a baixa densidade de estações em algumas regiões, a baixa frequência de coleta (quatro a seis amostragens anuais), o alto custo de instalação, operação e manutenção das estações e grande extensão desta bacia. Pode-se dizer que estes problemas se aplicam a todas as bacias nacionais.

O monitoramento hidrológico convencional é limitado, pois permite apenas a geração de informações pontuais, restringindo a observação das variabilidades espacial e temporal dos fenômenos hidrológicos (visão sinóptica). Atualmente, novas tecnologias vêm sendo desenvolvidas para a quantificação da descarga sólida (Qs) utilizando técnicas de sensoriamento remoto (SR). O uso de técnicas de SR para medição de Qs, seja de sensores a bordo de satélites (CONDÉ et al., 2019; VILLAR et al., 2013) e drones (OLIVETTI, 2020) ou aviões demonstram potencial para determinações qualitativas e quantitativas dos sedimentos, permitindo uma visão sinóptica dos sedimentos suspensos nas águas superficiais dos corpos hídricos. Essa tecnologia oferece um meio eficiente e econômico de estudar problemas de qualidade de água e permite o monitoramento contínuo de grandes áreas em curto período de tempo (KARABULUT & CEYLAN, 2005).

O SR ótico na região espectral visível e do infravermelho próximo tem sido usado para estimar vários parâmetros de qualidade da água (SONG et al. 2014). De acordo estes autores, o material em suspensão (MPS) total é espacialmente heterogêneo e uma visão sinóptica de sua concentração é muito difícil de obter usando apenas uma rede de monitoramento in situ. A abordagem de um mapeamento ideal do MPS seria uma combinação de SR, medições in situ e modelagem de qualidade de água. Em anos recentes, estudos demonstram que os dados de satélite oferecem cobertura global diária, tais como os obtidos pelos sensores do MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS) que são apropriados para o monitoramento da concentração de material particulado em suspensão (MPS) em grandes rios, tais como da bacia Amazônica (LATRUBESSE et al., 2017; MANGIAROTTI et al. 2013; VILLAR et al., 2013; MARTINEZ et al., 2009).

O Projeto SO-HYBAM (parceria ANA-IRD-UnB) desenvolveu inicialmente metodologias para a quantificação do MPS utilizando SR na Bacia Amazônica (MARTINEZ et al., 2009; VILLAR et al., 2012, 2013). Essa metodologia vem sendo aplicada com sucesso em reservatórios da Região Nordeste (VENTURA, 2018), no reservatório da UHE Itaipu (PISCOYA et al., 2014) e na Bacia do Rio Paranapanema (CONDÉ et al., 2019; PISCOYA et al. 2013a, 2013b), no âmbito do Projeto Monitoramento Espacial Hidrológico em Grandes Bacias “MEG – HiBAm”, numa parceria da ANA e o IRD, que inclui o monitoramento automatizado no HidroSat (www.hidrosat.ana.gov.br).

No que tange a BRSF já foram realizados diversos estudos sobre sedimentos utilizando desde técnicas de sensoriamento remoto (REIS, 2002), de modelagem (CREECH, 2015, 2015b; FERNANDES, 2015 e SILVA et al, 2016) até baseadas nas técnicas de amostragem in situ (LIMA et al, 2001; MEDEIROS et al., 2011). Com base nestes estudos verifica-se a necessidade de um aprimoramento, atualização e caracterização do transporte de sedimentos da calha principal da BRSF. REIS (2002), utilizando técnicas de SR, avaliou a distribuição e deposição de MS ao longo do RSF, no trecho entre a Barra de Tarrachil e a montante do Reservatório de Xingó, e obteve um modelo de distribuição do material em suspensão nos reservatórios durante o período de chuvas com altas correlações entre os dados de campo e as reflectâncias nas bandas 3 e 4 do Landsat-5, abrindo uma perspectiva de estudos para o monitoramento do MS por meio de outras imagens de satélite, principalmente em virtude do lançamento de novas plataformas com melhores resoluções espaciais e espectrais.

Os avanços computacionais e a utilização de tecnologias avançadas e sofisticadas como modelagem e produtos de sensoriamento remoto e plataformas aéreas, incluindo veículos aéreos não tripulados, tem permitido a melhoria da caracterização dos sistemas hidrológicos e do conhecimento dos padrões dos estados e fluxos hidrológicos (FATICHI et al., 2016; PETERSEN-ØVERLEIR et al., 2005; SALLES, 2020; LONG et al., 2014; NIU ET AL., 2014, GAO & LONG, 2008; TIANXIAO et al., 2019). Entretanto, o sucesso da aplicação de modelos requer a obtenção de séries temporais de vazão e descarga sólida de qualidade, e a qualidade dessas séries depende da qualidade das curvas-chave utilizadas para sua determinação. Por sua vez, a elaboração de curvas-chaves requer compreensão das dinâmicas espacial e temporal do comportamento das descargas líquida e sólida, e muitas vezes requer a utilização de curvas-chave mais complexas, com a utilização de diversos períodos e vários tramos (PETERSEN-ØVERLEIR et al., 2005), ao invés do uso de função potencial, como é amplamente utilizado na maioria dos estudos (ASSELMAN, 2000).

O cálculo da descarga líquida com base no nível de água observado, principalmente com o uso de curvas-chave de vazão, forma a base da produção de dados hidrológicos de superfície (PETERSEN-ØVERLEIR et al., 2005). Para a determinação das vazões, a qualidade da curva-chave é um ponto crucial na linha de determinação de dados hidrológicos. O mesmo pode ser considerado para as curvas-chave de sedimentos, com o adicional que na determinação das descargas sólidas (em suspensão e total) utilizam-se as descargas líquidas que já foram também determinadas por curvas-chaves. Segundo MERTEN et al. (2006), a eficácia deste método depende fundamentalmente da qualidade dos dados utilizados para compor a curva e apresenta algumas limitações para gerar estimativas fidedignas de descarga sólida, especialmente quando essa é elaborada a partir de medições que não representam adequadamente as variações hidrológicas.

Desde a década de 1970 o interesse em estimar o transporte de sedimentos em suspensão tem aumentado por inúmeras e diversas razões que incluem questões como: transporte de contaminantes, tendências de qualidade da água, sedimentação de reservatórios, assoreamento de canais e portos, erosão e perda de solo, necessidade de avaliação dos impactos ecológicos e recreativos ou para atendimento da legislação dos países, necessidade de realização de estudos para planejamento de projetos, operação de obras de uso de recursos hídricos para a produção de energia, abastecimento d'água e navegação, dentro outras (HOROWITZ, 2003; CARVALHO, 2008).

Dados sedimentométricos devem ser obtidos com qualidade, tendo boa precisão, a fim de que possam ser utilizados com confiança (POLETO, 2014). Muitos erros podem ocorrer na medição e obtenção destes dados, tais como má escolha da metodologia apropriada ao estudo, ao uso do amostrador inadequado no campo, erros na amostragem, erros devido à perda de parte da amostra entre a coleta e o laboratório, erros na análise de laboratórios, erro introduzido pela descarga líquida mal medida ou mal calculada, erros de digitação, má escolha da fórmula ou do método de cálculo e no processamento de dados (CARVALHO, 2008).

Neste contexto podemos ressaltar as altas incertezas das medições de descargas de sedimentos, onde os erros associados às medições tendem a variar com a concentração e distribuição do tamanho do grão, bem como as condições do local no momento da coleta (HOROWITZ, 2003), com incertezas de medição podendo chegar a 117% (YEN et al., 2017). Segundo (HOROWITZ, 2003), os erros associados às medições de descarga líquida podem variar normalmente de 2 a 20% dependendo do método usado e das condições existentes no momento da medição. Soma-se a estes erros as diferenças da concentração de sedimentos decorrentes de

uma convergência de fatores, incluindo a variabilidade espacial e temporal de curto prazo da ocorrência natural da concentração dos sedimentos em suspensão transversal e nos erros inerentes das curvas-chave de sedimentos, com diferenças entre as estimativas de fluxo reais e obtidos pela curva da ordem de 15-20% nas medições, que devem ser vistas como estando dentro da faixa normal de erro de medição ou previsão. De acordo com Poletto, mesmo com a realização criteriosa das medições, o erro médio esperado é de 10% no resultado da descarga sólida em suspensão e 25% na descarga sólida do leito ou do material do leito.

Os dados de descargas líquidas são disponíveis geralmente na forma de médias diárias que são calculadas de registros diários do nível dos rios, enquanto que os dados de concentração de sedimentos são resultado de programas de monitoramento que envolvem amostragem de baixa frequência (DELMAS et al., 2011).

De acordo com CARVALHO (2007), na natureza para cada vazão num determinado momento existe um valor distinto de descarga sólida, concluindo-se que a curva-chave de sedimentos não pode substituir os valores reais confiáveis. A curva-chave permite a obtenção de valores médios e será tanto mais representativa quanto maior o número de pontos medidos e maior a variação de vazão alcançada entre os valores mínimos e máximos.

A curva-chave de sedimentos, equação que relaciona vazão e descarga sólida, tem sido amplamente empregada no Brasil e no mundo para estimar fluxos de sedimentos em suspensão (qss) em rios, devido às dificuldades de se obterem dados contínuos de concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}). Apesar disso, é necessário reconhecer que o emprego da curva-chave apresenta algumas limitações para gerar estimativas fidedignas de descarga sólida, especialmente quando essa é elaborada a partir de medições que não representam adequadamente as variações hidrológicas. Outro aspecto importante diz respeito à maneira com que é feita a estimativa dos valores da C_{ss} a partir da curva-chave.

Curvas-chave compostas são frequentemente utilizadas na hidrologia para obtenção da relação cota versus vazão. Já para elaboração das curvas-chave de sedimentos, as curvas potenciais são muito utilizadas (ASSELMAN, 2000). De acordo com PETERSEN-ØVERLEIR et al. (2005), é difícil controlar a qualidade das curvas-chave cujo design é baseado em julgamento pessoal. Para suprir este problema os autores apresentam um método para segmentação objetiva em situações de dois segmentos baseado na função de Heaviside e uma regressão não-linear onde a intersecção entre os segmentos é uma restrição.

HOROWITZ (2003), num trabalho do governo dos EUA, avaliou as estimativas do fluxo de sedimentos em suspensão obtidas por curvas-chave de sedimentos elaboradas por diversos métodos usando dados locais de sedimentos diários de longo prazo em grandes ($> 1.000.000$ km²), médias (de 1.000 a 1.000.000 km²) e pequenas (< 1.000 km²) bacias hidrográficas nos EUA e na Europa. O autor abordou questões como a precisão das estimativas de fluxo para vários níveis de resolução temporal, bem como o impacto da frequência de amostragem na magnitude dos erros de estimativa de fluxo. Os resultados mostram que as curvas-chave tendem a subestimar os altos (-60 a -52%) e superestimar os baixos valores de concentração (146 a 247 %) e que os erros associados com estimativas de fluxo concomitantes para períodos de tempo relativamente curtos (por exemplo, diário, semanal) são provavelmente substancialmente maiores àqueles associados a períodos de tempo mais longos (por exemplo, trimestral, anual).

O presente trabalho tem como objetivo elaborar e avaliar curvas-chave de sedimentos com dados de sensoriamento remoto e de campo para seis estações do Médio São Francisco e analisar as estimativas de descarga sólida obtidas pelos dois métodos. Os dados de sensoriamento considerados são as imagens dos sensores espaciais MODIS, e serão usados em conjunto com os dados hidrológicos convencionais da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) mantida pela ANA.

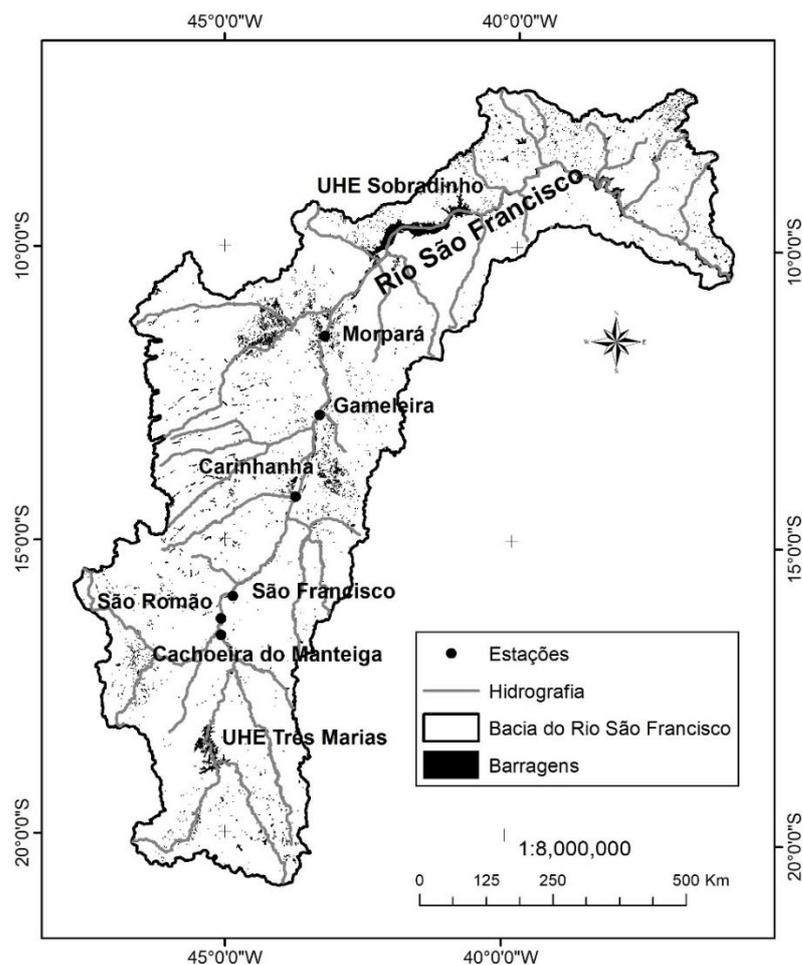
4.4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.4.1. Área de estudo

A Região Hidrográfica do São Francisco cobre uma área de cerca de 640 mil km² (7,5 % do Brasil) e abrange sete Unidades Federativas: Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. O RSF nasce na serra da Canastra, em Minas Gerais, atravessa os estados da Bahia e Pernambuco e faz divisa entre os Estados de Alagoas e Sergipe, percorrendo cerca de 2,8 mil km até desaguar no Oceano Atlântico (ANA, 2012).

A Figura 25 apresenta a localização das estações de monitoramento objeto deste estudo.

Figura 25 - Localização das estações de monitoramento na bacia do Rio São Francisco.



Foram realizadas duas campanhas de campo na região do Médio São Francisco entre Pirapora-Barreiro/MG a Barra/Bahia, uma na estação chuvosa (17 a 25/11/2016), e outra na estação seca, (14 a 25/08/2018), onde foram realizadas medições sedimentométricas e espectralradiométricas. Foram utilizados os amostradores US D-49 e US DH-59 para coleta de amostra (superfície, 50 e 75% de profundidade da vertical (no meio da seção) e integrada (Método Igual Incremento de Descarga -IID) para determinação da concentração de MPS. As medições espectralradiométricas de radiância e irradiância foram realizadas utilizando três espectrômetros TriOS hiperespectrais (350 – 950 nm) – RAMSES, sendo dois radiômetros RAMSES-ARC, para medição da radiância, e um radiômetro RAMSES-VIS, para medição da irradiância (iluminação incidente). A partir dos dados adquiridos pelos espectralradiométricos, foi utilizado o programa MSDA para cálculo da reflectância segundo protocolo proposto por MOBLEY (1999) para medições acima da superfície da água.

4.4.2. Aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto

Foram adquiridos os produtos compostos de reflectância da superfície (Nível 2) MOD09 e MYD09 das imagens do sensor MODIS a bordo dos satélites TERRA e AQUA, que são

realizados a partir das imagens diárias individuais adquiridos durante uma janela temporal de 8 dias consecutivos, e são corrigidos dos efeitos atmosféricos e georreferenciados. As imagens MOD09Q1 e MYD09Q1 (resolução espacial de 250 m) foram utilizadas para analisar as bandas radiométricas do vermelho e do infravermelho e são composições de oito dias que consistem na análise pixel por pixel de imagens diárias adquiridas durante oito dias e da seleção dos pixels de melhor qualidade (com menor cobertura de nuvens e a melhor geometria de aquisição). As imagens MOD09A1 e MYD09A1 (resolução espacial de 500 m) foram utilizadas para extração das informações sobre a qualidade de processamento.

Foram criadas seis estações virtuais nas proximidades das seis estações convencionais da ANA selecionadas para o trabalho ao longo do curso principal do RSF: Cachoeira da Manteiga (4221.0000), São Romão (4320.0000), São Francisco (4420.0000), Carinhanha (4529.8000), Gameleira (4603.5000) e Morpará (4636.0000). Para criação das estações virtuais foram definidos polígonos no RSF de cerca de 5 km de comprimento ao longo do RSF para recorte e processamento das imagens de satélite MODIS. Para o processamento automático das imagens foi utilizado o programa MOD3R (MODIS Reflectance Retrieval over Rivers) que identifica e elimina os pixels das imagens MODIS misturados entre a água e as margens dos rios (MARTINEZ et al., 2009).

4.4.3. Elaboração de curva de calibração reflectância e concentração de MS

Os dados de reflectância de campo medidas (sem a influência da atmosfera) foram utilizados para obtenção de uma curva de calibração por meio de sua comparação com os dados de qualidade de água (MPS) coletados simultaneamente durante duas campanhas de medição. Para estimativas da MPS foram utilizados dois algoritmos, um calibrado para baixas concentrações com a banda do vermelho e utilizando o modelo desenvolvido por NECHAD et al. (2010), e outro para altas concentrações, utilizando a banda do infravermelho. Para a região intermediária, na faixa entre médias a altas concentrações, foi aplicado o procedimento de suavização apresentado por HAN et al. (2016).

A partir dos dados de concentração de campo de superfície, profundidade (50 e 75% de profundidade a partir da superfície) e integrada, que representa o comportamento médio de toda seção, foi elaborada a equação relacionando dados de concentração de superfície d'água obtidos por SR e dados de concentração integrada. A obtenção dos dados de concentração de SR integrada nas estações virtuais possibilitou a validação do algoritmo com os dados de campo das estações convencionais da ANA.

A concentração integrada representa a concentração média da seção transversal do rio. Na primeira expedição de campo (novembro de 2016) foram coletadas amostras de superfície e a 50% e 75% de profundidade em três posições na largura do rio (meio e a $\frac{1}{4}$ e $\frac{3}{4}$ da largura do rio); a concentração integrada é então obtida a partir da média da concentração dessas nove amostras. Na segunda expedição (agosto de 2018) foi realizada amostragem com o método igual incremento de largura onde foram coletadas amostradas em subseções espaçadas considerando seções de igual descarga líquida. Em cada vertical foi realizada amostragem de igual volume que representam a mesma proporção da vazão total através da zona amostra. As amostras foram então combinadas de forma a perfazer uma amostra composta, cuja concentração representa a concentração integrada na seção.

4.4.4. Estimativa da concentração de MS e descarga sólida em suspensão

Os algoritmos desenvolvidos no item anterior foram aplicados aos valores de reflectância MODIS, obtendo-se uma série temporal de 19 anos (2000 a 2019) de MPS com dados de oito em oito dias de MPS de SR para cada estação virtual. Para cálculo das estimativas da descarga sólida em suspensão (QSS) e obtenção de série temporal foi utilizada a seguinte equação (CARVALHO, 2008):

$$Q_{ss}=0,0864*Q*C \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: Q_{ss} – carga sólida em suspensão (t/d); Q – Descarga líquida (m^3/s) e C – Concentração de MPS integrada ($mg.L/1$). A equação (1) foi aplicada aos dados de MPS integrado obtidos no campo, da rede sedimentométrica da ANA, e aos dados de MPS integrado obtidos por sensoriamento remoto. Desta forma foram obtidas séries de 19 anos de descargas sólidas de SR (Q_{ssSR}) e de campo (Q_{ssANA}).

4.4.5. Elaboração de curvas-chave de sedimentos

Para estimativa da Q_{ss} (integrada) foram elaboradas curvas-chave de sedimento de SR e de campo para as seis estações selecionadas no Médio São Francisco. A planilha “análise e elaboração de curva-chave” da ANA (LOPES et al., 2017) foi utilizada como modelo para elaboração de uma planilha para análise e elaboração da curvas-chave de sedimentos, onde foram adicionados os cálculos dos RSME e do coeficiente Nash-Sutcliffe (NSE). Inicialmente foram utilizadas as equações de regressão não-lineares e lineares entre Q (variável dependente) e Q_{ss} (variável independente) para testar diversas equações (potencial, polinomial e linear). Os coeficientes das equações foram otimizados, separadamente, utilizando a ferramenta SOLVER do EXCEL visando a obtenção da menor somatória dos desvios médios absolutos, do menor RSME e do maior coeficiente Nash-Sutcliffe. Para seleção das melhores curvas foram avaliados

o desvio médio (DM), o RSME, o coeficiente Nash-Sutcliffe, a distribuição geral dos desvios (negativos e positivos), a aderência da curva ao comportamento das medições e a distribuição dos desvios no tempo e por faixa de vazão.

Para estimativa da Q_{ST} foram elaboradas equações com os dados de Q_{SS} e de Q_{ST} da rede sedimentométrica da ANA disponíveis para cada estação.

4.4.6. Estimativa da descarga sólida total

Para estimativa da Q_{ST} foram elaboradas equações relacionando os dados de Q_{SS} (integrada) e de Q_{ST} da rede sedimentométrica da ANA disponíveis para cada estação.

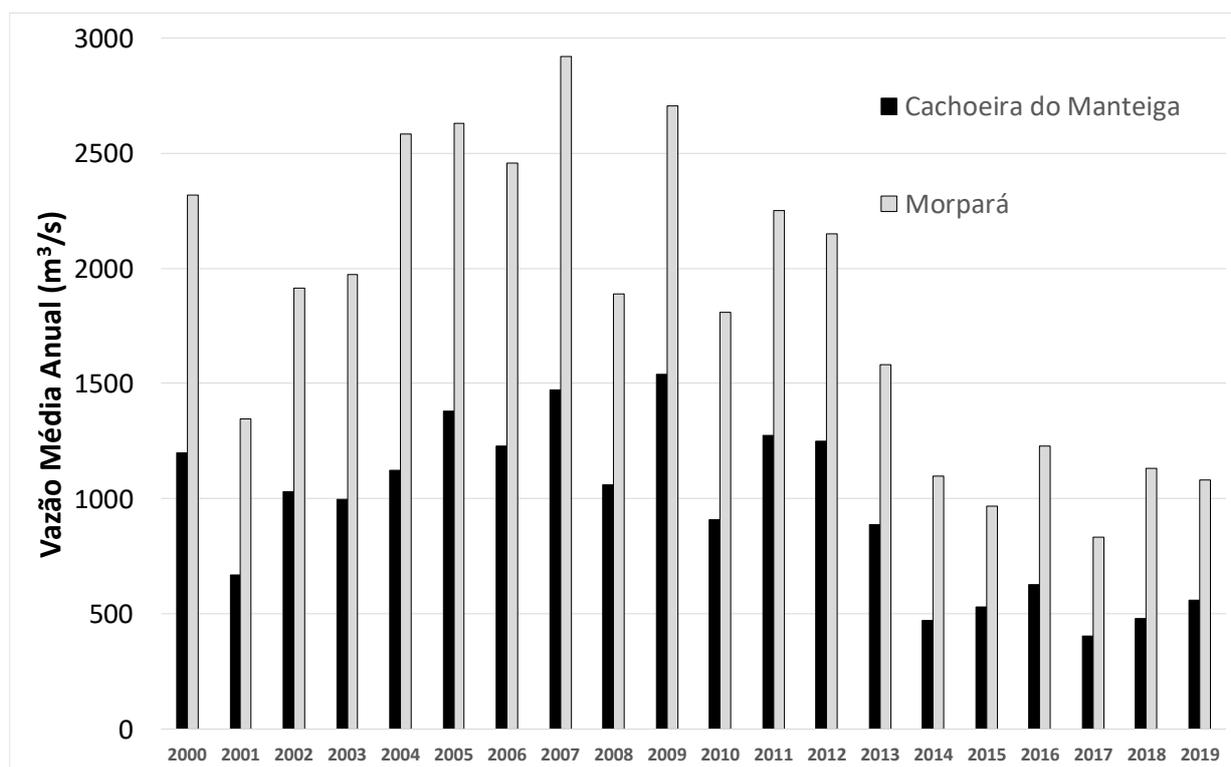
4.5. RESULTADOS

4.5.1. Comportamento das vazões

De acordo com ASSELMAN (2000), uma curva-chave de sedimentos só pode ser considerada representativa para um determinado local na atual faixa de condições ambientais e climáticas quando a relação entre a descarga e a concentração de sedimentos em suspensão é consistente ao longo de todo o período de medição. A análise do gráfico desvio quadrático médio da descarga sólida em suspensão versus tempo que mostrou que os dados não eram homogêneos, apresentando mudança de tendência no início do ano de 2014, tendência esta associada à seca que ocorreu no período de 2014 a 2018 na bacia do Rio São Francisco. Desta forma, nos casos em que foi encontrada mudança de tendência, foram elaboradas curvas para mais de um período.

Para mostrar o comportamento das vazões ocorrente na BRSF foram escolhidas primeira estação (Cachoeira do Manteiga) e última estação (Morpará) estudadas no Médio São Francisco. A Figura 26 apresenta as médias anuais da vazão das duas estações no período de 2000 a 2019. Observa-se uma queda nas vazões anuais em todas as estações a partir de 2014. As vazões médias das estações Cachoeira do Manteiga e Morpará no período de 2000 a 2019 foi de 955 e 1851 m^3/s ; já no período de 2013 a 2019 as médias foram de 565 e 1131 m^3/s , com redução de cerca de 42 % das vazões.

Figura 26 - Vazões das estações Cachoeira do Manteiga e Morpará no período de 2000 a 2019.



A mudança de tendência no primeiro trimestre de 2014 está relacionada à ocorrência de valores de precipitação abaixo da média histórica na BRSF o que, ano após ano, desde 2012, tem resultado em uma redução significativa das vazões afluentes aos reservatórios das hidrelétricas da bacia e diminuição da vazão no RSF. No caso da estação São Romão, apesar da mudança de tendência encontrada, uma curva para todo o período foi a melhor curva obtida. Para exemplificar, nas Figura 27 a Figura 32 são apresentados os gráficos das curva-chave elaboradas para cada estação virtual.

4.5.2. Curvas-chave de sensoriamento remoto

A

Tabela 8 apresenta as características e estatísticas das equações das curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto elaboradas e selecionadas para as estações virtuais Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará. As Figura 27 a 32 apresentam as curvas-chave dessas estações. Os melhores ajustes obtidos para as curvas de sensoriamento remoto foram curvas de dois tramos, utilizando o modelo potencial no tramo inferior e o polinomial no tramo superior, e dois períodos, de 2000 a até início de 2014, e do segundo trimestre de 2014 a dezembro de 2017.

Tabela 8. Parâmetros das curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto elaboradas para as seis estações virtuais.

Estação	Coeficientes das Equações Potenciais e Polinomiais			Período de Validade da Equação	Faixa de Vazão (m ³ /s)	Desvio Médio (%)	RSME (t/dia)	Coef. Nash-Sutcliffe	Desvios Neg./Pos. (%)/(%)	Medições (nº)
	a	b	c							
Cachoeira Manteiga Virtual	1,011E-10	4,7808	-	05/03/2000 a 24/01/2014	352 a 700	216	6.949	0,86	42/58	347
	-0,0015	31,4500	-17238		701 a 5100					
	0,004644	2,2209	-	25/01/2014 a 16/10/2019	194 a 200	235	4210	0,64	42/58	220
	0,009100	15,3820	-2841,6		200 a 1361					
São Romão Virtual	0,00551369	1,946173	-	26/02/2000 a 24/10/2019	401 a 800	166	13821	0,82	34/66	859
	-0,0012	34,933	-24716		801 a 8776					
São Francisco Virtual	0,0000006	3,3730	-	26/02/2000 a 10/06/2014	428 a 1000	116	10179	0,90	41/59	390
	-0,001900	35,3550	-26036		1001 a 8776					
	0,000001	3,5338	-	11/06/2014 a 24/10/2019	237 a 500	131	5448	0,89	38/62	230
	-0,000600	31,7000	-10919		501 a 5223					
Carinhanha Virtual	0,000135	2,5874	-	05/03/2000 a 18/02/2014	584 a 1500	73	14153	0,85	39/61	558
	-0,003800	50,0810	-44351		1501 a 8448					
	0,000181	2,7478	-	19/02/2014 a 30/09/2018	238 a 500	326	9848	0,65	42/58	190
	0,000300	23,5030	-7105,1		501 a 5678					
Gameleira Virtual	0,000015	2,8115	-	13/03/2000 a 26/02/2014	709 a 1350	66	12595	0,84	38/62	589
	-0,002700	38,4680	-37423		1351 a 7739					
	0,000002	3,3299	-	27/02/2014 a 27/12/2018	358 a 650	109	7088	0,83	38/62	208
	-0,000400	24,1700	-11205		651 a 5291					
Morpará Virtual	0,000027	2,7598	-	26/02/2000 a 22/03/2014	716 a 1400	68	13483	0,81	41/59	575
	-0,002700	37,8090	-34869		1401 a 8838					
	0,000001	3,3468	-	23/03/2014 a 05/08/2019	350 a 800	202	8449	0,78	37/63	224
	-0,0019	31,2430	-15654		801 a 5227					

Figura 27 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto para a estação virtual Cachoeira da Manteiga.

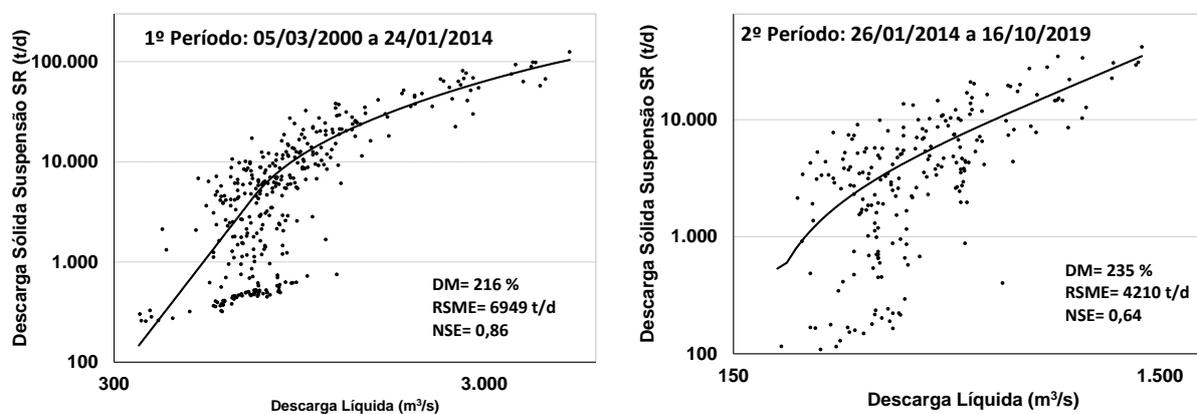


Figura 28 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual São Romão.

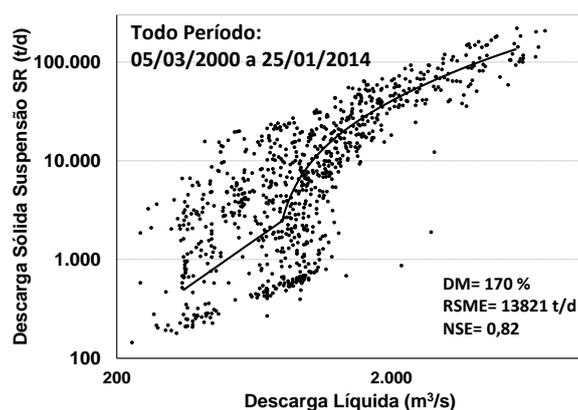


Figura 29 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual São Francisco.

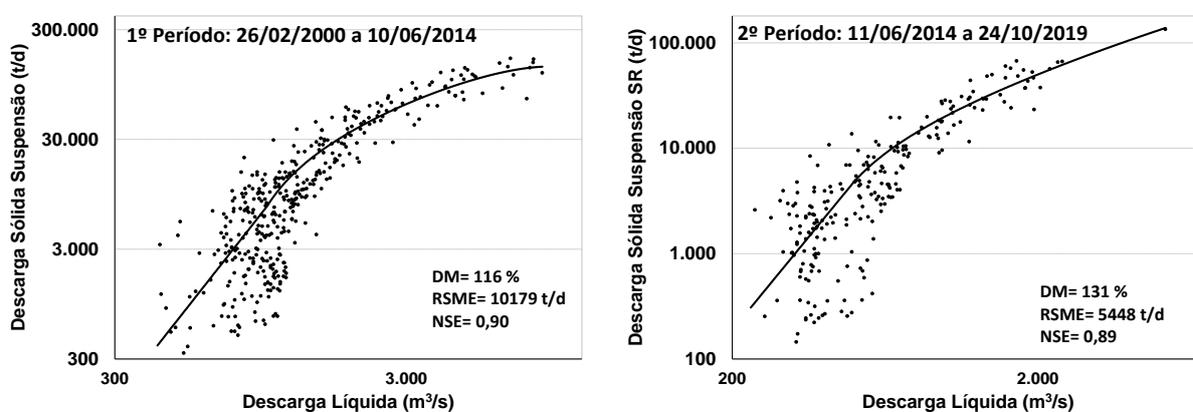


Figura 30 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Carinhanha.

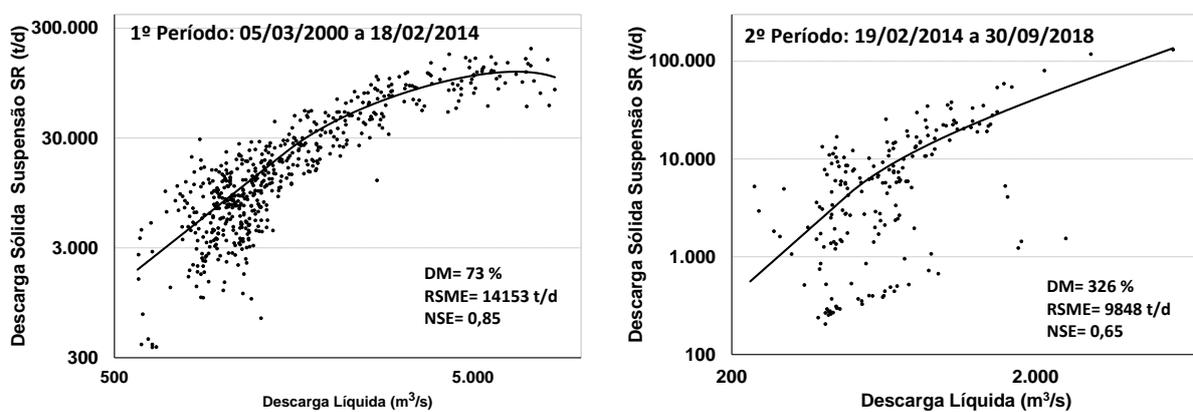


Figura 31 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Gameleira.

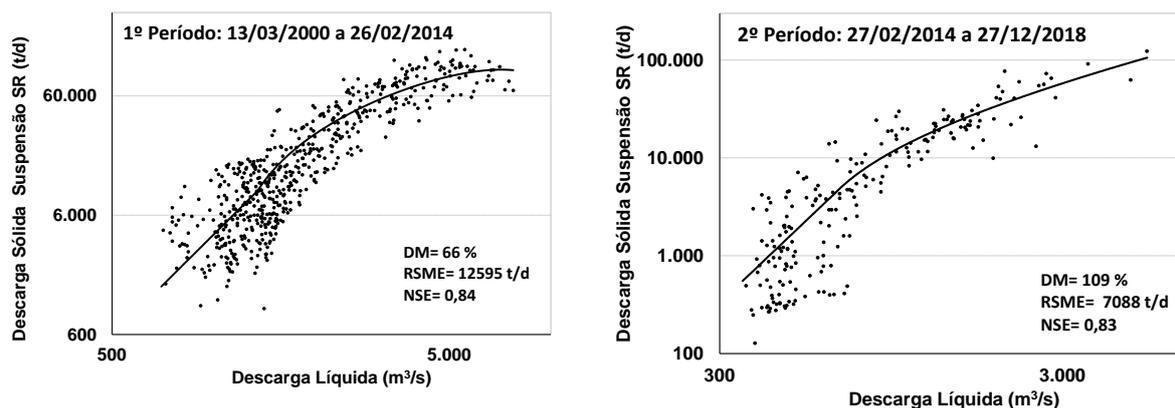
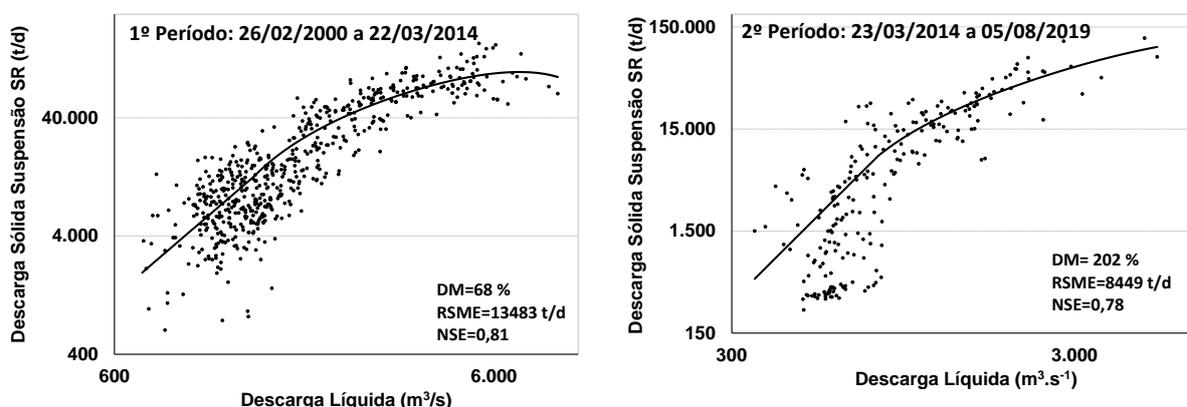


Figura 32 - Curvas-chave de sedimento de sensoriamento remoto de dois tramos para a estação virtual Morpará.



4.5.3. Curvas-chave de campo

A

Tabela 9 apresenta as características e estatísticas das equações das curvas-chave de sedimentos com dados de campo elaboradas e selecionadas para as estações convencionais Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhonha, Gameleira e Morpará. As Figura 33 a Figura 38 apresentam as curvas-chave destas estações. Os melhores ajustes para as curvas elaboradas com dados de campo foram curvas de um tramo utilizando o modelo potencial. Para as estações convencionais Cachoeira do Manteiga, São Romão e São Francisco optou-se pela elaboração de curvas para dois períodos, uma vez que foi identificada mudança de tendência após avaliação do gráfico desvio médio da descarga sólida em suspensão versus tempo.

Tabela 9. Parâmetros das curvas-chave de sedimento elaboradas para as seis estações convencionais da ANA.

Estação	Coeficientes da Equação Potencial		Período de Validade da Equação	Faixa de Vazão (m ³ /s)	DM (%)	RSME (t/dia)	Coeficiente Nash-Sutcliffe	Desvios Neg./Pos. (nº)	Medições (nº)
	a	b							
Cachoeira da Manteiga	0,000005	3,0479	2007 a 19/02/2014	573 a 2223	61	8154	0,77	38/63	64
	0,000055	2,8957	20/02/2014 a 2019	208 a 883					
São Romão	0,0000018	3,0680	2007 a 16/06/2014	700 a 3184	25	3019	0,98	59/41	34
	0,0000011	3,3149	17/06/2014 a 2019	301 a 1557					
São Francisco	0,0000009	3,2274	2000 a 16/06/2014	477 a 3574	51	18222	0,72	41/59	54
	0,0000050	3,0656	17/06/2014 a 2019	297 a 1991					
Carinhanha	0,0000068	2,9030	2007 a 2019	383 a 3298	40	4574	0,96	55/45	34
Gameleira	0,0002000	2,4194	2000 a 2019	451 a 4921	64	15628	0,82	37/63	55
Morpará	0,0002000	2,4107	2000 a 2019	454 a 3553	45	6914	0,83	37/63	43

Figura 33 - Curvas-chave de sedimento de campo para a estação convencional Cachoeira da Manteiga.

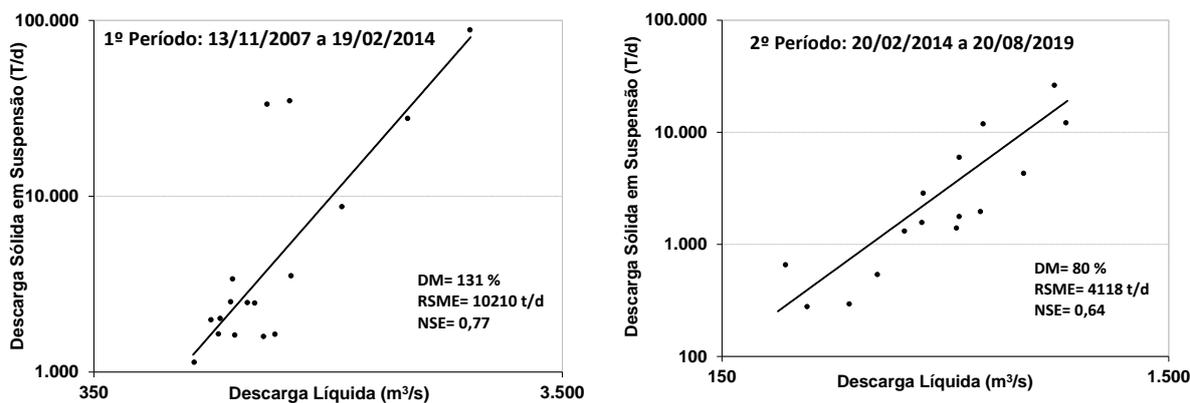


Figura 34 - Curvas-chave de sedimento de campo para a estação convencional São Romão.

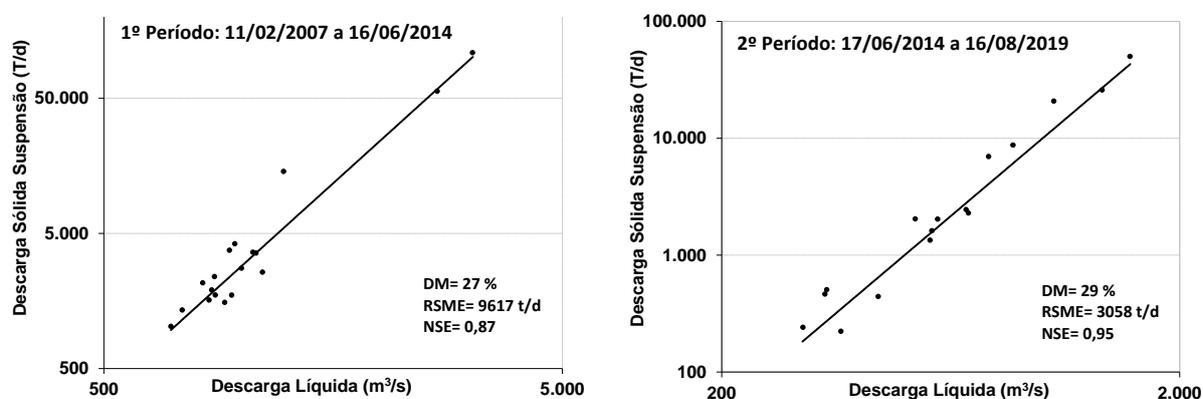


Figura 35 - Curvas-chave de sedimentos de campo para a estação convencional São Francisco.

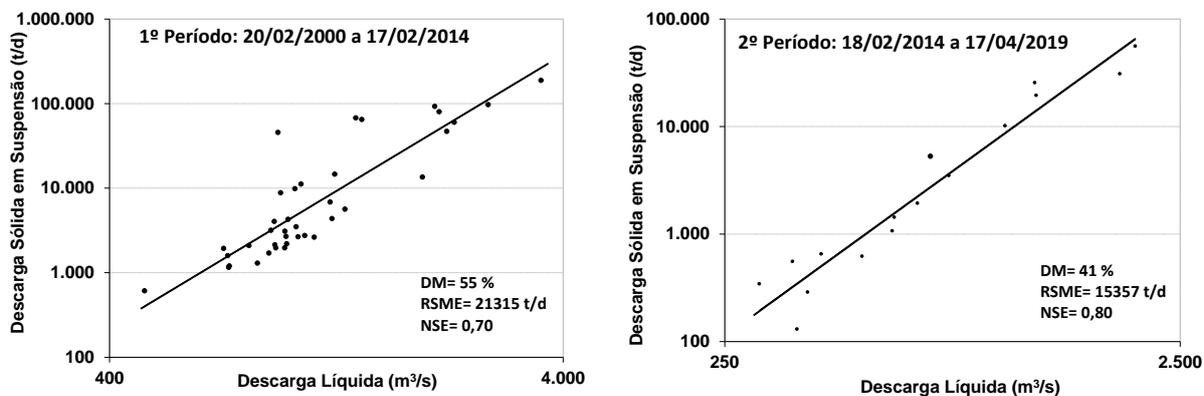


Figura 36 - Curva-chave de sedimentos de campo para a estação convencional Carinhonha.

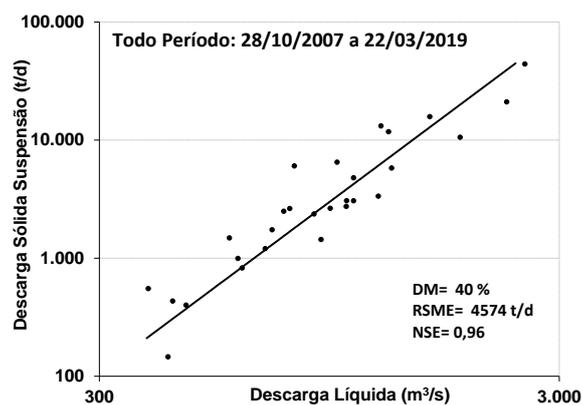


Figura 37. Curva-chave de sedimento de campo para a estação convencional Gameleira.

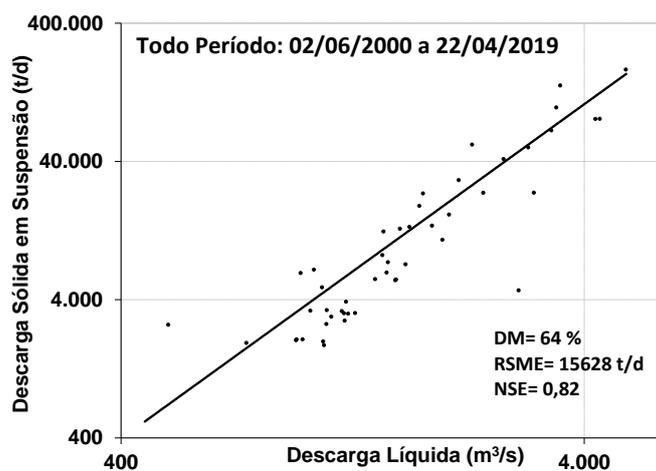
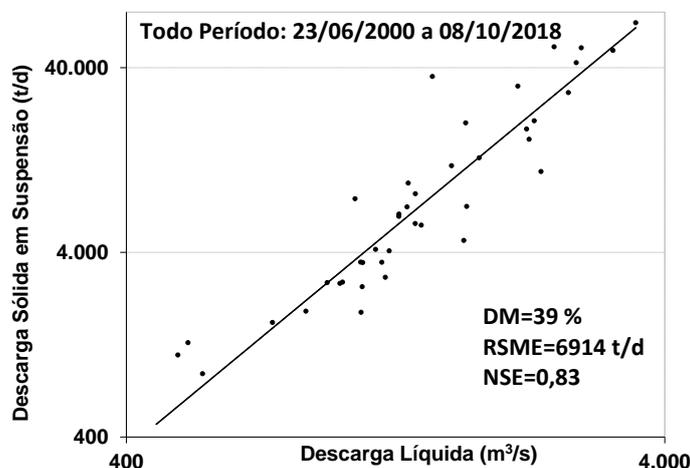


Figura 38 - Curva-chave de sedimento de campo para a estação convencional Morpará.



4.5.4. Descarga sólida em suspensão versus Descarga sólida total

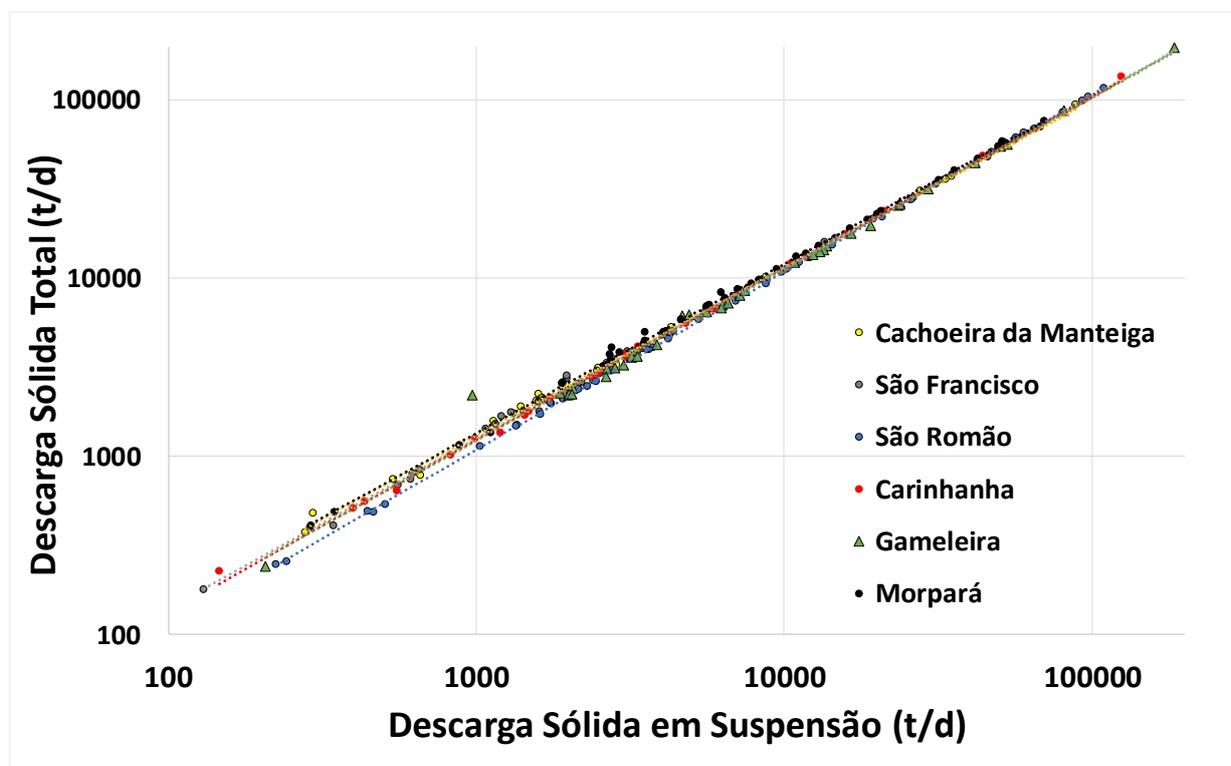
A Tabela 10 apresenta as equações elaboradas que relacionam os dados disponíveis de descarga sólida em suspensão e descarga sólida total (descarga sólida em suspensão mais descarga sólida do leito) de cada uma das seis estações convencionais da rede sedimentométrica da ANA aqui estudadas (Cachoeira do Manteiga, São Francisco, São Romão, Carinhanha, Gameleira e Morpará). As medições da descarga sólida em suspensão (integrada) da rede sedimentométrica da ANA são realizadas por meio do método igual incremento de largura ou pelo método igual incremento de vazão. Já as descargas sólidas do leito são calculadas a partir de amostras do leito pelo método de Colby. A relação entre os dados de descarga sólida em suspensão e a descargas sólidas totais das estações estudadas são apresentadas na Figura 39.

A partir dessas equações os dados de descarga sólida em suspensão de sensoriamento remoto e de campo foram transformados em descarga sólida total.

Tabela 10 - Relações encontradas entre descarga sólida total e descarga sólida em suspensão para os dados disponíveis no banco HIDRO da ANA para as estações sedimentométricas.

Estação	Equação Potencial	R ²
Cachoeira da Manteiga	$Q_{ST}=1,907Q_{SS}^{0,950}$	0,94
São Romão	$Q_{ST}=1,907Q_{SS}^{0,950}$	0,99
São Francisco	$Q_{ST}=1,688Q_{SS}^{0,959}$	0,96
Carinhanha	$Q_{ST}=1,590Q_{SS}^{0,963}$	0,99
Gameleira	$Q_{ST}=1,589Q_{SS}^{0,962}$	0,99
Morpará	$Q_{ST}=1,907Q_{SS}^{0,950}$	0,99

Figura 39 - Relação entre os dados de descarga sólida em suspensão e a descargas sólidas totais das estações Cachoeira do Manteiga, São Francisco, São Romão, Carinhanha, Gameleira e Morpará.



4.5.5. Comparação estatística dos resultados da aplicação das curvas-chave

Para análise das curvas-chave de sedimentos foram avaliados os dados estatísticos da comparação entre as medições e os resultados da aplicação das curvas elaboradas, a amplitude da vazão das medições, o número de medições, o acomplamento das curvas às medições e ao comportamento do fluxo de sedimentos ocorrente no Rio São Francisco e os resultados da aplicação das equações.

A adequação da metodologia utilizada pela ANA de elaboração das curvas-chave de vazão para criação de curvas-chave de sedimentos possibilitou a construção de curvas compostas com perfeita continuidade entre os dois tramos das curvas. A planilha utilizada para elaboração das curvas-chaves de vazão da ANA foi modificada e foram incluídas análises novas estatísticas utilizando o coeficiente Nash, que mostra o acomplamento das descargas sólidas medidas e das calculadas, o RSME e os desvios médios por faixa de vazão.

Os dados estatísticos entre as descargas sólidas totais medidas e estimadas pelas curvas-chave de sedimentos escolhidas (

Tabela 8 e

Tabela 9) mostram que as curvas-chave de sensoriamento remoto possuem desvios médios mais altos que as curvas com medições de campo das estações sedimentométricas da ANA. Apesar dos altos desvios das curvas de sensoriamento remoto, os altos coeficientes Nash indicam um ótimo ajustamento dos dados calculados com os dados observados (medidos), o que também foi encontrado nas curvas com dados de campo. Foi encontrada também uma grande variação do erro médio quadrático entre as estações convencionais e virtuais.

As curvas-chave de sedimentos foram elaboradas com medições obtidas em diferentes valores de vazões. Para análise do quanto as curvas-chave de sedimentos são representativas da faixa de vazões ocorrente nas estações estudadas do RSF, foi realizada uma análise completa das vazões. Desta forma, foram avaliadas a amplitude de vazões ocorrentes no Rio São Francisco nas estações convencionais no período de 2000 a 2019, a amplitude das vazões em que os dados de sensoriamento remoto e de campo foram obtidos e o valor da vazão quando o rio alcança o seu leito maior (leito de inundação), dados estes apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Faixa de vazões ocorrente no Rio São Francisco no período de 2000 e 2019 e durante as medições de sensoriamento remoto e de campo e vazão aproximada quando o rio extrapola o leito menor e alcança o leito maior (de inundação).

Estação	Faixa de vazões			Vazão aproximada quando rio alcança o leito maior
	Ocorrente (período 2000 a 2019)	Nas medições de SR	Nas medições de campo	
Cach. Manteiga	193 – 5813	194 - 5100	208 - 2223	5759
São Romão	217 - 7710	227 – 7253	301 - 3184	4122
São Francisco	226 – 9460	237 - 8776	297 - 3574	6520
Carinhanha	233 – 8564	237 - 8448	383 - 3298	7344
Gameleira	358 - 7768	358 - 7739	451 - 4921	5010
Morpará	346 - 8838	350 - 8338	454 - 3533	7831

Conforme mostra a Tabela 11, os algoritmos desenvolvidos com as estimativas de descarga sólida em suspensão por sensoriamento remoto foram elaborados com medições com valores de vazões próximos às vazões ocorrentes no rio São Francisco. Com respeito às estimativas de descarga sólida de sensoriamento remoto, temos dados a cada oito dias, uma vez que foram utilizadas as imagens compostas do sensor MODIS. Desta forma, as medições de

sensoriamento remoto representam os melhores dados obtidos de imagens de oito dias. Além disto, e uma vez que foram utilizadas todas as imagens disponíveis no período, pode-se dizer que as medições foram realizadas em todas as faixas de vazões ocorrentes no período.

Constam também da Tabela 11 os valores aproximados das vazões quando o rio alcança o seu leito maior, valores estes obtidos a partir da análise das cotas do início do leito maior, constantes nos perfis transversais e das curvas-chave de vazões disponíveis no sistema HIDRO da ANA. Tendo em vista a alta frequência de aquisição dos dados de SR (oito em oito dias) e a duração e extensão da série, foram obtidos muitos dados de Q_{SSR} em vazões altas, inclusive em faixas de vazões em que o rio alcança o seu leito maior.

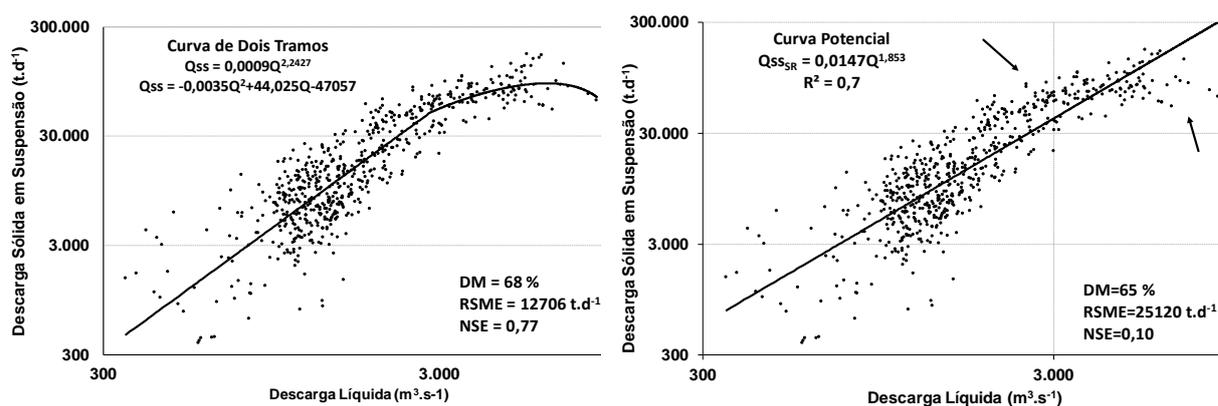
De acordo com PETERSEN-ØVERLEIR et al. (2005), existem quatro fenômenos notáveis que exigem que uma curva-chave de vazão seja elaborada com dois ou mais seguimentos ao longo do intervalo do nível de água: 1. Uma mudança significativa na forma de controle do canal ocorrendo em torno de um nível de água; 2. Um reposicionamento repentino do controle no rio, a montante ou a jusante, quando o nível da água atinge um determinado estágio; 3. Uma mudança repentina no atrito ocorrendo em torno de um nível de água que geralmente ocorre quando o rio flui fora de seu canal natural e terrestre e a vegetação restringe drasticamente o fluxo; 4. Condições hidráulicas inadequadas na estação de medição de modo que os requisitos hidráulicos para a aplicação da fórmula não são cumpridos. As observações dos autores podem ser utilizadas também para as curvas-chave de sedimentos.

Nas vazões altas é possível observar uma mudança de comportamento da descarga sólida em suspensão de sensoriamento remoto no tramo alto da curva, com uma tendência da descarga sólida ficar constante ou diminuir com o aumento das vazões. Esta mudança de comportamento do fluxo de sedimentos ocorreu quando o rio alcançou o seu leito maior (leito de inundação), quando foi observada mudança da velocidade da água e da sedimentação. Para exemplificar, são apresentadas duas curvas-chave de sedimento para a estação virtual de Morpará, uma curva de tramo duplo (tramo inferior com curva potencial e tramo superior com curva polinomial)(Figura 40a), e outra com uma curva potencial de um tramo (Figura 40b). A equação polinomial utilizada no tramo alto da curva acompanhou o comportamento das medições nas altas vazões, enquanto

que a curva com equação potencial, muito utilizada nos trabalhos de elaboração de curva-chave de sedimentos, não teve um bom ajuste às medições mais altas.

As curvas-chave de sedimentos para os dados de campo das estações convencionais com melhor resultado estatístico foram curvas utilizando equações potenciais. Entretanto, como pode ser visto na Tabela 11, as medições de campo não foram realizadas nas vazões mais altas, onde há mudança do comportamento do fluxo de sedimentos. Observa-se que as medições foram realizadas em vazões baixas e médias, alcançando em média 43% da vazão máxima ocorrente no Rio São Francisco. As medições mais altas realizadas nas estações convencionais Cachoeira do Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará correspondem, respectivamente, a 38%, 41%, 38%, 39%, 63% e 40% das vazões mais altas ocorrentes no Rio São Francisco em cada estação. Desta forma, tendo em vista que as medições de campo não são realizadas numa amplitude de vazões representativa do comportamento hidrológico do rio São Francisco, os modelos de campo elaborados não caracterizam o comportamento da descarga sólida em suspensão ocorrente nas vazões mais altas.

Figura 40 - Exemplos de curvas-chave de sedimento para a estação virtual Morpará. 1a Gráfico Q versus Q_{ss} , na escala logarítmica utilizando curva de dois tramos (modelo potencial, no ramo baixo e polinomial no ramo alto). 1b. Gráfico Q versus Q_{ss} na escala logarítmica utilizando o modelo potencial.



É importante informar que foi somente a partir da análise dos dados de sensoriamento remoto que conseguimos conhecer o comportamento da descarga sólida nas vazões altas, uma vez que não temos disponível no banco da ANA medições sedimentométricas de campo realizadas nas altas vazões altas. Pelo comportamento dos dados de sensoriamento remoto nas

altas vazões vimos que a descarga sólida não aumenta muito nas altas vazões, permanecendo em alguns momentos constante. Este comportamento pode ser devido a diluição da carga sedimentar nos episódios de vazão alta, onde há muita água e um estoque de sedimentos limitado) e a deposição dos sedimentos no leito maior, que diminuiu a concentração em suspensão.

Os métodos para estimativa dos fluxos de sedimentos requerem um número de pontos representando a variabilidade existente e a gama das descargas líquidas e de sedimentos de forma a representar a resolução temporal necessária e o grau de precisão esperado (HOROWITZ, 2003). Segundo as avaliações do autor, períodos com 20 ou mais anos de dados podem gerar erros menores que 1% com uma curva-chave de sedimentos apenas. Entretanto, é possível obter fluxos de sedimentos suspensos anuais relativamente precisos, com erros menores que 20%, a partir de medições / amostras mensais, ou então, por períodos de 5 anos ou mais, a partir de medições / amostras coletadas uma vez a cada 2 meses. De acordo com o autor as amostragens devem ser realizadas baseadas na hidrologia, e não baseadas no calendário, o que provavelmente limitará a magnitude dos erros de estimativa de fluxo.

Os dados apresentados mostram uma clara necessidade de mudança da operação da rede sedimentométrica brasileira visando a obtenção de mais dados nas vazões altas, o que pode ser conseguido com uma programação de medições de campo baseada na hidrologia e com aumento da frequência de amostragem, de quatro (praticado na rede atualmente) para seis, conforme sugerido por HOROWITZ (2003).

Neste trabalho a observação dos perfis transversais das estações convencionais permitiu constatar a ocorrência da mudança de leito do rio nas vazões em que o fluxo da descarga sólida mudou nas altas vazões. Uma análise dos perfis transversais das estações convencionais e dos resultados deste trabalho poderá subsidiar as ações da rede sedimentométrica da ANA de forma que os roteiros de medições sejam melhor programados a fim de que sejam obtidas medições nas médias-altas e altas vazões e possam observar melhor os fenômenos hidrológicos ocorrentes. Assim, com os dados das medições numa faixa de vazões mais altas, será possível elaborar curvas-chave de sedimentos que representem o comportamento hidrológico do Rio São Francisco.

4.5.6. Dinâmica das vazões e representatividade das curvas-chave

Para melhor compreensão da dinâmica das vazões ocorrentes no Rio São Francisco são apresentadas na

Figura 41 as curvas de permanência das vazões das estações convencionais estudadas e na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** as probabilidades das vazões serem menores

que as vazões mínimas e iguais ou superiores às vazões máximas encontradas durante às medições para os dados de sensoriamento remoto e de campo nas estações de estudo.

Figura 41 - Curvas de permanência das vazões do Rio São Francisco nas estações Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará.

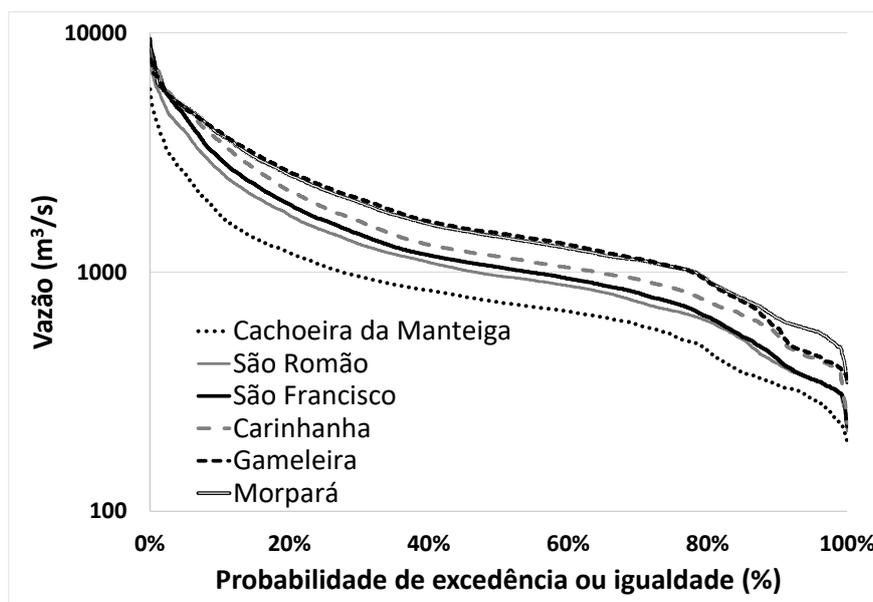


Tabela 12 - Probabilidades das vazões ocorrentes no período de 2000 a 2019 serem menores que às vazões mínimas e serem iguais ou superiores às vazões máximas observadas nas medições de sensoriamento remoto e de campo.

Estação	Sensoriamento Remoto		Campo	
	Probabilidade (%) da vazão do período ser			
	Menor que a vazão mínima	Igual ou superior à vazão máxima	Menor que a vazão mínima	Igual ou superior à vazão máxima
Cach.Manteiga	0,0	0,2	0,2	6,7
São Romão	0,0	0,0	1,1	7,1
São Francisco	0,1	0,1	0,6	7,5
Carinhanha	0,1	0,1	1,1	11,1
Gameleira	0,0	0,1	0,5	4,7
Morpará	0,0	0,2	0,7	11,5
Média	0,0	0,1	0,7	8,1

Para as medições de sensoriamento remoto, a faixa de vazões encontrada nas datas das medições por satélite abarca praticamente toda a faixa de vazões ocorrente no Rio São Francisco. Para as medições convencionais observamos que em média, em 0,7% do tempo as vazões são menores que as vazões mínimas das medições enquanto que em média em 8,1 % do tempo as vazões são iguais ou superiores às vazões máximas encontradas durante as medições de campo.

Conforme apresenta a

Figura 41 e a Tabela 12, os modelos de sensoriamento remoto foram elaborados numa faixa de vazões representativas das ocorrentes nas estações, e, embora, em média, apenas 0,1% das vazões altas não sejam abrangidas pelo modelo, as medições de sensoriamento remoto são realizadas em todo período, pois cada medição, extraída do produto composto de 8 dias do sensor MODIS, representa os melhores pixels no período de oito dias. Já os modelos desenvolvidos para os dados de campo da rede sedimentométrica da ANA abrangem quase a totalidade das vazões baixas e médias ocorrentes, contudo, em 8% do tempo, em média, as vazões são mais altas que as vazões dos modelos com as quais os dados de campo foram elaborados.

4.5.7. Importância das altas e baixas descargas no transporte de sedimentos

De acordo com MERTEN & POLETO, 2013, as medições de maior importância para determinações, tanto de quantidade quanto qualidade dos sedimentos nos rios, são aquelas realizadas durante as cheias, uma vez que quase 90% do fluxo de sedimentos/nutrientes são transportados neste período (90% ou mais do transporte de sedimentos ocorre em menos de 10% do tempo). As curvas-chave de sedimentos devem ser baseadas em uma ampla gama de descargas, incluindo um número suficiente de medições realizadas em alta vazão (ASSELMAN, 2000). Desta forma, as curvas-chave elaboradas com os dados de campo não são representativas da hidrologia na faixa de vazões média-alta e alta, seja porque, como pode ser visto na Tabela 12, em cerca de 4,7% (estação Gameleira) a 11,5% (estação Morpará) do tempo as vazões são mais altas que as vazões utilizadas para elaboração das equações de sedimentos de campo, seja porque as curvas potenciais, conforme já abordado anteriormente, não acompanham o comportamento do fluxo dos sedimentos nas altas vazões, uma vez que não foram realizadas medições nas mais altas vazões, onde o rio alcança o seu leito maior e o fluxo de sedimentos muda.

A maior parte do transporte dos sedimentos ocorre em altas vazões (ASSELMAN, 2000; CARVALHO, 2008), as curvas-chave são representativas de rios, ou seções de rios, onde a maior parte do transporte de sedimentos ocorre em alta vazão. Para verificar esta hipótese, e a exemplo do autor, foi estudado o regime de transporte de sedimentos do rio São Francisco, no médio São Francisoc, a partir dos estudos das seis estações estudadas neste trabalho. A Tabela 13 apresenta os dados estatísticos que mostram a importância das altas e baixas vazões no transporte de sedimentos das seis estações de estudo no Rio São Francisco.

Tabela 13. Importância das altas e baixas descargas no transporte de sedimentos para as estações estudadas ao longo do Rio São Francisco. Estações: 1. Cachoeira do Manteiga; 2. São Romão; 3. São Francisco; 4. Carinhonha; 5. Gameleira; 6. Morpará.

Est.	Q_m^a (m ³ /s)	$Q_m\%^b$ (% t)	$Q_{STm\ SR}^c$ (% Qs)	$Q_{STm\ ANA}^d$ (% Qs) ^d	$Q_{10\%}^e$ (m ³ /s)	$Q_{ST\ SR.10\%}^f$ (%Qs)	$Q_{ST\ ANA.10\%}^g$ (%Qs) ^g	$Q_{20\%}^h$ (m ³ /s)	$Q_{ST\ SR.20\%}^i$ (% Qs)	$Q_{ST\ ANA.20\%}^j$ (% Qs)
1	954	69.6	29.0	8.9	1737	41.0	77.5	1204	58.9	86.4
2	1469	71.0	27.2	3.5	2979	40.5	86.1	1920	61.1	94.0
3	1321	70.4	30.1	5.0	2664	38.4	81.3	1729	57.9	91.3
4	1643	70.2	27.5	5.8	3539	36.8	77.2	2192	59.5	90.0
5	1871	66.7	26.3	13.1	3865	32.8	57.5	2622	55.2	76.2
6	1851	73.2	26.8	14.0	3776	33.3	58.4	2536	56.0	76.5

^a Q_m , Vazão média anual.

^b $Q_m\%$, percentagem de tempo durante o qual as vazões são menores que a Q_m .

^{cd} $Q_{STm\ SR}$ e $Q_{STm\ ANA}$, % da carga de sedimentos totais de SR e de campo transportada nas vazões abaixo da Q_m

^{eh} $Q_{10\%}$ e $Q_{20\%}$, descarga que é excedida em 10% e 20% do tempo

^{fgij} $Q_{STm\ SR.10\%}$, $Q_{STm\ ANA.10\%}$, $Q_{STm\ SR.20\%}$ e $Q_{STm\ ANA.20\%}$, % da carga de sedimentos totais de SR e de campo transportada nas vazões superiores a $Q_{10\%}$ e $Q_{20\%}$

Como pode ser observado na Tabela 13, o regime de transporte de sedimentos varia muito pouco entre as diferentes estações estudadas no Rio São Francisco. Os dados de sensoriamento remoto mostram que 26-30% da carga anual de sedimentos é transportada em níveis de descarga abaixo da descarga média do período de 2000 a 2019, valores estes muito próximos aos encontrados por ASSELMAN (2000) no Rio Reno (25-30%). Já para os dados de campo, a variação da carga anual de sedimento transportada em níveis de descarga abaixo da descarga média é maior, variando de 3-14%.

Enquanto os dados de sensoriamento remoto mostram que de 33-41% da carga anual de sedimentos é transportada em descargas muito altas, que ocorrem apenas em 10% do tempo, os dados de campo mostram valores bem mais altos, de 57-86%. Os resultados das estimativas por sensoriamento remoto são próximos às estimativas obtidas por ASSELMAN (2000), de cerca de 35%. Conforme já abordado, o fato das estações convencionais da ANA terem poucas medições em vazões altas, e a uma faixa de vazões mais baixa que a ocorrente no RSF, as curvas potenciais são as que melhor representam a relação descarga líquida versus descarga sólida. Entretanto há uma sobrestimativa das descargas sólidas nas vazões altas tendo em vista a mudança de comportamento do transporte de sedimentos nas vazões altas, o que só pôde ser observado com os dados de sensoriamento remoto, que foram calculados a quase totalidade faixa de vazões ocorrente no Rio São Francisco. Desta forma, os resultados de campo divergem da realidade ocorrente no Rio São Francisco e como exemplo no Rio Reno (Asselman,2000).

Considerando que os dados de descarga sólida de sensoriamento remoto representam o comportamento do Rio São Francisco, a maior parte da descarga sólida (de 55-61%) ocorre em 20% do tempo, nas vazões mais altas. Desta forma, no Médio São Francisco, no trecho entre as

idades Pirapora e Barreiro a Morpará, as medições de maior importância para determinação dos sedimentos são aquelas realizadas no período das chuvas.

É interessante citar os estudos de ASSELMAN (2000) no Rio Reno e afluentes, que mostrou que as altas vazões são mais importantes para o transporte de sedimentos nos afluentes que no rio principal.

Com respeito aos valores baixos de descarga sólida de sensoriamento remoto, há uma grande dispersão dos dados, o que pode estar associada às baixíssimas respostas espectrais nas baixas concentrações, dificultando a captação dos dados pelo sensor tendo em vista à maior contribuição da influência atmosférica. Para exemplificar a dispersão dos dados são apresentados na Tabela 14 os desvios médios (%) das curvas-chaves de sedimento por faixa de vazão para as estações virtual e convencional Cachoeira da Manteiga.

Tabela 14. Desvios médios (%) das curvas-chave de sedimentos por faixa de vazão para as estações virtual e convencional Cachoeira da Manteiga. Para cada vazão apresentada são apresentados os desvio acima e abaixo da mesma.

Estação	Período de Validade da Curva	Vazão (m ³ /s)	100	500	1000	1500	2000	2500	5000
Virtual	05/03/2000 a	Abaixo	-	50,8	267,2	238,3	231,5	227,6	216,8
	24/01/2014	Acima	216,2	221,6	70,6	25,7	27,5	29,6	16,7
	25/01/2014 a	Abaixo	-	281,3	241,2	235,3	235,3	235,3	235,3
	16/10/2019	Acima	235,3	117,8	23,7	-	-	-	-
Convencional	13/11/2007 a	Abaixo	-	-	48,9	48,0	45,9	43,9	43,9
	19/02/2014	Acima	43,9	43,9	18,6	11,2	10,2	-	-
	20/02/2014 a	Abaixo	-	63,1	79,6	79,6	79,6	79,6	79,6
	16/08/2019	Acima	79,6	94,0	-	-	-	-	-

Como pode ser observado na Tabela 14, quanto maiores as vazões, menores são os desvios médios da curva-chave de sensoriamento remoto e de campo. Na curva-chave de sedimentos da estação virtual Cachoeira da Manteiga, nas vazões acima de 1000 m³/s, os desvios médios diminuem se aproximando dos valores de desvios da estação convencional, mostrando menor dispersão dos dados de sensoriamento remoto nas vazões médias e altas. Nas vazões mais baixas, o desvio médio da descarga sólida total aumenta muito para os dados de sensoriamento remoto.

4.5.8. Séries temporais das descargas sólidas

As séries temporais das descargas sólidas totais estimadas a partir dos modelos de sensoriamento remoto e dos dados de campo para as estações Cachoeira da Manteiga, São Romão, São Francisco, Carinhonha, Gameleira e Morpará são apresentadas nas Figura 42 a Figura 47. O eixo das ordenadas, que apresenta os dados de descarga sólida total, está em escala logarítmica para possibilitar a visualização das descargas sólidas totais nas vazões baixas e

médias, uma vez que os valores altos da descarga sólida total de campo obtidos são muito altos. As estimativas foram feitas para todos os dias com vazões disponíveis no período de 2000 a 2019, desconsiderando-se a faixa de vazões que cada modelo foi elaborado.

Figura 42 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q_{ST} ANA) para as estações virtual e convencional Cahoeira da Manteiga.

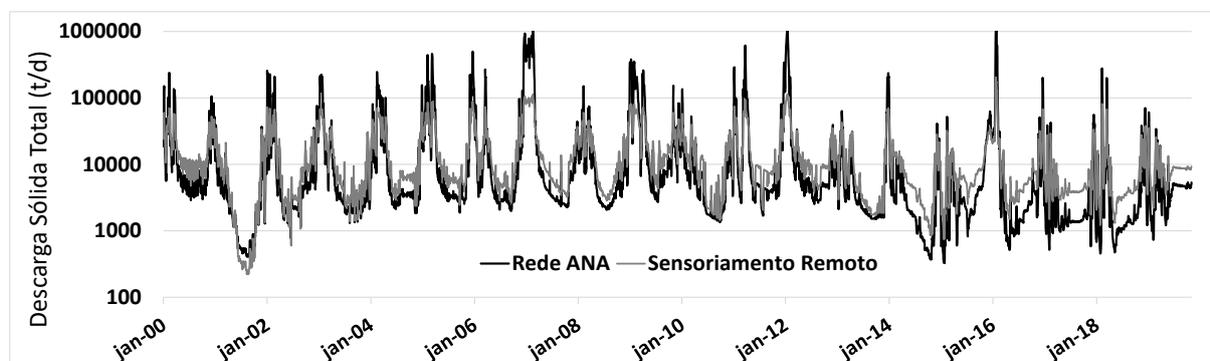


Figura 43 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q_{ST} ANA) para as estações virtual e convencional São Romão.

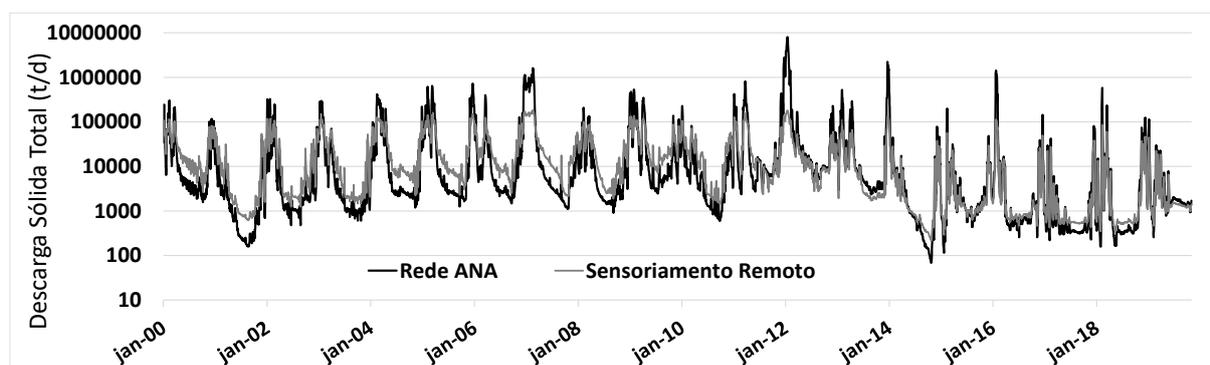


Figura 44 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q_{ST} ANA) para as estações virtual e convencional São Francisco.

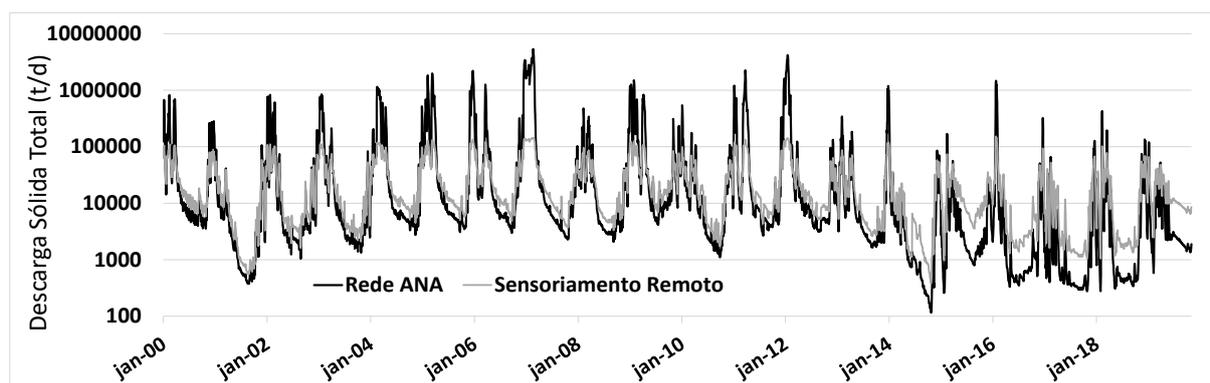


Figura 45 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de dados de campo (rede ANA) (Q_{ST} ANA) para as estações virtual e convencional Carinhanha.

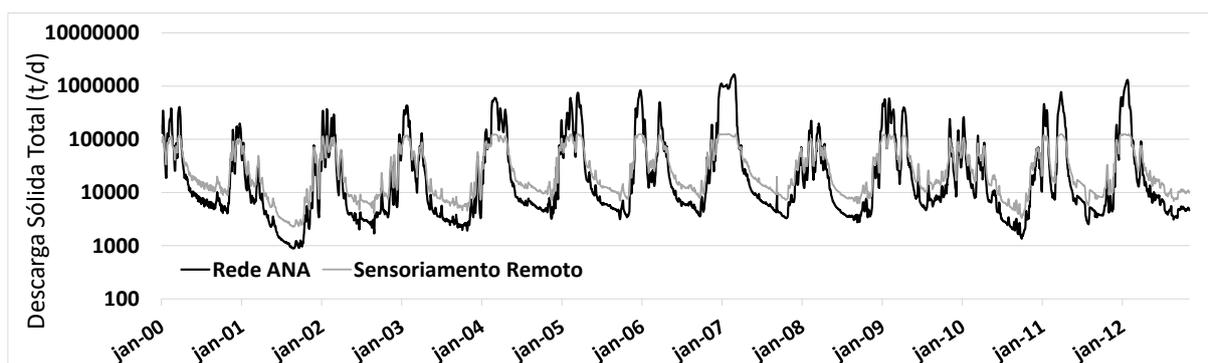


Figura 46 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto ($Q_{ST\ SR}$) e de dados de campo (rede ANA) ($Q_{ST\ ANA}$) para as estações virtual e convencional Gameleira.

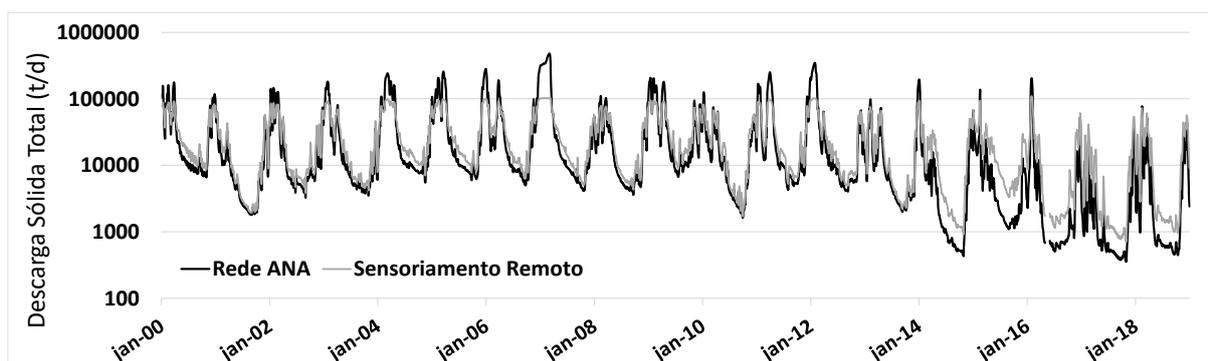
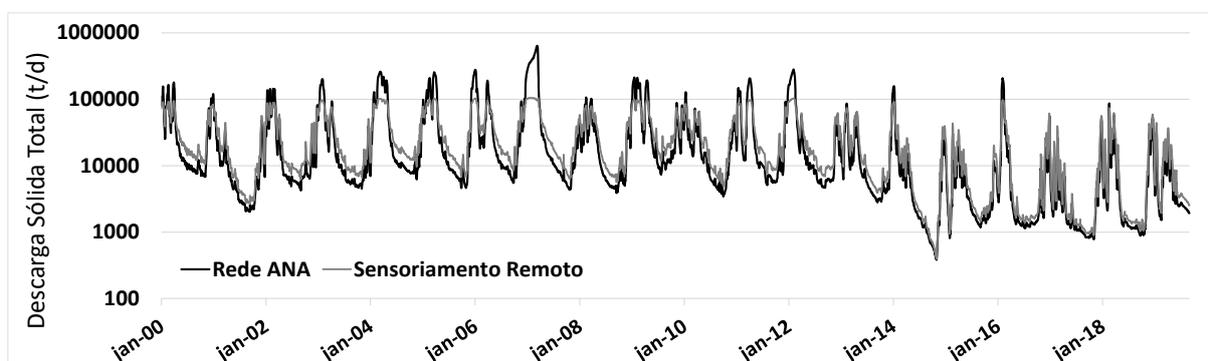


Figura 47 - Série temporal em escala logarítmica da descarga sólida total de sensoriamento remoto ($Q_{ST\ SR}$) e de dados de campo (rede ANA) ($Q_{ST\ ANA}$) para as estações virtual e convencional Morpará.



Como pode ser observado nos gráficos, há uma grande aproximação das estimativas calculadas com os modelos de sensoriamento remoto e os modelos com dados da rede sedimentométrica da ANA nas baixas e médias vazões. Entretanto, nas médias-altas e altas vazões há um distanciamento dos resultados em decorrência da utilização do modelo potencial que foi elaborado para baixas e médias vazões, que não leva em consideração a mudança do comportamento do fluxo de sedimentos nas vazões mais altas, quando o rio alcança o seu leito maior (leito de inundação).

Observando os dados diários as descargas sólidas de SR abaixo e acima do valor de 10 mil T e os valores de descarga sólida de campo, observamos que em média, abaixo de 10 mil T, as médias das descargas sólidas de sensoriamento remoto são cerca de 1,9 vezes superiores às descargas sólidas de campo, variando de 1,4 vezes, nas estações Gameleira e Morpará, a 2,8 vezes, na estação Carinhanha. Já para valores acima de 10.000 T/d, temos uma inversão, sendo os valores de descarga sólida de campo em média 2 vezes maiores que os valores de SR, variando de 1,2, em Gameleira, a 4,0 vezes na estação São Francisco. Desta forma, com a utilização da curva potencial, nas descargas sólidas mais altas a descarga sólida totais de campo tendem a aumentar, havendo sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo nas vazões mais altas. Por outro lado, há sobrestimativas das descargas sólidas de SR nas descargas sólidas baixas. Tendo em vista que a descarga sólida em suspensão representa a maior parte da descarga sólida nos rios, e que a maior parte do seu transporte ocorre nas vazões altas, o impacto das sobrestimativas nas altas vazões é muito maior.

A Figura 48 apresenta a análise temporal da descarga sólida total de sensoriamento remoto e de campo das seis estações estudadas no período de 2000 a 2019. Foram estimados os valores de descarga sólida total para todos os dias (QST SR e QST CAMPO) e para somente os dias com vazões dentro do intervalo de vazões em que as medições de campo da rede da ANA foram realizadas. As descargas sólidas totais foram calculadas somente para os dias com vazões disponíveis no período de 2000 a 2019. A

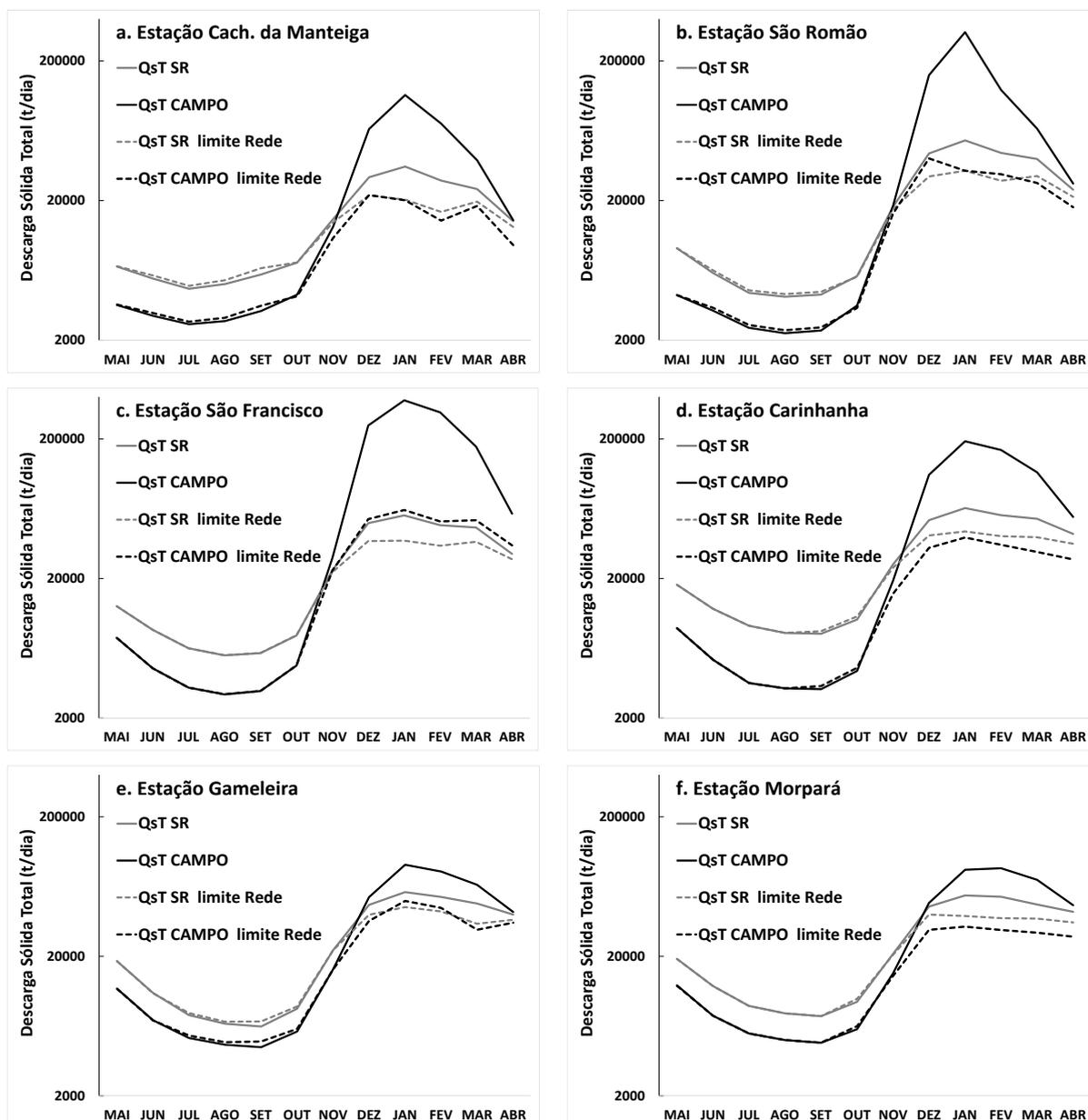
Tabela 15 apresenta as médias anuais da descarga sólida total.

Tabela 15. Descargas Sólidas Totais de sensoriamento remoto (Q_{ST} SR) e de campo (Q_{ST} ANA) calculadas para o período de 2000 a 2019. Obs: As estações Carinhanha, Gameleira e Morpará não tinham séire completa de vazões para o cálculo.

Estação	Q _{ST} SR (milhões de toneladas)	Q _{ST} ANA (milhões de toneladas)	Q _{ST} ANA /Q _{ST} SR	Faixa de vazões (m ³ /s)	Dias com vazão disponível (d)
Cach. Manteiga	108,2	201,4	1,9	193 - 5812	7244
São Romão	153,9	441,1	2,9	216 - 7710	7244
São Francisco	180,3	731,9	4,1	226 - 9460	7244
Carinhanha	209,2	400,6	1,9	233 - 8564	7033
Gameleira	186,9	221,5	1,2	358 - 7768	6940

Morpará	196,1	233,8	1,2	346 - 8838	7183
	Média		2,2		

Figura 48 - Análise temporal das médias mensais da descarga sólida total das estações Cachoeira da Manteiga (a), São Romão (b), São Francisco (c), Carinhanha (d), Gameleira (e) e Morpará no período de 2000 a 2019. Os dados de QsT SR e QsT CAMPO foram calculados para a faixa de vazão ocorrente no período em cada estação, enquanto que os dados de QsT SR limite Rede e QsT CAMPO limite Rede foram calculadas apenas para os dias com valores de vazões dentro dos limites de vazões encontradas nas medições de campo.



Como pode ser observado, nas baixas vazões ocorre uma sobrestimativa das descargas sólidas totais calculadas com os modelos de sensoriamento remoto quando comparado com os modelos elaborados com dados de campo, o que deve-se à limitação do uso do sensoriamento remoto nas baixas concentrações de material em suspensão.

Quando os dois modelos (de sensoriamento remoto e de campo) são aplicados para todas as vazões ocorrentes no período o distanciamento dos resultados é ainda maior na faixa de vazões médias-altas e altas. Conforme já elucidado, esta diferença se deve à sobreestimativa das descargas sólidas totais com o modelo de campo, tendo em vista que o modelo foi elaborado com medições em baixas e médias vazões, e não considera a mudança do fluxo nas altas vazões. Em média as estimativas das descargas sólidas totais de campo são 2,2 vezes as descargas de sensoriamento remoto. BELLINASSO et al. (2007) verificaram o mesmo problema e alertam sobre cuidados que devem ser tomados na utilização das curvas-chave de sedimentos. Segundo os autores, as curvas por serem calculadas com muitos valores nas vazões baixas e poucos valores nas vazões altas, não há grande confiabilidade no ajuste das curvas para as vazões altas. Desta forma, a utilização dessas curvas-chave com dados de vazões altas observadas pode provocar erros importantes e, com isto, contribuir para aumentar as incertezas quanto à estimativa de produção de sedimentos.

Quando os modelos são aplicados para a faixa de vazões ocorrentes durante as medições de campo (baixa e média vazões), observa-se uma aproximação dos resultados dos modelos de sensoriamento remoto e de campo. Como pode ser visto na

Tabela 15, observa-se um distanciamento maior dos resultados dos dois métodos quando são aplicados para todas as vazões ocorrentes no período. Os resultados mostram que há um distanciamento muito grande das curvas nas média-altas e altas vazões curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto elaboradas para as seis estações virtuais são robustas e representativas da dinâmica hidrológica e de sedimentos que ocorre no Médio São Francisco. Em média as estimativas das descargas sólidas totais de campo representam 80% das estimativas de sensoriamento remoto.

O uso de SR possibilitou a obtenção de dados de oito em oito dias a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da faixa de valores vazão que ocorrem no RSF. Apesar das curvas-chave de sedimentos de SR terem desvios mais altos nas vazões mais baixas, estes desvios não irão impactar a quantificação das Qss uma vez que a maior parte da carga de sedimentos escoada no decorrer de todo o ano hidrológico são observadas no período chuvoso, nas vazões médias-altas e altas.

As curvas-chave de sedimentos elaboradas a partir dos dados de campo das estações sedimentométricas da ANA possuem, em geral, menores desvios que as curvas de sensoriamento remoto. Entretanto, o número de medições e a faixa de vazões que as mesmas alcançam tornam as curvas menos representativas, ocorrendo sobre estimativas da descarga sólida nos valores de vazões altas, principalmente quando o rio alcança o seu leito maior e há uma tendência de constância ou diminuição da Q_{ss} , o que não é representado pela curva potencial. A utilização de curvas-chave de sedimentos não representativas da realidade do fluxo de sedimentos pode impactar enormemente os resultados de estimativa de descarga sólida.

4.6. CONCLUSÕES

Foram construídas curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto e de campo, sendo avaliados os dados estatísticos da comparação entre as medições e os resultados da aplicação das curvas elaboradas, a amplitude da vazão das medições, o número de medições, o acoplamento das curvas às medições e ao comportamento do fluxo de sedimentos ocorrente no Rio São Francisco e os resultados da aplicação das equações.

As curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto, apesar da dispersão dos dados de descarga sólida nas vazões baixas e dos desvios médios percentuais mais altos, foram aprovadas do ponto de vista estatístico tendo em vista o bom acoplamento das descargas sólidas totais medidas com as calculadas pelas curvas-chave, identificado pelo coeficiente Nash e a análise visual. O número de medições, a amplitude da vazão das medições, o acoplamento das descargas sólidas totais calculadas pela curva-chave com as descargas sólidas medidas de sensoriamento remoto nas médias a altas vazões, torna as curvas representativas da variabilidade da hidrologia e do fluxo de sedimentos ocorrente no trecho do Rio São Francisco estudado. As equações de dois tramos se mostraram apropriadas para representar a variabilidade do fluxo de sedimentos medidos pelos dados de sensoriamento, principalmente nas altas vazões, onde a curva polinomial conseguiu representar a mudança ocorrente do fluxo de sedimentos quando o rio alcança o seu leito maior.

As curvas-chave de sedimentos de campo, embora tenham melhores resultados estatísticos como o desvio médio absoluto percentual entre as descargas sólidas medidas e calculadas, a faixa de vazões que as medições foram realizadas e o número de medições de campo não são representativas da variabilidade hidrológica ocorrente nos trechos do Rio São Francisco estudado. As curva-chaves de campo em formato potencial, se aplicadas na faixa de vazões em que as mesmas foram elaboradas (baixa a média), haverá uma subestimativa das descargas sólidas, uma vez que as maiores descargas sólidas ocorrem nas altas vazões. Por outro lado, se

as curvas-chaves de campo em formato potencial forem aplicadas a toda faixa de vazões ocorrente nos trechos estudados, haverá uma sobre estimativa das descargas sólidas totais, uma vez que o formato da curva não leva em consideração a mudança do fluxo de sedimento nas vazões mais altas.

Foi somente a partir da análise dos dados de sensoriamento remoto que conseguimos conhecer o comportamento da descarga sólida nas vazões altas, uma vez que não temos disponível no banco da ANA medições sedimentométricas de campo realizadas nas vazões altas. Os resultados do trabalho mostram que há uma clara a necessidade de mudança da operação da rede sedimentométrica brasileira visando a obtenção de mais dados nas vazões altas, o que pode ser conseguido com uma programação de medições de campo baseada na hidrologia e com aumento da frequência de amostragem.

Pelo comportamento dos dados de sensoriamento remoto nas altas vazões vimos que a descarga sólida não aumenta muito nas altas vazões, permanecendo em alguns momentos constante. Este comportamento pode ser devido a diluição da carga sedimentar nos episódios de vazão alta, onde há muita água e um estoque de sedimentos limitado) e a deposição dos sedimentos no leito maior, que diminuiu a concentração em suspensão.

Comparando os dados de SR e de campo há uma grande aproximação das estimativas calculadas com os modelos de sensoriamento remoto e os modelos com dados da rede sedimentométrica da ANA nas baixas e médias vazões. Entretanto, nas médias-altas e altas vazões há um distanciamento dos resultados em decorrência da utilização do modelo potencial que foi elaborado para baixas e médias vazões, que não leva em consideração a mudança do comportamento do fluxo de sedimentos nas vazões mais altas, quando o rio alcança o seu leito maior (leito de inundação).

Enquanto que nas descargas sólidas abaixo de 10 mil T as descargas sólidas de SR são cerca de 1,9 vezes superiores às de campo, com variação de 1,4 a 2,8 vezes, nas descargas acima de 10 mil T as descargas sólidas de campo são em média duas vezes superiores aos valores de SR, variando de 1,2 a até 4,0 vezes na estação São Francisco. Desta forma, com a utilização de dados de campo e de curvas-chave elaboradas em formato potencial e com medições realizadas numa amplitude de vazões que não é representativa da realidade ocorrente, teremos sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo; enquanto que com a utilização de dados de sensoriamento remoto, teremos sobrestimativas das descargas sólidas nas vazões baixas. Tendo em vista que a descarga sólida em suspensão representa a maior parte da descarga sólida

nos rios, e que a maior parte do seu transporte ocorre nas vazões altas, o impacto das sobrestimativas nas altas vazões é muito maior, impactando principalmente o resultado dos modelos sedimentológicos, que requerem a obtenção de séries temporais de descarga sólida de qualidade que são determinadas por curvas-chave de sedimentos.

O uso de curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto possibilitou a obtenção de dados diários a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da amplitude de vazão que ocorrem no RSF, quando comparada com as curvas-chave obtidas com dados de campo. Apesar das curvas-chave de sedimentos de SR terem desvios mais altos nas vazões mais baixas, estes desvios não irão impactar a quantificação das descargas sólidas uma vez que a maior parte da carga de sedimentos escoada no decorrer de todo o ano hidrológico são observadas no período chuvoso, nas vazões médias-altas e altas.

REFERÊNCIA

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**. Brasília-DF. 264p. 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília-DF. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**: Brasília-DF. 264p. 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A Navegação Interior e sua Interface com o Setor de Recursos Hídricos no Brasil e Aproveitamento do Potencial Hidráulico para Geração de Energia no Brasil**. Cadernos de Recursos Hídricos, 3, 170 pp. 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Sistema para visualização e disponibilização de dados e informações hidrológicas – HIDROWEB. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/sistemas>. 2020.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and waste water**, 22st ed.; American Public Health Association, Washington, DC, USA, pp. 2-13–2-15, 2012. ISBN 9780875530130.
- BANDEIRA, J.V. et al. Resposta morfológica da foz do Rio São Francisco, devido à retenção de sedimentos nos reservatórios. **Vetor**, Rio Grande v.23, n.1, p 5-17, 2013.
- CARVALHO, J.C. et al. HIDROSAT–Sistema integrado para gerenciamento, processamento e difusão de dados hidrológicos obtidos a partir de monitoramento por satélites. **Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Brasília-DF. 2015.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro. **Interciência**, v. 2008, p. 599p, 2008.

CARVALHO, N.O. et al. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 154 p. 2000.

CBHSR. PRH-BHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco PRH-BHSF (2016-2025). **Brasília: ANA**, 2015.

CHEN, S. et al. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 99, p. 58-69, 2015.

CHRISTOFOLETTI, Antônio. **Modelagem de sistemas ambientais**. Editora Blucher, 1999.

CIRILO, J.A.; RIBEIRO NETO, A. Flow Modeling in Large Basins: the Case of the São Francisco River, *In: Water and climate Modeling in large basins*, Org. por Vieira, R., Tucci, C. E. M. e Scott, C. A., ABRH, ed. UFRGS, Porto Alegre/RS, v. 3, pp. 9-44. 2015.

CREECH, C.T.; BRITO, R.S.; SELEGEAN, J.P. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3). 2015.

CREECH, C.T. **Coupled sediment yield and sediment transport model to support navigation planning in Northeast Brazil**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wayne State University, 2014.

DZIEGIELEWSKI, B. Strategies for Managing Water Demand. **Journal of Contemporary Water Research and Education**, 126(1), 11.2003.

HAN, B. et al. Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 211, 2016.

KIRK, John TO. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge university press, 1994.

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.

LOURES, R.C.; POMPEU, P.S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 731-740, 2012.

MANGIAROTTI, S. et al. 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.

MARINHO, R.R. et al. Analysis of suspended sediment in the Anavilhanas archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1073, 2020.

MARTINEZ, J-M. et al. 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

MEDEIROS P.R.P.; KNOPPERS B.; SOUZA W.F.L.; OLIVEIRA E.N. (2011). “Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas”. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, 15(1), pp.42-53, 2011.

MEDEIROS, P.R.P. et al. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 2, p. 212-231, 2017.

MENEZES, P. H. B. J. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias – MG**. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências, UnB, Distrito Federal. 2013.

MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements: **Applied Optics**. 1999, v. 38, p. 7442-55.

MONTANHER, O.C. et al. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 29, p. 67-77, 2014.

MORAES NOVO, E.M.L. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Editora Blucher, 2010.

NECHAD, B.; RUDDICK, K.G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854-866, 2010.

OLIVEIRA, E.N. de et al. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do Rio São Francisco (AL/SE): Análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. (Pós-graduação em geociências)- Niterói, 2009.

OLIVETTI, D. et al. Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs. **Remote Sensing**, v. 12, n. 11, p. 1855, 2020.

KARABULUT, M.; CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 29, n. 6, p. 351-360, 2005.

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

PARAJULI, P.B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of using remote sensing evapotranspiration data in SWAT. **Water resources management**, v. 32, n. 3, p. 985-996, 2018.

PARK, Edward; LATRUBESSE, Edgardo M. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 147, p. 232-242, 2014.

PATIL, N.S. & GOSAIN, A. K. **Geographical information system (GIS) for water resources management**. International Journal of Research in Engineering and Technology, 02(13), 417–422. <https://doi.org/10.15623/ijret.2013.0213078>

PETERSEN-ØVERLEIR, A. & REITAN, T. Objective segmentation in compound rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 311, n. 1-4, p. 188-201, 2005.

PISCOYA, R.C.C.C. et al. Caracterização do fluxo de sedimentos no reservatório da uhe Sobradinho utilizando dados do sensor espacial MODIS. In **Anais do XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Florianópolis, Nov. 2017.

REIS, R. S. . Variabilidade Espaço-Temporal da Concentração de Material em Suspensão em um Reservatório de Regularização. In: **7º Congresso da Água, 2004**, Lisboa. Variabilidade Espaço-Temporal da Concentração de Material em Suspensão em um Reservatório de Regularização, 2004.

ROBERT, E. et al. 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.

SAN MIGUEL, J. A. S.-R. Water management in Europe and Latin America. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, 29(2), 348–367. <https://doi.org/10.1108/MEQ-05-2017-0044> 2018.

SANTOS, E.S. al. Regional geochemical baselines for sedimentary metals of the tropical São Francisco estuary, NE-Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 4, p. 601-606, 2009.

SANTOS, H.A et al. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012.

SNYDER, William A. et al. Optical scattering and backscattering by organic and inorganic particulates in US coastal waters. **Applied Optics**, v. 47, n. 5, p. 666-677, 2008.

SONG, K. S. et al. Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters. **Journal of Environmental Informatics**, v. 23, n. 1, 2014.

STEVOVIĆ, Svetlana; NESTOROVIĆ, Žarko. Impact of environment GIS modeling on sustainable water systems management. **Procedia engineering**, v. 162, p. 293-300, 2016.

Tianxiao, MA, Zheng, D., Runkui, L, Xiangeng, S. (2019). Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of hydrology**, v. 570, p. 802-815, 2019.

TOMING, Kaire et al. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 640, 2016.

TRAINI, Camille et al. Morphology of subaqueous dunes at the mouth of the dammed River São Francisco (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 6, p. 1580-1590, 2012.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. As múltiplas dimensões da crise hídrica. **Revista USP**, n. 106, p. 21-30, 2015.

UNDP, U. N. D. P. (Org.). (2006). **Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis**. UNDP. 2006.

UNWATER, (The United Nations World Water) (Org.). (2015). **Water for a sustainable world**. UNESCO. 2015.

USAID. **U.S. Government Global Water Strategy 2017** (p. 70). United States Agency for International Development. 2017.

Villar, R.E. et al. E. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. **J. South American Earth Sciences**, 44, 45-54, 2013.

VILLAR, R.E. et al. 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.

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, 2010.

WU, P.; CHRISTIDIS, N.; STOTT, P. Anthropogenic impact on Earth's hydrological cycle. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 9, p. 807-810, 2013.

5. MODELAGEM HIDROLÓGICA NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO COM SWAT E UMA NOVA BASE DE DADOS REGIONAL DE SOLOS

*Todo ano tinha cheia, tinha crescida.
 Todo ano tinha vazão que chegava
 Todo ano o rio descia de uma vez
 E o peixe avoraçava, subindo pra cima
 Primeiro vinha a piaba
 Quando passa vem a ribada do piauzinho*

...
*Depois vinha a ribada da curimatá
 Não podia passar quando ela estava saltando
 Então, cabava aquela ribada da curimatá vinha a ribada do Surubim
 O surubim vinha tudo em cima d'água subindo com os bigodes de fora
 Depois do surubim, vem o mandim, o mandinhaçu,
 com os bigodinhos de fora, tudo de fora.
 Tudo subindo, descendo não, só subindo.
 Depois vem a ribada dos outros peixes
 Todo dia tinha ribada!!!*

Benedito Dionísio da Silva (Benuzinho)
(Documentário Centenários do São Francisco)

RESUMO

O objetivo do capítulo é elaborar um modelo hidrológico com o SWAT para a Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco utilizando bases com melhor resolução espacial em relação a trabalhos anteriores (Creech 2015; Fernandes, 2015) e uma base de solos elaborada com dados regionais. Para calibração foi realizada calibração manual no SWAT seguida de calibração automática no SWATCUP onde foram utilizados dados de descarga líquida de cinco estações do médio São Francisco e da efluência e das características do reservatório da UHE Três Marias. Foram levantados na literatura dados de solos regionais da bacia para alimentar a tabela USERSOIL na base de dados do SWAT. A inserção das propriedades do reservatório Três Marias permitiu um excelente ajuste do modelo para o reservatório. Foram obtidos bons resultados com a calibração manual, todavia a realização da calibração automática no SWATCUP possibilitou melhor ajuste do modelo, obtendo-se melhoria de todos os índices. Os resultados da calibração automática foram obtidos índices muito bom, bom ou satisfatório para o índice Nash, e índices muito bom ou bom para o PBIAS, a seguir: Cachoeira do Manteiga (NS=0,88; PBIAS=4,3); São Francisco (NS=0,83; PBIAS=2,7); Carinhanha (NS=0,81; PBIAS=0,2); ; Gameleira (NS=0,76; PBIAS=3,7) e Morpará ((NS=0,69; PBIAS=-2,5). O modelo conseguiu representar bem a vazão ocorrente nas estações. Os parâmetros SHALLST.gw (intervalo de tempo de atraso para recarga do aquífero), GW_REVAP.gw (coeficiente de re-evaporação da água subterrânea), GWQMN.gw (nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo de base), GW_DELAY.gw (intervalo de tempo de atraso para recarga do aquífero) e CN2.mgt (curva número para a condição de umidade II) foram os parâmetros mais sensíveis obtidos na análise de sensibilidade. Os níveis de incertezas foram satisfatórios para todas as estações na fase de calibração e verificação, com exceção da estação mais a montante (Cachoeira do Manteiga) na fase de verificação. A comparação dos resultados do trabalho com dois estudos de modelagem com o SWAT realizados na BRSF mostra que 1) o esforço na elaboração de uma base de dados de solos regional, 2) a utilização de bases com melhor resolução, 3) inserção dos dados do reservatório Três Marias e 4) a realização de calibração manual seguida por calibração contribuíram para um melhor ajuste do modelo, sendo obtidos os seguintes resultados: Cachoeira do Manteiga (NS=0,58; PBIAS=-11,7), São Francisco (NS=0,69; PBIAS=-6,5), Carinhanha (NS=0,71; PBIAS=-11,7), Gameleira (NS=0,73; PBIAS=-7,4) e Morpará (NS=0,64; PBIAS=-11,7).

Palavras-chave: Modelagem hidrológica, MODIS, SWAT, Bacia do Rio São Francisco

5.3. INTRODUÇÃO

Atualmente o impacto humano e questões de gestão de rios, incluindo mudanças no uso da terra, mineração, barragens, transferência de água entre bacias, bem como os riscos de enchentes, são alguns dos problemas mais importantes nas bacias de rios tropicais (LATRUBESSE et al, 2005). Além disto, nos últimos anos estudos tem mostrado que as mudanças climáticas são um dos principais elementos que podem afetar a resposta hidrológica de uma bacia, afetando diretamente a geração de escoamento por meio de mudanças na precipitação que, por sua vez, resultam em mudanças nas características do fluxo hídrico (LANE et al, 2007).

O efeito combinado da operação dos reservatórios e de utilização de água para irrigação diminuíram a descarga média anual para os oceanos e mudaram significativamente o regime do escoamento (BIEMANS et al.,2011). Segundo os autores, no final do século 20, operações de reservatórios e as extrações diretas para a irrigação diminuíram a descarga global anual em cerca de 2,1% (930 km³/ano). Os reservatórios contribuem significativamente para o abastecimento de água para a agricultura irrigada em muitas regiões. Globalmente, a irrigação e o abastecimento de água por reservatórios aumentou de aproximadamente 18 km³/ano (adicionando 5% à superfície abastecimento de água) no início do século XX para 460 km³/ano (adicionando quase 40% ao abastecimento de água superficial) no final do século XX. A reconstrução da história do represamento de água por reservatórios artificiais pelo mundo, realizada por CHAO et al. (2008) mostrou que aproximadamente 10.800 km³ de água foram represados até a primeira década deste século.

Considerando a situação brasileira que detém uma das maiores fontes de água potável do mundo, bacias importantes como a do Tietê, do Paranapanema e do São Francisco foram fortemente impactadas com a implantação de reservatórios ao longo dos seus principais cursos d'água (THOMPSON et al., 2020; STEVAUX et al., 2009; SOUZA, 2008; RODGHER et al., 2005; BARRELLA & PETRERE JR, 2003; FEARNSSIDE, 2002). Particularmente a bacia do Rio São Francisco (BRSF), uma das mais importantes bacias brasileiras, representa um importante indutor do desenvolvimento econômico, social e cultural de sete Unidades da Federação Brasileira, seja no fornecimento de água para abastecimento de cerca de 500 cidades, irrigação e produção de energia elétrica; seja na regulação de enchentes ou possibilitando a navegação, pesca, atividades turísticas e religiosas. Tendo em vista que metade dos tributários mais importantes do principal rio da bacia, o Rio São Francsico, são rios intermitentes (CIRILO et al.,

2015), e que a BRSF engloba uma parte da região do semiárido nordestino brasileiro (IBGE, 2007; PEREIRA et al., 2012), que é caracterizada por apresentar períodos críticos e prolongadas estiagens, resultado de baixa pluviosidade e alta evapotranspiração (ANA, 2015), o entendimento do regime hídrico da bacia e os seus impactos são fundamentais para uma adequada gestão destes recursos, garantindo a sanidade ambiental da bacia e o atendimento das necessidades sócio-econômicas da sociedade.

Como exemplo deste impacto podemos destacar o importante papel que o Rio São Francisco desempenha no abastecimento dos rios temporários do Semiárido Nordeste, por meio do Projeto de Integração do Rio São Francisco, ora em construção, permitirá o abastecimento da população urbana de vários municípios do Agreste e do Sertão dos estados de Pernambuco, Rio Grande do Norte, Paraíba e Ceará (ANA, 2016; CBHSF, 2015).

Historicamente a BRSF vem sofrendo alterações significativas no uso e ocupação do solo e tem sido impactada com a construção em cascata de barragens implementadas entre as décadas de setenta e noventa com o objetivo principal de regulação das vazões e geração de energia, o que tem provocado mudanças na dinâmica da vazão e do fluxo de sedimentos (ARAÚJO & MEDEIROS (2013)

Inúmeros estudos realizados na BRSF demonstraram a existência de mudança na dinâmica da vazão (SANTOS et al., 2012; CAVALCANTE, 2011), no fluxo de sedimentos no Rio São Francisco (LIMA et al., 2001) e na foz (MEDEIROS et al., 2007; LORENZZETTI et al., 2007; FERREIRA et al., 2011; BANDEIRA et al., 2013), na qualidade da água (REZENDE, 2011; ALMEIDA, 2010), na morfologia da foz (Traini et al., 2012; BANDEIRA et al.; 2013, SILVA & SILVA, 2012), na vida dos pescadores e ribeirinhos (GODINHO & GODINHO, 2003), na ictiofauna (LOURES & POMPEU, 2012; SANTOS et al., 2009; GODINHO, 2005), dentre outros impactos.

SANTOS et al. (2012) avaliaram as mudanças históricas no regime de vazões, quantificando a magnitude, frequência e duração das mesmas na BRSF antes da construção da primeira barragem (no período de 1940 a 1960), e depois da construção do último reservatório (1996 a 2006). De acordo com o estudo, com a construção dos barramentos ocorreu o desaparecimento das grandes vazões nas áreas a jusante; a diminuição da duração das pequenas vazões; mudanças significativas na sazonalidade anual das vazões na bacia. A construção de barragens e outras atividades antropogênicas foram os principais fatores que promovem a variabilidade temporal das vazões na bacia de São Francisco.

No contexto das mudanças climáticas, foi observado na BRSF um aumento da temperatura do ar e da evaporação e uma diminuição da precipitação durante o passado recente, de 1961 a 2014 (CBHSF, 2015). Estudo da Agência Nacional de Águas (ANA) avaliou o impacto das mudanças do clima sobre a hidrologia na BRSF e mostrou uma tendência de incremento nas temperaturas e da evapotranspiração sobre a área da BRSF, chegando a 3% no período de 2071 a 2100.

SANTANA et al. (2011) também avaliaram os impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos na BRSF, analisando quais seriam os efeitos das precipitações futuras, simuladas pelo modelo regional Eta, nas vazões do RSF. Os resultados mostraram redução nas precipitações (de 10 a 15%), o que acarreta numa redução das vazões médias de cerca de 12 a 17%, no cenário mais otimista, e reduções ainda maiores para o cenário pessimista, de 20 a 25% na precipitação e de 35% nas vazões médias da bacia no final do século XXI.

De acordo com Medeiros (2003), com a construção de reservatórios em cascata o rio São Francisco transformou-se de um sistema de alta turbidez à baixa turbidez, devido à retenção de matéria sedimentar nos reservatórios ao longo da cascata. Especificamente no médio-baixo Rio São Francisco, que se inicia em Sobradinho, a construção de barragens em ambiente climático semi-árido promoveu apreciável perda de água dos reservatórios por evaporação. Segundo o autor a reposição de água e materiais por tributários ao longo deste trecho até a foz é muita baixa e no período de 1980 a 2000 a vazão do Rio São Francisco foi reduzida em 30%. Com a construção da última barragem do Xingó em 1995, localizada à 180 km da Foz, a vazão foi regularizada, eliminando a variabilidade sazonal da descarga fluvial.

A avaliação das mudanças históricas no regime de cheias da Bacia do Rio São Francisco realizada por SANTOS et al. (2012) observou a inexistência de grandes cheias nas áreas a jusante, diminuição da duração das pequenas cheias, bem como mudanças significativas na sazonalidade anual das cheias. De acordo com os autores, que quantificaram a frequência e duração das cheias para cada região de 1940 a 1960 (antes da construção da primeira barragem) e de 1986 a 2006 (após a última barragem), houve redução na frequência de cheias ocorrentes em todos os trechos, mesmo em sistemas não regulados, como o baixo rio das Velhas, sendo os represamentos e outras atividades antrópicas os principais fatores que promovem a variabilidade temporal das vazões na bacia do São Francisco.

CAVALCANTE (2011), estudando o baixo curso do rio São Francisco, apresenta os impactos morfológicos no sistema fluvial e estuarino decorrentes da construção de barragens.

Segundo o estudo, após a construção de barragens houve redução das vazões máximas, mínimas e médias mensais e anuais no rio São Francisco e alterações na vazão sólida, ocasionando o aceleração dos processos erosivos nas margens e linha de costa da região em estudo. Nas estações Piranhas, Pão de Açúcar, Traipu e Propriá, além da redução das vazões mínimas e médias, os picos de enchentes (vazão máxima) com altas vazões acima de 10.000 m³/s aproximadamente, que ocorriam normalmente nos meses de janeiro a março, foram notavelmente suavizados, com exceções esporádicas de vazões que ultrapassaram a capacidade limite de controle das barragens, tal como em 1979 (acima de 15.000 m³/s), 1985 (acima de 12.000 m³/s), 1992 (acima de 10.000 m³/s).

Diante de todas as mudanças ocorrentes, o conhecimento do comportamento hidrológico da BRSF é de extrema importância para subsidiar a tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos da região.

A utilização de computadores e de tecnologias avançadas e sofisticadas como modelagem tem melhorado a caracterização dos sistemas hidrológicos e contribuído para compreensão do sistema natural na simulação dos processos e no conhecimento dos padrões dos estados e fluxos hidrológicos (SALLES, 2020; TIANXIAO et al., 2019; FATICHI et al., 2016; LONG et al., 2014; NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008; PETERSEN- ØVERLEIR; REITAN, 2005).

Os modelos estão cada vez mais sendo usados na aplicação de questões contemporâneas de recursos hídricos, tais como para avaliar o impacto das mudanças climáticas. Simultaneamente, há uma tendência de maior interação entre pesquisadores envolvidos no trabalho experimental, desenvolvimento de teoria e modelagem. Este é um bom desenvolvimento, porque a construção do modelo é provavelmente a ferramenta mais forte disponível para avaliação da importância relativa de diferentes processos, para avaliação da sensibilidade do sistema a diferentes intervenções, assim como para descobrir novos ângulos para o problema dado (LØRUP & STYCZEN, 1990).

O desempenho do processo da modelagem de bacias hidrográficas, em termos estatísticos, pode ser substancialmente afetado pela qualidade dos dados de medição (Harmel et al., 2006; Yen et al., 2016). O sucesso da aplicação desses modelos requer a obtenção de séries temporais de vazão confiáveis para treinar os algoritmos, e a qualidade dessas séries depende da qualidade das curvas-chave utilizadas para sua determinação. Por sua vez, a elaboração das curvas-chaves requer compreensão das dinâmicas espacial e temporal das descargas líquidas, e muitas vezes requer a utilização de curvas-chave mais complexas, com a utilização de diversos

períodos e vários tramos (PETERSEN-ØVERLEIR et al., 2005), o que requer a incorporação de uma importante etapa de trabalho inicial de análise dos dados de entrada dos modelos para poder gerir, no final, simulações confiáveis.

Neste contexto, o modelo SWAT, acrônimo para Soil and Water Assessment Tool (Ferramenta de avaliação de solo e água), é um modelo em escala de bacia hidrográfica que foi desenvolvido no início da década de 90 pelo Dr. Jeff Arnold do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) dos EUA para prognosticar o impacto das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas, com diversos tipos de solo, uso do terreno e condições de gestão, após um longo período de tempo (NEITSCH et al., 2011). O SWAT permite simular clima, hidrologia, temperatura e propriedades do solo, crescimento da planta, sedimentos, nutrientes, pesticidas, bactérias e patógenos e gestão da terra (ARNOLD et al., 2012, 2015).

O SWAT é um modelo de base física e requer informações sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão de solo que ocorram na bacia hidrográfica. É um modelo com código-fonte aberto que possui um grande e crescente número de aplicações, desde bacias hidrográficas até escalas continentais (ABBASPOUR, 2015). É um modelo abrangente em escala de bacias hidrográficas, projetado para apoiar avaliações de uma ampla variedade de problemas de quantidade e qualidade da água.

De acordo com Kannan et al. (2019), o modelo SWAT tem sido amplamente utilizado em todo o mundo em um amplo espectro de escalas de bacias hidrográficas e de condições ambientais, registrando-se mais de 3000 aplicações, em sistemas de escala continental, nacional ou de bacias de grandes rios. Segundo ABBASPOUR (2015), o SWAT foi utilizado para modelar países inteiros com diversos propósitos: nos Estados Unidos, para estimativa de vazão de 6000 estações; na Índia, para quantificar o impacto das mudanças climáticas na hidrologia; na África, para simular a hidrologia e calcular os recursos hídricos na resolução das sub-bacias e para estudar o impacto das mudanças climáticas; no Iran e a África inteiros, com diversos propósitos.

Atualmente o uso do SWAT vem sendo ampliado seja para análise do impacto na hidrologia das mudanças climáticas, como o trabalho de ALMEIDA et al. (2019) que usou o SWAT para estudar a vulnerabilidade do uso da água sob diferentes projeções de mudanças climáticas e para simular a curva de elevação-volume, níveis e volumes de reservatórios durante determinado período histórico; seja para melhoria da compreensão da integração dos sistemas naturais e artificiais, como o estudo de KHAN et al. (2017) que acoplou o SWAT a um sistema

de água descentralizado para simular os impactos de gestão de recursos hídricos que afetam onexo alimento-água-energia-ambiente, revelando as interações recíprocas e a coevolução dos sistemas naturais e humanos; seja utilizando outras técnicas como batimetria e sensoriamento remoto para melhorar os resultados das modelagens, como o trabalho de KWARTENG et al. (2020) que integrou o SWAT a dados de batimetria para simular e avaliar o balanço hídrico no reservatório Brimsu, na região central de Gana, e o trabalho de SALLES (2020) que utilizou o SWAT para avaliar o uso de sensoriamento remoto e análise espacial no diagnóstico da precipitação, da evapotranspiração real e de vazões no bioma cerrado.

A grande limitação do SWAT é a dificuldade de se encontrar parâmetros regionais que alimentem o seu banco de dados (LELIS & CALIJURI, 2010). Há muito tempo se reconhece que os resultados obtidos pela modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica dependem muito da qualidade dos dados de entrada usados e que o principal problema em muitos estudos hidrológicos é que não existem dados adequados suficientes para descrever quantitativamente os processos hidrológicos com precisão suficiente (ABBOTT & REFSGAARD, 2012). De acordo com ARNOLD et al. (2012, 2015), tendo em vista que os parâmetros de entrada SWAT são baseados em processos, eles devem ser mantidos dentro de uma faixa de incerteza realista durante o processo de calibração.

KANNAN et al. (2018), estudando a bacia do Rio Mississippi-Atchafalaya, apresenta alguns desafios na calibração de um modelo hidrológico com SWAT em estudos em grande escala. Dentre os desafios apontados estão a disponibilidade de dados de boa qualidade, a contabilização dos vários reservatórios, a representação inadequada da cobertura vegetal e a escala espacial de baixa resolução dos solos, cobertura do solo e topografia.

O processamento do modelo SWAT requer que sejam definidos os valores das propriedades físico-químicas de cada classe de solo existente na bacia hidrográfica. Entretanto o banco de dados do SWAT possui informações dos solos americanos, não possuindo informações dos solos brasileiros que, do ponto de vista geológico e geomorfológico, diferem consideravelmente em comparação com os solos formados nas regiões temperadas, como nos EUA e na Europa. Os solos brasileiros são naturalmente mais inférteis e possuem características típicas dos solos tropicais, incluindo camadas mais profundas, alta permeabilidade, capacidade de troca de cátion baixa, inadequada disponibilidade de minerais (potássio, cálcio, magnésio e fósforo), alta acidez e limitada disponibilidade de água do solo devido ao plantio sazonal e aos padrões de precipitação (BRESSIANI, 2016) Desta forma, tendo em vista que o modelo SWAT é sensível às informações de solo, o que foi avaliado por muitos autores, há necessidade de incluir

na base de solos do SWAT as características físicas e químicas dos solos das bacias a serem modeladas.

No que tange a BRSF já foram realizados diversos estudos sobre estimativas de vazões, com modelagem com o MGB do IPH (SILVA & COLLISCHONN, 2004) e com o SWAT (FERNANDES, 2015, SILVA et al., 2015 e CREECH, 2014, 2015). Tendo em vista a necessidade de elaboração de um modelo hidrológico como primeira etapa para realizar a modelagem sedimentológica de parte da BRSF, e diante da existência de modelos para a bacia, procurou-se levantar informações da bacia com melhor resolução espacial.

O objetivo do presente estudo é elaborar um modelo hidrológico com o SWAT para a Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco utilizando bases com melhor resolução espacial e uma base de solos elaborada com dados regionais. Para calibração foi realizada calibração manual no SWAT seguida de calibração automática e verificação no SWATCUP onde foram utilizados dados de descarga líquida de cinco estações do médio São Francisco (Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará, e da efluência e das características do reservatório da UHE Três Marias. Visando a melhoria das estimativas o banco de dados de solos do SWAT foi alimentado com informações regionais dos solos da BRSF, assim como foram levantadas as bases de solo e de uso do solo de melhor resolução espacial para alimentação do modelo SWAT.

5.4. Materiais e Métodos

5.4.1. Área de Estudo

Para a realização da modelagem hidrológica foi escolhida parte da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, das nascentes, na Serra da Canastra, até a estação convencional Morpará, situada na cidade de Morpará-BA no Médio São Francisco, perfazendo uma área de cerca de 353.000 km² (Figura 49). Desta forma, a bacia de estudo, citada neste trabalho como Alto-Médio São Francisco compreende a área denominada Alto São Francisco, da Serra da Canastra até a cidade de Pirapora – MG, e a maior parte da área do Médio São Francisco, de Pirapora a represa de Sobradinho).

O exutório da bacia considerada é a estação convencional Morpará (código 4636.0000), estação de monitoramento de nível, descarga líquida, descarga sólida e de qualidade de água da ANA que é operada pela CPRM, que fica a 233 km a montante da represa de Sobradinho. Para calibração da bacia do Alto-Médio foram utilizados dados de descarga líquida de cinco estações de monitoramento hidrológico da ANA no Rio São Francisco: Cachoeira do Manteiga (estação

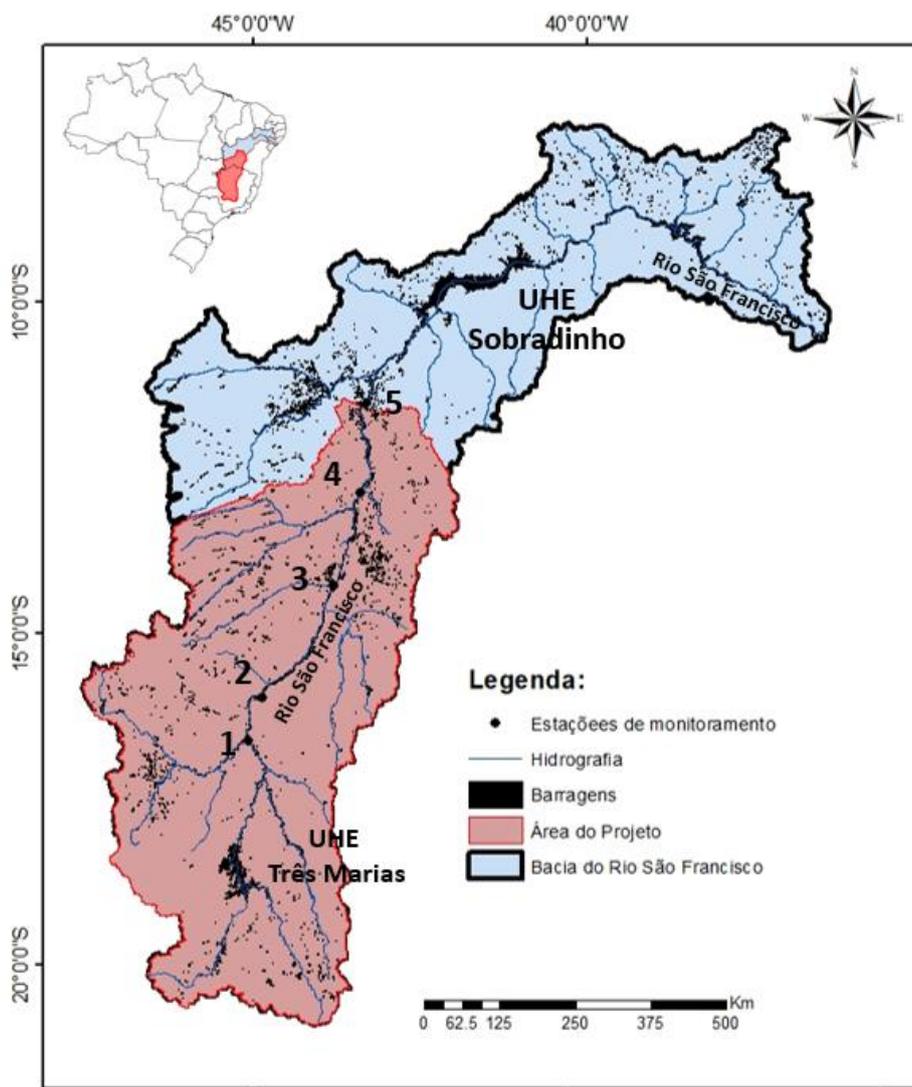
4221.0000), São Francisco (4420.0000), Carinhanha (4529.80000), Gameleira (4603.5000) e Morpará (4636.0000).

A população total da BRSF é de 14.289.953 habitantes (22,9 % rural e 77,1 % urbana), sendo 7.075.587 do Alto São Francisco (5,2 % rural e 94,8 % urbana) e 3.539.309 do Médio São Francisco (38,1 rural e 61,9 urbana) (ANA, 2015).

A disponibilidade hídrica superficial da BRSF, que é uma estimativa de água ofertável aos mais diversos usos, definida a partir da Q95 (vazão que passa no rio em pelo menos 95% do tempo) das vazões nos lagos de reservatórios e das vazões liberadas a jusante das respectivas barragens, é de 821 m³/s. A vazão média é de 2.057,3 m³/s. (ANA, 2020).

A Bacia do Rio São Francisco tem temperatura média anual de 18°C a 27°C. A precipitação média anual é de 1.036 mm, com máximos de 1.400 mm nas nascentes do Rio São Francisco e mínimos em regiões como Paulo Afonso (BA), com valores de 350 mm (ANA, 2015).

Figura 49 - Localização da área do projeto de modelagem, das estações de monitoramento calibradas e localização dos dois mais importantes reservatórios da Bacia do Rio São Francisco: UHE Três Marias e da UHE Sobradinho. Estações de monitoramento: 1. Cachoeira do Manteiga; 2. São Francisco; 3. Carinhanha; 4. Gameleira; 5. Morpará (exutório da bacia de estudo).



O clima da região possui uma transição de úmido (Alto São Francisco) para semiárido (Médio São Francisco). Segundo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF,2015), o alto São Francisco possui clima predominante Aw, quente e úmido com verão chuvoso e inverno seco; e o Médio São Francisco: possui clima Aw, quente e úmido, com uma variação climática BShw, semiárido.

Na área de estudo, os solos predominantes na bacia são os latossolos, com uma área de cerca de 153 mil km², compreendendo 43,3 % da bacia, sendo seguidos pelos cambissolos (77 km², 21,8% da bacia), rigossolos (48 mil km², 13,7% da bacia), RQ (9,8 %) e P (9,4%). Os solos restantes representam menos de 2% da bacia.

A maior parte da área de estudo tem relevo plano (de 0 a 3% de declividade) a suave ondulado (de 3 a 8% de declividade), perfazendo 67,8 % da área da bacia. Cerca de 11,2% da bacia tem relevo ondulado (8 a 20% de declividade) e apenas 0,9 % da área possui declividades maiores que 20%.

5.4.2. Bases e parâmetros para alimentação do SWAT

O SWAT requer que sejam definidos bases e parâmetros para processamento do modelo. As bases utilizadas SWAT são apresentadas em detalhe na Tabela 16.

Tendo em vista que o banco original das variáveis de solos do SWAT ter somente informações dos solos americanos, foi realizado levantamento extenso das variáveis físicas e químicas dos tipos de solos existentes na bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, em vista a para alimentação da tabela USERSOIL do banco de dados do SWAT. As variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT e as referências utilizadas para obtenção dessas variáveis são apresentados na Tabela 17.

Para cada classificação de solo foram utilizados cerca de 15 perfis de solo constantes nos cinco volumes do RADAM Brasil para elaboração de um perfil representativo para cada tipo de solo. Com exceção da profundidade de enraizamento máximo do perfil do solo, em que foi utilizada a profundidade do perfil mais profundo com presença de raízes, para a obtenção da profundidade da superfície do solo até o fundo da camada e dos conteúdos do carbono orgânico, de argila, silte e areia foram utilizados os valores médios dos perfis utilizados para elaboração do perfil representativo de cada solo.

O Apêndice 5A apresenta os valores das variáveis utilizadas na tabela SOIL que foram levantados a partir da bibliografia (ver Tabela 17. Variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT e referências utilizadas no trabalho.

CRNAME	Unidade	Definição	Referência
SNAM	na	Nome do Solo	-
NLAYERS	na	Número de camadas do solo.	Definição do autor
HYDGRP	na	Grupo Hidrológico do Solo	Sartori, 2005
SOL_ZMX	[mm]	Profundidade de enraizamento máximo no perfil do solo.	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973.
ANION_EXCL	[fraction]	Fração de porosidade (espaço vazio), da qual ânions são excluídos.	-
SOL_CRK	[fraction]	Volume de rachaduras potenciais (Crack volume potential of soil)	-
SOL_Z	[mm]	Profundidade da superfície do solo até o fundo da camada.	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973.
SOL_BD	[g/cm ³]	Densidade do volume úmido	Benites,2006; Reatto, Bol 146; LIMA, 2013; Moreau, 2001; Radambrasil, 1983b.
SOL_AWC	[mm/mm]	Capacidade de água disponível da camada do solo	Araújo Filho et al., 1999; Maia et al., 2018; Oliveira et al., 2003; Reatto, 2005; LIMA, 2013.

SOL_K	[mm/hr]	Condutividade hidráulica saturada	Fiori et al., 2010; LIMA, 2016; LIMA 2013
SOL_CBN	[%]	Conteúdo carbono orgânico	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973; LIMA, 2013.
CLAY	[%]	Conteúdo de argila.	Radambrasil, 1983a,
SILT	[%]	Conteúdo de silte	1983b, 1982, 1981, 1973; LIMA, 2013;
SAND	[%]	Conteúdo de areia	CARVALHO, 2013.
ROCK	[%]	Conteúdo de fragmentos de rocha.	LIMA, 2013
SOL_ALB	na	Albedo do solo úmido.	-
USLE_K	na	Fator de erodibilidade do solo da equaçãoUSLE (K)	Bertoni et al, 1975; Bloise et al, 2001; Desmachi & Zimback, 2014; LIMA, 2013; LIMA, 2016; Motter, 1996; Oliveira et al, 2015; Passos et al., xxxx; SANTOS,2011; Silva & Alvares, 2007; Souza & Sobreira, 2017
SOL_EC	[dS/m]	Condutividade elétrica	-

Tabela 18. *Classes de solos do mapa de solos RADAM para a área da Bacia de estudo.*

Classes de Solos	
Símbolo	Nome
AFLR	Afloramento
CX	Cambissolo
FX	Plintossolo
GX	Gleissolo
LA	Latossolo Amarelo
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo
N	Nitossolo
P	Argissolo
R	Neossolo
RQ	Neossolo Quartzarênico
S	Planossolo
T	Luvissolo
URBAN LAND	Área urbana
V	Vertissolo
WATER	Água
AFLR	Afloramento

Para o uso dos solos foi utilizado o mapa dos biomas de 2017 onde foram encontradas 12 classes para a área Bacia do Rio São Francisco: Floresta Densa, Floresta Aberta, Mangue, Silvicultura, Formações Naturais não Florestais, Áreas Úmidas Naturais não florestais, Vegetação Campestre (Campos), Uso Agropecuário, Pastagem, Pastagem em Campos Naturais, Culturas Anuais, Culturas Semi-Perene (Cana de Açúcar), Agricultura ou Pastagem, Áreas não vegetadas, Praias e Dunas, Infraestrutura Urbana, Outras áreas não vegetadas, Corpos D'água, Não observado.

Foram selecionadas 12 estações climatológicas do INMET na bacia do Rio São Francisco. Foi feito preenchimento de falhas de duas formas: para períodos inferiores a um mês de falhas foram utilizados dados da própria estação, para períodos com mais de 30 dias consecutivos de falhas foram utilizados dados de estações próximas com dados.

Foram selecionadas 36 estações pluviométricas na bacia do Rio São Francisco. A seleção das estações foi baseada na disponibilidade de dados. Para a seleção procurou-se estações que tivessem dados em todos os meses no período de 1988 a 2017 de forma que o preenchimento de falhas fosse mínimo. O preenchimento de falhas foi realizado utilizando dados de estações próximas com dados, e, na ausência, foi realizado preenchimento com zero.

Foi utilizada a base de dados do modelo SWAT para adaptação dos tipos de usos empregados na BRSF.), complementando assi o banco de dados de FERRIGO et al. (2011), o qual apresentava informações relativas a solos brasileiros.

Foi utilizado o mapa de solos do RADAM BRASIL/IBGE, na escala 1:250.000. As classes de solos do Alto-Médio São Francisco são apresentadas na Tabela 18.

Tabela 16. Bases de dados utilizadas para alimentação do modelo SWAT.

Dado	Fonte/Disponibilização/Link	Informações Técnicas	Geração do Arquivo Utilizado
Limites da BRSF	CODEVASF	-	-
Base Hidrográfica da Bacia do São Francisco	ANA http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/ acesso-tematico	Base hidrográfica 1:100.000 produzida no processo de geração de OTTO bacias a partir do modelo digital de elevação do SRTM. Foi feita interpolação bilinear e o vetor hidrografia foi queimado com o SRTM.	Os arquivos shapefile da base hidrográfica da ANA foram recortados utilizando o shapefile do limite da BRSF.
Modelo Digital de Elevação	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) da NASA fornecido pelo Engenheiro da USACE Calvin CREECH que fez download do USGS Global Data Explorer no link http://gdex.cr.usgs.gov/gdex/ .	DEM com 30 m x 30 m de resolução espacial. A bacia hidrográfica foi dividida em várias quadrículas e as coordenadas foram definidas para download individual. Com a ferramenta Data Management Tools/Raster/Mosaic Dataset/Mosaic do ArcGIS 10.0 foi feito um mosaico com as 13 composições. O DEM foi convertido para sistema de coordenadas UTM (WGS 1984 UTM Zona 23 Sul, metros).	
Mapa de cobertura e uso do solo	Mapbiomas http://mapbiomas.org/	Mapas no formato matricial (pixel de 30x30m). A legenda destes mapas assim como o período coberto evolui ao longo das coleções. Mosaicos de imagens de satélite para cada ano da série histórica com resolução espacial máxima de 30 metros formado pela composição dos pixels representativos de cada conjunto de imagens de um local num determinado período de tempo (ex. filtrando as nuvens). Os períodos do ano em que são selecionadas as imagens variam conforme a região (ex. período úmido na caatinga). Cada mosaico contém 28 camadas de informação incluindo as bandas espectrais, frações e índices (ex. NDFI, NDVI etc)). Os mosaicos podem ser acessados diretamente no Google Earth Engine para processamento ou por download.	Os arquivos shapefile dos biomas cerrado, mata atlântica e caatinga da coleção 2 do Mapbiomas do foram mosaicados e em seguida recortados para a área da BRSF no ArcGis.
Mapa de Solos na escala 1:250.000	RADAM BRASIL/IBGE https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm	Folhas SA23, AS 24, SB23, SB24, SB25, SC23, SC24, SD23, SD24, S323, SF 23 na escala 1:250.000.	Os mapas foram mosaicados e recortados para a área da BRSF utilizando o aplicativo ArcMap.
Radiação solar, velocidade do vento, temperatura mínima, temperatura máxima e umidade relativa	INMET http://www.inmet.gov.br/	Estações utilizadas (12 estações climatológicas): Cabrobó (82886), Petrolina (82983), Propriá (83097), Barreirrasn (83236), Januária (83386), Pirapora (83483), Bom Despacho (83533), Curvelo (83536), Pompeu (83570), Araxá (83579), Bambuí (83582), Paracatu (83479)	Foi realizado preenchimento de falhas utilizando dados de estações próximas.
Precipitação	Agência Nacional de Águas – ANA http://www.snirh.gov.br/hidroweb/	Foi desenvolvido um aplicativo em linguagem Payton para extração dos dados de precipitação do banco de dados Hidro fornecido pela ANA e disponibilização dos arquivos no formato em que o modelo exige. Estações: Inajá (837038), Açude Serrinha (838002), Poço do Fumo (839014), Lagoa Grande (840015), Traipu (936076), Delmiro Gouveia (937013), Campo dos Cavalos (940018), Rio Verde II (1042012), Fazenda Cabaceiras (1142017), Morpará (1143002), Boqueirão (1143010), Ponte Serafim – Montante (1145013), Gameleira (1243000), Fazenda Coqueiro (1244019), Porto Novo (1343008), Santa Maria da Vitória (1344017), MANGA (1443001), Palmas de Monte (1443026), Fazenda Porto Alegre (1444017), São Francisco (1544012), Arinos - Montante (1546000), São João da Veredea (1644028), São Romão (1645000), Fazenda Água Branca (1645013), Fazenda Conceição (1645019), Lassance (1744010), Cachoeira do Paredão (1745001), Porto da Extrema (1746001), Corinto (1844017), Major Porto (1846003), Taquaraçu (1943023), Dolores do Indaiá (CVSF) (1945019), Tapiraí – Jusante (1946000), Represa das Codornas (MMV) (2043042), Entre Rios de Minas (2044007), Fazenda Currealinho (2044024).	Dados obtidos na ANA pelo e-mail hidro@ana.gov.br Foram utilizadas 36 estações da ANA para toda a BRSF. O preenchimento de falhas foi realizado utilizando dados de estações próximas. Dados obtidos na ANA pelo e-mail hidro@ana.gov.br

Dado	Fonte/Disponibilização/Link	Informações Técnicas	Geração do Arquivo Utilizado
Descarga líquida e Sedimentos	Agência Nacional de Águas – ANA http://www.snirh.gov.br/hidroweb/	Estações utilizadas: Cachoeira do Manteiga (42210000), São Francisco (44200000), Carinhanha (45298000), Gameleira (46035000) e Morpará (46360000).	Dados obtidos na ANA pelo e-mail hidro@ana.gov.br

Tabela 17. Variáveis físicas e químicas dos solos requeridos pelo banco de dados do SWAT e referências utilizadas no trabalho.

CRNAME	Unidade	Definição	Referência
SNAM	na	Nome do Solo	-
NLAYERS	na	Número de camadas do solo.	Definição do autor
HYDGRP	na	Grupo Hidrológico do Solo	Sartori, 2005
SOL_ZMX	[mm]	Profundidade de enraizamento máximo no perfil do solo.	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973.
ANION_EXCL	[fraction]	Fração de porosidade (espaço vazio), da qual ânions são excluídos.	-
SOL_CRK	[fraction]	Volume de rachaduras potenciais (Crack volume potential of soil)	-
SOL_Z	[mm]	Profundidade da superfície do solo até o fundo da camada.	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973.
SOL_BD	[g/cm ³]	Densidade do volume úmido	Benites,2006; Reatto, Bol 146; LIMA, 2013; Moreau, 2001; Radambrasil, 1983b.
SOL_AWC	[mm/mm]	Capacidade de água disponível da camada do solo	Araújo Filho et al., 1999; Maia et al., 2018; Oliveira et al., 2003; Reatto, 2005; LIMA, 2013.
SOL_K	[mm/hr]	Condutividade hidráulica saturada	Fiori et al., 2010; LIMA, 2016; LIMA 2013
SOL_CBN	[%]	Conteúdo carbono orgânico	Radambrasil, 1983a, 1983b, 1982, 1981, 1973; LIMA, 2013.
CLAY	[%]	Conteúdo de argila.	Radambrasil, 1983a,
SILT	[%]	Conteúdo de silte	1983b, 1982, 1981, 1973; LIMA, 2013;
SAND	[%]	Conteúdo de areia	CARVALHO, 2013.
ROCK	[%]	Conteúdo de fragmentos de rocha.	LIMA, 2013
SOL_ALB	na	Albedo do solo úmido.	-
USLE_K	na	Fator de erodibilidade do solo da equaçãoUSLE (K)	Bertoni et al, 1975; Bloise et al, 2001; Desmachi & Zimback, 2014; LIMA, 2013; LIMA, 2016; Motter, 1996; Oliveira et al, 2015; Passos et al., xxxx; SANTOS,2011; Silva & Alvares, 2007; Souza & Sobreira, 2017
SOL_EC	[dS/m]	Condutividade elétrica	-

Tabela 18. Classes de solos do mapa de solos RADAM para a área da Bacia de estudo.

Classes de Solos	
Símbolo	Nome
AFLR	Afloramento
CX	Cambissolo
FX	Plintossolo
GX	Gleissolo
LA	Latossolo Amarelo
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo
N	Nitossolo
P	Argissolo
R	Neossolo
RQ	Neossolo Quartzarênico
S	Planossolo
T	Luvissolo
URBAN LAND	Área urbana
V	Vertissolo
WATER	Água
AFLR	Afloramento

Para o uso dos solos foi utilizado o mapa dos biomas de 2017 onde foram encontradas 12 classes para a área Bacia do Rio São Francisco: Floresta Densa, Floresta Aberta, Mangue, Silvicultura, Formações Naturais não Florestais, Áreas Úmidas Naturais não florestais, Vegetação Campestre (Campos), Uso Agropecuário, Pastagem, Pastagem em Campos Naturais, Culturas Anuais, Culturas Semi-Perene (Cana de Açúcar), Agricultura ou Pastagem, Áreas não vegetadas, Praias e Dunas, Infraestrutura Urbana, Outras áreas não vegetadas, Corpos D'água, Não observado.

Foram selecionadas 12 estações climatológicas do INMET na bacia do Rio São Francisco. Foi feito preenchimento de falhas de duas formas: para períodos inferiores a um mês de falhas foram utilizados dados da própria estação, para períodos com mais de 30 dias consecutivos de falhas foram utilizados dados de estações próximas com dados.

Foram selecionadas 36 estações pluviométricas na bacia do Rio São Francisco. A seleção das estações foi baseada na disponibilidade de dados. Para a seleção procurou-se estações que tivessem dados em todos os meses no período de 1988 a 2017 de forma que o preenchimento de falhas fosse mínimo. O preenchimento de falhas foi realizado utilizando dados de estações próximas com dados, e, na ausência, foi realizado preenchimento com zero.

Foi utilizada a base de dados do modelo SWAT para adaptação dos tipos de usos empregados na BRSF. A

Tabela 19 apresenta a reclassificação das classes de uso conforme os dados disponíveis nas tabelas CROP e URBAN do banco de dados SWAT2012.

Tabela 19. Reclassificação das classes de uso conforme os dados disponíveis nas tabelas CROP e URBAN do banco de dados SWAT2012.

Classes Mapa Biomas Bacia do Rio São Francisco	Classe SWAT	
	(Símbolo)	(Nome)
Floresta Densa	FRSE	Forest-Evergreen
Floresta Aberta	FRSD	Forest-Deciduous
Mangue	WETF	Wetlands-Forested
Silvicultura	EUCA	Eucalyptus
Formações Naturais não Florestais	RNGE	Range-Grasses
Áreas Úmidas Naturais não florestais	WETN	Wetlands-Non-Forested
Vegetação Campestre (Campos)	RNGE	Range-Grasses
Uso Agropecuário	AGRL	Agricultural Land-Generic
Pastagem	PAST	Pasture
Pastagem em Campos Naturais	PAST	Pasture
Culturas Anuais	AGRR	Agricultural Land-Row Crops
Culturas Semi-Perene (Cana de Açúcar)	SUGC	Sugarcane
Agricultura ou Pastagem	AGRL	Agricultural Land-Generic
Áreas não vegetadas	BARR	Barren
Praias e Dunas	BARR	Barren
Infraestrutura Urbana	URML	Residential-Med/Low Density
Outras áreas não vegetadas	BARR	Barren
Corpos D'água	WATR	Water
Não observado	BARR	Barren

5.4.3. Modelagem hidrológica

A modelagem foi conduzida inicialmente de forma manual no SWAT. Após a calibração manual foi realizada calibração e verificação no SWATCUP. O período modelado foi de 1993 a 2012, sendo os anos de 1993 e 1994 para aquecimento do modelo, 1995 a 2008 para calibração e 2009 a 2012 para verificação. A delimitação do período para realização da modelagem levou em consideração o período inicial com dados disponíveis dos reservatórios no sistema SAR da ANA e a ocorrência de seca prolongada a partir de 2013.

A Tabela 20 apresenta a representação dos processos do SWAT utilizada no estudo.

Tabela 20. Processos do SWAT utilizados no estudo.

Processos / Componente	Método (conforme NEITSCH et al., 2011)
Evapotranspiração	Pennan=Monteith
Escoamento Superficial	Equação SCS Curva número
Roteamento da descarga líquida	Método de armazenamento variável

5.4.4. Avaliação do desempenho da simulação hidrológica

Para avaliação da simulação hidrológica foram utilizados algoritmos de otimização global que têm sido sucessivamente aplicados no campo da pesquisa da calibração automática de métodos hidrológicos. Esses algoritmos buscam de forma eficiente e eficaz as soluções de

parâmetros ideais que podem minimizar (ou maximizar) as funções objetivas que representam a concordância entre as observações e as simulações do modelo (Zhang et al., 2008).

A eficiência dos modelos foi avaliada pelo coeficiente Nash & Sutcliffe (NS) e o percentual de tendência (PBIAS), métodos estes propostos por Moriasi *et al.* (2007).

O coeficiente Nash Sutcliffe (NS), é uma medida do quão melhor um modelo prediz o comportamento hidrológico quando comparado com a média de dados observados. O NS pode variar de $-\infty$ a 1, sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste dos dados simulados em relação aos dados observados. Segundo LEGATES e MCCABE (1999) o NSE representa uma melhoria em relação às métricas baseadas em correlação, que são consideradas inadequadas para avaliação de modelos. Entretanto o NSE é excessivamente sensível a valores extremos. Ele pode ser calculado com a seguinte equação:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{obs,m\u00e9dio})^2} \quad (3)$$

onde Q_{obs} é o evento observado; Q_{sim} é o evento simulado pelo modelo; $Q_{obs,m\u00e9dio}$ é a média do evento observado no período simulado; e n é o número de eventos.

O percentual de tendência (PBIAS) é uma medida estatística da tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. Um PBIAS igual a zero é o valor ideal e quanto menor for o seu valor maior a precisão do modelo. Um PBIAS positivo significa que o modelo está subestimando os dados observados, enquanto que um PBIAS negativa indica que o modelo está superestimando os dados observados. O PBIAS:é calculado pela seguinte equação:

$$PBIAS(\%) = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum_{i=1}^N Q_{obs}} \quad (Eq. 2)$$

Os resultados dos índices de qualidade da simulação de hidrologia (NS e PBIAS) foram classificados de acordo com critério sugerido por Moriasi *et al.* (2007), amplamente utilizado na comunidade científica. A Tabela 21 apresenta os critérios de classificação de desempenho recomendados por Moriasi, para um intervalo de tempo mensal. Para o coeficiente Nash, Moriasi apresenta os mesmos critérios para todos os constituintes (vazão, sedimentos, N e P). Entretanto, para o PBIAS, apresenta valores para cada um dos constituintes, sendo apresentado na tabela somente os critérios para a modelagem de sedimentos.

Tabela 21. Critérios de classificação de MORIASI para os resultados da modelagem mensal.

Classificação	NS	PBIAS (%) (para sedimentos)
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$
Satisfatório	$0,50 < NS \leq 0,65$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$
Insatisfatório	$NS \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

Fonte: Moriasi *et al.* (2007),

5.4.5. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade tem como objetivo a identificação dos parâmetros que são responsáveis mais fortemente pelas alterações nos resultados da modelagem, ou seja, os parâmetros mais sensíveis; além disto permite verificar, em termos percentuais, quais os parâmetros contribuem para a incerteza nos resultados obtidos.

O programa SWAT-CUP tem um módulo que realiza a análise de sensibilidade concomitante a cada iteração.

Neste trabalho será realizada análise global de sensibilidade, onde uma análise de regressão múltipla é usada para obter as estatísticas da sensibilidade do parâmetro. A função objetiva definida pelo usuário é aplicada a cada parâmetro em cada simulação. Quanto mais houver variações no valor da função devido a alterações nos valores do parâmetro, mais sensível é o parâmetro.

Na sensibilidade global o SWAT-CUP apresenta a sensibilidade dos parâmetros e sua significância em formato gráfico e em formato de tabela por meio de um teste de hipóteses que utiliza uma distribuição t de Student. Essa distribuição é muito similar à distribuição normal, com a diferença que o desvio padrão da população nesse tipo de teste é desconhecido e deve, portanto, ser estimado. O módulo fornece valores para a estatística-t e para o p-valor.

A estatística t (t-stat) é o coeficiente de um parâmetro dividido pelo seu erro padrão. É uma medida da precisão com que o coeficiente de regressão é medido. Se um coeficiente é “grande” comparado ao seu erro padrão, então é provavelmente diferente de 0 e o parâmetro é sensível. Desta forma, as maiores barras no gráfico fornecido indicam maior sensibilidade. Por sua vez o p-valor determina a significância da sensibilidade (valores próximos a zero indicam maior significância)

Para análise de sensibilidade foi utilizada a simulação inicial com todos os parâmetros de calibração de hidrologia selecionados para calibração no SWAT-CUP.

5.4.6. Análise de incertezas

A análise das incertezas decorrentes da estimativa dos parâmetros foi feita utilizando o p-fator e o r-fator, os quais são obtidos pelo SUFI-2 para cada iteração executada. No SUFI-2, a incerteza nos parâmetros, expressa como intervalos (distribuições uniformes), é responsável por todas as fontes de incerteza, como incerteza nas variáveis de acionamento (por exemplo, chuva), modelo conceitual, parâmetros e dados medidos. A propagação das incertezas nos parâmetros leva a incertezas nas variáveis de saída do modelo, que são expressas como as distribuições de probabilidade de 95%. Estes são calculados nos níveis de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa de uma variável de saída gerada pela propagação das incertezas do parâmetro usando amostragem hipercubo latina. Isto é referido como a incerteza de previsão de 95%, ou 95PPU.

Para quantificar o ajuste entre o resultado da simulação, expresso como 95PPU, e a observação expressa como um único sinal (com algum erro associado a ele), foram utilizados o p-fator e r-fator, estatísticas criadas por ABBASPOUR (ABBASPOUR et al., 1997; ABBASPOUR et al., 2004).

O p-fator é a percentagem de dados observados abrangidos pelo resultado da modelagem, o 95PPU, varia de 0 a 1 e refere-se às incertezas preditas em 95% das simulações (95PPU), avaliando-se a percentagem em que os dados observados estão inseridos entre 2,5% e 97,5% da distribuição acumulada da variável de saída avaliada na amostragem. Quando o p-fator é igual a 1 indica que 100% dos dados observados estão contidos na faixa de incerteza calculada.

O r-fator é a espessura do envelope de 95PPU, referindo-se a largura média da faixa de incerteza que contempla o 95PPU, normalizada pelo desvio padrão do dado observado. Quanto menor o r-fator, menores são as incertezas calculadas na estimativa dos parâmetros.

O objetivo é obter, no SUFI2, valores razoáveis desses dois fatores, ou seja, capturar a maioria das nossas observações no envelope 95PPU e de ter um pequeno envelope. Um menor r-fator é obtido reduzindo o p-fator, de modo que se faz necessário encontrar um ponto de equilíbrio entre os dois. Desta forma, a melhor iteração selecionada na calibração do modelo corresponde àquela cujos valores do p-fator e r-fator se aproximam de 1.

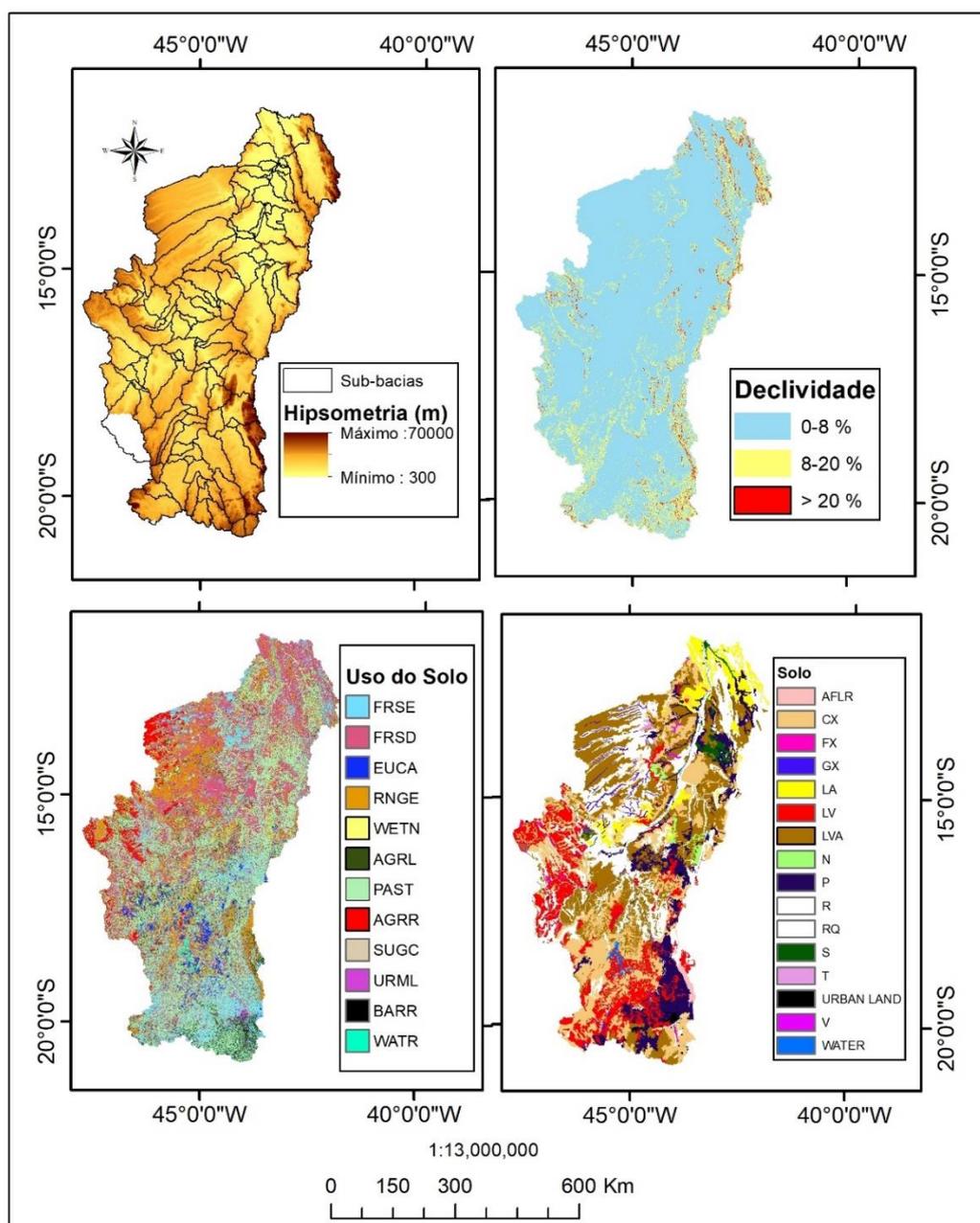
Segundo ABBASPOUR et al. (2004), não há há números concretos para estes dois fatores, semelhante ao fato de que não existem números concretos para R2 ou coeficiente Nash-Suitcliffe. Este autor sugere para o p-fator um valor $> 70\%$ para descarga líquida, enquanto que o valor sugerido para o r-fator é em torno de 1. Neste trabalho foram utilizados os valores sugeridos por ABBASPOUR para vazões.

5.5. RESULTADOS

O SWAT criou 1531 e 121 sub-bacias (Figura 50a). A área estimada da bacia do Projeto (Alto-Médio São Francisco) calculada pelo modelo é de 353 mil km², que representa cerca de 55% da Bacia do Rio São Francisco.

A Figura 50 apresenta saídas gráficas geradas pelo projeto SWAT: Modelo digital de elevação, classes de declividade, classes de uso do solo, classes de solo e sub-bacias hidrográficas criadas pelo Projeto SWAT.

Figura 50 - Dados de entrada dos projetos e distribuição de sub-bacias hidrográficas. (a) Modelo digital de elevação e sub-bacias criadas pelo SWAT. (b) Classes de declividade. (c) Classes de uso do solo. (d) Classes de solo.



A definição das classes dos mapas de solos e de uso do solo são apresentadas na Tabela 22 e na

Os usos predominantes são as pastagens, presentes em cerca de 108.020 km² (30,6 % da área), sendo seguidos pelas florestas decíduas (FRSD), com cerca de 94.757 km² (26,8%), pelas florestas sempre verdes (FRSE), com cerca de 49.408 km² (14,0%) e pelas formações naturais não florestais, com 48.459 km² (13,7%).

Tabela 23, respectivamente.

Tabela 22 - Área das classes de solo encontradas na bacia de estudo.

Classes do Mapa de Solos	Área	
	(km ²)	(%)
AFLR	2326,38	0,66
CX	71941,30	20,38
FX	924,90	0,26
GX	3946,73	1,12
LA	16602,38	4,70
LV	46404,06	13,15
LVA	85380,65	24,19
N	2213,42	0,63
P	33049,44	9,36
R	50368,44	14,27
RQ	31767,98	9,00
S	3516,05	1,00
T	533,06	0,15
URBAN LAND	1405,01	0,40
V	568,36	0,16
WATER	2061,62	0,58
Total	353.017	100,00

Os solos predominantes na bacia do Alto-Médio São Franciaco são os latossolos vermelho-amarelo (LVA), presentes em cerca de 85.381 km² (24,2% da área), sendo seguidos pelos solos cambissolos (CV), com cerca de 71.941 km² (20,3%), pelos solos rigossolos (R), com cerca de 50,368 km² (14,3%) e pelos latossolos vermelhos (LV), com 46.604 km² (13,2%).

Os usos predominantes são as pastagens, presentes em cerca de 108.020 km² (30,6 % da área), sendo seguidos pelas florestas decíduas (FRSD), com cerca de 94.757 km² (26,8%), pelas florestas sempre verdes (FRSE), com cerca de 49.408 km² (14,0%) e pelas formações naturais não florestais, com 48.459 km² (13,7%).

Tabela 23. Área das classes de uso de solo encontradas na bacia de estudo.

<i>Classes do Mapa de Uso do Solo</i>	<i>Área</i>	
	<i>(km²)</i>	<i>(%)</i>
<i>FRSE</i>	<i>49408</i>	<i>14,00</i>
<i>FRSD</i>	<i>94757</i>	<i>26,84</i>
<i>EUCA</i>	<i>6972</i>	<i>1,98</i>
<i>RNGE</i>	<i>48459</i>	<i>13,73</i>
<i>WETN</i>	<i>21</i>	<i>0,01</i>
<i>AGRL</i>	<i>29110</i>	<i>8,25</i>
<i>PAST</i>	<i>108020</i>	<i>30,60</i>
<i>AGRR</i>	<i>12017</i>	<i>3,40</i>
<i>SUGC</i>	<i>212</i>	<i>0,06</i>
<i>URML</i>	<i>2090</i>	<i>0,59</i>
<i>BARR</i>	<i>388</i>	<i>0,11</i>
<i>WATR</i>	<i>1564</i>	<i>0,44</i>
<i>Total</i>	<i>353.017</i>	<i>100,00</i>

5.5.1. Calibração Hidrológica Manual no SWAT

Devido ao tamanho da bacia, na etapa de análise de HRUs o SWAT informou da impossibilidade de continuidade do processamento devido ao tamanho do arquivo gerado pelo modelo. Desta forma foi necessário diminuir a resolução espacial das bases utilizadas e diminuir o número de HRUs.

O tamanho da bacia, de cerca de 353 mil km², e a utilização de bases com melhor resolução no modelo gerou um arquivo muito grande na etapa de análise de HRU do SWAT. Devido a limitação de processamento do SWAT, não foi possível dar continuidade a alimentação do modelo e evolução para as próximas etapas para conclusão da modelagem. Para solucionar este problema foi necessário diminuir a resolução das bases e diminuir o número de HRUs gerado, utilizando múltiplas HRUs e o limite de 10% na opção de definição de HRUs, o que diminuiu o número de HRUs de cerca de 5700 para o valor de 1538. Nesta etapa o tempo médio de processamento era de 10 h, e as fases que mais demandavam era a fase de definição da bacia e de definição das HRUs.

A calibração manual do reservatório Três Marias e da bacia como um todo foi realizada concomitantemente. Para fins de facilitar a compreensão do leitor serão apresentados separadamente o ajuste das propriedades do reservatório Três Marias e da bacia como um todo.

5.3.1.1. Ajuste do Reservatório Três Marias

O reservatório Três Marias foi adicionado ao modelo na etapa de definição da bacia. As propriedades do reservatório, tais como características físicas e dados do gerenciamento, foram aplicadas ao modelo SWAT no item *Reservoirs* da aba Edit Swat Input.

A

Tabela 24 apresenta os parâmetros do reservatório Três Marias que foram usados no modelo. Além dos dados acima referidos, foram inseridos também no modelo as estatísticas dos dados mensais do reservatório (fluxo máximo e mínimo de saída para cada mês) e tabela com dados diários da efluência do reservatório obtidos no Sistema SAR (Sistema de Acompanhamento de Reservatórios da ANA).

A calibração manual do reservatório Três Marias foi realizada em etapas. Inicialmente foram inseridos o arquivo diário de defluência do reservatório, obtido no sistema SAR da ANA, o código de simulação do fluxo de saída (IRESCO; código 3 para fluxo de saída medido diariamente) e os dados das características dos reservatórios A seguir foram incluídos os dados restantes de Gerenciamento. Por último foram incluídas as estatísticas dos dados mensais do reservatório (fluxo máximo e mínimo de saída para cada mês).

A Figura 51 apresenta a vazão defluente observada disponível no Sistema SAR da ANA e a estimada pelo SWAT após inserção das características do reservatório Três Marias. A relação entre as duas vazões é apresentada na

Figura 52.

Tabela 24. Dados das características do reservatório Três Marias inseridos no modelo SWAT.

	Variável	Unidade	Definição	Utilizado
Dados das características do reservatório	MORES	(mês)	Mês que o reservatório tornou-se operacional	Julho
	IYRES	(ano)	Ano que o reservatório tornou-se operacional	1962
	RES_ESA	(ha)	Área superficial do reservatório quando o reservatório está preenchido para o derramamento principal do vertedouro (emergency spillway).	105460
	RES_EVOL	(10 ⁴ m ³)	Volume de água necessário para preenchimento do reservatório para o derramamento de emergência no vertedouro	1885526
	RES_PSA	(ha)	Área superficial do reservatório quando o reservatório está preenchido para o derramamento de emergência	33557,9
	RES_PVOL	(10 ⁴ m ³)	Volume de água necessário para preencher o reservatório para o principal derramamento.	3881132
	RES_VOL	(10 ⁴ m ³)	Volume inicial do reservatório.	1399255
	RES_SED	(mg/L)	Concentração inicial de sedimentos no reservatório	4000
	RES_NSED	(mg/L)	Concentração de sedimentos em equilíbrio no reservatório.	4000
	RES_D50	(µm)	Diâmetro médio das partículas de sedimentos	10
	RES_K	(mm/h)	Condutividade hidráulica no fundo do reservatório.	0
Dados do Gerenciamento	IRESKO	-	Código de simulação do fluxo de saída: 0 para reservatório sem controle com taxa média anual de liberação. 1 para fluxo de saída mensalmente medido 2 3 para liberação do fluxo controlada. 3 para fluxo de saída medido diariamente	3
	RES_RR	(m ³ /s)	Taxa média diária de liberação do vertedouro principal.	0
	NDTARGR	(dias)	Número de dias necessários para o reservatório atingir o armazenamento alvo (tempo de residência)	400
	RESDAY0 Table	(m ³ /s)	Tabela com dados diários do reservatório.	Arquivo*

*Arquivo com os dados diários de vazão defluente do reservatório disponíveis no sistema SAR.

Figura 51 - Vazão defluente do reservatório e vazão estimada pelo SWAT após inserção dos dados do reservatório Três Marias.

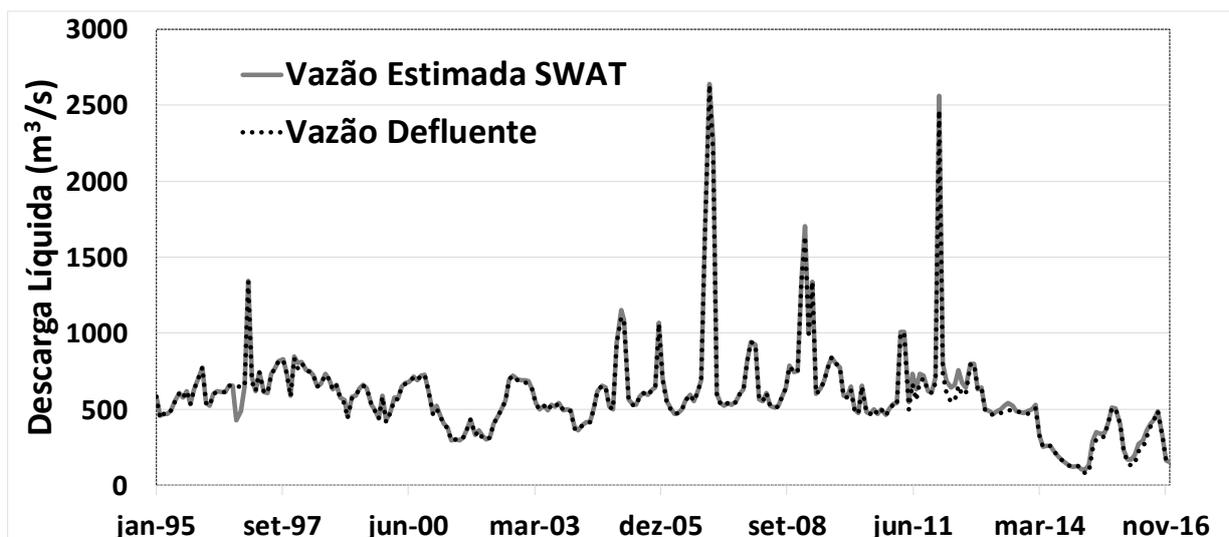
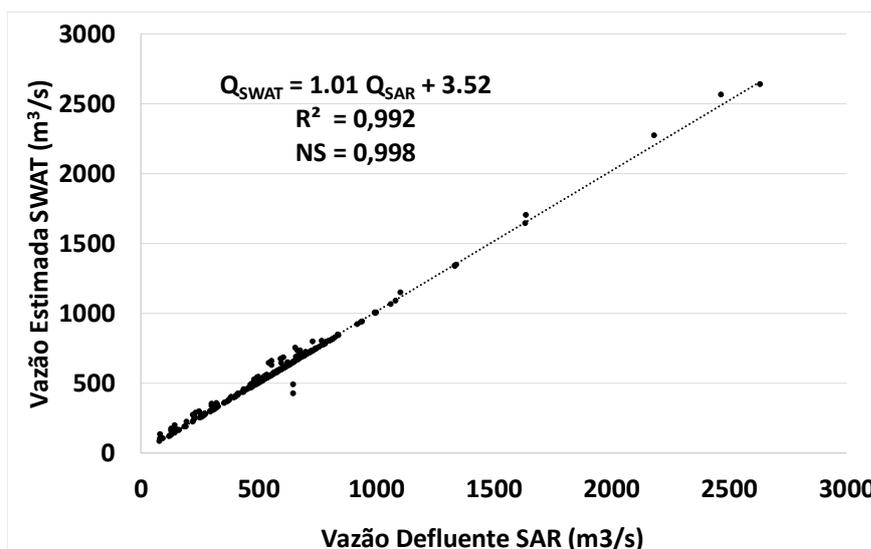


Figura 52 - Relação entre a vazão defluente disponível no sistema SAR da ANA e a vazão estimada pelo SWAT para o reservatório Três Marias.



O índice Nash e o coeficiente de determinação mostram que a configuração dos parâmetros do reservatório possibilitou um ajuste excelente do modelo para o reservatório Três Marias. Os únicos períodos que o modelo não conseguiu representar bem foi o período de outubro a novembro de 1996 e de março a maio de 2012.

Embora muitas vezes os reservatórios não sejam considerados nos modelos, o que pode reduzir a precisão do fluxo (Kim & Parajuli, 2012; Srinivasan et al., 2010), o esforço para inclusão do reservatório Três Marias no processo modelagem possibilitou melhoria dos resultados neste trabalho. Apesar de não terem sido registradas separadamente as melhorias da inclusão dos dados e parâmetros utilizados para calibração do reservatório Três Marias ,

observou-se que a inclusão dos dados diários da efluência de Três Marias foi importante para melhoria do ajuste do modelo, mas o melhor ajuste foi obtido inserindo todos os parâmetros das características do reservatório e de seu gerenciamento, aliado a calibração do CN2 e de parâmetros que influenciam na rotina da água no solo e da água subterrânea (rch.dp e GW-REVAP). A inclusão do tempo de residência (NTTARGR) foi um dos parâmetros que forneceu mais melhorias nas estimativas do modelo.

5.3.1.2. Parametrização

Prioritariamente no trabalho de calibração manual a seleção dos valores dos parâmetros foi baseada no conhecimento do autor sobre a dinâmica da bacia. Entretanto, devido a falta de informação e a necessidade de utilização de um valor único para a maioria dos parâmetros que representasse uma área tão grande e complexa, foi necessário realizar várias tentativas de calibração para a maioria dos parâmetros. Desta forma, o processo de calibração manual não foi simples.

Os parâmetros e os valores finais utilizados na simulação manual no SWAT são apresentados na

Tabela 25. A maioria dos parâmetros foi aplicada a todas as sub-bacias, com exceção dos parâmetros CN-2 e ESCO. A Tabela 25

Tabela 25 apresenta os resultados da calibração manual.

Tabela 25. Parâmetros e valores utilizados na calibração hidrológica manual no SWAT.

Parâmetro	Unidade	Limites	Definição	Valor Utilizado	Aplicação
CN2	-	35 - 98	Número da curva escoamento superficial SCS para a condição de umidade II	50	Classes de uso floresta densa, floresta aberta, formações naturais não florestais e vegetação campestre
GW_DELAY	(dias)	0 - 500	Tempo de retardo da água subterrânea.	180	Todas sub-bacias
ALFA_BF	(dias)	0 - 1	Constante de recessão do escoamento de base.	0.012779	Todas sub-bacias
GW_REVAP	(mm H ₂ O)	0,02 - 0,2	Coefficiente e re- evaporação	0,2	Todas sub-bacias
REVAPMN	(mm H ₂ O)	0 - 500	Nível mínimo de água no aquífero raso para re- evaporação.	500	Todas sub-bacias
ALFA BF_D	(dias)	0 - 1	ALFA BF_D - Fator para a curva de recessão do aquífero profundo	0,02	Todas sub-bacias
GWQMN	(mm)	0 - 5000	Profundidade limiar de água no aquífero raso necessário para o fluxo de retorno ocorrer.	800	Todas sub-bacias

Parâmetro	Unidade	Limites	Definição	Valor Utilizado	Aplicação
RECHARG	-	0 a 1	Fração profunda de percolação de aquíferos	0,25	Todas sub-bacias
ESCO		0,01 – 1	Fator de compensação da evaporação do solo	0,7	Aquífero Urucuia (sub-bacias 17, 23, 27, 34, 38, 48, 51, 53, 59, 68)
				0.95	Restante das sub-bacias

O primeiro parâmetro a ser calibrado foi o Curva Número para a condição de umidade II (CN2) que foi reduzido para 50 nas classes de uso floresta densa, floresta aberta, formações naturais não florestais e vegetação campestre de forma a diminuir o escoamento superficial e aumentar a infiltração.

A seguir foram calibrados a profundidade limite de água requerida no aquífero raso para que ocorra o fluxo de base (GW_REVAP) e a fração de percolação da zona de raiz que recarrega o aquífero profundo (RECHARG-DP). O GW_REVAP foi alterado de 0,02 mm para 0,2 mm, aumentando o movimento da água do aquífero raso para a zona que contém raízes. Já o RECHARG-DP, após várias tentativas de ajuste para melhoria do resultado de calibração das estações de monitoramento, foi estipulado o valor de 0,25 para todas as sub-bacias, aumentando a fração de percolação da zona dae raíz que recarrega o aquífero profundo.

A profundidade limiar de água no aquífero raso necessária para que o fluxo de retorno ocorra (GWQMN) foi ajustada para o valor 800 mm para todas as sub-bacias.

O tempo de atraso da água subterrânea (GW_DELAY) foi definido em 180 dias em virtude da bacia ter uma resposta mais lenta da água subterrânea para a descarga no rio, enquanto que a fração de percolação da zona de raiz que recarrega o aquífero profundo (RECHARG-DP) foi definida no valor de 0,25, após várias tentativas de ajuste.

A existência de aquíferos subterrâneos na bacia aumentou a complexidade da calibração. Desta forma, devido a maior disponibilidade de água nas camadas mais profundas do solo, foi necessário alterar o fator de compensação da evaporação do solo (ESCO) para as áreas com aquífero Urucuia (sub-bacias 17, 23, 27, 34, 38, 48, 51, 53, 59, 68), de forma a aumentar a demanda evaporativa do solo pelas camadas inferiores.

A constante de recessão do escoamento de base (Alpha-BF) foi definida com o valor de 0,02, o que confere uma resposta lenta na resposta do fluxo subterrâneo do terreno a mudanças na recarga.

Por último foram ajustados o nível mínimo de água no aquífero raso para re-evaporação REVAPMN, que foi definido em 500 mm, e o fator para a curva de recessão do aquífero profundo, com o valor de 0,02, o confere uma resposta lenta do aquífero profundo.

Para fins de comparação, os resultados da calibração manual serão apresentados no item seguinte, juntamente com os resultados da calibração automática realizada após a calibração manual.

5.3.2. Calibração e verificação automática no SWAT-CUP

A calibração e a verificação foram realizadas de forma automática utilizando o SWAT-CUP. A análise escolhida foi *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) com utilização do coeficiente Nash Sutcliffe para otimização da função objetiva. As simulações foram realizadas utilizando o software em linguagem python que foi desenvolvido por Alves (2021) no Laboratório de Sensoriamento Remoto e Análise Espacial da Universidade de Brasília. Esta aplicação realiza processamentos em paralelo do projeto criado no SWATCUP conforme o número de núcleos existentes no computador utilizado e foi essencial para o trabalho uma vez que diminuiu o tempo de cada simulação de 500 simulações de 48 para 6 horas. Para avaliar a qualidade dos resultados obtidos em cada simulação foram utilizados o NS e o PBIAS.

Os parâmetros utilizados, os valores dos limites iniciais e os da melhor calibração obtida na simulação automática com o SWAT-CUP são apresentados na Tabela 26. Os parâmetros foram aplicados para todas as sub-bacias.

A Tabela 27 apresenta os melhores índices NS e PBIAS obtidos para as estações Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) obtidos nas etapas de calibração manual no SWAT e calibração automática e verificação no SWATCUP.

Como pode ser visto na Tabela 27, de acordo com o critério de classificação de Moriasi et al. (2007) foi possível calibrar todas as estações com índices muito bom, bom ou satisfatório para o índice Nash, e índices muito bom ou bom para o PBIAS. Após a calibração manual, e embora tenham sido obtidos bons resultados com a calibração manual, a realização da calibração automática no SWATCUP possibilitou melhor ajuste do modelo, o que pode ser verificado pela melhoria de todos os índices.

Tabela 26. Parâmetros utilizados e valores dos limites iniciais e dos da melhor calibração obtida nas fases de calibração e verificação.

Parâmetro	Unidade	Operação	Limites iniciais		Limites selecionados		Definição
			Inferior	Superior	Inferior	Superior	
CN2	-	Multiplicação	-0.2	0.1	-0.110	0.070	Número da curva escoamento superficial SCS para a condição de umidade II
GW_DELAY	(dias)	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.286	0.105	Tempo de retardo da água subterrânea.
ALFA_BF	(dias)	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.045	0.300	Constante de recessão do escoamento de base.
GW_REVAP	(mm H ₂ O)	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.019	0.300	Coefficiente e re-evaporação
REVAPMN	(mm H ₂ O)	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.194	0.135	Nível mínimo de água no aquífero raso para re-evaporação.
GWQMN	(mm)	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.132	0.203	Profundidade limiar de água no aquífero raso necessário para o fluxo de retorno ocorrer.
RECHARG	-	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.011	0.300	Fração profunda de percolação de aquíferos
ESCO	-	Multiplicação	-0.3	0.3	-0.077	0.300	Fator de compensação da evaporação do solo
ANION_EXCL	-	Substituição	0.1	0.3	0.100	0.215	Fração de porosidade (espaço vazio) da qual os ânions são excluídos
CH_N2	-	Substituição	0.01	0.04	0.023	0.040	Valor "n" de Manning para o canal principal
DEEPST	(mm H ₂ O)	Substituição	0	3000	0.000	1993.795	Profundidade inicial da água no aquífero profundo
GWHT	(m)	Substituição	0	25	12.435	25.000	Altura inicial do lençol freático (m).
SHALLST	(mm H ₂ O)	Substituição	0	5000	0.000	3124.318	Profundidade inicial da água no aquífero raso
SLSUBBSN	(m)	Multiplicação	-0.1	0.1	-0.011	0.100	Comprimento médio do declive
SURLAG		Substituição	0	3	1.264	3.000	Coefficiente de atraso do escoamento superficial

Tabela 27. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) obtidos nas etapas de calibração manual no SWAT e calibração automática e verificação no SWATCUP.

Estação/Sub-bacia	Calibração Manual SWAT (1995-2012)		Calibração Automática SWATCUP (1995-2008)		Verificação SWATCUP (2009-2012)	
	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS
Cach. Manteiga (67)	0,85	9,0	0,88	4,3	0,58	-11,7
São Francisco (55)	0,79	9,8	0,83	2,7	0,69	-6,5
Carinhanha (30)	0,75	8,5	0,81	0,2	0,71	-11,7
Gameleira (55)	0,64	12,3	0,76	3,7	0,73	-7,4
Morpará (1)	0,56	6,8	0,69	-2,5	0,64	-11,7

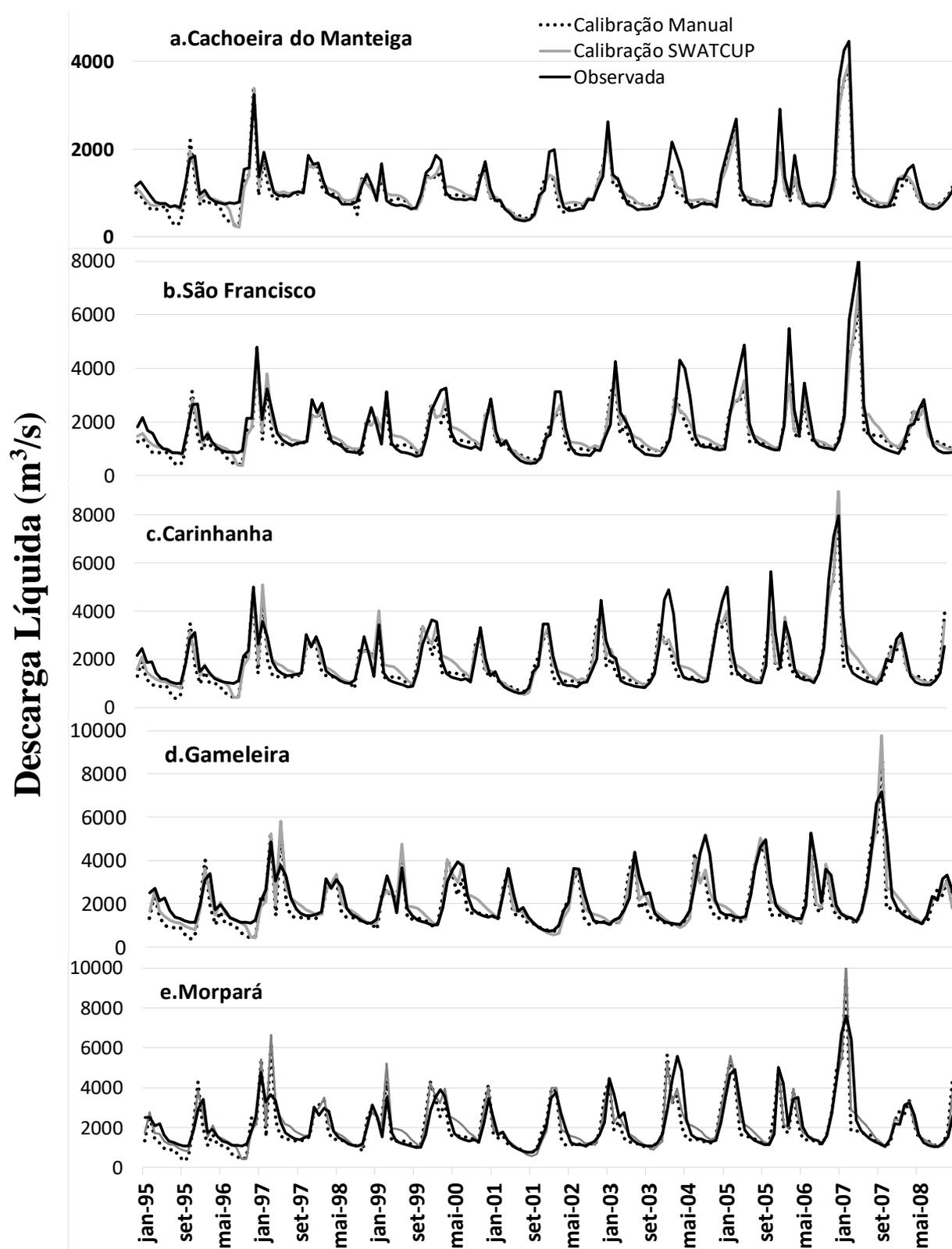
O ajuste do modelo foi melhor na primeira estação, Cachoeira do Manteiga, situada a cerca de 233 km a jusante do reservatório de Três Marias, com índices muito bons para o NS e o

PBIAS. Quanto mais a jusante a estação se encontra, os índices pioram. Entretanto, com exceção da estação do exutório da bacia de estudo (estação Morpará) que na calibração manual obteve classificação satisfatória para o índice NS, a maioria das estações obteve índices bons a muito bons para o NS e o PBIAS.

A Figura 53 apresenta as séries de dados observados e simulados das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará na modelagem hidrológica.

De uma forma geral os resultados das calibrações conseguiram representar bem a vazão ocorrente nas estações. Embora sejam observadas subestimativas da recessão dos anos de 1995 e 1996 em todas as estações, em outras datas observa-se comportamento diferenciado entre as estações. Como exemplo podemos citar o pico de fevereiro de 2007 que foi subestimado nas estações Cachoeira do Manteiga e São Francisco, e superestimado nas estações Carinhanha, Gameleira e Morpará. É interessante observar o comportamento das modelagens nas recessões dos anos de 1999 e 2000, onde a modelagem realizada com SWATCUP não conseguiu representar bem a vazão ocorrente como a modelagem manual.

Figura 53 - Séries de descarga líquida observada e simuladas das estações Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a calibrações manual (no SWAT) e automática (no SWATCUP) no período de 1995 a 2008.



5.3.2.1. Análise de sensibilidade

O resultado da análise de sensibilidade da simulação inicial do SWATCUP é apresentado na Figura 54. A

Tabela 28 apresenta os cinco parâmetros mais sensíveis.

Figura 54 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.

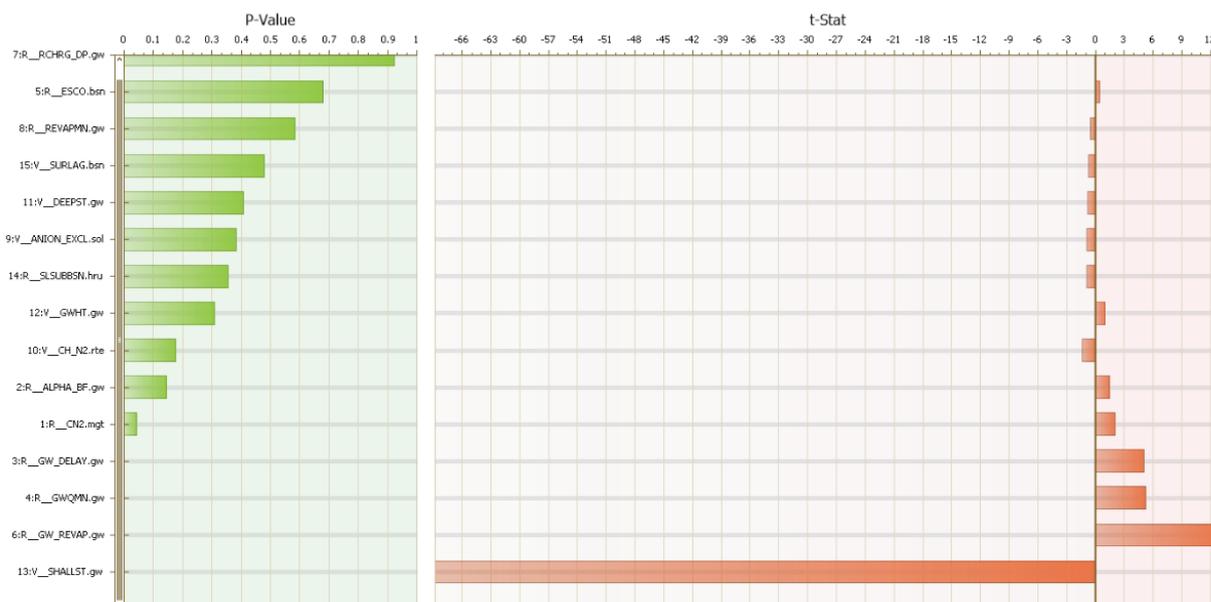


Tabela 28. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.

Posição	Parâmetro	p-value	t,-stat
1	SHALLST.gw	0,00	-68,83
2	GW_REVAP.gw	0,00	13,23
3	GWQMN.gw	0,00	5,26
4	GW_DELAY.gw	0,00	5,02
5	CN2.mgt	0,00	2,03

Os cinco parâmetros mais sensíveis foram SHALLST.gw (quantidade de água inicial no aquífero raso), GW_REVAP.gw (coeficiente de re-evaporação da água subterrânea), GWQMN.gw (nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo de base), GW_DELAY (intervalo de tempo de atraso para recarga do aquífero).gw e CN2.mgt (curva número para a condição de umidade II), sendo os quatro primeiros parâmetros relacionados com a água subterrânea. A maior sensibilidade dos parâmetros relacionados à água subterrânea mostra a influência do aquífero Urucua, presente em diversas sub-bacias na área de estudo, as quais foram calibradas de forma diferenciada, como já apresentado na Tabela 25.

5.3.2.2. Análise de incerteza

A Tabela 29 apresenta a análise de incertezas dos resultados da simulação hidrológica automática para as estações Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará. Foi selecionada a melhor iteração entre as cinco iterações realizadas nas fases de calibração e verificação.

Tabela 29. Análise de incertezas da modelagem.

Estação Virtual	Melhor Iteração da Modelagem (2000 a 2008)		Melhor Iteração da Verificação (2009 a 2012)	
	p-fator	r-fator	p-fator	r-fator
Cach. Mannteiga	0,77	0,80	0,65	1,42
São Francisco	0,82	0,77	0,73	1,55
Carinhanha	0,75	0,88	0,71	1,88
Gameleira	0,82	1,04	0,90	2,23
Morpará	0,80	1,04	0,81	2,45

Os níveis de incertezas da iteração selecionada na fase de validação foram satisfatórios para todas as estações. Na fase de verificação os níveis de incerteza aumentaram para as três estações mais a montante (Cachoeira do Manteiga, São Francisco e Carinhanha), e diminuíram para as estações mais a jusante, Gameleira e Morpará (exutório da bacia), só não sendo satisfatórios para a estação Cahoeira da Manteiga.

5.6. DISCUSSÃO

A modelagem hidrológica da Bacia do Alto-Médio São Francisco realizada com a utilização de uma base de solos elaborada com variáveis dos solos do BRSF, com a bases cartográficas de melhor resolução e com a calibração do reservatório Três Marias permitiu a obtenção de uma calibração muito boa a boa para a maioria das estações para os índices Nash e PBIAS, apesar da necessidade de diminuição da resolução das bases e do número de HRUs do projeto para finalização da modelagem no SWAT.

Diversos autores realizaram modelagem da hidrologia da BRSF utilizando o SWAT (SIMÕES, 2019. CREECH et al., 2015; FERNANDES, 2014; Silva et al., 2016). Como CREECH et al. (2015) e FERNANDES (2014) modelaram toda a BRSF, foi possível comparar os dados mensais obtidos por estes autores com os dados deste trabalho no período comum realizado por ambos.

CREECH (2014) obteve na calibração manual mensal hidrológica da estação Morpará NSE = 0,66 para o período de 01/01/2001 a 31/12/2006. Para este período o presente trabalho

obteve um $NS = 0,91$ para a calibração manual e $NS = 0,87$ para a calibração automática com SWATCUP realizada após a calibração manual.

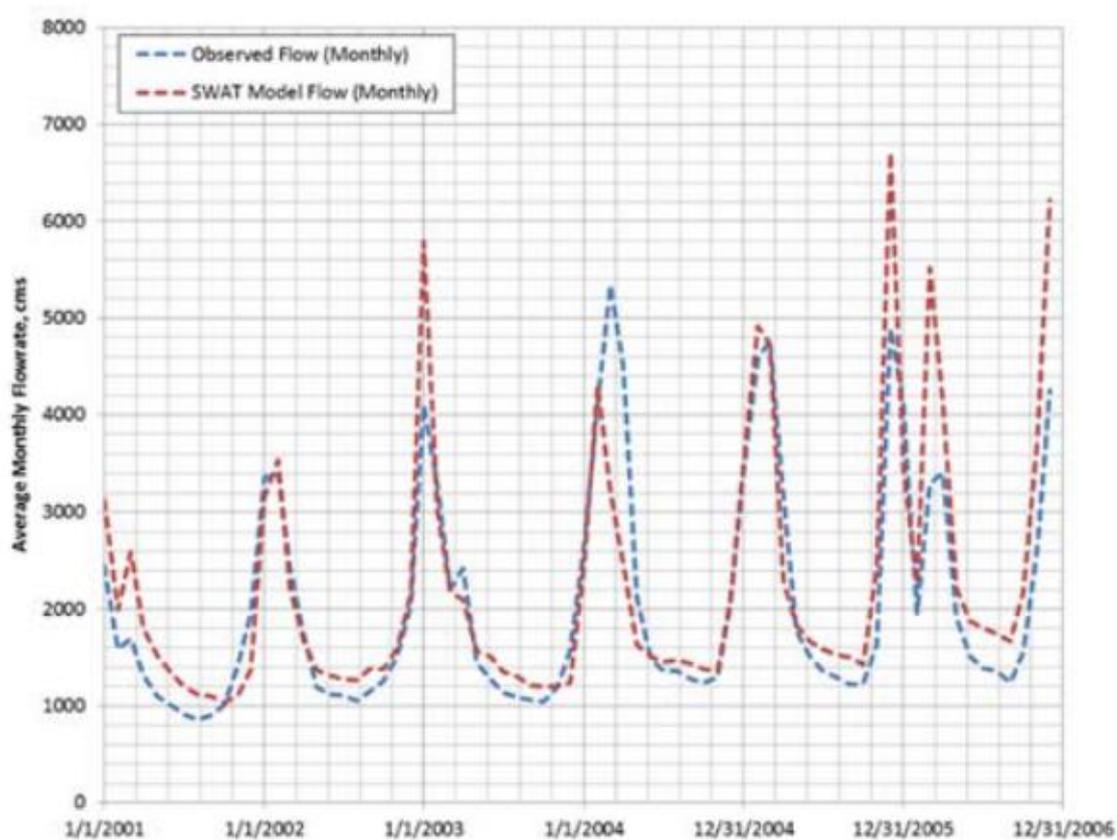
A respeito das bases e bancos de dados utilizados por CREECH (2014), podemos considerar que as maiores diferenças no processo de modelagem entre os dois trabalhos estão nos dados de solos e do uso da terra utilizados. O autor utilizou o mapa de solos do Brasil (EMBRAPA, 1981), na escala 1:5.000.000 e, uma vez que os dados das características químicas e físicas dos solos que são requeridos pelo SWAT que devem constar da tabela Soil não foram disponibilizados pela EMBRAPA, o autor utilizou os dados do International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), que tem dados com resolução a cada 5 arc-minutos para o mundo. Neste trabalho, como já apresentado, foi utilizado o mapa de solos do IBGE na escala de 1:250.000 e uma base de dados elaborada com dados da BRSF. É interessante citar que durante o processo de calibração CREECH dividiu por um fator cinco os valores da condutividade hidráulica do solo (SOL_K.sol). Como exemplo o autor cita os valores de condutividade dos latossolos, que tem um valor de 600 mm/h na base do ISRIC, sendo utilizado o valor de 120 mm/h para calibração. O banco elaborado neste trabalho tem valor médio de SOL_K de 96 mm/h, valor este bem próximo ao utilizado por CREECH para calibração do modelo da BRSF, o que mostra a adequação dos valores de condutividade utilizados neste trabalho.

Outra diferença entre os dois trabalhos está relacionada com os dados de uso da terra. Enquanto CREECH et al. (2015) utilizou o conjunto de dados do GlobCover 2005 da Agência Espacial Européia, que tem uma resolução de 300 x 300 m, os dados de uso do solo do utilizados neste trabalho foram retirados do MapBiomas, que tem uma resolução matricial de 30 x 30 m. Desta forma, pode-se inferir que a resolução dos mapas e os dados de solos e de uso da terra deste trabalho contribuíram para melhoria dos resultados da modelagem hidrológica na BRSF.

A Figura 55 apresenta os resultados mensais de vazão obtidos na calibração hidrológica manual realizada por CREECH utilizando o SWAT (CREECH et al, 2014). A Figura 56 apresenta as séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática com SWATCUP para a estação Morpará no período de 2001 a 2006. Como pode ser observado nas séries do período comum do trabalho de CREECH, e do presente trabalho observa-se que há um melhor acoplamento dos resultados ao modelo do presente trabalho nas vazões altas. Como o coeficiente Nash é sensível aos picos, os picos verificados nas estimativas do modelo de CREECH nos anos de 2003, 2005 e 2006 contribuíram para a redução deste coeficiente. Com respeito ao fluxo de base, no trabalho de CREECH há uma sobrestimativa do modelo em todo período, enquanto que neste trabalho há sobrestimativa dos

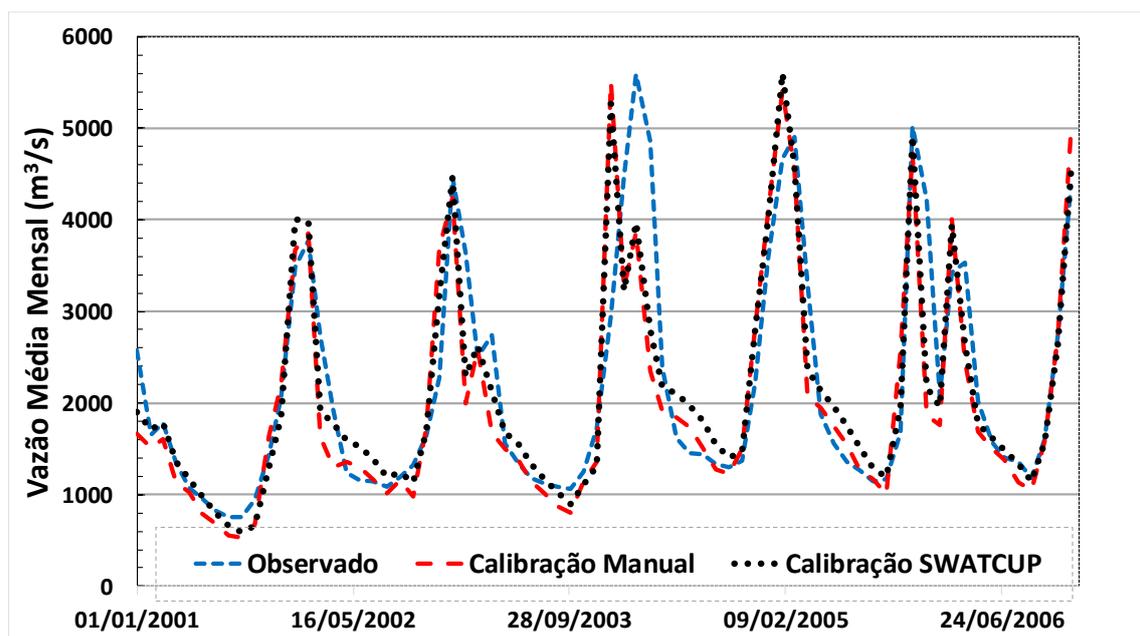
resultados da calibração automática na maioria dos anos, e subestimativa dos resultados da calibração manual na metade dos anos.

Figura 55 - Calibração mensal com NS = 0,66 para estação Morpará (código 4636.0000).



Fonte: CREECH et al. (2015).

Figura 56 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação Morpará no período de 2001 a 2006.



FERNANDES (2014) também simulou as vazões da bacia do RSF utilizando o modelo SWAT. As estações calibradas em comum com o presente trabalho foram São Francisco e Cachoeira do Manteiga, cujos resultados serão apresentados a seguir. Na calibração manual mensal hidrológica da estação São Francisco FERNANDES obteve um $NS = 0,83$ para o período de 01/01/1993 a 31/12/2012. Para o período de 01/01/1995 a 01/12/2012 o presente trabalho obteve um $NS = 0,94$ para a calibração manual e $NS = 0,93$ para a calibração automática com SWATCUP realizada após a calibração manual.

A Figura 57 apresenta os resultados mensais de vazão obtidos na calibração hidrológica manual da estação São Francisco realizada por FERNANDES utilizando o SWAT para o período de 1993 a 2012 (FERNANDES, 2014), enquanto a Figura 58 apresenta as séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática com SWATCUP para a estação São Francisco no período de 1995 a 2012 realizadas neste trabalho. Para fins de comparação os resultados são apresentados na mesma escala.

Figura 57 - Precipitação e séries de descarga líquida mensal observada e simulada na calibração manual no SWAT realizada por FERNANDES et al. (2014) para a estação São Francisco (Sub-bacia 308) no período de 1993 a 2012. Fonte: FERNANDES (2014).

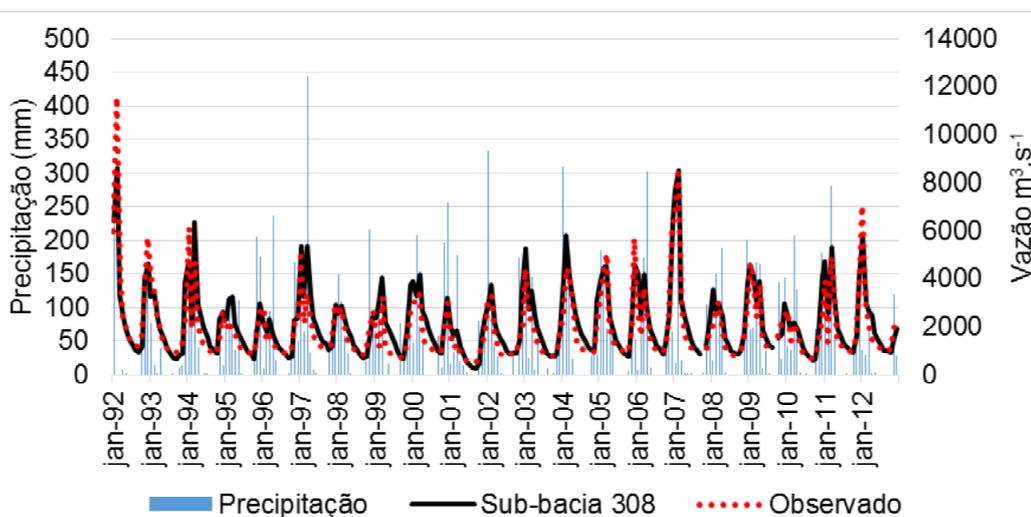
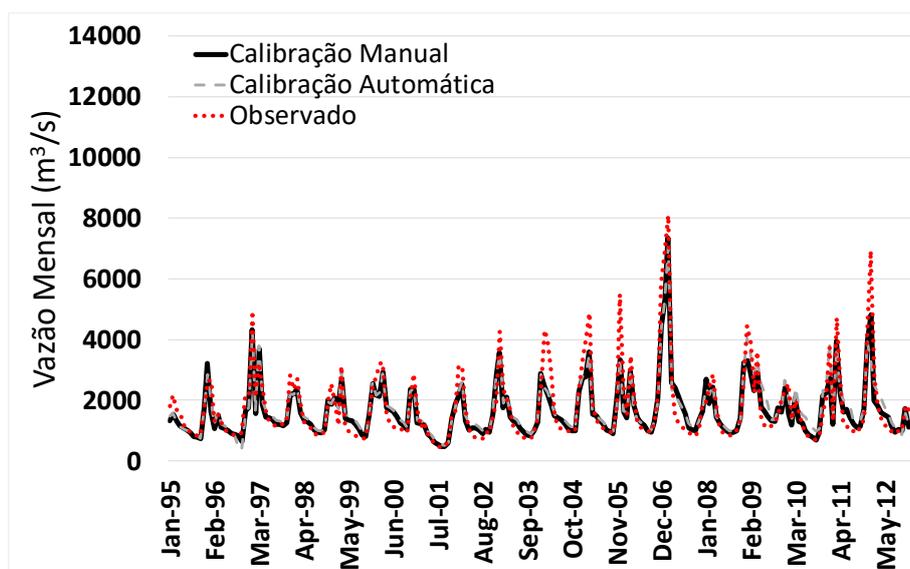


Figura 58 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação São Francisco no período de 1995 a 2012.

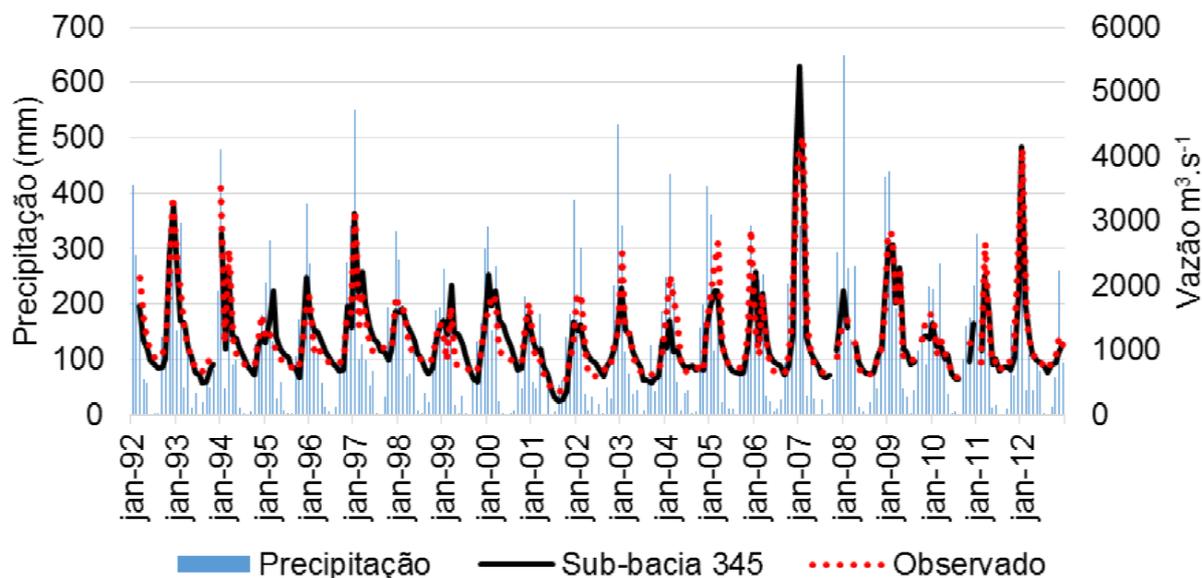


Na comparação entre a série simulada obtida por FERNANDES (2014) e as séries obtidas neste trabalho para a estação São Francisco, enquanto o trabalho atual subestimou os picos de vazão para a estação São Francisco na maioria dos anos do período 1995 a 2012, observa-se no trabalho de FERNANDES sobrestimativas dos picos de vazão em sete anos, o que contribuiu para a redução do coeficiente Nash, que é sensível aos valores extremos, conforme já abordado anteriormente. O fluxo de base foi bem estimado pelos dois trabalhos na maioria dos anos.

Realizando a mesma análise para a estação Cachoeira do Manteiga, primeira estação de estudo após o reservatório Três Marias, verifica-se que FERNANDES (2014) obteve na calibração manual mensal hidrológica da estação Cachoeira do Manteiga $NSE = 0,84$ para o período de 01/01/1993 a 31/12/2012. Para o período de 01/01/1995 a 01/12/2012 o presente trabalho obteve um $NS = 0,97$ para a calibração manual e $NS = 0,95$ para a calibração automática com SWATCUP.

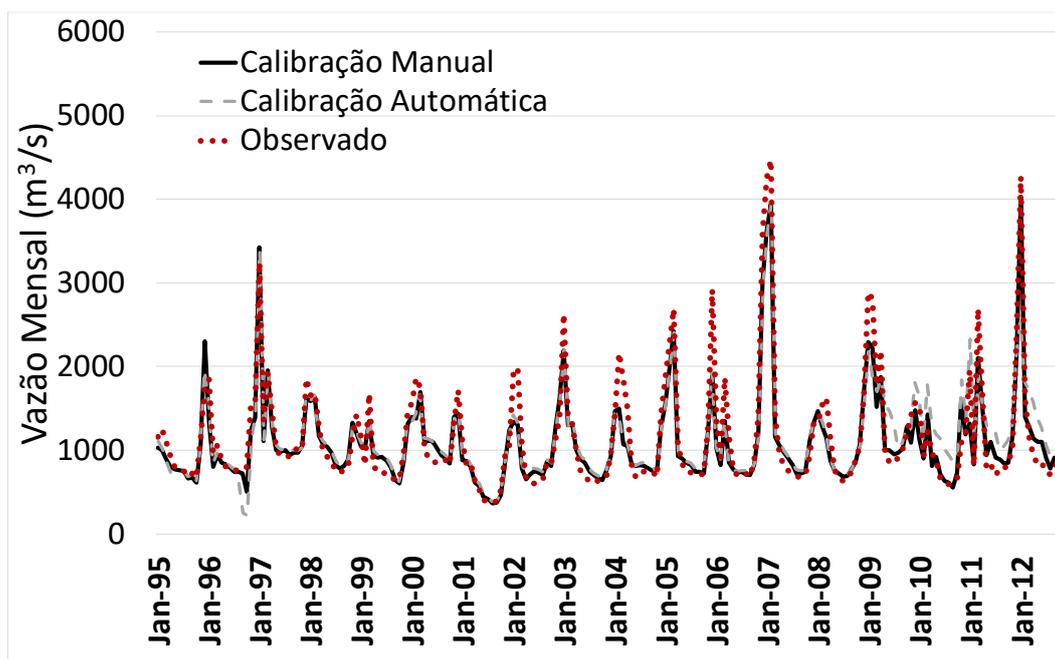
Na comparação entre a série simulada obtida por FERNANDES (2014) (Figura 59) e as séries obtidas neste trabalho para a estação Cachoeira do Manteiga (Figura 60), o fluxo de base teve ajuste semelhante. Entretanto, com respeito aos picos de vazão, enquanto que a partir de 1998 houve subestimativa de todos os picos, a modelagem de FERNANDES sobrestimou em seis anos e subestimou ou ficou bem próximo do observado nos outros anos. Da mesma forma que na estação Francisco, acredita-se que as sobrestimativas das vazões altas tenham contribuído para redução do coeficiente Nash.

Figura 59 - Precipitação e séries de descarga líquida mensal observada e simulada na calibração manual no SWAT realizada por FERNANDES et al. (2014) para a estação Cachoeira do Manteiga (Sub-bacia 345) no período de 1993 a 2012.



Fonte: FERNANDES (2014).

Figura 60 - Séries de descarga líquida mensal observada e simuladas na calibração manual no SWAT e na calibração automática no SWATCUP para a estação Cachoeira do Manteiga no período de 1995 a 2012.



O esforço de FERNANDES (2015) em utilizar bases regionais e um banco de dados de solos da EMBRAPA com melhor resolução permitiu a obtenção de um modelo SWAT com bom ajuste. Entretanto, a metodologia utilizada pelo autor, dividindo a BRSF em seis projetos e realizando a calibração manual individual no SWAT para diversas estações escolhidas em cada projeto, possibilitou a obtenção de melhor ajuste dos parâmetros nas áreas menores, o que contribuiu para o bom ajuste do modelo. O modelo numérico do terreno foi elaborado com

resolução espacial de 30 m a partir de curvas de nível disponibilizadas pelo IBGE, na escala 1:50.000. Segundo o autor, o mapa de solos utilizado tem escala de 1:100.000 e foi elaborado pela EMBRAPA em conjunto com o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento em 2004. Quanto as características químicas e físicas dos solos da BRSF, o autor utilizou informações repassadas pela EMBRAPA Solos (tipos e perfis de solos) para simulação do modelo. O melhor ajuste do modelo de FERNANDES pode ser atribuído a utilização de bases com melhor resolução e a divisão da bacia em projetos, realizando a calibração por trecho de rios, permitindo assim que os parâmetros fossem calibrados para áreas menores e possivelmente mais homogêneas.

A respeito das bases e bancos de dados utilizados por FERNANDES (2014), podemos considerar que as maiores diferenças no processo de modelagem entre os dois trabalhos estão nos dados de solos e do uso da terra utilizados.

Individualmente a análise visual das séries estimadas pelo modelo obtido no presente trabalho e a análise dos resultados das análises estatísticas da calibração manual e automática nas fases de calibração e verificação do presente trabalho mostram bons resultados. A comparação com os dois estudos com SWAT realizados na BRSF mostrou que o esforço na elaboração de uma base de dados de solos regional, a utilização de bases com melhor resolução, a inserção dos dados do reservatório Três Marias e a realização de calibração manual seguida por calibração automática contribuiu para um melhor ajuste do modelo.

É importante comentar que neste trabalho foi utilizado um modelo único para análise somente de estações do RSF, diferentemente de FERNANDES (2015) que dividiu a BRSF em vários projetos e calibrou trechos do Rio São Francisco e afluentes. Quando se trabalha com o SWATCUP, é possível definir limites diferenciados dos parâmetros para sub-bacias, HRUs ou até mesmo profundidade do solo. Desta forma, pode-se obter melhorias das estimativas tendo em vista a obtenção de valores dos parâmetros ajustados para áreas mais homogêneas. O ponto negativo é que aumenta o tempo de processamento, principalmente quando a modelagem é realizada em grandes áreas como no presente projeto. Como o presente trabalho foi realizado para obtenção de um modelo hidrológico como ponto de partida para obtenção de um modelo de sedimentos utilizando dados de sensoriamento remoto do Rio São Francisco, optou-se por obter um modelo geral da bacia do Alto-Médio São Francisco.

5.7. CONCLUSÕES

O presente estudo teve como objetivo a elaboração de um modelo hidrológico com o SWAT para a Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco utilizando bases com melhor resolução espacial e uma base de solos elaborada com dados regionais. Para calibração foi realizada calibração manual no SWAT seguida de calibração automática no SWATCUP onde foram utilizados dados de descarga líquida de cinco estações do médio São Francisco, e da efluência e das características do reservatório da UHE Três Marias.

O SWAT tem limite de processamento na etapa de definição de HRUs e não permitiu a utilização de bases com melhor resolução para a área do projeto que é de cerca de 353 mil km², sendo necessário diminuir a resolução das bases de entrada e o número de HRUs para que o processo de modelagem fosse finalizado.

Foi elaborada uma tabela com dados regionais para utilização em trabalhos de modelagem com SWAT na Bacia do Rio São Francisco. Para utilização os dados devem compor a tabela USERSOIL na base de dados do SWAT.

A inserção das propriedades do reservatório Três Marias, tais como dos dados das características físicas e de gerenciamento do reservatório, assim como inserção dos dados mensais do fluxo máximo e mínimo do reservatório e dos dados diários da efluência do reservatório permitiu um excelente ajuste do modelo para o reservatório, o que foi comprovado pela análise visual e pelos coeficientes Nash (0,99) e de determinação (0,99).

De acordo com o critério de classificação de Moriasi et al. (2007) foi possível calibrar todas as estações com índices muito bom, bom ou satisfatório para o índice Nash, e índices muito bom ou bom para o PBIAS. Embora tenham sido obtidos bons resultados com a calibração manual, a realização da calibração automática no SWATCUP possibilitou melhor ajuste do modelo, ocorrendo todos os índices.

De uma forma geral os resultados das calibrações conseguiram representar bem a vazão ocorrente nas estações, apesar de terem sido observadas subestimativas da recessão dos anos de 1995 e 1996 em todas as estações, com comportamento diferenciado entre as estações em outras datas.

O resultado da análise de sensibilidade realizada mostra que os parâmetros SHALLST.gw (quantidade de água inicial no aquífero raso), GW_REVAP.gw (coeficiente de re-evaporação da água subterrânea), GWQMN.gw (nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo

de base), GW_DELAY (intervalo de tempo de atraso para recarga do aquífero).gw e CN2.mgt (curva número para a condição de umidade II) foram os parâmetros mais sensíveis.

Os níveis de incertezas na fase de validação foram satisfatórios para todas as estações. Na fase de verificação os níveis de incerteza foram satisfatórios para a maioria das estações, com exceção da estação mais a montante.

A comparação dos resultados obtidos no trabalho com dois estudos de modelagem com o SWAT realizados na BRSF mostra que o esforço na elaboração de uma base de dados de solos regional, a utilização de bases com melhor resolução, a inserção dos dados do reservatório Três Marias e a realização de calibração manual seguida por calibração contribuiu para um melhor ajuste do modelo.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C. et al. **SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty programs.** **Eawag.** Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Duebendorf, p. 93, 2015.
- ABBASPOUR, K.C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. Th. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340-1352, 2004.
- ABBASPOUR, Karim C. et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. **Journal of hydrology**, v. 333, n. 2-4, p. 413-430, 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual. ANA, 2020, 118p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Mudanças climáticas e recursos hídricos: avaliação e diretrizes para adaptação. ANA, 2016, 93p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras. 2015.
- ALMEIDA, C et al. An Integrated Modelling Approach to Study Future Water Demand Vulnerability in the Montargil Reservoir Basin, Portugal. **Sustainability**, 11(1), 206. 2019.
- ALMEIDA, D. F. **Gestão Ambiental dos Sedimentos de Corrente do Rio São Francisco na Região de Três Marias (MG/Brasil).** 2010. Tese (Doutorado em Tecnologia Mineral) – Universidade Federal de Minas Gerais., 2010.
- ARNOLD, J.G. et al. Hydrological processes and model representation: Impact of soft data on calibration. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1637-1660, 2015.
- ARNOLD, J.G. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/Output Documentation 2012;** Texas Water Resources Institute Technical Report No. 439; Texas A&M University System: College Station, TX, USA, 2012.

BANDEIRA, J.V. et al. Resposta morfológica da foz do Rio São Francisco, devido à retenção de sedimentos nos reservatórios. **Vetor**, Rio Grande v.23, n.1, p 5-17, 2013.

BARRELLA, Walter; PETRERE JR, Miguel. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Research and Applications**, 2003, 19.1: 59-76.

BIEMANS, H. et al. Impact of reservoirs on river discharge and irrigation water supply during the 20th century. **Water Resources Research**, v. 47, n. 3, 2011.

BRESSIANI, D.A. et al. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

CAVALCANTE, A. J. B. D. **Impactos nos processos morfológicos do baixo curso do rio São Francisco, decorrentes da construção de barragens**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica). Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2011.

CBHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco PRH-BHSF (2016-2025). **Brasília: ANA**, 2015.

CHAO, Benjamin F.; WU, Yun-Hao; LI, Y. S. Impact of artificial reservoir water impoundment on global sea level. **science**, v. 320, n. 5873, p. 212-214, 2008.

CIRILO, J.A.; RIBEIRO NETO, A. (2015). Flow Modeling in Large Basins: the Case of the São Francisco River, in: **WATER and Climate Modeling in Large Basins**, Org. por Vieira, R., Tucci, C. E. M. e Scott, C. A. ABRH, ed. UFRGS, Porto Alegre/RS, v. 3, pp. 9-44.

CREECH C.T., Brito R.S., Selegan J.P., Miller C. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3), 2015.

CREECH, C.T.; BRITO, R.S.; SELEGAN, J.P. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3). 2015.

CREECH, C.T. **Coupled sediment yield and sediment transport model to support navigation planning in Northeast Brazil**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wayne State University, 2014.

FATICHI, Simone et al. An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 537, p. 45-60, 2016.

FEARNSIDE, Philip M. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. **Water, Air, and Soil Pollution**, 2002, 133.1: 69-96.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. Tese (Doutorado em Geografia), Centro de Filosofia e Ciências Humanas, UFPE, Pernambuco. 2015.

FERREIRA, H. S.; SILVA, B. Q.; ALBUQUERQUE, R. T. D. B. Utilização do sensoriamento remoto para análise de mudanças na dinâmica da paisagem da Foz do Rio São Francisco. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.4994, 2011.

Ferrigo, S.; Minoti, R.T.; Koide, S. Utilização do Modelo SWAT na estimativa da produção de sedimentos decorrentes de diferentes cenários de uso do solo na bacia do córrego Capão Comprido no Distrito Federal. In: **anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH**, Maceió: ABRH. 2011.

GAO, Y. & LONG, D. Intercomparison of remote sensing-based models for estimation of evapotranspiration and accuracy assessment based on SWAT. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 25, p. 4850-4869, 2008.

GANASSIN, Maria Julia Mileo et al. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. **Science of The Total Environment**, p. 146246, 2021.

GODINHO, A.L. **Life history movements and spawning of Sao Francisco River fishes, Brazil**. Tese (Doutorado). University of Massachusetts Amherst, 2005.

GODINHO, A.L.; GODINHO, H.P. Breve visão do São francisco. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas**, v. 468, p. 15-23, 2003.

KANNAN, N. et al. Some challenges in hydrologic model calibration for large-scale studies: a case study of SWAT model application to Mississippi-Atchafalaya River Basin. **Hydrology**, v. 6, n. 1, p. 17, 2019.

KWARTENG, E. A. et al. Coupling SWAT and bathymetric data in modelling reservoir catchment hydrology. **Spatial Information Research**, p. 1-15, 2020.

LANE, S. N. et al. Interactions between sediment delivery, channel change, climate change and flood risk in a temperate upland environment. **Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group**, v. 32, n. 3, p. 429-446, 2007.

LATRUBESSE, E.M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, n. 7658, p. 363-369, 2017.

LELIS, T.A. & CALIJURI, M.L.. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.

LIMA, J. E. F.W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco**. ANEEL-ANA, Embrapa Cerrados, Brasília, DF. 108p, 2001

LONG, D.; LONGUEVERGNE, L.; SCANLON, B.R. Uncertainty in evapotranspiration from land surface modeling, remote sensing, and GRACE satellites. **Water Resources Research**, v. 50, n. 2, p. 1131-1151, 2014.

LORENZZETTI, J.A. Uso de imagens LANDSAT como subsídio ao estudo da dispersão de sedimentos na região da foz do rio São Francisco. Anais do **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, p. 3429-3436, 2007

LØRUP, Jens Kristian; STYCZEN, Merete. Soil erosion modelling. In: **Distributed Hydrological Modelling**. Springer, Dordrecht, 1990. p. 93-120.

LOURES, R.C.& POMPEU, P.S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 731-740, 2012.

MEDEIROS, P. R. P., KNOPPERS, B. A., SANTOS JÚNIOR, R. C., et al. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL), **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 2, pp 212 – 231, 2007.

MEDEIROS, P.R.P. **Aporte fluvial, transformação e dispersão do material biogênico no estuário do Rio São Francisco, após a Construção da Usina Hidroelétrica do Xingo (AL/SE)**. Tese (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências. Universidade Federal Fluminense, 145p., 2003.

NEITSCH, S.L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009**. Texas Water Resources Institute, 2011.

NIU, J. et al. Quantifying storage changes in regional Great Lakes watersheds using a coupled subsurface-land surface process model and GRACE, MODIS products. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7359-7377, 2014.

PETERSEN-ØVERLEIR, A. & REITAN, T. Objective segmentation in compound rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 311, n. 1-4, p. 188-201, 2005.

REZENDE, Patrícia S., et al. Arsenic and mercury mobility in Brazilian sediments from the São Francisco River Basin. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 2011, 22.5: 910-918.

RODGHER, S., et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 2005, 65.4: 697-710.

SALLES et al. Remote sensing to evaluate the impacts of actual evapotranspiration on soil moisture dynamics through the rooting zone in areas with pasture, forest plantation and native vegetation at the Brazilian Cerrado. 2020. (Pronto para submeter)

SANTANA, T. S.; SILVA, B. C.; SANTOS, Afonso Henriques Moreira. Estimativa de impactos de mudanças climáticas nas vazões do Rio São Francisco. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2011.

SANTOS, E.S. al. Regional geochemical baselines for sedimentary metals of the tropical São Francisco estuary, NE-Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 4, p. 601-606, 2009.

SANTOS, H.A. et al. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012.

SILVA, B. C.; COLLISCHONN, W. ; TUCCI, C. E. M. . Simulação da Bacia do Rio São Francisco Através do Modelo Hidrológico MGB-IPH. In: **VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2004, São Luis. VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2004.

SILVA, L.M. & SILVA, B.Q. Utilização da Lógica Fuzzy para análise de mudanças na dinâmica da paisagem da foz do Rio São Francisco. In: **9º SINAGEO - Simpósio Nacional de Geomorfologia** 21 à 24 de outubro de 2012 RIO DE JANEIRO / RJ. 2012

SOUZA, Antonio Carlos Caetano. Assessment and statistics of Brazilian hydroelectric power plants: Dam areas versus installed and firm power. **Renewable and sustainable energy reviews**, 2008, 12.7: 1843-1863.

THOMPSON, Fabiano, et al. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, 2020, 705: 135914.

TIANXIAO, MA, ZHENG, D., RUNKUI, L, XIANGENG, S. (2019). Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of hydrology**, v. 570, p. 802-815, 2019.

TRAINI, Camille et al. Morphology of subaqueous dunes at the mouth of the dammed River São Francisco (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 6, p. 1580-1590, 2012.

APÊNDICE 5A

Valores das variáveis utilizadas na tabela SOIL do SWAT para modelagem.

TIPO DE SOLO	Cambissolo	Latossolo Vermelho	Latossolo Vermelho-Amarelo	Neossolo litólico	Latossolo Amarelo	Neossolo quartzarênico	Gleissolo	Plinthosolo	Afloramento rochoso	Espodossolo	Nitossolo	Argissolo	Neossolo regolítico	Planossolo	Luvissolo	Vertissolo
SNAM	CX	LV	LVA	R	LA	RQ	GX	FX	7	ES	N	P	RR	S	T	V
NLAYERS	3	3	3	2	3	3	3	2	1	3	3	3		3		3
HYDGRP	C	A	A	D	A	B	D	D	D	C	B	C	D	D	D	D
SOL_ZMX	2000	3300	2400	400	3300	2000	2000	2500	3300		1600	2300				1000
SOL_Z1	300	130	150	200	400	300	200	500	300	50	200	300		200		300
SOL_BD1	1.23	0.9	0.99	1.32	0.86	1.32	1.05	1.09	2.62							
SOL_AWC1	0.52	0.65	0.61	0.30	0.52	0.30	0.60	0.14	0.01							
SOL_K1	32.2	98.4	90.4	50.0	2602.6	337.1	20.3	240.6	0.0		10.4					
SOL_CBN1	1.5	1.7	1.3	1.1	0.6	0.4	7.7	1.1	0.0		3.1	1.6		0.2		3.0
CLAY1	28.1	40.3	30.4	29.1	16.4	4.2	46.7	38.0	0.0	4.5	42.3	21.5		39.0		46.6
SILT1	32.2	10.3	9.5	27.1	5.2	3.2	29.7	21.9	0.0	3,22	33.6	22.7		14.0		36.2
SAND1	38.1	49.9	60.1	43.8	78.4	92.6	23.7	40.1	0.0	92,29	24.2	55.8		47.0		17.2
ROCK1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	99.9							
USLE_K1	0.023	0.018	0.019	0.037	0.017	0.031	0.030	0.030	0.001		0.017	0.056				
SOL_Z2	750	650	350	350	700	1200	700	1000		120	300	500		550		700
SOL_BD2	1.00	0.94	0.96		0.94	1.38	0.87	1.09								
SOL_AWC2	0.16	0.14	0.13		0.12	0.08	0.13	0.14								

TIPO DE SOLO	Cambissolo	Latossolo Vermelho	Latossolo Vermelho-Amarelo	Neossolo litólico	Latossolo Amarelo	Neossolo quartzarênico	Gleissolo	Plinthosolo	Afloramento rochoso	Espodossolo	Nitossolo	Argissolo	Neossolo regolítico	Planossolo	Luvissolo	Vertissolo
SOL_K2	8.4	1.5	24.0		505.5	36.8	6.6	553.8								
SOL_CBN2	1.5	1.1	0.8	0.5	0.3	0.1	0.6	1.1			1.6	0.8		0.2		0.7
CLAY2	35.7	43.6	34.4	28.5	22.1	6.8	51.0	38.0		93.2	56.3	32.5		14.5		48.5
SILT2	31.4	12.4	8.9	29.6	5.8	3.3	14.0	21.9		2.6	25.7	19.4		54.0		32.5
SAND2	33.0	44.0	56.7	42.0	72.1	89.9	35.0	40.1		4.2	18.0	48.1		0.2		19.0
ROCK2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0								
USLE_K2	0.023	0.015	0.017	0.037	0.015	0.030	0.030	0.030			0.017	0.034				
SOL_Z3	1250	2000	1500		1600	1800	1400				1600	1100		700		1000
SOL_BD3		0.94	0.96		0.94	1.38										
SOL_AWC3		0.14	0.13		0.12	0.08										
SOL_K3	121.4	5.3	10.2		186.9	11.0										
SOL_CBN3	0.3	0.5	0,46		0.2	0.1	0.3				0.7	0.4		0.2		0.3
CLAY3	19.8	40.3	40.2		25.8	6.5	44.2				62.8	38.4		42.0		39.5
SILT3	34.0	10.3	12.1		7.6	4.0	18.8				20.5	20.8		14.0		36.5
SAND3	46.2	49.9	48.1		66.7	89.5	37.0				16.7	40.9		44.0		24.0
ROCK3		0.0	0.0		0.0	0.0										
USLE_K3		0.015	0.017		0.015	0.03	0.030				0.017	0.034				

6. MODELAGEM SEDIMENTOLÓGICA UTILIZANDO DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS SUSPENSOS OBTIDOS POR SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO.

*Pra nós neste tempo o rio tinha muita importância
A gente sobrevivia daquilo, do rio, da pesca e de planta
No tempo da chuva a gente plantava
No tempo da vazante do rio, tava todo mundo na beira do rio pescando
Quando a vazante chegava plantava e logo mais tinha de tudo
Tinha mandioca, milho, feijão, tinha de tudo
Então, neste sentido o São Francisco pra nós era um Pai e Mãe
que Deus deixou para todos nós ribeirinhos
Então a gente chamava o Pai São Francisco,
porque era nossa sobrevivência
E ali a gente criou os filhos, e nossos pais nos criou,
E assim a gente viveu até chegar a barragem de Sobradinho.
Manoel José de Jesus, 92 anos
(Documentário Centenários do São Francisco)*

RESUMO

O objetivo deste estudo foi desenvolver uma nova metodologia permitindo melhorar a simulação do fluxo de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Alto e Médio São Francisco a partir da integração de estimativas de sedimentos em suspensão obtidos por sensoriamento remoto com o *Soil & Water Assessment Tool* (modelo SWAT). Para avaliação da carga de sedimentos foram testadas as cinco equações de roteamento de sedimentos disponíveis no SWAT (Bagnold simplificada; Bagnold modificada Kodoatie; Molinas & Wu e Yang) além de um módulo recentemente desenvolvido por SANTINI (2020), que usa uma abordagem hidráulica do transporte de sedimentos. A calibração foi realizada no SWATCUP utilizando-se tanto múltiplas estações (cinco) e com uma única estação no exutório da Bacia em estudo. As estimativas de descarga sólida total por sensoriamento remoto foram obtidas em cinco estações virtuais a partir dos dados de reflectância do sensor *Moderate resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) transformados em concentração usando algoritmos calibrados com dados de campo adquiridos especificamente para esta pesquisa (Capítulo 3). As concentrações obtidas por satélite foram utilizadas para o cálculo da descarga sólida total. Na calibração do exutório (estação virtual Morpará) com dados de sensoriamento remoto (descarga sólida total), foram obtidos resultados satisfatórios com respeito ao coeficiente Nash-Suitcliffe e muito bom com o PBIAS utilizando a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu. A produção de sedimentos, áreas de deposição, de erosão e de produção foi especializada e apresentada. Na calibração com as cinco estações virtuais, não foi possível calibrar o conjunto

das estações virtuais com nenhuma das equações. Entretanto, foram obtidos resultados satisfatórios para a estação Cachoeira do Manteiga, com a equação Bagnold default, Morpará, com a equação Molinas & Wu (EQN=3) e Gameleira, com a equação de Yang (EQN=4). A análise de sensibilidade mostrou que os cinco parâmetros mais sensíveis na modelagem com os parâmetros escolhidos inicialmente foram SHALLST.gw (quantidade de água inicial no aquífero raso), USLE_P.mgt (fator de práticas conservacionistas), USLE_C.plant (fator de manejo e cobertura do solo), CH_N2 (coeficiente de Manning para o canal principal) e CN2.mgt (curva número para a condição de umidade II). Na calibração com os parâmetros finais utilizados na calibração do Projeto Morpará com a equação Molinas & Wu os cinco parâmetros mais sensíveis foram. CH_N2 (coeficiente de Manning para o canal principal), CH_BED_D50 (diâmetro médio da partícula no fundo do canal), SHALLST.gw (quantidade de água inicial no aquífero raso), CN2.mgt (curva número para a condição de umidade II) e GWQMN.gw (nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência do fluxo de base). Nenhum dos cinco modelos de roteamento de sedimentos presentes no SWAT conseguiu representar adequadamente a propagação do transporte de sedimentos que ocorre na bacia de estudo e os resultados obtidos por cada método teve um comportamento diferenciado em função do tipo de calibração realizada: individual (Projeto Morpará) ou conjunta (Projeto MSF). As análises de incerteza da melhor iteração da modelagem com o Projeto Morpará e do Projeto MSF com a equação de Molinas & Wu nas fases de calibração e verificação mostraram que os níveis de incerteza foram satisfatórios somente para a estação Morpará virtual. Os valores p-fator e r-fator obtidos pela estação Morpará virtual foram, respectivamente, de 0,70 e 0,95, no Projeto Morpará, e 0,73 e 1,15, no Projeto MSF. Usando o módulo de Santini com dados de sensoriamento remoto, com o modelo de ondas cinemáticas foi possível propagar adequadamente os sedimentos de SR de montante para a jusante com a aplicação da curva-chave da estação mais a montante. Os resultados da calibração com dados de campo da estação convencional Morpará, com a configuração da modelagem que teve os melhores resultados (equação de Molinas & Wu e o Projeto Morpará), foram satisfatórios para o NS (53,0) e muito bom para os o PBIAS (-3,7). Já na verificação foi muito bom para o PBIAS (-3,7) e insatisfatório para o NS (0,47), ficando bem próximo ao valor considerado satisfatório (0,50). A produção média anual de descarga sólida total estimada para a estação Morpará na modelagem com dados de SR para o período de 2000 a 2012 que obteve melhores resultados (Projeto Morpará, equação Molinas & Wu) foi de cerca de 12,1 milhões de toneladas por ano, enquanto que na modelagem com dados de campo a estimativa é de 17,0 milhões de toneladas

por ano. As sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo nas vazões altas são devidas ao uso da equação potencial utilizada para elaboração das curvas-chave e a faixa de vazões em que as curvas foram validadas (baixas e médias vazões). Os resultados da melhor calibração da estação Morpará com dados de descarga sólida total de SR foram comparados com dois trabalhos de modelagem do SWAT realizados na Bacia do Rio São Francisco com dados de campo. A produção de sedimentos obtida por CREECH et al. (2015) no período de 2001 a 2006 foi de cerca de 67,5 milhões de toneladas de sedimentos, enquanto que na modelagem com dados de SR foi estimada em cerca de 66,6 milhões de toneladas. A análise dos resultados obtidos nas modelagens com dados de sensoriamento remoto e a comparação com modelagens realizadas com dados convencionais mostrou que é possível utilizar dados de SR para melhorar as estimativas de sedimentos em modelos como o SWAT. A integração de dados de sedimentos obtidos por sensoriamento remoto com a modelagem com o SWAT permite agregar as principais vantagens dos dois métodos, possibilitando a obtenção de dados robustos em áreas com baixa frequência ou nenhum monitoramento a um custo mais baixo, obtenção de séries do passado em função da disponibilidade de dados de satélite, oferecendo uma visão sinóptica do fluxo de sedimentos e a criação de cenários futuros para avaliação de mudanças climáticas e mudança do uso da terra, dentre outros. Nenhuma das modelagens realizadas com as equações de roteamento de sedimentos do SWAT conseguiu propagar corretamente os sedimentos no Rio São Francisco. Entretanto, a proposta de SANTINI (2020) obteve bons resultados para a BRSF, onde os sedimentos finos compõem a maior parte do material em suspensão transportado pelo RSF. No cenário atual, em que poucos autores se preocupam com a equação de roteamento de sedimentos, este trabalho vem contribuir com os modeladores apresentando as limitações do SWAT com respeito a utilização das equações disponíveis no modelo e a perspectiva do uso da abordagem hidráulica de Santini para propagação dos sedimentos nos rios. Além disto, este trabalho traz a questão da qualidade dos dados de sedimentos, mostrando a importância da qualidade das curvas-chave de sedimentos e de sua utilização levando em consideração a faixa de vazões que as mesmas foram geradas.

Palavras-chave: Sedimentos, MODIS, SWAT, Bacia do Rio São Francisco, Sensoriamento

6.1.INTRODUÇÃO

A hidrologia moderna tem hoje a sua disposição um grande arsenal tecnológico, o qual tem auxiliado no processo de entendimento, modelagem, simulação e tomada de decisão com relação aos Recursos Hídricos (FU et al., 2020). Entre estes avanços tecnológicos podemos citar: 1 - os levantamentos de campo com o uso de perfilador hidroacústico de correntes (Acoustic Doppler current profiler - ADCP; Guerrero et al., 2016), Radar de Penetração no Solo (Ground Penetrating Radar – GPR; Di PRIMA et al., 2020), e tomografia de resistividade elétrica (MOREIRA et al., 2019); 2 - produtos de sensoriamento remoto aplicados a precipitação (SALLES et al., 2019; TANG et al., 2019; STRAUCH et al., 2012), a estimativa de evapotranspiração (SALLES et al., 2020; LI et al., 2019; DIAS, et al., 2019; PARAJULI et al., 2018; HERMAN et al., 2018; SOUSA et al., 2015; NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008), na determinação do nível de rios e lagos empregando satélites altimétricos (SILVA et al., 2019; EMERY et al., 2018; DUAN & BASTIAANSSEN, 2013) e na qualidade das águas (MARINHO et al., 2020; CONDÉ et al., 2019); no poder computacional que acelerou o processo de modelagem e simulação (Soil & Water Assessment Tool – SWAT; CAKIR et al., 2020; WEI et al., 2019; POMÉON et al., 2018; ARNOLD et al., 2012), HEC-HAS (COSTABILE et al., 2020; CREECH et al., 2018; FeFlow (ARENAS et al., 2020); Modelo de Grandes Bacias – MGB; SORRIBAS et al., 2020; PONTES et al., 2017).

O desempenho da modelagem hidrológica na escala de bacias hidrográficas, em termos estatísticos, pode ser substancialmente afetado pela qualidade dos dados de entrada - medição em campo (HARMEL et al., 2006; YEN et al., 2016, CASTRO, 2013). Neste contexto, podemos ressaltar as altas incertezas das medições de descargas de sedimentos, onde os erros associados às medições tendem a variar com a concentração e distribuição do tamanho do grão, bem como as condições do local no momento da coleta (HOROWITZ, 2003), com incertezas de medição podendo chegar a 117% (YEN et al., 2017). Segundo (HOROWITZ, 2003), os erros associados às medições de descarga líquida podem variar normalmente de 2 a 20% dependendo do método usado e das condições existentes no momento da medição. Soma-se a estes erros as diferenças da concentração de sedimentos decorrentes de uma convergência de fatores, incluindo a variabilidade espacial e temporal de curto prazo da ocorrência natural da concentração dos sedimentos em suspensão transversal e aos erros inerentes das curvas-chave de sedimentos, com diferenças entre as estimativas de fluxo reais e obtidos pela curva da ordem de 15-20% nas medições, que devem ser vistas como estando dentro da faixa normal de erro de medição ou previsão.

Neste contexto, o sucesso da aplicação de modelos requer a obtenção de séries temporais de vazão e descarga sólida de qualidade, e a qualidade dessas séries depende da qualidade das curvas-chave utilizadas para sua determinação. Por sua vez, a elaboração curvas-chaves requer a compreensão das dinâmicas espacial e temporal do comportamento das descargas líquida e sólida, e muitas vezes requer a utilização de curvas-chave mais complexas, com a utilização de diversos períodos e vários tramos (PETERSEN-ØVERLEIR & REITAN al.,2005), o que não é o usual entre os órgãos reguladores.

Por muitos anos grandes expectativas foram direcionadas às técnicas de sensoriamento remoto para fornecer dados espaciais de uso em modelos hidrológicos distribuídos (ABBOTT & REFSGAARD, 2012). Se no início o uso operacional de dados de sensoriamento remoto não era uma prática comum e direcionada apenas para inferência da cobertura de neve por satélite e do uso da terra / mapeamento da vegetação, com o lançamento de novos satélites surgiram novas possibilidades para o uso desta tecnologia, entre elas a aplicação operacional do sensoriamento remoto em grandes área em conjunto com modelos hidrológicos distribuídos (ABBOTT & REFSGAARD, 2012). Para ABBASPOUR (2015), o uso de dados de sensoriamento remoto, quando disponível, pode ser extremamente útil para modelagem com SWAT e como resultado dos avanços na disponibilidade de dados de sensoriamento remoto é o grande salto na modelagem de bacias hidrográficas.

A publicação de ENGMAN & GURNEY (1991) foi o primeiro esforço na compilação do conhecimento sobre a utilização de técnicas de sensoriamento remoto aplicada aos diversos ramos da hidrologia. Até então, este conhecimento encontrava-se disperso em um grande número de publicações, principalmente em revistas científicas e anais de eventos científicos. Esta ciência relativamente jovem teve um desenvolvimento significativo durante as três últimas décadas e compõe muitos ramos da hidrologia, abordando temas como precipitação, neve, evapotranspiração, escoamento, umidade do solo, água subterrânea, qualidade da água, levantamento do nível de corpos d'água e gestão de recursos hídricos. Além desta evolução da área de SR na aquisição de novos dados , o acoplamento de sistemas de informações geográficas (SIG) a modelagem hidrológica, tornou possível a utilização de dados e imagens georreferenciados e o uso de técnicas de sensoriamento remoto, trazendo para a modelagem hidrológica os benefícios/vantagens do uso das técnicas de sensoriamento remoto (SALLES 2020; TANG et al., 2019; HERMAN et al., 2018; POMÉON et al., 2018; PARAJULI et al., 2018; SOUSA et al., 2015; NIU et al.,2014; GAO & LONG, 2008).

TROCH et al. (1990) descreve as vantagens e desvantagens do uso de dados de sensoriamento remoto. Em contraste com os métodos convencionais de coleta de dados, as principais vantagens do controle remoto podem ser resumidas como: (1) nenhuma interferência entre os dispositivos de aquisição de dados e o processo sendo medido; (2) medições distribuídas em vez de medições pontuais; (3) resolução alta no espaço e / ou tempo; (4) dados disponíveis em formato digital; (5) informações possíveis sobre áreas remotas inacessíveis. Segundo o autor, a principal desvantagem é que os sensores remotos não fornecem dados diretamente na forma necessária na modelagem hidrológica. Outra dificuldade é que, as informações adquiridas por tais sensores geralmente consistem em medições de sinais eletromagnéticos que devem ser convertidos em dados hidrológicos relevantes por meio de algoritmos de inversão (HAN et al., 2016; NECHAD et al., 2010). Técnicas para interpretar operacionalmente dados de sensoriamento remoto em informações hidrológicas tem evoluído rapidamente (PALMER et al., 2015; ZHOU et al., 2017; TOMING et al., 2016; MOUW et al., 2015; DÖRNHÖFER & OPPELT, 2016), entretanto ainda necessitam de aprimoramentos. Como exemplo, podemos citar as dificuldades na escolha faixas espectrais mais adequadas para estudar os processos hidrológicos, bem como na interpretação desses dados com métodos apropriados.

Um grande problema para o usuário dos dados de sensoriamento remoto é de como incorporar efetivamente esses dados em estudos e modelos hidrológicos (ABBOTT & REFSGAARD, 2012; ENGMAN & GURNEY, 1991). O uso de sensoriamento remoto por satélite proporciona uma oportunidade sem precedentes para monitorar a variabilidade espaço-temporal da evapotranspiração usando dados baseados em índice de vegetação e temperatura superficial da terra (LONG et al., 2014). Redes limitadas de estações de monitoramento de ET restringem globalmente a quantificação de ET em grandes áreas.

A utilização de dados de precipitação e evapotranspiração de sensoriamento remoto são as integrações mais utilizadas na modelagem (SALLES 2020; TANG et al., 2019; HERMAN et al., 2018; POMÉON et al., 2018; PARAJULI et al., 2018; SOUSA et al., 2015; NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008). Estudos como o de STRAUCH et al. (2012) mostrou como a modelagem com múltiplas entradas de precipitação de sensoriamento remoto pode aumentar consideravelmente o nível de confiança nos resultados de simulação, particularmente nas regiões com menor disponibilidade de dados de campo. Diversos estudos de evapotranspiração de sensoriamento remoto acoplados com modelos hidrológicos foram utilizadas para

estimativas da evapotranspiração e para quantificação do balanço hídrico de bacias (NIU et al., 2014; GAO & LONG, 2008; SALLES 2020; RIENTJES et al, 2013).

Outro exemplo de integração é o estudo de TIANXIAO et al. (2019). Os autores demonstraram que os métodos disponíveis no módulo de “Desenvolvimento de Plantas” do SWAT não são adequados para áreas subtropicais/tropicais tendo em vista o fator controle e de dormência, propuseram integrar series de índice de área foliar obtidas de imagens MODIS dentro do módulo desenvolvimento de plantas do SWAT para substituir o índice de área foliar simulado pelo SWAT. Com este procedimento, as dinâmicas da vegetação atual puderam ser refletidas e a ocorrência de dormência durante o desenvolvimento das plantas foi também evitado.

Considerando as dificuldades na coleta espaço-temporal dos dados hidrossedimentométricos, o que dificulta o seu uso nos processos de tomada de decisão com relação aos recursos hídricos, o objetivo do presente estudo é avaliar o uso de séries temporais de descarga sólida total obtidas por técnicas de sensoriamento remoto na modelagem sedimentológica com o SWAT. Para avaliação da carga de sedimentos foram testadas as cinco equações de roteamento de sedimentos disponíveis no SWAT (Bagnold simplificada, Bagnold modificada Kodoatie, Molinas & Wu e Yang), a calibração no swat-cup com múltiplas estações e com estação única (exutório), e o modelo de SANTINI para sedimentos finos.

6.1.1. MODELAGEM DE SEDIMENTOS COM O SWAT

A filosofia empregada na modelagem atual requer que os modelos sejam descritos de forma transparente; e que a calibração, validação, sensibilidade e análise de incerteza sejam realizadas rotineiramente como parte do trabalho de modelagem. Como a calibração é "condicional" (ou seja, condicionada à estrutura e/ou entradas do modelo, suposições do analista, algoritmo de calibração, dados de calibração, entre outros.) e não exclusivamente determinística, a análise de incerteza é essencial para avaliar a qualidade de um modelo calibrado. (ABBASPOUR et al., 2015).

Neste contexto, o SWAT é uma das ferramentas de modelagem hidrológica mais utilizadas no mundo (GASSMAN et al., 2007; BRESSIANI et al., 2015, ABBASPOUR et al., 2015), pois, além de tratar as questões de chuva-vazão, tem módulos especializados para outros componentes associadas ao ciclo hidrológico como a transporte de sedimentos e a qualidade

das águas, o que faz do SWAT um sistema/ ferramenta versátil. Muitas das aplicações do SWAT foram impulsionadas pela necessidade de várias agências governamentais, particularmente nos Estados Unidos e na União Européia, que exigem avaliações diretas das alterações antropogênicas, mudanças climáticas e outras influências em uma ampla gama de recursos hídricos ou avaliações exploratórias de modelo recursos para potenciais aplicações futuras (GASSMAN et al., 2007).

O modelo SWAT, acrônimo para Soil and Water Assessment Tool (Ferramenta de avaliação de solo e água), é um modelo em escala de bacia hidrográfica que foi desenvolvido no início de 1990 pelo Dr. Jeff Arnold do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) do EUA para prognosticar o impacto das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas, com diversos tipos de solo, uso do terreno e condições de gestão, após um longo período de tempo (NEITSCH, 2011). O SWAT é um modelo de base física e requer informações sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão de solo que ocorram na bacia hidrográfica.

O SWAT é um modelo com código-fonte aberto com um grande e crescente número de aplicações, desde pequenas bacias hidrográficas até escalas continentais (ABBASPOUR, 2015). Segundo o autor, o SWAT foi utilizado para modelar países inteiros com diversos propósitos: nos Estados Unidos, para estimativa de vazão de 6000 estações; na Índia, para quantificar o impacto das mudanças climáticas na hidrologia; na África, para simular a hidrologia e calcular os recursos hídricos na resolução das sub-bacias e para estudar o impacto das mudanças climáticas; no Iran e a África inteiros, com diversos propósitos.

Com respeito aos dados de descarga sólida, a obtenção desses dados é muito onerosa, tanto no processo de levantamento quanto do uso de recursos financeiros, além de oferecer perigo quando a medição é realizada nas altas vazões (eventos extremos), fazendo com que o monitoramento de sedimentos nos rios e reservatórios seja frequentemente restrito a vazões baixas a médias e com frequência de aquisição não adequada ao regime da descarga líquida. A baixa frequência de monitoramento compromete a qualidade da caracterização dos sedimentos, uma vez que a coleta não abrange toda a amplitude de vazões, não identificando principalmente o comportamento dos sedimentos nas altas vazões, bem como quando o rio extrapola o leito principal, ou seja, não considera a influência da planície de inundação. Com isto, as séries de descarga sólida utilizadas dos modelos hidrológicos, obtidas normalmente de curvas-chave de

sedimentos elaboradas a partir de dados de campo, descarga líquida e sólida, muitas vezes, não são representativas de todo ciclo de vazão (CONDÉ et al., 2019).

Os modelos gerados pelo SWAT, embora já bastante aprimorados, ainda têm dificuldades na simulação dos sedimentos por conta das limitações das fórmulas empíricas que utilizam, fazendo com que os resultados sejam muito dependentes da calibração, processo que, assim, adquire uma função protagonista, quando deveria ser apenas auxiliar (CARVALHO, 2014). De acordo com DURU et al (2018) a maioria das pesquisas publicadas concluíram que o SWAT pode estimar satisfatoriamente os sedimentos. Entretanto, na literatura são encontrados inúmeros trabalhos de modelagem de sedimentos em que não foi possível obter resultados satisfatórios: SIMÕES (2019); ZANIN et al.(2018); CARVALHO (2014); FERRIGO (2014) ; STRAUCH et al. (2013) ; UZEIKA et al.(2012) ; WHITE & CHAUBEY (2005).

UZEIKA (2009) utilizando o SWAT não encontrou resultados satisfatórios para produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica (1,19 km²) no sul do Brasil utilizando o SWAT. Segundo a autora, os resultados insatisfatórios podem estar relacionados a limitações da equação MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) ou a propagação de sedimentos no canal.

O transporte do sedimento no SWAT consiste em duas componentes: paisagem e canal. Na componente da paisagem, o modelo SWAT mantém registros da distribuição do tamanho da partícula de sedimentos erodidos e os encaminha através de lagos, canais e superfície dos corpos de água (NEITSCH et al., 2011). A distribuição do tamanho do sedimento solto é estimada a partir da distribuição do tamanho da partícula primária (FOSTER et al., 1980). No SWAT versão 2009 os sedimentos são modelados na componente paisagem levando em consideração as classes de declive enquanto as HRUs são criadas, mas o modelo não leva em consideração o processo de deposição em toda a paisagem. BONUMÁ et al. (2014), com o intuito de representar melhor os processos de deposição de sedimentos nas encostas, modificou o código fonte do SWAT com a incorporação de um termo de capacidade de transporte de sedimentos na paisagem.

O modelo SWAT utiliza a equação MUSLE para cálculo da produção de sedimento que é computada para cada sub-bacia. A MUSLE foi desenvolvida a partir da equação USLE cujo modelo foi obtido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas-padrão, por sua vez, para parcelas-padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e

9% de declividade (PRUSKI, 2009; WISCHMEIER & SMITH, 1978), distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos, não sendo adaptada para os processos de erosão de encostas montanhosas. É uma equação de perda de solo que se processa na sua maior parte como erosão laminar (MACHADO, 2002).

No processo de transporte, nem todo o material erodido e disponibilizado para o curso d'água atingirá o exutório da bacia. Parte deste material ficará retido nas encostas, ou ao longo do trajeto no próprio curso do rio (UZEIKA, 2009). O SWAT superestima a produção de sedimentos em encostas íngremes das bacias hidrográficas, pois não consegue captar as ondulações da paisagem; isto é, após uma inclinação de 45%, o relevo é deprimido e os sedimentos aí depositados (BONUMÁ et al., 2014). No entanto, SWAT mantém o sedimento em fluxo, resultando em uma superestimativa da carga de sedimentos na saída do fluxo. De acordo com ROIG (2005), esta característica dificulta a correlação entre os dados de transporte de sedimentos e os resultantes do cálculo de erosão utilizando-se de equações empíricas como a USLE e a MUSLE, onde a retenção de sedimento não é considerada.

O fator erodibilidade do solo, presente na equação MUSLE, constitui o fator de maior custo e morosidade para determinação, notadamente no Brasil, tendo em vista a extensão territorial e a diversidade edáfica; e do alto custo da aplicação dos métodos diretos (PRUSKI, 2009). Desta forma, foram desenvolvidos vários modelos para estimativa do fator erodibilidade de maneira indireta. No modelo SWAT, a estimativa da erodibilidade é feita pela equação de WISCHMEIER et al. (1971). De acordo com PRUSKI (2009), a obtenção indireta da erodibilidade tem sido usada com sucesso nos Estados Unidos, todavia o seu uso não tem apresentado bons resultados quando aplicada aos solos tropicais devido às diferenças texturais, particularmente no tocante aos latossolos brasileiros. Além disto, o autor informa que o mesmo tem acontecido para os métodos desenvolvidos ou adaptados para as regiões tropicais e que uma das causas dessa inadequação é a grande heterogeneidade do comportamento dos solos tropicais em face do processo erosivo. Desta forma, muitos autores sugerem o desenvolvimento de modelos para estimativa da erodibilidade específicos para cada grupamento de solos.

O comprimento do declive e os parâmetros de inclinação do declive usados no cálculo do fator topográfico MUSLE (fator LS) são fatores sensíveis que podem afetar significativamente as previsões de produção de sedimentos do SWAT. De acordo com BONUMÁ (2011, 2014), a interface ArcSWAT calcula o comprimento do declive e a inclinação do declive a partir do modelo de elevação digital. No entanto, o cálculo do

comprimento do declive nem sempre tem êxito quando os declives são íngremes. Quando um comprimento de declive não é calculado, o padrão da interface é um comprimento de declive de 50 m. O comprimento do declive padrão de 50 m é apropriado para bacias hidrográficas relativamente planas, mas em bacias com declives médios a íngremes ($> 25\%$), o SWAT simulará erosão laminar excessiva.

Ainda com respeito ao uso da MUSLE, cabe uma análise sobre a determinação dos coeficientes de ajustes empíricos “a” e “b” usados no cálculo da perda de solo por evento individual de chuva. SANTOS et al. (2014) citam uma série de trabalhos que apontam para a necessidade de calibração dos coeficientes de ajustes empíricos “a” e “b” da equação MUSLE e mostram que os mesmos são, na análise de sensibilidade dos parâmetros da MUSLE, os fatores mais sensíveis do modelo, contribuindo com cerca de 66% da variabilidade da produção de sedimentos nas estimativas realizadas pelo SWAT. Ainda de acordo com os autores, o uso dos coeficientes originalmente recomendados por WILLIAMS (1974) como coeficientes de ajuste empíricos (“a” e “b”) da equação MUSLE apresentou altos erros de estimativa para microbacias no semiárido brasileiro, evidenciando a importância da calibração desses coeficientes.

Na componente do canal o transporte de sedimento no SWAT é função dos processos de deposição e degradação operando simultaneamente no curso d'água. O modelo calculará a deposição e a degradação utilizando as mesmas dimensões do canal para toda simulação. Alternativamente, o modelo SWAT também pode simular o corte e a ampliação do canal e atualizar as dimensões do canal durante toda simulação. A degradação ou deposição de sedimento pode ocorrer dependendo da força da corrente, a exposição dos lados e do fundo do canal para a força erosiva da corrente e a composição da margem e sedimento do leito. Cada sub-bacia possui uma rota principal do curso d'água na qual o sedimento das sub-bacias dos planaltos é propagado e depois adicionado aos cursos d'água.

No SWAT o cálculo da propagação de sedimento no canal pode ser feito com o método padrão simplificado de Bagnold, implementado na versão 2005. Mais outros quatro métodos que foram implementados na versão 2009 do SWAT: Bagnold modificado, Kodoatie, Molinas & Wu e Yang (NEITSCH, 2011).

Para o cálculo da propagação sedimentos no canal, o método padrão (default) do SWAT é a equação simplificada de Bagnold. Esse modelo trata-se de uma versão simplificada da equação de força de corrente de BAGNOLD (1977) modificada por WILLIAMS (1980) para

calcular a quantidade máxima de transporte de sedimentos que pode ser transportada em um curso d'água ($\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$) em função da velocidade mais alta do canal ($q_{\text{ch,pk}}$).

Nesse método, a $\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$ é calculada e a erosão é limitada apenas pela capacidade de transporte de sedimentos, isto é, o fornecimento de sedimento é ilimitado por causa da erosão do canal. Se a concentração na entrada do canal ($\text{conc}_{\text{sed,ch,i}}$) for menor que a capacidade de transporte ($\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$), então a erosão do canal supre o déficit. Por outro lado, se a concentração na entrada do canal for maior que a capacidade de transporte, a diferença na carga será depositada dentro do canal. Desta forma, com a equação simplificada de Bagnold a carga de sedimentos é quase sempre próxima a $\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$, e é limitada apenas pelos fatores de cobertura do canal (C_{CH}) e de erodibilidade do canal (K_{CH}) (NEITSCH et al., 2011). Com a aplicação desta equação não há registro da distribuição do tamanho das partículas nos cursos d'água e supõe-se que todas as partículas sejam do tamanho de partículas de silte. Além disso, os resultados apresentados são da erosão do canal, não havendo contabilização separada da erosão da margem do rio e do leito; e supõe-se que a deposição ocorra somente no canal principal. A deposição de sedimentos na planície de inundação também não é modelada (NEITSCH et al., 2011).

As quatro novas equações de força de fluxo para prever a capacidade de transporte de sedimentos no canal implementadas no SWAT com abordagens nas leis da física (Bagnold modificado, Kodoatie, Molinas & Wu, e Yang) foram desenvolvidas com base em diferentes teorias e materiais de leito. Essas equações buscam prever concentração máxima de carga do leito como uma função não linear da velocidade de pico, calculam a erosão baseada na tensão de cisalhamento, dividem a erosão do canal em erosão de margem e do leito do rio e rastreiam a distribuição do tamanho das partículas do sedimento a partir da erosão da superfície e calculam a erosão e a deposição para seis tamanhos de partículas.

Com a implementação dos novos métodos de roteamento de sedimentos, a $\text{conc}_{\text{sed,ch,mx}}$ pode ser calculada também com três outras equações e a erosão é determinada não apenas pela capacidade de transporte de sedimentos, mas também pelas tensões críticas e reais de cisalhamento na margem e no leito do rio. Assim, a erosão ocorre apenas quando $\text{conc}_{\text{sed,mx}} > \text{conc}_{\text{sed,ch}}$ e quando a tensão de cisalhamento real é mais forte do que a tensão de cisalhamento crítica. A erosão é dividida em erosão da margem do rio e do leito do rio com um potencial de erosão relativo, que é calculado com base na taxa de erosão na margem e no leito do rio. Além disso, os novos métodos de direcionamento de sedimentos rastreiam a distribuição por tamanho

das partículas do sedimento da erosão da superfície e calculam a erosão e a deposição para cada partícula no canal. A quantidade de cada partícula no sedimento por erosão superficial é estimada pela composição original do solo com distribuição de tamanho de partícula primária. A erosão da margem e do leito do rio é calculada com o excesso de tensão de cisalhamento e também são divididos em diferentes partículas de sedimento com diâmetro de sedimento mediano (D50) do material da margem e do leito do rio.

Estas abordagens baseadas em princípios físicos com erosão de margem separada do fundo são mais apropriadas para modelar áreas com o desenvolvimento de planície de inundação, onde a erosão da margem tem uma contribuição mais efetiva do que a erosão da superfície, tanto para o cálculo da carga de sedimentos como de nutrientes na bacia (Lu et al., 2014).

A concentração de sedimentos máxima ($conc_{sed, ch, mx}$) é calculada da mesma forma, tanto pelas equações de Bagnold simplificada (EQN=0) como pela modificada (EQN=1), ou seja, tem a mesma função para cálculo da capacidade máxima de transporte. Entretanto, o cálculo do transporte de sedimentos no canal é diferente, sendo possível, na utilização da equação modificada, simular o mecanismo de erosão das margens, o que não é possível pela equação simplificada.

A equação de Kodoatie calcula a capacidade máxima de transporte com profundidades de fluxo, geometria do riacho e materiais do leito, além da velocidade do fluxo. Essa equação foi desenvolvida para a otimização não linear de dados de campo para diferentes tamanhos de sedimentos do leito. Assim, a equação pode ser utilizada com material de leito com variação de tamanhos de silte a cascalho.

Já a equação de Molinas e Wu calcula a capacidade máxima de transporte como potência de fluxo universal, que está relacionada à profundidade do fluxo e à velocidade de queda de partículas, e foi desenvolvida para grandes rios com leito de areia baseado no poder da corrente, sendo ajustada para 414 conjuntos de dados de carga de leito de rios de grande porte, tais como o Rio Amazonas e o Rio Mississipi (NEITSCH et al. (2011)). O Modelo de Molinas & Wu é o único modelo desenvolvido para grandes rios, com leito apenas de areia. A equação de Yang relaciona a carga total de sedimentos com a força da corrente (produto de velocidade e inclinação e possui equações separadas para areias e cascalho do leito. Maiores detalhes sobre as equações de roteamento de sedimentos do SWAT podem ser obtidos em NEITSCH et al. (2011)

Embora as novas equações de roteamento de sedimentos no SWAT considerem uma abordagem física para determinação da erosão das margens e do canal, o que é considerado mais apropriado para modelar áreas com planície de inundação, onde a erosão da margem contribui mais do que a erosão da superfície para sedimentos e cargas de nutrientes na bacia (LU et al., 2014), o modelo SWAT apresenta uma deficiência no cálculo de transporte de sedimentos em condições de transbordamento (SANTINI, 2020). Quando o rio transborda, a largura do leito principal é fixada no SWAT como quatro vezes a do leito menor. Desta forma, a velocidade média é então calculada para a seção inteira (leito menor mais leito principal) e cai acentuadamente, de forma irreal, afetando assim o cálculo da capacidade de transporte de sedimentos (SANTINI, 2020).

Outra questão sobre o transbordamento é apresentada por NEITSCH et al., 2011. Segundo o Manual do SWAT da versão 2009, nas condições de transbordamento, quando a água do canal entra na planície de inundação durante grandes eventos de tempestade, as partículas de silte e argila são depositadas nas planícies de inundação e no canal principal em proporção às suas áreas de fluxo da seção transversal. Entretanto, a argila e o silte depositados na planície de inundação ficarão perdidos no sistema e não serão suspensos novamente durante os passos subsequentes no cálculo do transporte de sedimentos do SWAT, diferentemente do cálculo do transporte no canal, onde o sedimento depositado durante os passos de tempo anterior serão suspensos novamente e removidos.

De acordo com MOLINAS & WU (2001), as abordagens teóricas no estudo do transporte de sedimentos baseiam-se em pressupostos simplificados e idealizados, enquanto métodos empíricos enfatizam apenas determinado número de parâmetros que são considerados mais relevantes por seus desenvolvedores. A aplicabilidade de uma equação para estimar as taxas de transporte em condições de campo depende não apenas das formulações teóricas, mas também dos dados utilizados no seu desenvolvimento e calibração. No passado, um grande número de equações de transporte de sedimentos foi desenvolvido usando dados derivados de experimentos laboratoriais com fluxos rasos. Entretanto, quando essas equações são aplicadas em rios naturais, especialmente para grandes rios com fluxos profundos, as taxas de transporte previstas podem variar drasticamente dos valores medidos.

Embora a ferramenta SWAT ofereça quatro métodos de roteamento de sedimentos como alternativas opcionais ao método padrão simplificado de Bagnold (default do modelo), a

maioria dos estudos utiliza apenas o método default (simplificado de Bagnold) ou usa um desses métodos alternativos de roteamento de sedimentos para comparação com o método padrão.

YEN et al. (2017), avaliou os impactos de todos os quatro métodos alternativos de transporte de sedimentos nas previsões de sedimentos (equação de Bagnold modificada, a equação de Kodoatie, a equação de Molinas & Wu e a equação de Yang) na Bacia Hidrográfica de Arroyo Colorado, Texas, EUA. Segundo os autores, uma vez que o método padrão (Bagnold) não garante os melhores resultados, os modeladores devem avaliar cuidadosamente a seleção de métodos alternativos antes de conduzir estudos ou projetos de engenharia relevantes.

BETRIE et al. (2011) reporta a dificuldade de interpretação dos resultados quantitativos da modelagem de sedimentos realizada pelo autor na Bacia do Alto Rio Nilo Azul tendo em vista que alguns processos físicos não são bem representados no Modelo SWAT, tais como a deterioração das melhores práticas de manejo, concentrações de fluxo na faixa de filtragem (*filter strip*: faixa de vegetação densa localizada para interceptar o escoamento de fontes de poluentes na encosta e filtrá-lo) e erosão de ravina, além da falta de parametrização do modelo em escala local (por exemplo, a nível de sub-bacia ou HRU).

SANTINI (2020), modelando a bacia do Rio Ucayali, na bacia Amazônica, apresentou algumas limitações relevantes do modelo SWAT para o roteamento de fluxo e dos sedimentos. Segundo o autor, embora as primeiras simulações realizadas na bacia de Ucayali mostrassem que o módulo de roteamento de fluxo baseado no modelo de Muskingum existente no SWAT apresenta resultados satisfatórios na saída das sub-bacias andinas de Ucayali, à medida que a onda de inundação se propaga pela planície uma mudança de fase significativa é criada gradualmente entre os fluxos observados e simulados, sob o efeito combinado da inundação da planície de inundação. Com isto o autor conclui a necessidade de realizar modelagem utilizando um método de roteamento hidráulico na propagação de vazões da bacia, avaliando a parte do deslocamento de fase gerado pela propagação da inundação no leito principal e por influências a jusante. SANTINI (2020) propõe dois novos módulos de roteamento com uma abordagem hidráulica, um para sedimentos finos em suspensão e outro para areias graduadas em suspensão.

Desse modo, para SANTINI (2020) a complexidade de formalismos e o grande número de parâmetros na modelagem de sedimentos no SWAT torna a modelagem complexa, tediosa e, em última análise, quase aleatória, uma vez que o usuário terá dificuldade em relacionar a calibração de parâmetros aos processos físicos.

Mesmo com toda evolução no processo de modelagem com o SWAT, segundo LELIS & CALIJURI (2010), a grande limitação do SWAT, é a dificuldade de se encontrar parâmetros regionais que alimentem o seu banco de dados. Há muito tempo se reconhece que os resultados obtidos pela modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica dependem muito da qualidade dos dados de entrada usados e que o principal problema em muitos estudos hidrológicos é que não existem dados adequados suficientes para descrever quantitativamente os processos hidrológicos com precisão suficiente (ABBOTT & REFSGAARD, 2012, BRESSIANI et al., 2015).

Isso é particularmente evidente no que tange a descarga sólida, visto que o transporte de sedimentos envolve uma interação complexa entre inúmeras variáveis inter-relacionadas. A obtenção da dados de concentração de sedimentos (suspensão/total) é muito onerosa, tanto no processo de levantamento quanto do uso de recursos financeiros, além de oferecer perigo quando a medição é realizada nas altas vazões (eventos extremos), fazendo com que o monitoramento de sedimentos nos rios e reservatórios seja frequentemente restrito a vazões baixas a médias e com frequência de aquisição não adequada ao regime da descarga líquida. A baixa frequência de monitoramento compromete a qualidade da caracterização dos sedimentos, uma vez que a coleta não abrange toda a amplitude de vazões, não identificando principalmente o comportamento dos sedimentos nas altas vazões, bem como quando o rio extrapola o leito principal, ou seja, não considera a influência da planície de inundação. Com isto, as séries de descarga sólida utilizadas dos modelos hidrológicos, obtidas normalmente de curvas-chave de sedimentos elaboradas a partir de dados de campo, descarga líquida e sólida, muitas vezes, não são representativas de todo ciclo de vazão (CONDÉ, 2020; 2021, não publicado, Capítulo 4).

É neste contexto que os dados provenientes de SR podem auxiliar e complementar os dados de campo e com isso obter séries históricas mais consistentes e realistas.

6.1.2. INTEGRAÇÃO SWAT E SENSORIAMENTO REMOTO PARA MELHORIA DAS ESTIMATIVAS DE SEDIMENTOS

Especificamente sobre a integração do sensoriamento remoto com a modelagem para melhoria das estimativas da produção de sedimentos temos como exemplo os trabalhos de FOTEH et al. (2018), PRABHANJAN et al (2015) e SONG et al. (2011). FOTEH et al. (2018) avaliaram a sedimentação do reservatório de Jayakwadi usando dados do satélite Landsat 8 e o SWAT para estimativa da produção de sedimento do reservatório. PRABHANJAN et al (2015) modelaram a produção de sedimentos com o SWAT e técnicas geoespaciais nas bacias

hidrográficas de Khadakohol e Harsul na Índia, sendo que a última bacia não possuía dados observados disponíveis. SONG et al. (2011) apresentaram uma nova abordagem para integrar fatores C detectados remotamente no SWAT para destacar o efeito de dados detalhados de cobertura vegetal na erosão do solo e produção de sedimentos.

Muito ainda pode ser feito para melhoria das estimativas de sedimentos nas calibrações dos modelos, incluindo a utilização de séries de descarga sólida total calculadas por sensoriamento remoto, que é a proposta deste trabalho. Imagens satélite com alta frequência de imageamento permitem, após calibração, obtenção séries de dados de concentração que, integrados com dados de vazões, podem ser transformados em descarga sólida e utilizados como entradas na calibração de modelos como o SWAT.

6.2. MATERIAIS E MÉTODOS

6.2.1. Área de estudo

Para a realização da modelagem sedimentológica foi escolhida parte da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, das nascentes, na Serra da Canastra, até a estação convencional de Morpará (código 4636.0000- Agência das Águas, ANA) situada na cidade homônima na Bahia, no Médio São Francisco que fica a cerca de 400 km a montante da represa de Sobradinho, perfazendo uma área de cerca de 353.000 km². Desta forma, a bacia de estudo compreende a área denominada Alto São Francisco, da Serra da Canastra até a cidade de Pirapora – MG) e a maior parte da área do Médio São Francisco de Pirapora até a represa de Sobradinho)(Figura 61). Dados da concentração do material em suspensão do reservatório de Sobradinho e da estação Morpará mostram que esta estação está fora da área de influência do reservatório de Sobradinho (PISCOYA, 2017), que tem cerca de 320 km de extensão e garante uma vazão mínima de 2.060 m³/s, que corresponde a 74% da média anual do Rio São Francisco (REIS et al., 2004).

O clima da região possui uma transição de úmido (Alto São Francisco) para semiárido (Médio São Francisco) em razão às diferentes regiões em que ele se incorpora. Segundo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF-SF, 2015), o alto São Francisco possui clima predominante Aw, quente e úmido com verão chuvoso e inverno seco; e o Médio São Francisco: possui clima Aw, quente e úmido, com uma variação climática BShw, semiárido.

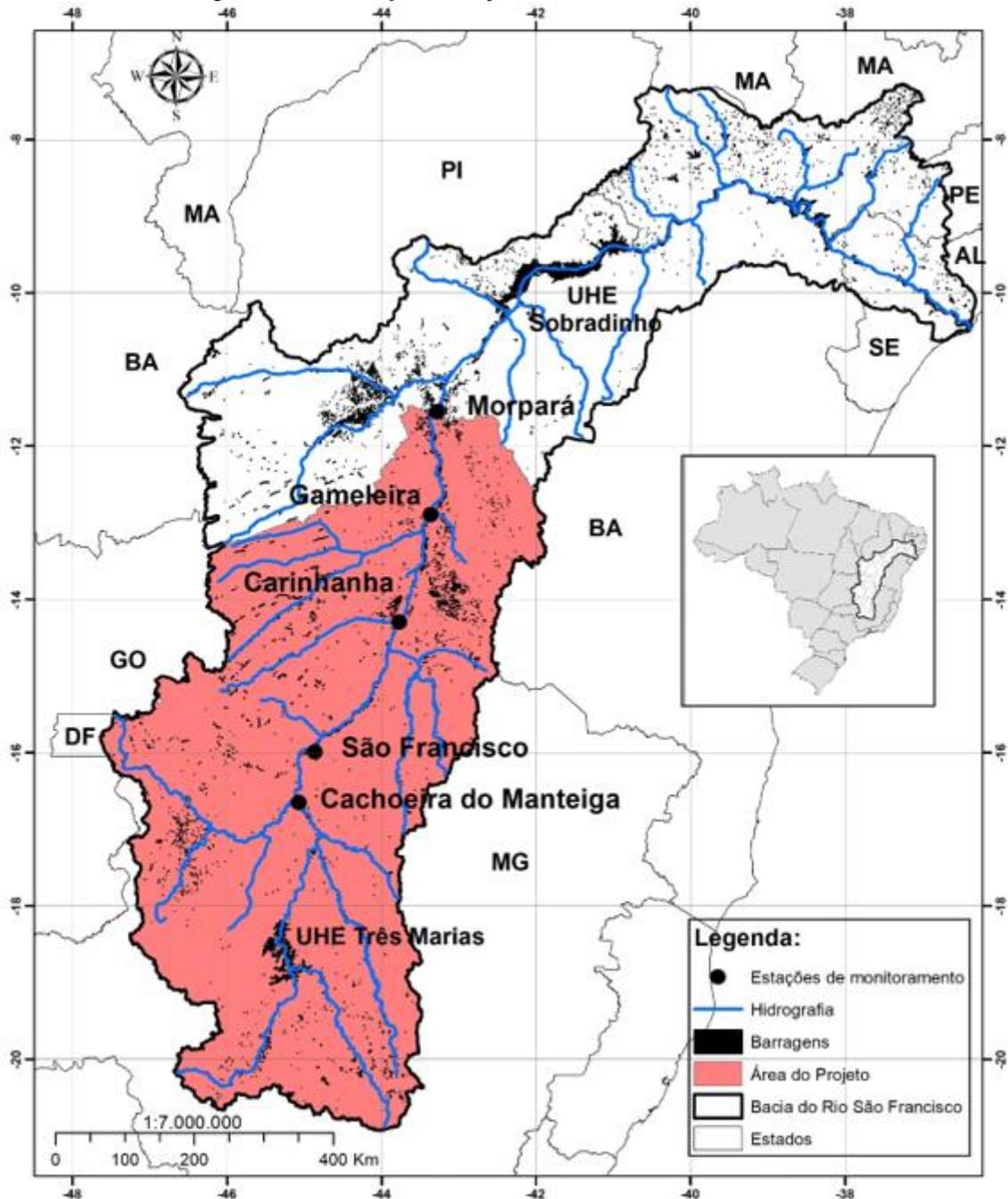
A Bacia do Rio São Francisco possui temperatura média anual de 18°C a 27°C com baixo índice de nebulosidade e grande incidência de raios solares. A precipitação média anual

é de 1.036 mm, com valores mais altos de 1.400 mm nas nascentes do Rio São Francisco e valores mais baixos em regiões como Paulo Afonso (BA) com valores de 350 mm.

No que tange aos estudos sobre transporte de sedimentos, estes foram mensurados utilizando métodos convencionais (técnicas de amostragem *in situ*, LIMA et al; 2001 e MEDEIROS et al.,2011) passando por técnicas de sensoriamento remoto (PISCOYA et al., 2017; MENEZES, 2015; REIS, 2002; SÁ et al. 2004), até o uso de modelagem com o SWAT (CREECH, 2014; CREECH et al., 2015; FERNANDES, 2015 e SILVA et al., 2015). Com base nestes estudos, verifica-se a necessidade de um aprimoramento, atualização e caracterização do transporte de sedimentos da calha principal da BRSF.

A maioria dos trabalhos de modelagem sedimentométrica na Bacia do Rio São Francisco utilizando o SWAT empregou o método padrão - *default* (Método Bagnold Simplificado). Para exemplificar temos: CONTI (2020); SIMÕES (2019); FERNANDES (2015); CARVALHO (2014) e STRAUCH et al. (2013). A exceção é o trabalho da CODEVASF em parceria com a USACE (Corpo de Engenheiros do Exército America) (CODEVASF & USACE, 2014; CREECH, 2014; CREECH et al., 2015) que modelou toda bacia do São Francisco utilizando a função de transporte de sedimentos de Yang. Muitos destes trabalhos de modelagem sedimentométrica na BRSF apresentaram resultados insatisfatórios na calibração de sedimentos (SIMÕES, 2019, CARVALHO, 2014, STRAUCH et al., 2013), apesar do sucesso da calibração de vazões.

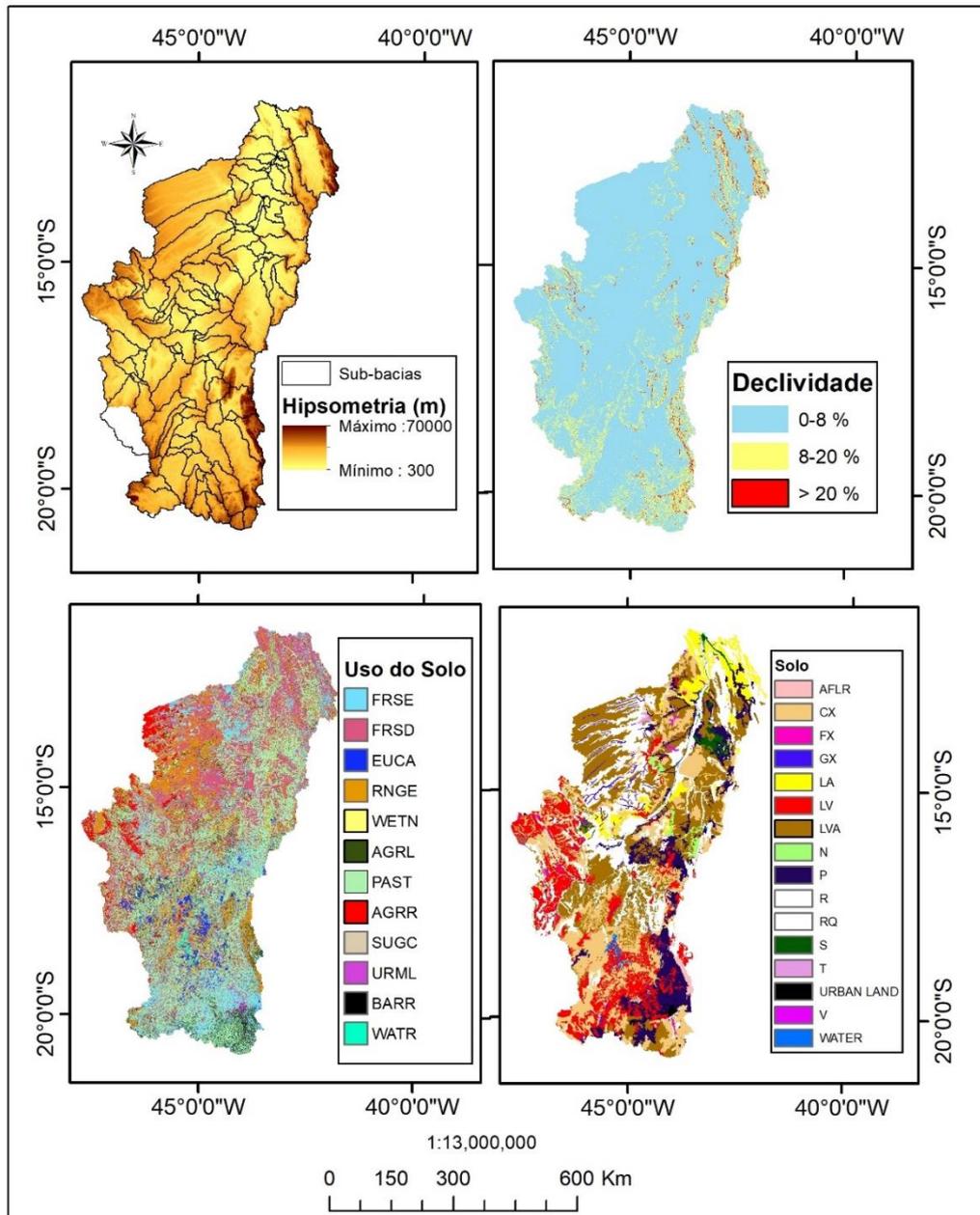
Figura 61 - Localização do Projeto na Bacia do Rio São Francisco.



6.2.2. Modelagem sedimentológica

Para a realização da modelagem sedimentológica foram utilizados a base de dados (Figura 62) e o modelo hidrológico calibrado (capítulo 5; Condé et al., 2021, não publicado), e os dados de descarga sólida total obtidos por sensoriamento remoto (capítulo 3 e 4; Condé et al., 2021, não publicado) de modo que, os materiais e métodos descritos a seguir são referentes aos que não foram apresentados nos capítulos anteriores.

Figura 62 - Dados de entrada dos projetos e distribuição de sub-bacias hidrográficas. (a) DEM e sub-bacias. (b) Classes de declives. (c) Classes de uso do solo. (d) Classes de solo.



6.2.3. Séries temporais de descarga sólida total de sensoriamento remoto

As séries temporais de descarga sólida total de sensoriamento remoto foram obtidas a partir de dados de reflectância no vermelho e no infravermelho do sensor MODIS a bordo dos satélites TERRA e AQUA. Os capítulos 3 e 4 apresentam a metodologia de como foram elaborados os algoritmos com dados de campo e de sensoriamento remoto para estimativas de concentração de superfície, concentração integrada, descarga sólida em suspensão (curva-chave de sedimentos de sensoriamento remoto) e descarga sólida total utilizando dados de sensoriamento remoto em diversos pontos do Rio São Francisco. Os modelos desenvolvidos

possibilitaram a obtenção de dados de concentração e descarga sólida integrados do rio, e não apenas de superfície, como o sensoriamento remoto fornece. Além disto, foram elaboradas curvas-chave de sedimentos com dados de campo da rede sedimentométrica da ANA para comparação com os dados gerados por sensoriamento remoto que transformam reflectância em concentração (CONDÉ et al., 2019).

6.2.4. Calibração sedimentológica no modelo SWAT

A calibração de sedimentológica foi conduzida de forma automática utilizando o SWAT-CUP. A análise escolhida foi *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) com utilização do coeficiente Nash Sutcliffe para otimização da função objetiva. As simulações foram realizadas utilizando o software em linguagem python que foi desenvolvido por Alves (2021) no Laboratório de Sensoriamento Remoto e Análise Espacial da Universidade de Brasília. Esta aplicação realiza processamentos em paralelo do projeto criado no SWATCUP conforme o número de núcleos existentes no computador utilizado e foi essencial para o trabalho uma vez que diminuiu em muito o tempo de processamento do projeto. Para avaliar a qualidade dos resultados obtidos em cada simulação foram utilizados o NS e o PBIAS.

A Tabela 30 apresenta a representação dos processos do SWAT utilizados no estudo.

Tabela 30. Processos do SWAT utilizados no estudo.

Processos / Componente	Método (conforme NEITSCH et al., 2011)
Evapotranspiração	Pennan=Monteith
Escoamento Superficial	Equação SCS Curva número
Erosão	Equação universal de perda de solo modificada (MUSLE)
Roteamento da descarga líquida	Método de armazenamento variável e de Muskingum
Roteamento de sedimentos	Método default (Bagnold Simplificado) (EQN=0) Métodos baseados na física para erosão de canal: Bagnold modificado (EQN=1) Kodatie (EQN=2) Molinas & Wu (EQN=3) Yang (EQN=4) Método baseado na hidráulica: Modelo Hidráulico de Ondas Cinemáticas e da equação de continuidade de SANTINI

Para calibração foram criados dois projetos no SWAT-CUP, um denominado Projeto Médio São Francisco (MSF), para calibração em conjunto das cinco estações virtuais de monitoramento selecionadas para o estudo (Cachoeira da Mannteiga, São Francisco,

Carinhanha, Gameleira e Morpará), situadas no Médio São Francisco, e outro denominado Projeto Morpará, para calibração individual do exutório da bacia (estação Morpará). Inicialmente foi criado no SWAT-CUP o Projeto MSF (Projeto Médio São Francisco). Neste Projeto foram inseridos os dados de descarga líquida e descarga sólida total de sensoriamento remoto de cinco estações do Médio São Francisco (Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará) para calibração conjunta (técnica multi-site), enquanto que no segundo projeto, Projeto Morpará, foram inseridos dados somente da estação Morpará para calibração individual. Os dois projetos, além do objetivo de avaliar o uso de dados de sensoriamento remoto na modelagem de sedimentos com o SWAT, tiveram como objetivo analisar os resultados das simulações utilizando as cinco equações de roteamento de sedimentos disponíveis no SWAT: Bagnold simplificado (método default), Bagnold modificado, Kodoatie, Molinas & Wu e Yang.

Foram feitas cinco cópias de cada projeto para realização das simulações com as cinco equações de roteamento de sedimentos. Os mesmos parâmetros e intervalos de entrada foram utilizados para os cinco projetos, com exceção do projeto com a equação simplificada de Bagnold, que requer a definição de três parâmetros adicionais, usados somente na escolha desta equação, são eles: PRF.bsn, fator de ajuste da taxa de pico; SPCON.bsn, coeficiente da equação de transporte de sedimentos); e SPEXP.bsn, expoente na equação de transporte de sedimentos.

Na primeira tentativa de calibração, realizada com o Projeto MSF utilizando os métodos default de roteamento de fluxo (método de armazenamento variável, IRTE = 1) e de roteamento de sedimentos (equação simplificada de Bagnold; CH_EQN = 1) foi realizada calibração sequencial como recomendado pelo Manual do SWAT-CUP (ABBASPOUR, 2015), a seguir descrito: após a calibração da hidrologia, acrescentar aos parâmetros utilizados para calibração hidrologia os parâmetros que só alteram sedimentos e executar algumas iterações (1ª etapa); após, inserir os parâmetros que alteram sedimentos e hidrologia e executar mais algumas iterações (2ª etapa). A recomendação é que os parâmetros da calibração da hidrologia não fossem alterados de modo significativo. Na primeira etapa foram realizadas três iterações com 500 simulações cada; na segunda etapa cinco iterações com 500 simulações, totalizando oito iterações. Para seleção dos parâmetros sensíveis a hidrologia e sedimentos e dos parâmetros sensíveis a sedimentos somente, a serem utilizados nas etapas descritas acima, foi utilizada a lista de parâmetros do SWAT utilizada no trabalho de ABBASPOUR et al. (2007).

Os estudos de BRIGHENTI et al. (2019) sugerem que a calibração simultânea foi mais precisa e consumia menos tempo. Além disto, a análise de sensibilidade realizada nos estudos indicou que eram necessários menos parâmetros no processo de calibração. Desta forma, neste projeto, adotou-se, nas calibrações seguintes, e de forma a otimizar o tempo, a calibração com todos os parâmetros juntos, ou seja, foi feita calibração com os parâmetros hidrológicos já calibrados junto com todos os parâmetros que alteram sedimentos e alteram sedimentos e hidrologia.

Foram selecionados os parâmetros mais sensíveis a partir de bibliografia para racionalizar o processo de calibração, de forma a identificar quais são os parâmetros mais comumente apontados como sendo de grande influência no processo de modelagem. A escolha dos parâmetros iniciais a serem usados na calibração de sedimentos levou em consideração trabalhos de modelagem com o SWAT realizados na Bacia do Rio São Francisco, assim como os apresentados por Arnold et al. (2012), conforme apresentado na Tabela 31.

Tabela 31. Parâmetros utilizado por diversos autores em trabalhos de modelagem na Bacia do Rio São Francisco

Autor	Cinco Parâmetros mais sensíveis	Parâmetros utilizados
ARNOLD et al. (2012)	-	PRF, APM, SPEXP, SPCON, CH_EROD, CH_COV, USLE_P, USLE_C, USLE_K, LAT_SED, SLSOIL, SLOPE
CARVALHO (2014)	SLSUBBSN, ADJ_PKR, USLE_C, PRF, CH_COV2	ADJ_PKR, CH_COV1, CH_COV2, PRF, SPCON, SPEXP, USLE_P, USLE_C, USLE_K, LAT_SED, SLSUBBSN
CREECH (2014)	-	CH_BED_D50, CH_BED_TC, CH_BNK_D50, CH_BNK_KD, H_BNK_TC, CH_COVI, CH_EQN, CH_ERODMOI-12, CH_WDR (m/m), CH-BED_KD, LAT_SED (mg/L), RES_NSED (mg/L), RES_SED (mg/L), USLE_P
GUIMARÃES (2016)	-	CN2, SLSUBBSN, USLE_P, CH_COV1, CH_COV2, USLE_K, SPCON, SPEXP
SIMÕES, 2019	ADJ_PKR, SLSUBBSN, SPCON, USLE_K, USLE_P	ADJ_PKR, CH_COV2, CH_COVI, LAT_SED (mg/l), PRF, SLSUBBSN, SPCON, SPEXP, USLE_C, USLE_K, USLE_P
VEIGA (2014)	USLE_P, Spcon, Spexp, USLE_C, Ch_Cov, Ch_Erod	-

*A descrição dos parâmetros encontra-se no sumário de siglas.

Os parâmetros iniciais utilizados para calibração são apresentados nos Apêndices 6A e 6B. Para definir os limites inferiores e superiores os parâmetros foram alterados de duas maneiras, com o método multiplicação e o método da substituição. Para os parâmetros que foram utilizados para a calibração da hidrologia foi utilizado preferencialmente o método de multiplicação, de forma que os valores da calibração hidrológica fossem alterados apenas em uma pequena faixa, de forma que fosse mantida a calibração hidrológica e fossem apenas melhor ajustados. Já para os parâmetros selecionados para a calibração dos sedimentos foi utilizado, preferencialmente, o método substituição direta, considerando o comportamento físico da bacia modelada e a faixa de valores utilizada em trabalhos realizados na bacia do rio São Francisco.

Como inicialmente não foram obtidos bons ajustes no modelo realizando a calibração em conjunto das cinco estações do médio São Francisco e utilizando o modelo de roteamento de sedimentos baseado na equação simplificado de Bagnold (default do SWAT; EQN=0), uma vez que o modelo não conseguiu transportar adequadamente os sedimentos para as estações a jusante, foram testados o método de Muskingum para o roteamento da vazão do canal e os outros quatro modelos de roteamento de sedimentos disponíveis no SWAT: Bagnold Modificado (EQN=1), Kodatie (EQN=2), Molinas e Wu (EQN=3) e o modelo de Yang para areias e cascalho (EQN=4). A metodologia foi ajustada também, de forma a rodar todos os parâmetros juntos e utilizando cinco iterações com 500 simulações cada.

Com respeito ao parâmetro USLE_C, a calibração automática foi realizada separadamente para os três principais usos da sub-bacia, ou seja, AGRL (agricultural Land-Generic), AGRR (agricultural Land-Row Crops) e PAST (pasture).

Para definição dos parâmetros CH_BED_D50 e do CH_BNK_D50 a serem utilizados no SWAT foram utilizadas as médias dos dados dos levantamentos granulométricos do leito disponíveis para o Médio São Francisco no banco de dados da ANA (Tabela 32). Como pode ser visto na Tabela 32, o material de fundo é composto predominantemente de areais (em média de cerca de 96%) e uma pequena fração de pedregulho (em média de cerca de 4%).

Tabela 32. Média da distribuição granulométrica do material de fundo e D50 de das estações Morpará e Gameleira do Médio São Francisco.

Estação (código)	Estação (nome)	Amostras (n°)	D50 (µm)	Material de Fundo (%)			
				Argila	Silte	Areia	Pedregulho
46360000	Morpará	19	448	0.0	0.1	95.8	4.1
46035000	Gameleira	17	433	0.0	0.5	95.8	3.7

As análises granulométricas dos sedimentos em suspensão no trecho levantado no Rio São Francisco, entre Pirapora-Barreiro (MG) a Barra (BA) nas campanhas realizadas para a determinação das descargas sólidas de sensoriamento remoto (Capítulos 3 e 4) são apresentadas na Tabela 33.

Tabela 33. Resumo dos resultados das análises granulométricas dos sedimentos em suspensão no trecho estudando no Rio São Francisco entre Pirapora-Barreiro a Barra.

Estação	Posição	Rio	D50 (µm)	Diâmetro de 90% ≤ a (µm)
Pirapora_Barreiro	Superfície	São Francisco	14	40
	50% de profundidade		14	39
	75% de profundidade		14	39
Várzea da Palma	Superfície	Rio das Velhas	17	52
Cachoeira do Manteiga	Superfície	São Francisco	13	39
Rio Paracatu	Superfície	Rio Paracatu	15	45
São Romão	Superfície	São Francisco	14	52
	50% profundidade		16	51
	75% de profundidade		14	38
Rio Urucuia	Superfície	Rio Urucuia	13	40
São Francisco	Superfície	São Francisco	16	45
Manga	Superfície	São Francisco	10	35
Rio Corrente	Superfície	Rio Corrente	16	45
Rio Grande	Superfície	Rio Grande	25	79
Morpará	Superfície	São Francisco	14	45
	50% profundidade		15	52
	75% de profundidade		13	45
Barra	Superfície	São Francisco	10	30
	50% profundidade		8	30
	75% de profundidade		8	26

Os resultados da análise granulométrica dos sedimentos em suspensão indicam que no trecho estudado, entre Pirapora-Barreiro a Barra, predominam sedimentos suspensos finos (90% menor que 79 µm) e distribuição do tamanho (D50) variando de 8 a 25 µm.

6.2.5. Avaliação do desempenho da simulação sedimentológica

A eficiência dos modelos foi avaliada pelo coeficiente Nash & Sutcliffe (NS) e o percentual de tendência (PBIAS), métodos estes propostos por MORIASI *et al.* (2007).

O coeficiente Nash Sutcliffe (NS), é uma medida do quão melhor um modelo prevê o comportamento hidrológico quando comparado com a média de dados observados. O NS pode variar de $-\infty$ a 1, sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste dos dados simulados em relação aos dados observados. Segundo LEGATES & MCCABE (1999) o NSE representa uma melhoria em relação às métricas baseadas em correlação, que são consideradas inadequadas para avaliação de modelos. Entretanto o NSE é excessivamente sensível a valores extremos. Ele pode ser calculado com a seguinte equação:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{obs,m\u00e9dio})^2} \quad (\text{Eq.1})$$

onde Q_{obs} é o evento observado; Q_{sim} é o evento simulado pelo modelo; $Q_{obs,m\u00e9dio}$ é a média do evento observado no período simulado; e n é o número de eventos.

O percentual de tendência (PBIAS) é uma medida estatística da tendência PBIAS é uma medida estatística da tendência média dos dados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. Um PBIAS igual a zero é o valor ideal e quanto menor for o seu valor maior a precisão do modelo. Um PBIAS positivo significa que o modelo está subestimando os dados observados, enquanto que um PBIAS negativo indica que o modelo está superestimando os dados observados. O PBIAS é calculado pela seguinte equação:

$$PBIAS(\%) = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum_{i=1}^N Q_{obs}} \quad (\text{Eq.2})$$

Os resultados dos índices de qualidade da simulação de sedimentos (NS e PBIAS) foram classificados de acordo com critério sugerido por MORIASI *et al.* (2007), amplamente utilizado na comunidade científica. A Tabela 34 apresenta os critérios de classificação de desempenho recomendados por MORIASI, para um intervalo de tempo mensal. Para o coeficiente Nash, Moriasi apresenta os mesmos critérios para todos os constituintes (vazão, sedimentos, N e P). Entretanto, para o PBIAS, apresenta valores para cada um dos constituintes, sendo apresentado na Tabela 34 somente os critérios para a modelagem de sedimentos.

Tabela 34. Critérios de classificação de MORIASI para os resultados dos modelos.

Classificação	NS	PBIAS (%) (para sedimentos)
Muito bom	$0,75 < NS \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Bom	$0,65 < NS \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 35$
Satisfatório	$0,50 < NS \leq 0,65$	$\pm 35 \leq PBIAS < \pm 55$
Insatisfatório	$NS \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 55$

Fonte: Moriasi *et al.* (2007),

6.2.6. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade tem como objetivo a identificação dos parâmetros que são responsáveis mais fortemente pelas alterações nos resultados da modelagem, ou seja, os parâmetros mais sensíveis; além disto permite verificar, em termos percentuais, quais os parâmetros contribuem para a incerteza nos resultados obtidos.

O programa SWAT-CUP tem um módulo que realiza a análise de sensibilidade concomitante a cada iteração.

Neste trabalho será realizada análise global de sensibilidade, onde uma análise de regressão múltipla é usada para obter as estatísticas da sensibilidade do parâmetro. A função objetiva definida pelo usuário é aplicada a cada parâmetro em cada simulação. Quanto mais houver variações no valor da função devido a alterações nos valores do parâmetro, mais sensível é o parâmetro.

Na sensibilidade global o SWAT-CUP apresenta a sensibilidade dos parâmetros e sua significância em formato gráfico e em formato de tabela por meio de um teste de hipóteses que utiliza uma distribuição t de Student. Essa distribuição é muito similar à distribuição normal, com a diferença que o desvio padrão da população nesse tipo de teste é desconhecido e deve, portanto, ser estimado. O módulo fornece valores para a estatística-t e para o p-valor.

A estatística t (t-stat) é o coeficiente de um parâmetro dividido pelo seu erro padrão. É uma medida da precisão com que o coeficiente de regressão é medido. Se um coeficiente é “grande” comparado ao seu erro padrão, então é provavelmente diferente de 0 e o parâmetro é sensível. Desta forma, as maiores barras no gráfico fornecido indicam maior sensibilidade. Por sua vez o p-valor determina a significância da sensibilidade (valores próximos a zero indicam maior significância)

Para análise de sensibilidade foi utilizada a simulação inicial com todos os parâmetros de calibração de hidrologia e sedimentos inicialmente selecionados.

6.2.7. Análise de incertezas

A análise das incertezas decorrentes da estimativa dos parâmetros foi feita utilizando o p-fator e o r-fator, os quais são obtidos pelo SUFI-2 para cada iteração executada. No SUFI-2, a incerteza nos parâmetros, expressa como intervalos (distribuições uniformes), é responsável por todas as fontes de incertezas, como incerteza nas variáveis de acionamento (por exemplo,

chuva), modelo conceitual, parâmetros e dados medidos. A propagação das incertezas nos parâmetros leva a incertezas nas variáveis de saída do modelo, que são expressas como as distribuições de probabilidade de 95%. Estes são calculados nos níveis de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa de uma variável de saída gerada pela propagação das incertezas do parâmetro usando amostragem hipercubo latina. Isto é referido como a incerteza de previsão de 95%, ou 95PPU.

Para quantificar o ajuste entre o resultado da simulação, expresso como 95PPU, e a observação expressa como um único sinal (com algum erro associado a ele), foram utilizados o p-fator e r-fator, estatísticas criadas por ABBASPOUR (ABBASPOUR et al., 1997; ABBASPOUR et al., 2004).

O p-fator é a percentagem de dados observados abrangidos pelo resultado da modelagem, o 95PPU, varia de 0 a 1 e refere-se às incertezas preditas em 95% das simulações (95PPU), avaliando-se a percentagem em que os dados observados estão inseridos entre 2,5% e 97,5% da distribuição acumulada da variável de saída avaliada na amostragem. Quando o p-fator é igual a 1 indica que 100% dos dados observados estão contidos na faixa de incerteza calculada.

O r-fator é a espessura do envelope de 95PPU, referindo-se a largura média da faixa de incerteza que contempla o 95PPU, normalizada pelo desvio padrão do dado observado. Quanto menor o r-fator, menores são as incertezas calculadas na estimativa dos parâmetros.

O objetivo é obter, no SUFI2, valores razoáveis desses dois fatores, ou seja, capturar a maioria das nossas observações no envelope 95PPU e de ter um pequeno envelope. Um menor r-fator é obtido reduzindo o p-fator, de modo que se faz necessário encontrar um ponto de equilíbrio entre os dois. Desta forma, a melhor iteração selecionada na calibração do modelo corresponde àquela cujos valores do p-fator e r-fator se aproximam de 1.

Segundo ABBASPOUR et al. (2004), não há números exatos para estes dois fatores, semelhante ao fato de que não existem números concretos para R^2 ou coeficiente Nash-Suitcliffe. Os autores sugerem para o p-fator um valor $> 70\%$ para descarga líquida, enquanto que o valor sugerido para o r-fator é em torno de 1. Para sedimentos, o autor informa que um p-fator menor e um r-fator maior poderiam ser aceitáveis.

Neste trabalho, para avaliação das incertezas do modelo de sedimentos, será considerado aceitável para sedimentos uma variação de 25% no valor sugerido por ABBASPOUR para vazões, ou seja, p-fator $\geq 0,58$ e r-fator $< 1,25$.

6.2.8. Integração do modelo SWAT com dados obtidos por sensoriamento remoto

Para integração da técnica de sensoriamento remoto com a modelagem sedimentológica, os dados de descarga sólida total mensais de sensoriamento remoto (Q_{stSR}), obtidos no capítulo 5; CONDÉ et al., 2021, não publicado) foram inseridos nos arquivos Observed_rch.txt (do Observation) e Observed.txt (do Objective.function) do SWAT-CUP para calibração sedimentológica do modelo.

As modelagens foram realizadas em duas etapas: calibração e verificação. Para calibração dos dois projetos (Projeto Morpará e Projeto Alto-Médio SF) foi utilizado o período de 1998 a 2008, sendo os dois primeiros anos (1998 e 1999) utilizados para aquecimento do modelo. Para verificação foi utilizado o período de 2007 a 2012, sendo os anos de 2007 e 2008 utilizados para aquecimento do modelo.

Inicialmente as bases de dados foram preparadas para o período de 1998 a 2017. Entretanto, os períodos de modelagem foram redefinidos em função da disponibilidade de dados do Sistema de Acompanhamento de Reservatório (SAR) da ANA, que só fornecia dados dos reservatórios a partir de 1993, da disponibilidade de imagens de satélite MODIS a partir de 2000, e da existência de período seco a partir de 2013.

Em função da forte seca ocorrente a partir de 2013 (Capítulo 3, CONDÉ et al, 2021, não publicado), o período de verificação, inicialmente previsto para o período de 2009 a 2017, foi limitado para o período de 2009 a 2012, de forma que os períodos de calibração e verificação tenham características semelhantes. De acordo com ARNOLD et al. (2012b), deve-se garantir cuidadosamente que os dados climáticos usados para calibração e validação não sejam substancialmente diferentes.

6.2.9. Abordagem hidráulica do transporte de sedimentos

Foi testado o módulo de roteamento de sedimentos finos desenvolvido recentemente em linguagem Fortran por SANTINI (2020), que é composto por um modelo hidráulico de ondas cinemáticas para propagação da vazão e um modelo para estimativa da capacidade de transporte.

2.10.1. Modelo hidráulico de ondas cinemáticas

O modelo hidráulico de propagação de vazão (modelo de ondas cinemáticas) que faz as estimativas de vazão e de velocidade da água que serão utilizadas na equação de capacidade de transporte.

Os cálculos são efetuados em um intervalo de tempo infra-diário :

$$\frac{\partial V_{s\phi_i}}{\partial t} \cong \frac{\partial V_{s\phi_i}^{t+\Delta t} - V_{s\phi_i}^t}{\Delta t} \quad (\text{Eq.3})$$

Onde: $V_{s\phi_i} [t]$ é o volume de sedimentos do grupo ϕ presentes no leito menor.

No tempo T, a concentração média $C_{\phi_i}^t [t.m^{-3}]$ dentro do leito menor é expressa da seguinte forma:

$$C_{\phi_i}^t = \frac{V_{s\phi_i}^t}{h_i^t \cdot B_i \Delta x_i} \quad (\text{Eq.4})$$

A descarga sólida $Q_{s\phi_i}^t [t.j^{-1}]$ é então:

$$Q_{s\phi_i}^t = 86400 Q_i^t C_{\phi_i}^t \quad (\text{Eq.5})$$

6.2.10. Equação de continuidade para estimativa do volume de sedimentos

Uma vez que as condições no tempo t são conhecidas, um loop infra-diário é então realizado a fim de estimar o volume de sedimento presente no trecho na etapa de tempo seguinte $\partial V_{s\phi_i}^{t+\Delta t}$, considerando a seguinte equação de continuidade de um trecho de rio (reach) i associado a uma planície de inundação:

$$\partial V_{s\phi_i}^{t+\Delta t} = Q_{s\phi_i}^t + (Q_{s\phi_{i-1}}^t - Q_{s\phi_i}^t)\Delta t - D_{lat,\phi_i}^t - D_{ovbk,\phi_i}^t + E_{bk,\phi_i}^t \quad (\text{Eq.6})$$

Onde:

$D_{lat,\phi_i}^t [t j^{-1}]$ é um termo de deposição lateral do fluxo, ligado à trocas com o leito principal, e correspondendo aos depósitos nos canais dos meandros e da planície, graças às fendas e depressões nas margens, nos diques, nas margens aluviais e nas margens interiores dos meandros, ou seja, nas áreas adjacentes às águas correntes, e onde as velocidades que permitem deposição de sedimentos;

$D_{ovbk,\phi_i}^t [t j^{-1}]$ é o termo de deposição por transbordamento do rio; e $E_{bk,\phi_i}^t [t j^{-1}]$ é a erosão das margens e do fundo.

O modelo de SANTINI (2020) requer a inserção dos parâmetros da curva-chave de sedimentos da primeira estação (estação mais a montante) das cinco estações de estudo. Desta

forma foi utilizada as curvas-chaves de sedimentos de sensoriamento remoto desenvolvidas para a estação Cachoeira do Manteiga, (Capítulo 4, Condé et al., 2021, não publicado). A partir dos valores da descarga sólida total calculada utilizando as curvas-chaves de sedimentos então a carga de sedimentos foi propagada pelo modelo de SANTINI (2020).

6.3.Resultado

A seguir são apresentados os resultados das simulações com dados de sedimentos de sensoriamento remoto e com dados de campo para o exutório (Projeto Morpará) e para as cinco estações de estudo na região do Médio São Francisco (Projeto MSF), o resultado da análise de sensibilidade da simulação inicial e o resultado das análises de incertezas para a melhor iteração obtida no Projeto Morpará e no Projeto MSF.

6.3.1. Simulações com dados de sedimentos de sensoriamento remoto

6.3.1.1.Simulação do Projeto Morpará (exutório)

A Tabela 35 apresenta os melhores índices NS e PBIAS obtidos nas etapas de calibração e verificação para a estação Morpará virtual nas simulações mensais do Projeto Morpará utilizando as cinco equações de roteamento de sedimentos. Só foram realizadas simulações de verificação para os modelos em que foram obtidos resultados satisfatórios na etapa de calibração.

O Apêndice 6A apresenta os parâmetros utilizados nas simulações e os limites iniciais (1ª iteração). Cabe informar que no decorrer do trabalho foram realizadas várias tentativas de simulações, com acréscimo e retiradas de parâmetros e avaliação dos valores a serem utilizados visando obter a melhor interpretação física dos parâmetros. Desta forma, os valores utilizados apresentados no Apêndice 6A são os valores iniciais do último conjunto de simulações realizado. O Apêndice 6B apresenta os limites dos parâmetros para a melhor iteração das cinco iterações realizadas.

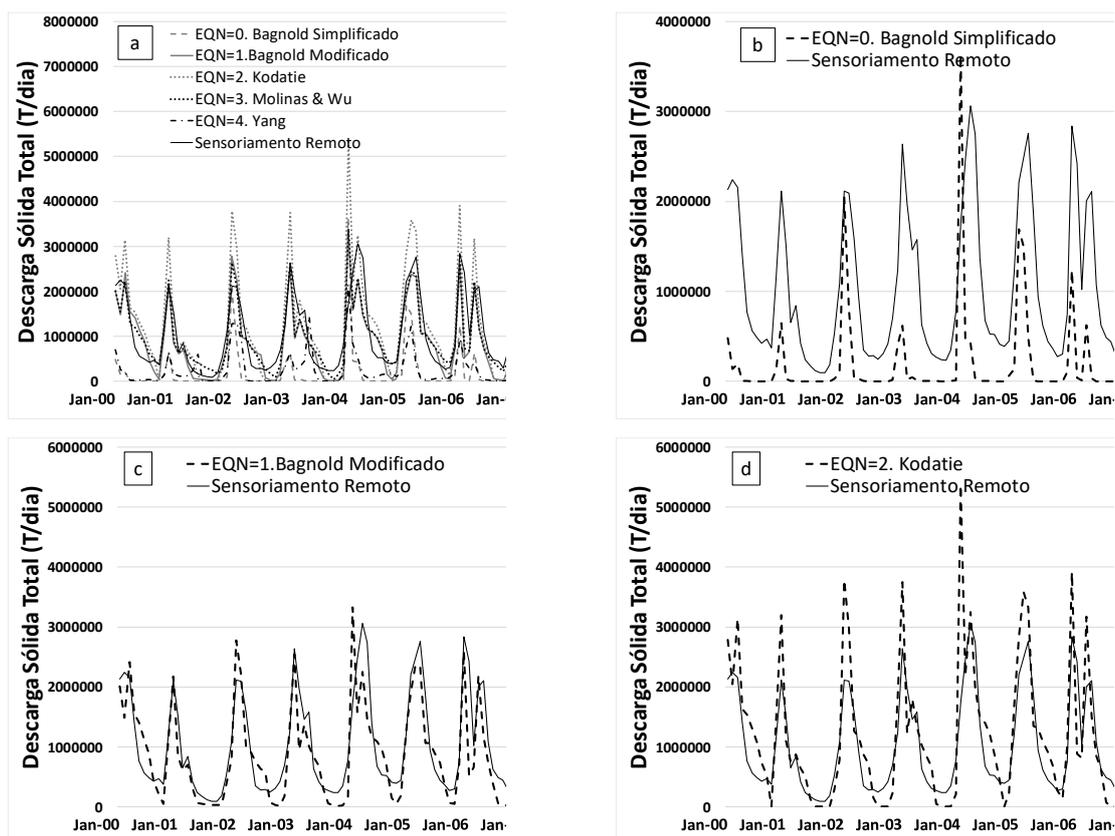
Tabela 35. Resultado do coeficiente Nash-Sutcliffe e PBIAS da estação virtual Morpará (sub-bacia 1) nas modelagens realizadas com as cinco equações de roteamento de sedimento no Projeto Morpará no período de 2000 a 2008.

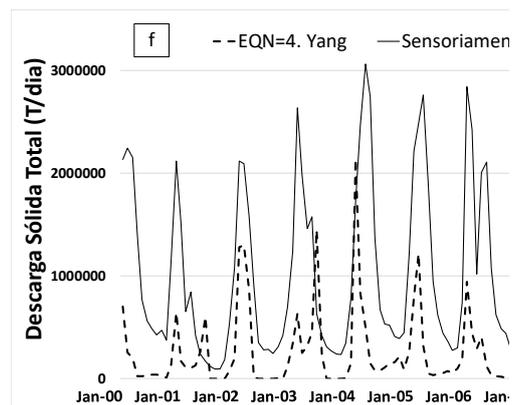
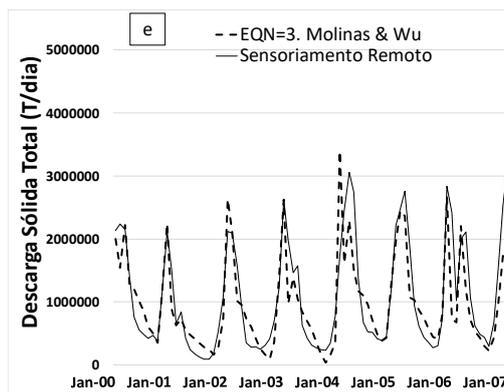
Sub-bacia	Bagnold Modif. EQN=0 (default)		Bagnold EQN=1		Kodatie EQN=2		Molinas e Wu EQN=3		Yang EQN=4	
	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS
Etapa de Calibração (Período: 1998 a 2008; Aquecimento: 1998 e 1999)										
1	-0,82	80,2	0,56	14,5	-0,06	-17,6	0,62	5,4	-0,65	77,9
Etapa de Verificação (Período: 2007 a 2012; Aquecimento: 2007 e 2008)										
1	-	-	0,56	11,6	-	-	0,58	2,3	-	-

Como pode ser observado na Tabela 35, e segundo os critérios de classificação de MORIASI et al. (2007) (Tabela 34), nas duas etapas de simulação e verificação do Projeto Morpará (5 estções/subbacias) utilizando as equações de Bagnold Modificado e Molinas & Wu os resultados são satisfatórios para os valores de NS e muito bons para os valores do PBIAS. Já as simulações da calibração da estação Morpará (exutório da bacia) realizadas com os métodos Bagnold Simplificado, Kodatie e Yang, para o NS a calibração foi insatisfatória para os três métodos e para o PBIAS foi satisfatória na aplicação de Kodatie.

A Figura 63 apresenta comparação das séries de dados observados e simulados utilizando as cinco equações de roteamento de sedimentos para a estação Morpará virtual.

Figura 63 - Séries de descarga sólida total de sensoriamento remoto e simuladas da estação Morpará virtual para as modelagens realizadas com os cinco métodos de roteamento de sedimentos no Projeto Morpará no período de 2000 a 2008. 3a. Comparação da descarga sólida total de sensoriamento remoto com as séries geradas nas simulações com os cinco métodos de roteamento de sedimentos. 3b a 3f. Comparação da descarga sólida total de sensoriamento remoto com a série gerada nas simulações com cada um dos cinco métodos de roteamento de sedimentos, sendo: b) Equação Bagnold Simplificada; c) Equação Bagnold modificada; d) Kodatie; e) Molinas & Wu; f) de Yang.





6.3.1.2. Simulação do Projeto Médio São Francisco – MSF (cinco estações virtuais)

A Tabela 36 apresenta os melhores índices NS e PBIAS obtidos nas etapas de calibração e verificação para as estações virtuais Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) das modelagens multi-site realizadas com as cinco equações de roteamento de sedimento no Projeto MSF no período de 2000 a 2008. Assim como no Projeto Morpará, só foram realizadas simulações de verificação para os modelos em que foram obtidos resultados satisfatórios na etapa de calibração.

Tabela 36. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (sub-bacia 67), São Francisco (55), Carinhanha (30), Gameleira (9) e Morpará (1) nas modelagens multi site realizadas com as cinco equações de roteamento de sedimento no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.

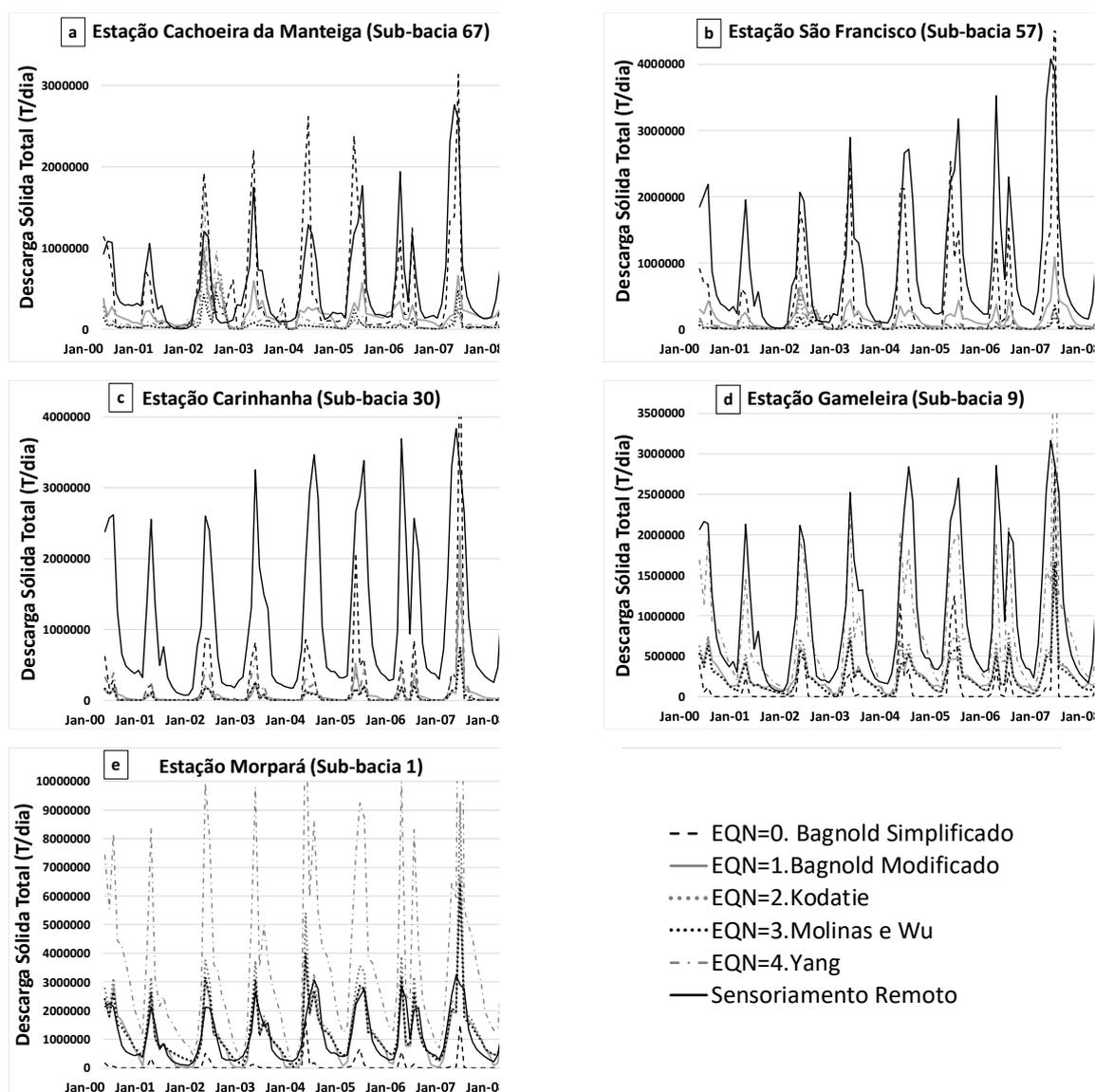
Sub-bacia	Bagnold Simpl. EQN=0 (default)		Bagnold Modif. EQN=1		Kodatie EQN=2		Molinas e Wu EQN=3		Yang EQN=4	
	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS	NS	PBIAS
Etapa de Calibração (Período: 1998 a 2008; Aquecimento: 1998 e 1999)										
67	0,48	20,0	-0,14	64,1	-0,68	87,6	-0,64	89,6	-0,55	79,3
55	0,30	55,6	-0,39	82,1	-0,83	96,0	-0,84	97,0	-0,71	92,1
30	-0,56	83,1	-0,87	93,0	-0,94	95,6	-0,95	95,9	-0,70	90,3
9	-0,89	89,2	-0,45	73,9	-0,33	72,7	-0,47	76,4	0,51	24,9
1	-1,19	93,1	0,49	-1,6	-0,06	-24,7	0,53	-10,3	-17,24	242,7
Etapa de Verificação (Período: 2007 a 2012; Aquecimento: 2007 e 2008)										
67	-	-	-	-	-	-	-0,99	94,1	-0,86	89,0
55	-	-	-	-	-	-	-1,09	97,9	-0,97	95,0
30	-	-	-	-	-	-	-1,11	96,0	-1,00	94,1
9	-	-	-	-	-	-	-0,58	75,6	0,50	25,0
1	-	-	-	-	-	-	0,52	-8,9	-15,47	-227,5

Como pode ser visto na Tabela 36, a calibração multi-site das cinco estações virtuais no Projeto MSF não permitiu o ajuste do modelo para todas as estações com nenhuma das equações de roteamento de sedimentos.

O Apêndice 6C apresenta os parâmetros utilizados nas simulações e os limites iniciais (1ª iteração). Conforme já informado anteriormente para o Projeto Morpará, os valores iniciais utilizados apresentados no Apêndice 6B são os valores iniciais do último conjunto de simulações realizado. O Apêndice 6D apresenta os limites dos parâmetros para a melhor iteração das cinco iterações realizadas.

A Figura 64 apresenta as séries de dados observados e simulados das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará utilizando as cinco equações de roteamento de sedimentos.

Figura 64 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas em escala logarítmica das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha (c), Gameleira (d) e Morpará (e) para as modelagens multi site com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.



6.3.1.3. Aplicação de Santini

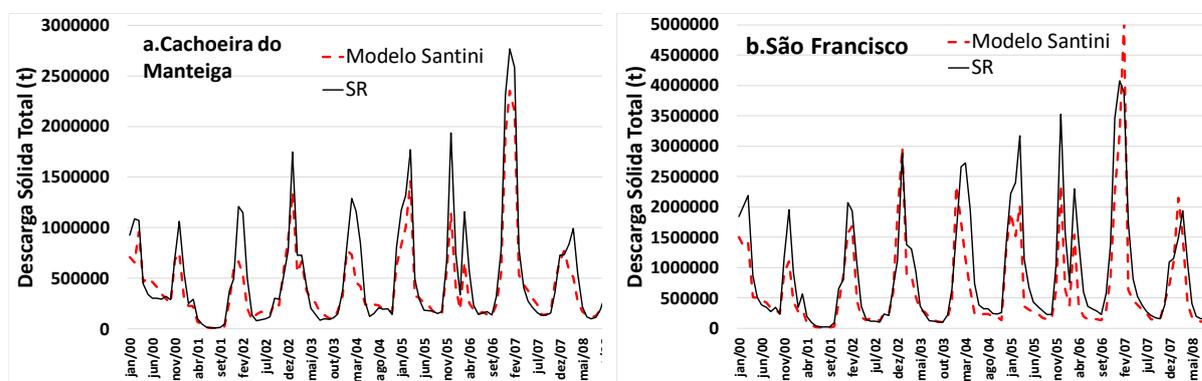
O modelo hidráulico de ondas cinemáticas e a equação de continuidade para estimativa do volume de sedimentos desenvolvida por SANTINI (SANTINI, 2020) foram aplicados ao modelo SWAT calibrado somente para hidrologia, utilizando os arquivos da pasta TxtInOut da calibração hidrológica manual realizada. Na aplicação desenvolvida por SANTINI em linguagem FORTRAN, a curva-chave de sedimentos de sensoriamento remoto da primeira estação (estação Cachoeira do Manteiga virtual) foi inserida e os sedimentos foram propagados para as estações de monitoramento seguintes.

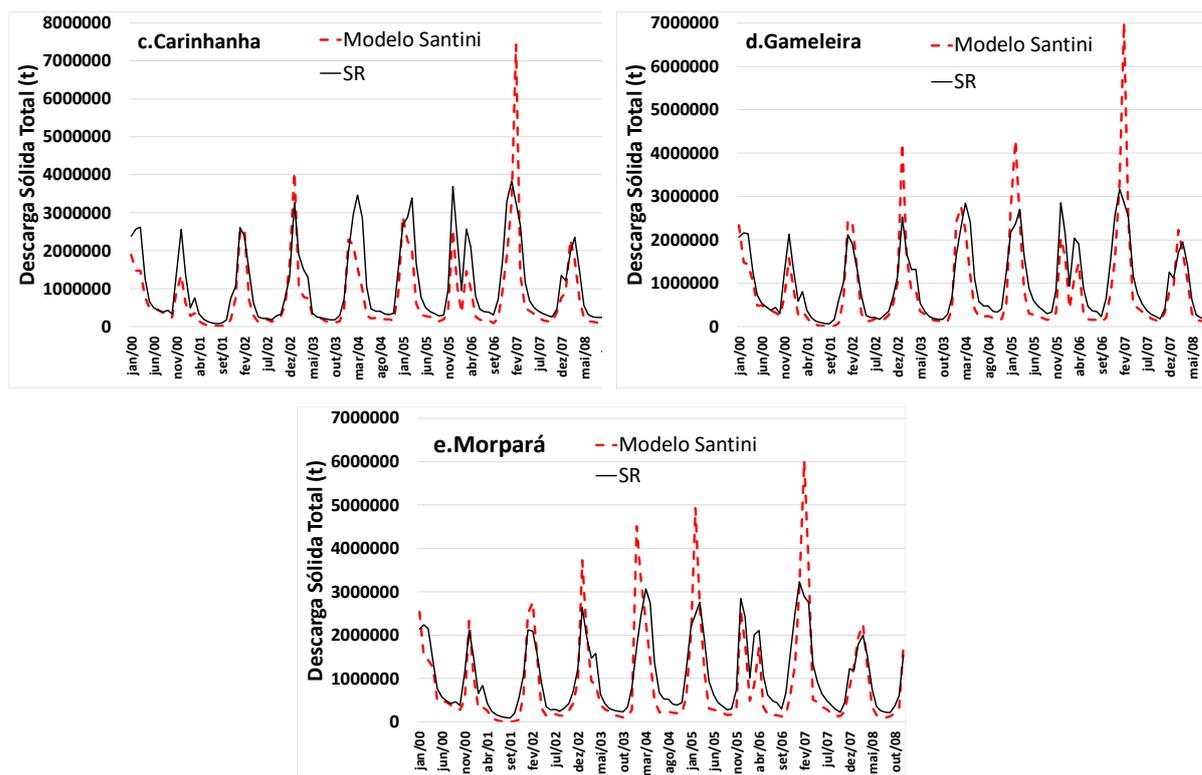
A Tabela 37 apresenta os índices NS e PBIAS obtidos na aplicação do módulo de SANTINI para as cinco estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará. A Figura 65 apresenta comparação das séries de dados de descarga sólida total de sensoriamento remoto e os dados simulados das cinco estações virtuais utilizando o módulo de SANTINI.

Tabela 37. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará na modelagem realizada com a Aplicação de SANTINI para o período de 2000 a 2008.

Estação	NS	PBIAS
Cachoeira do Manteiga	0,84	3,70
São Francisco	0,74	24,4
Carinhanha	0,52	38,5
Gameleira	0,45	31,2
Morpará	0,42	34,6

Figura 65 - Séries de descarga sólida total observada de sensoriamento remoto e simuladas no SWAT com o Modelo de William e com o Modelo de Molinas & Wu das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a modelagem multi site realizada no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.





Para os resultados da aplicação do módulo de SANTINI, a análise do índice Nash mostra resultado muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga, bom para a estação São Francisco ($NS = 0,75$), e insatisfatório para as estações Gameleira ($NS = 0,45$) e Morpará ($NS = 0,42$). Já a análise do PBIAS mostra resultado muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga ($PBIAS = 3,70$), bom para a estação São Francisco ($PBIAS = 24,40$) e satisfatório para as estações Carinhanha ($PBIAS = 38,50$), Gameleira ($PBIAS = 31,20$) e Morpará ($PBIAS = 34,60$). Tendo em vista o PBIAS satisfatório para as estações Gameleira e Morpará, e o resultado do NS próximo ao satisfatório, a calibração destas estações foi considerada também satisfatória. Desta forma, podemos considerar que a aplicação do modelo de SANTINI permitiu propagar adequadamente os sedimentos de sensoriamento remoto de montante para jusante.

6.3.2. Simulações com dados de sedimentos de campo

6.3.2.1. Simulação do Projeto Morpará (exutório)

Para fins de comparação foi realizada modelagem com dados de campo da estação convencional Morpará com a figuração que obteve o melhor resultado na calibração com dados de sedimentos de sensoriamento remoto, ou seja, Projeto Morpará para calibração do exutório utilizando a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu.

A Tabela 38 apresenta os melhores índices NS e PBIAS obtidos nas etapas de calibração e verificação com dados de campo para a estação convencional Morpará na modelagem com equação Molinas & Wu no Projeto Morpará.

Os parâmetros iniciais utilizados foram os mesmos utilizados na modelagem com dados de sensoriamento remoto, constantes no Apêndice 6A. O Apêndice 6E apresenta os limites dos parâmetros obtidos para a melhor iteração das cinco iterações realizadas

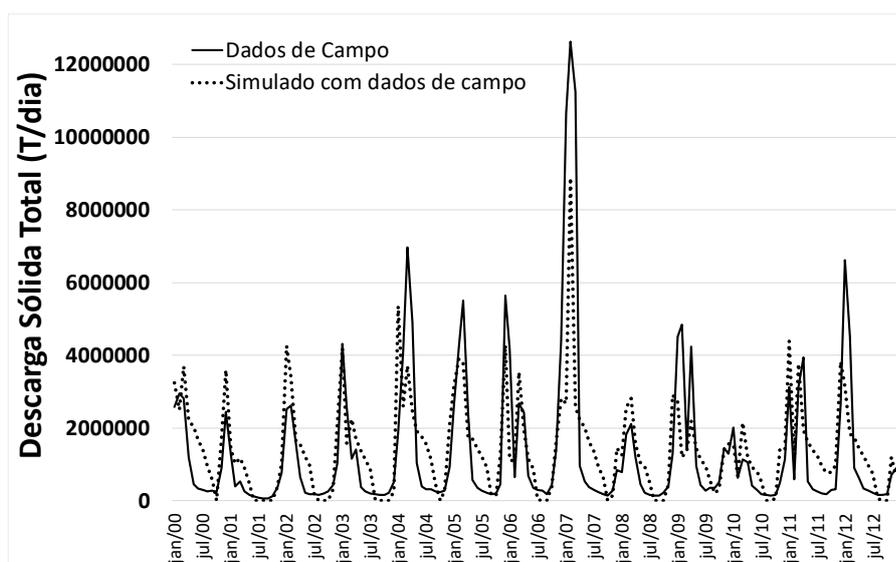
Tabela 38. Resultado do coeficiente Nash-Suitcliffe e PBIAS da estação convencional Morpará na modelagem realizada com dados de campo e a equação de roteamento de Molinas & Wu para o período de 2000 a 2008 (calibração) e 2009 a 2012 (verificação).

Estação	Etapa de calibração		Etapa de Verificação	
	NS	PBIAS	NS	PBIAS
Morpará	53,0	-6,2	0,47	-3,7

Como pode ser observado na Tabela 38, e segundo os critérios de classificação de MORIASI et al. (2007) (Tabela 34), na etapa de simulação com dados de campo do Projeto Morpará utilizando a equação de Molinas & Wu os resultados foram satisfatórios para o NS (53,0) e muito bom para os o PBIAS (-3,7). Já na verificação foi muito bom para o PBIAS (-3,7) e insatisfatório para o NS (0,47), ficando bem próximo ao valor considerado satisfatório (0,50).

A Figura 66 apresenta comparação das séries de dados de campo e os dados simulados utilizando a equação Molinas & Wu para a estação Morpará convencional.

Figura 66 - Séries de descarga sólida total de campo e simuladas no SWAT com a equação Molinas & Wu da estação Morpará para a modelagem do exutório realizada com o Projeto Morpará período de 2000 a 2012.



6.3.3. Análise de sensibilidade

O resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais, ou seja, da simulação inicial, é apresentado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** A simulação inicial foi realizada com a equação de roteamento default e todos os parâmetros de calibração de hidrologia e de sedimentos. A Tabela 39 apresenta os cinco parâmetros mais sensíveis.

Figura 67 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.

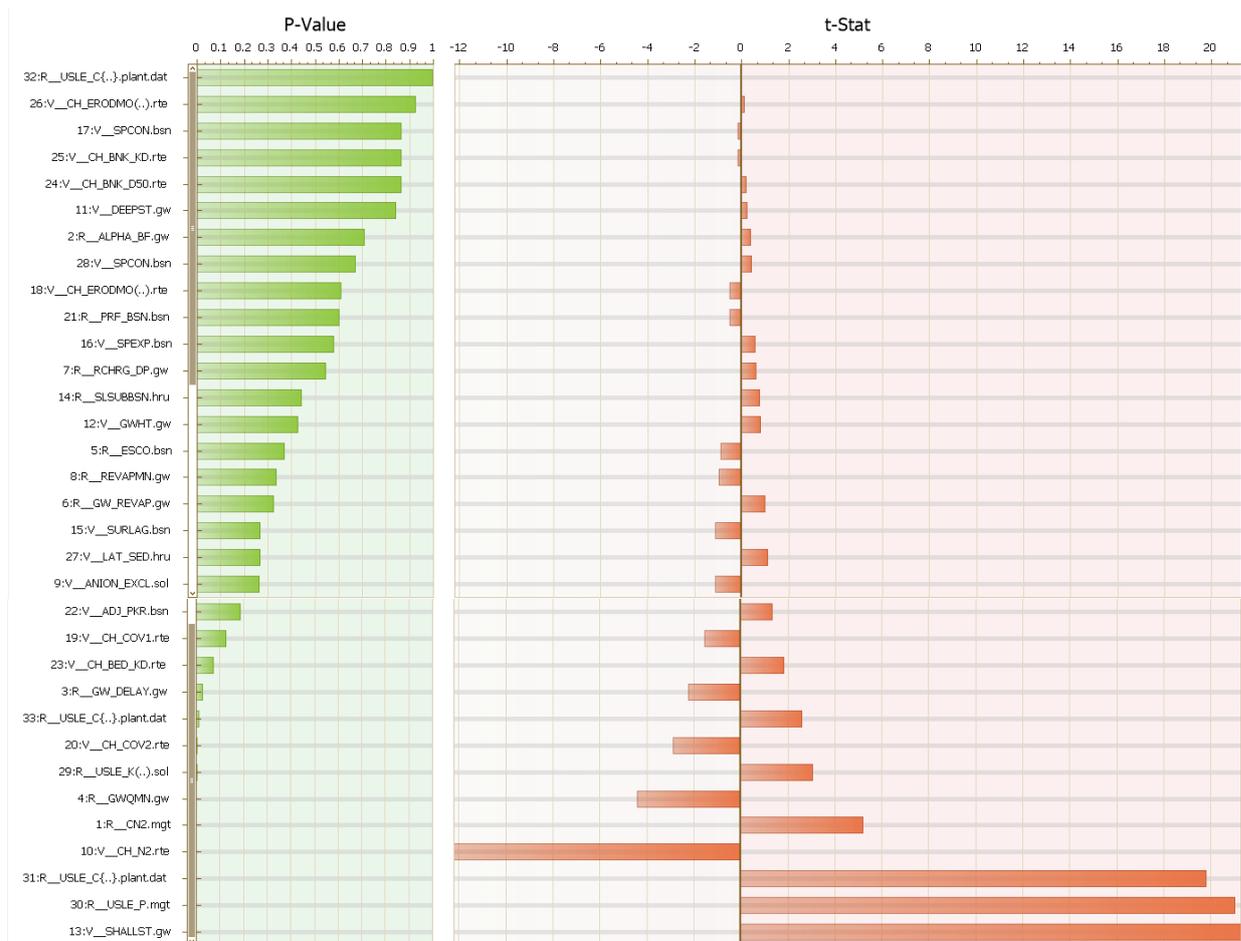


Tabela 39. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros iniciais utilizados para calibração.

Posição	Parâmetro	p-value	t-stat
1	SHALLST.gw	0,00	21,29
2	USLE_P.mgt	0,00	21,02
3	USLE_C.plant	0,00	19,81
4	CH_N2.rte	0,00	-12,21
5	CN2.mgt	0,00	5,17

O resultado da análise de sensibilidade da iteração do melhor modelo que calibrou a estação virtual de Morpará (Projeto Morpará), realizada com a equação de Molinas & Wu é apresentado na Figura 68.

Figura 68 - Resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros iniciais utilizados na iteração escolhida do modelo que calibrou a estação virtual Morpará (Projeto Morpará) com a equação Molinas & Wu.



A

Tabela 40 apresenta os cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros finais utilizados para a calibração da Estação Morpará (exutório) com a equação Molinas & Wu.

Tabela 40. Cinco parâmetros mais sensíveis dos parâmetros finais utilizados para calibração de Estação Morpará com a equação Molinas & Wu.

Posição	Parâmetro	p-value	t-stat
1	CH_N2.rte	0,93	0,08
2	CH_BED_D50.rte	0,97	0,37
3	SHALLST.gw	0,99	-0,01
4	CN2.mgt	1,00	0,01
5	GWQMN.gw	1,00	-0,00

6.3.4. Análise de incertezas

A Tabela 41 apresenta a análise de incerteza dos resultados da estação Morpará virtual, do Projetos Morpará, e das estações virtuais Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará, no Projeto MSF. Foi selecionada a melhor iteração da melhor simulação de cada Projeto nas fases de calibração e de modelagem. Nos dois projetos a calibração selecionada foi com realizada com a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu.

Tabela 41. Análise de incertezas do Projeto Morpará e do Projeto Médio São Francisco.

Estação Virtual	Melhor Iteração da Modelagem (2000 a 2008)		Melhor Iteração da Verificação (2009 a 2012)	
	p-fator	r-fator	p-fator	r-fator
Projeto Morpará				
Morpará	0,70	0,95	0,67	1,03
Projeto MSF				
Cach. Mannteiga	0,06	0,24	0,00	0,08
São Francisco	0,06	0,07	0,00	0,03
Carinhanha	0,00	0,06	0,00	0,05
Gameleira	0,09	0,26	0,15	0,27
Morpará	0,73	1,15	0,67	1,23

Os níveis de incertezas das iterações selecionadas para a validação foram satisfatórios somente para a estação Morpará virtual nos Projeto Morpará e MSF, que foram calibrados com a equação Molinas & Wu.

6.4.DISCUSSÃO

Neste item serão apresentadas discussão sobre os resultados das modelagens com as diversas equações de roteamento de sedimentos,

6.4.1. Equações de roteamento de sedimentos

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta o melhor modelo alcançado dentre as simulações realizadas no Projeto Morpará e no Projeto MSF com as cinco equações de roteamento de sedimentos. O melhor modelo foi obtido com a equação de roteamento de sedimento de Molinas & Wu com calibração realizada apenas com dados de vazão e sedimentos de sensoriamento remoto da estação virtual Morpará (Projeto Morpará).

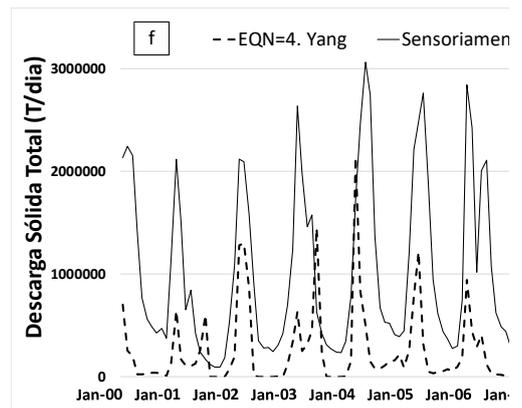
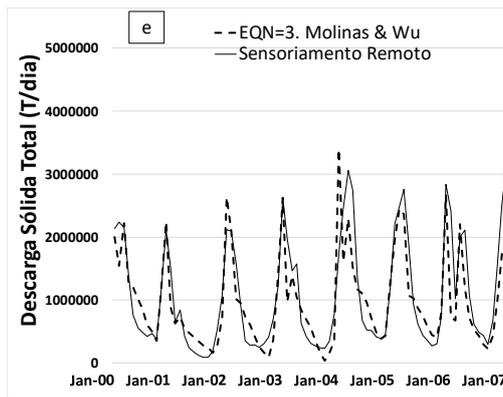
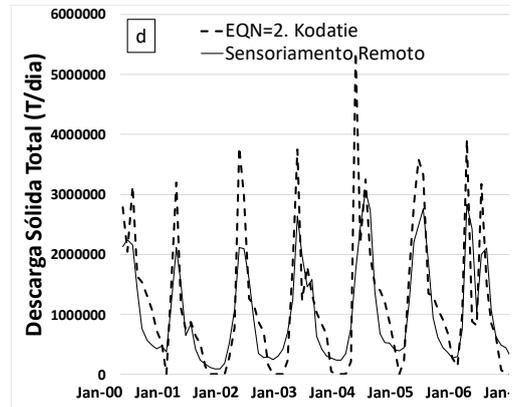
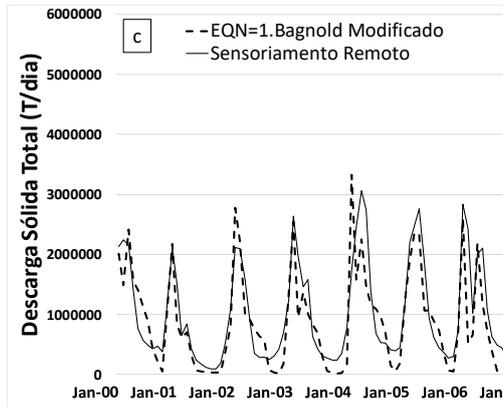
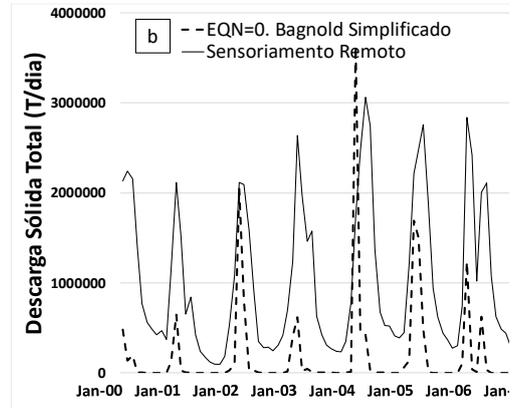
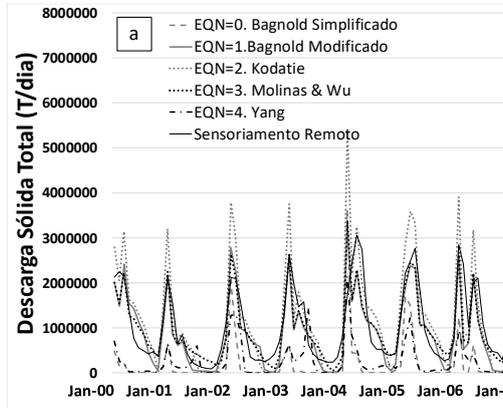
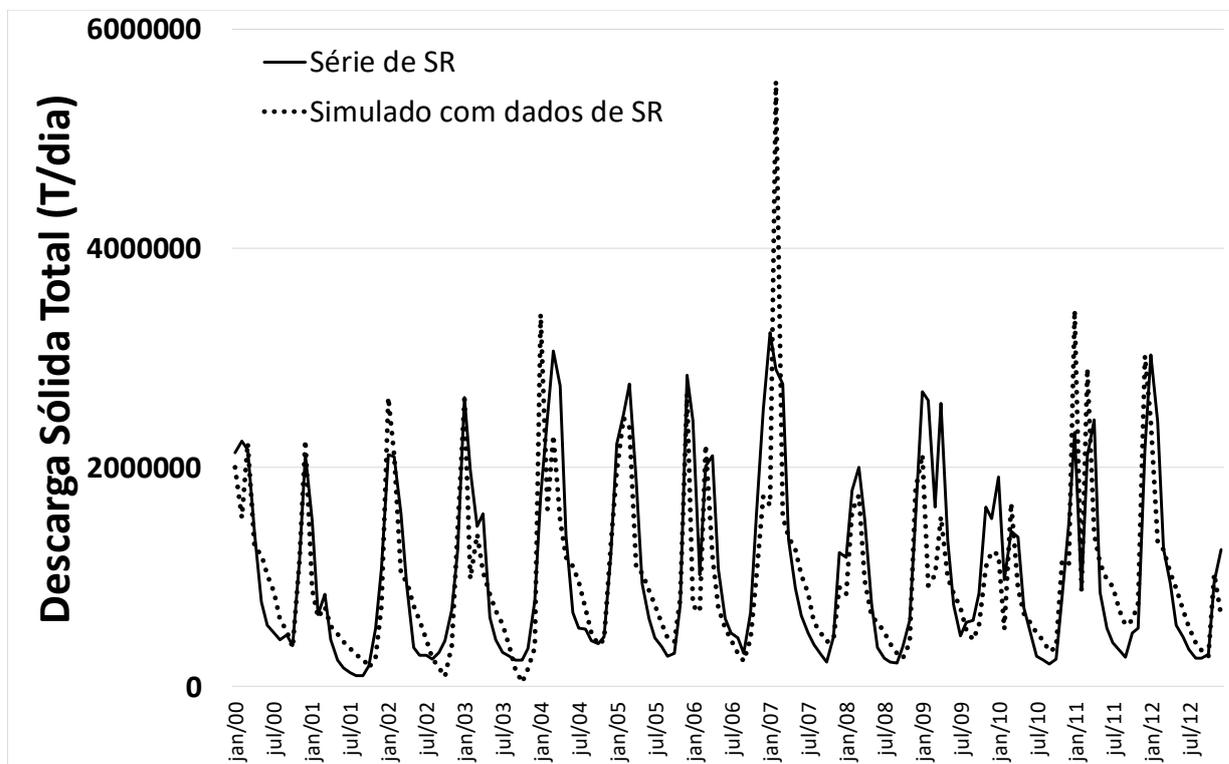


Figura 69 - Série de descarga sólida total de sensoriamento remoto (observada) e simulada com a equação de roteamento de sedimentos de Molinas e Wu para a estação Morpará virtual no período de 2000 a 2008.



Na modelagem da estação Morpará virtual com a equação de Molinas & Wu, e com exceção do pico de fevereiro de 2007, houve um bom acoplamento entre os dados simulados nas médias e altas descargas sólidas. No fluxo de base, e para a maioria dos anos, há um pequeno atraso dos dados simulados, havendo sobrestimativa no início da recessão e subestimativa no início da subida do hidrograma. O coeficiente Nash é sensível aos valores extremos (LEGATES & MCCABE, 1999), desta forma, o pico de descarga sólida total calculado pelo modelo Molinas & Wu no ano de 2007 levou o coeficiente Nash para baixo, classificando a modelagem como satisfatória, enquanto o coeficiente PBIAS obtido classificou a modelagem como muito boa. Os dados estatísticos e a análise visual da série de dados de descarga sólida de sensoriamento remoto e simulados demonstra a possibilidade de utilização de dados de sensoriamento remoto para calibração.

Por sua vez, a calibração conjunta (multi-site) do Projeto MSF, na qual foram inseridos os dados de descarga sólida total de sensoriamento remotos de todas as cinco estações virtuais,

não permitiu o ajuste do modelo para todas as estações virtuais do estudo, não permitindo uma boa calibração do conjunto de estações.

Calibrando com a equação de roteamento de sedimentos de Bagnold default, foi possível estimar o fluxo de sedimentos de forma quase satisfatória para o NS e muito boa para PBIAS na estação mais a montante (primeira estação de estudo), Cachoeira da Manteiga, que fica a cerca de 233 km a jusante do reservatório da UHE Três Marias. Na equação de Bagnold Simplificada (EQN=0), o transporte de sedimento é apenas uma função proporcional do fluxo de água. Como o reservatório foi calibrado no modelo SWAT, onde foram inseridas a efluências diária do reservatório, é esperado que o ajuste fique melhor no ponto mais perto da fonte, ou seja, mais próximo de Três Marias, onde foi forçado o fluxo. Desta forma, e apesar da obtenção de calibração satisfatória da estação Cachoeira da Manteiga pelo modelo Bagnold default (NS= 0,48; PBIAS = 20), não foi possível calibrar as quatro estações virtuais a jusante (ver Tabela 36). Avaliando os resultados das quatro estações seguintes, os índices degradaram quanto mais a jusante a estação se encontra de Três Marias (São Francisco: NS=0,30; PBIAS=55,6; Carinhanha :NS= -0,56 e PBIAS = 83,1; Gameleira: NS= -0,89 e PBIAS = 89,2; e Morpará: NS= -1,19; PBIAS = 93,1), onde foi forçado o fluxo, demonstrando a dificuldade do modelo de Bagnold default em representar adequadamente o transporte de sedimentos ao longo do canal do rio São Francisco.

De acordo com SANTINI (2020), embora o SWAT se refira ao método default como equação de Bagnold simplificada, essa abordagem na verdade tem pouco a ver com os conceitos físicos formulados por Bagnold, que tem como base a definição de potência do fluxo. Em vez disso, é uma relação de potência simples conectando a concentração correspondente à capacidade de transporte à velocidade fluxo médio que é multiplicado por um fator de ajuste da taxa de pico (prf) para representar a velocidade de fluxo de pico. Além disto, segundo o autor, o fator prf acaba sendo totalmente inútil para este modelo empírico, uma vez que é levado em consideração de forma muito mais simples no coeficiente do modelo de potência.

É importante comentar que na calibração do modelo no SWAT-CUP com o método *default* de roteamento de sedimentos do SWAT (Bagnold simplificado), foi utilizado o mesmo valor do parâmetro PRF_BSN para todas a bacia, não discriminando por área em função das características das bacias contribuintes de cada estação virtual. Tendo em vista a calibração quase satisfatória somente para a estação cachoeira, é possível inferir que os valores obtidos do parâmetro não permitiram calcular a quantidade máxima de sedimento que pode ser

transportada de um curso d'água para todas as estações. Assim, a calibração por subbacia ou por regiões do PRF deverá melhorar os resultados da calibração do conjunto de estações

Como já foi dito, a realização do ajuste dos parâmetros do reservatório Três Marias, a montante da estação Cachoeira da Manteiga, contribuiu para o bom ajuste do modelo na primeira estação de estudo. De acordo com ZANIM (2018), a calibração e validação de modelos hidrosedimentológicos, geralmente realizados na saída de uma única bacia, nem sempre representam corretamente os processos hidrosedimentológicos nas diferentes subdivisões dos sistemas hidrográficos represados. Por outro lado, este autor informa que a calibração multi-site (calibração da saída da bacia e dos reservatórios internos) forneceu uma melhor simulação da dinâmica hidrosedimentológica das bacias aninhadas.

Ainda na calibração conjunta do Projeto MSF não foi possível calibrar satisfatoriamente nenhuma das estações utilizando as equações de Bagnold Modificada (EQN=1) e a equação de Kodoatie (EQN=2). Por sua vez, foi possível calibrar a última estação Morpará utilizando a equação de Molinas & Wu (EQN=3) e a penúltima estação, Gameleira, utilizando a equação de Yang (EQN=4).

Analisando os resultados da aplicação dos cinco métodos em escala logarítmica para a estação Morpará virtual na calibração individual (Projeto Morpará) (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) e na calibração multi-site (Projeto MSF) (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) verifica-se que os resultados da calibração de cada método teve comportamento diferenciado em função do tipo de calibração realizada: individual (Projeto Morpará) ou conjunta (Projeto MSF).

O método de Bagnold Simplificado (EQN=0) subestimou a descarga sólida total por todo o período. O método Bagnold Modificado (EQN=1) subestimou as descargas nas estações seca (baixas concentrações) e sobrestimou as descargas nas estações chuvosas (altas concentrações). Comparando os dois métodos verifica-se um melhor ajuste do método Bagnold Modificado no ramo baixo, o que é corroborado por LU et al (2014a, 2014b). Estes autores fizeram comparações entre a versão simplificada e a versão modificada de Bagnold e verificaram que a equação de Bagnold modificada pode fornecer melhores previsões de baixas concentrações de sedimentos do que a versão simplificada. Segundo os autores, o método físico (Bagnold Modificado) não é apenas conceitualmente mais correto, mas também melhora o desempenho do modelo.

Figura 70 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas da estação virtual Morpará para as modelagens com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto Morpará (calibração exutório) no período de 2000 a 2008.

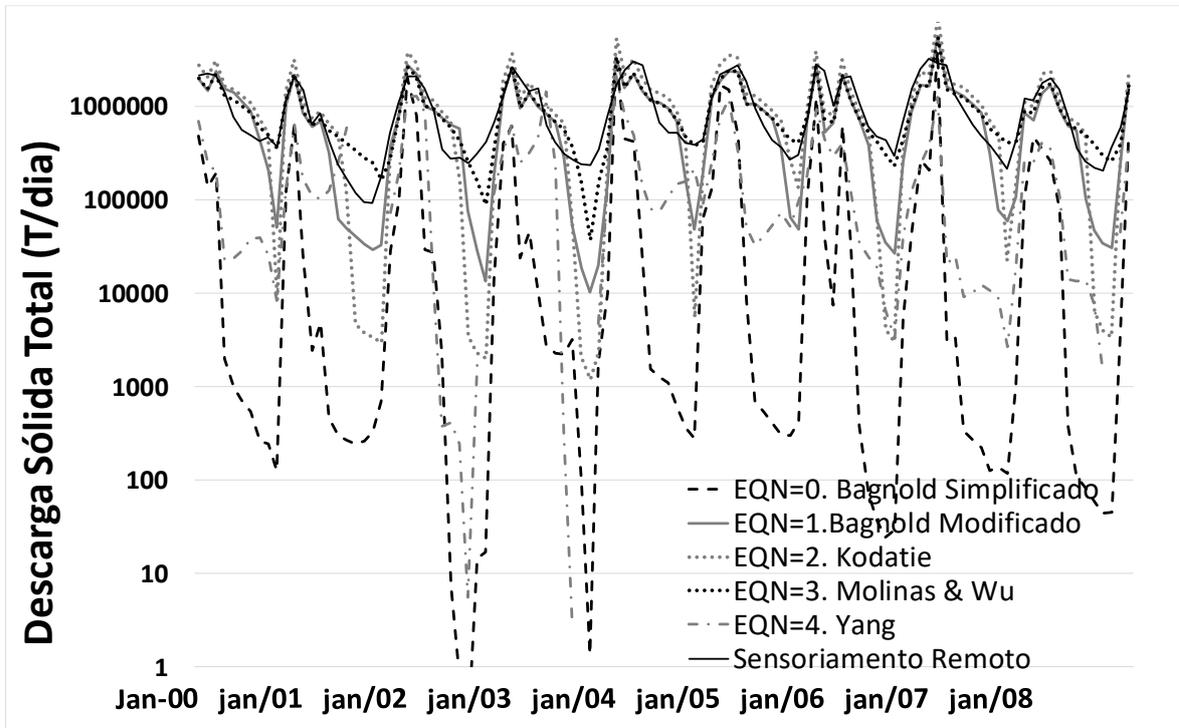
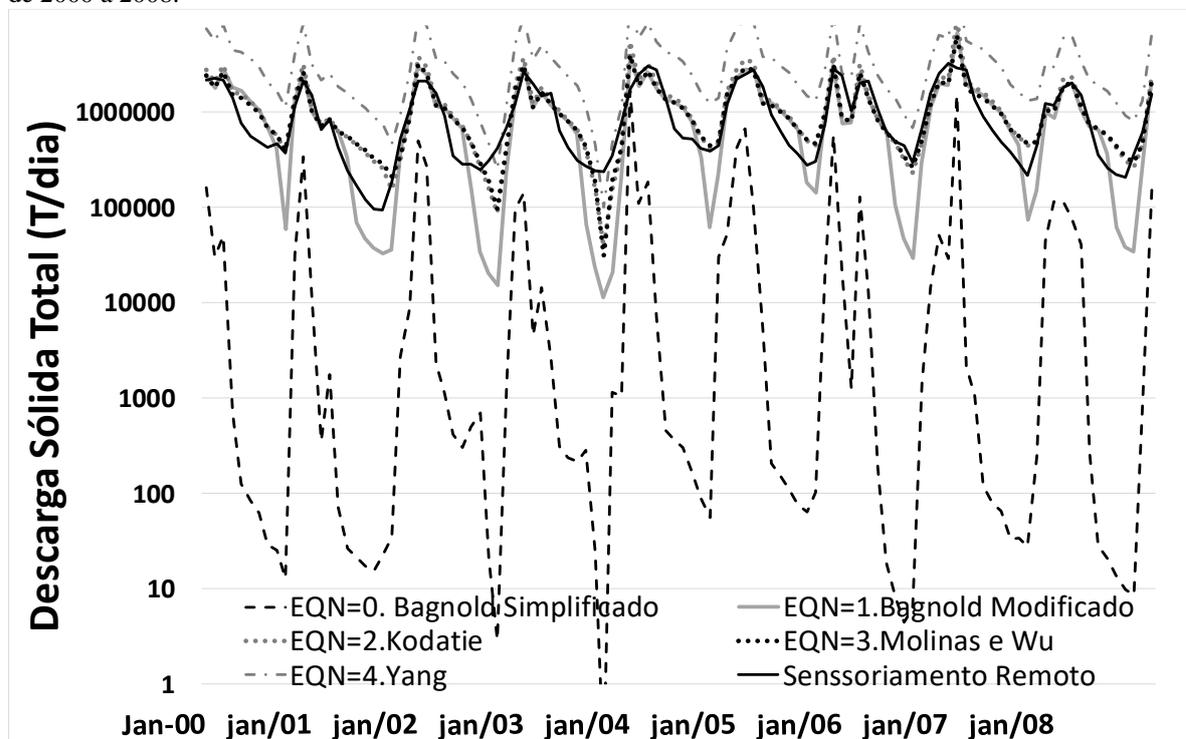


Figura 71 - Séries de descarga sólida total observada e simuladas da estação virtual Morpará para as modelagens com os cinco métodos de roteamento de sedimentos realizadas no Projeto MSF (calibração multi-site) no período de 2000 a 2008.



Kodatie subestimou as descargas sólidas baixas em todo período na calibração conjunta (Projeto MSF), enquanto que na calibração individual de Morpará (Projeto Morpará) subestimou as descargas na recessão dos anos de 2003 e 2004. Foram observados ainda nos resultados utilizando a equação de Kodatie nos dois projetos de calibração uma sobrestimativa pequena dos picos e atraso da recessão em todos os anos.

Molinas & Wu, com os melhores resultados dentre os cinco modelos, obteve um bom ajuste nos picos, com uma pequena sobrestimativa; quanto às descargas baixas houve sobrestimativa em seis anos, subestimativas nos anos de 2003 e atraso na recessão. O modelo de Molinas & Wu foi desenvolvido para grandes rios com leito com areias. A equação do modelo foi ajustada para 414 conjuntos de dados de carga de leito de grandes rios como Rio Amazonas e o o Mississipi. Os levantamentos granulométricos do leito disponíveis para o Médio São Francisco no banco de dados da ANA mostraram que o material de fundo é composto predominantemente de areias (em média de cerca de 96%), conforme já apresentado. Desta forma, o Rio São Francisco tem as características em que o modelo de Molinas & Wu foi desenvolvido. De acordo com Molinas & Wu, na equação de transporte de sedimentos

desenvolvida para grandes rios baseada na força do fluxo universal, que é derivado do conceito de energia. A equação tem como vantagem eliminar como parâmetro a inclinação da linha de energia que segundo os autores é da ordem de 10^{-5} para grandes rios e é a principal fonte de incertezas nas medições. Segundo CARVALHO (2008), o gradiente de energia é uma das mais difíceis medidas hidráulicas, pois em geral a superfície d'água não é paralela ao leito do rio e nem é uma linha reta, sendo a sua determinação um problema.

Por último, Yang sobrestimou as descargas sólidas totais em todos os anos na calibração individual (Projeto Morpará) e subestimou em todos os anos na calibração conjunta (Projeto MSF).

Na equação de Bagnold Simplificada (EQN=0), o transporte de sedimento é apenas uma função proporcional do fluxo de água. Como os fluxos em Três Marias foram forçados, é normal que o ajuste fique melhor no ponto mais perto da sua fonte. Neste método o fornecimento de sedimentos é ilimitado por causa da erosão do canal, sendo limitado somente pela capacidade de transporte. Desta forma, no método default do SWAT a carga do leito transportada pelo canal é quase sempre próxima da capacidade máxima de transporte dada pela equação, sendo somente limitada pela cobertura do canal e fatores de erodibilidade.

De acordo com SANTINI (2020), levando em conta que a capacidade de transporte do material fino, incluindo sedimento com até a granulometria das areias finas, tem capacidade de transporte quase ilimitada, e que nas equações implementadas no SWAT com abordagem baseada na física o transporte é limitado pela velocidade de pico do fluxo, já que prevêem a concentração máxima de carga que o leito pode carregar como uma função não linear da velocidade do pico, podemos considerar que estas equações tratam mais do transporte das areias, sendo mais adequadas para contabilizar o material grosseiro (areias), não permitindo simular corretamente o fluxo de partículas finas que representa a maioria do transporte que enxergamos por satélite ou o que é medido em suspensão in situ no Rio São Francisco.

Desta forma, como as equações baseadas na física tratam mais do transporte das areias com capacidade limitada de transporte, a presença de material fino, que tem uma capacidade de transporte quase ilimitada, invalida o uso dessas equações. Como essas equações não conseguem reproduzir o comportamento do material fino, os ajustes obtidos pela calibração no SWAT-CUP são em grande parte estatísticos, sendo encontrado comportamento aleatório no resultado da calibração das estações. Analisando os resultados das estatísticas apresentados na Tabela 36, não encontramos nenhuma tendência dos resultados das estações ao longo do RSF.

Embora os melhores resultados obtidos para Bagnold Modificado, Kodoatie e Molinas & Wu tenham sido obtidos para a estação Morpará (estação mais a jusante), o pior ajuste não foi obtido na estação mais a montante (Cachoeira do Manteiga). Na equação de Yang o melhor ajuste foi obtido na penúltima estação, Gameleira, e o pior na segunda estação, São Francisco.

Ao contrário do presente trabalho, onde não foi possível obter uma boa calibração para as estações virtuais com todas as equações, YEN et al. (2017) conseguiu bons resultados na calibração do modelo SWAT na bacia do Arroyo Colorado, com 1692 km², no Texas, EUA. O trabalho, com a finalidade de avaliar os impactos dos quatro métodos alternativos de transporte de sedimentos na predição de sedimentos no SWAT, demonstrou que as quatro equações geraram vazões e carga de sedimentos comparáveis. Entretanto, a concentração de sedimentos suspensos diferiu significativamente entre as equações, havendo diferenças nas fontes e sumidouros de sedimentos para cada equação. Segundo o autor as discrepâncias na composição da carga de sedimentos não são completamente devido às diferenças na teoria das equações, mas também devido a utilização da autocalibração, que selecionou os valores dos parâmetros sem qualquer consideração do seu significado físico. Os autores utilizaram a faixa de valores possível dos seguintes parâmetros para predição de sedimentos: fator de ajuste da taxa de pico para o roteamento de sedimentos na sub-bacia (canais tributários, ADJ_PKR), fator de ajuste da taxa de pico para o roteamento de sedimentos no canal principal (PRF), parâmetro linear para calcular a quantidade máxima de sedimento que pode ser arrastado novamente durante o roteamento de sedimentos do canal (SPCON), parâmetro de expoente para o cálculo de sedimentos re-arrastados no roteamento de sedimentos do canal (SPEXP), densidade aparente do sedimento do leito do canal (D50CH_BED_BD), diâmetro médio das partículas do sedimento do leito do canal (CH_BED_D50), densidade aparente do sedimento do banco do canal (CH_BNK_BD), diâmetro do tamanho médio de partícula do sedimento do banco do canal (CH_BNK_D50), fator de erodibilidade do canal (CH_COV1) e fator de cobertura do canal (CH_COV2).

De acordo com SILVA (2010), um aspecto da modelagem hidrológica que tem sido discutido pelos pesquisadores é que existem várias possíveis representações de um sistema na modelagem hidrológica, de modo parâmetros que represente adequadamente um dado sistema natural recai num problema com múltiplas respostas (equifinalidade dos parâmetros), todas com algum grau de aceitabilidade uma vez que os modelos gerados a partir desses parâmetros se ajustarão de forma similar aos dados medidos. No caso do trabalho apresentado por YEN et al.

(2017), embora tenham sido obtidos bons resultados nas calibrações com a seleção de limites iniciais sem levar em consideração o significado físico dos parâmetros e as características da bacia, com estimativas de vazões e carga de sedimentos comparáveis, a concentração de sedimentos suspensos diferiu significativamente entre as equações.

6.4.2. Abordagem hidráulica de SANTINI nas estimativas de sedimentos

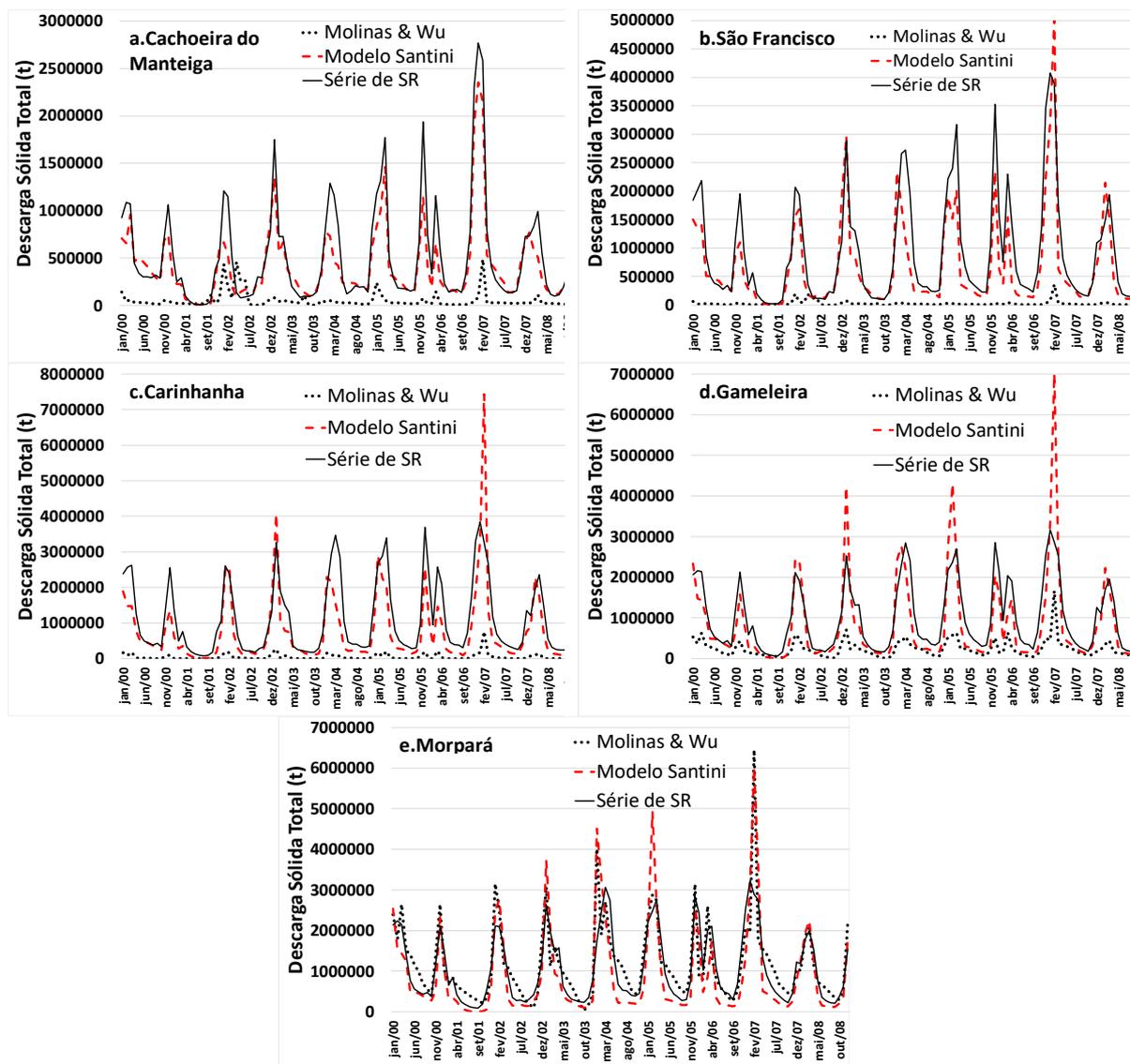
Como vimos anteriormente, verificamos que nenhuma das equações de roteamento de sedimentos conseguiu resultados satisfatórios para todas as estações virtuais na modelagem conjunta das cinco estações (Projeto MSF), e que somente a equação Molinas & Wu conseguiu calibrar satisfatoriamente o exutório da bacia de estudo, ou seja, estação Morpará vital. Desta forma, verificamos que nenhum dos cinco modelos presentes no SWAT conseguiu representar adequadamente a propagação do transporte de sedimentos que ocorre na bacia de estudo.

Nos módulos do SWAT, a capacidade de transporte é calculada para cada trecho do rio (reach). O que é transmitido para alcançar o trecho $i + 1$ depende, portanto, da capacidade de transporte do trecho i . Se essa capacidade não for bem estimada (ou se tivermos apenas sedimentos finos, independente da capacidade de transporte), o resultado se degradará rapidamente, mesmo que as entradas e fluxos sejam bem estimados. Conforme já abordado, as equações de sedimentos do SWAT não conseguem reproduzir o comportamento do material fino e, com o uso do SWAT-CUP, o ajuste obtido acaba sendo estatístico.

A proposta de SANTINI (2020) visa simular a vazão pelo SWAT e depois usar as curvas-chave obtidas para as estações monitoradas para estimar as descargas sólidas. Desta forma, no módulo de SANTINI o material presente no trecho de rio (reach) $i - 1$ é transmitido com o fluxo para o trecho i , e este para o próximo trecho $i + 1$, e assim sucessivamente. Desta forma, se as fontes (entradas) de sedimentos são bem estimadas pelas curvas-chave de sedimentos e os fluxos bem calibrados, a Q_{st} é propagada corretamente. Com este módulo e com a disponibilidade de dados de sensoriamento, é possível propagar estimativas de Q_{st} de sensoriamento remoto de montante para jusante.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta as séries de descarga sólida total observada de sensoriamento remoto e simuladas no SWAT –CUP com a equação de Molinas & Wu (melhor calibração obtida no Projeto MSF com dados de sensoriamento remoto) e com o módulo de SANTINI para as estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a modelagem *multi site* realizada no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.

Figura 72 - Séries de descarga sólida total observada de sensoriamento remoto e simuladas no SWAT com o Modelo de William e com o Modelo de Molinas & Wu das estações virtuais Cachoeira do Manteiga (a), São Francisco (b), Carinhanha, Gameleira e Morpará para a modelagem multi site realizada no Projeto MSF no período de 2000 a 2008.



Como já abordado anteriormente e apresentado novamente nas **Erro! Fonte de referência não encontrada.** a a **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e da modelagem realizada com dados de SR das cinco estações e com a equação de Molinas & Wu só foi possível calibrar a estação do exutório (Estação Morpará). Por sua vez o uso da equação Bagnold Simplificada (método default) permitiu a calibração da primeira estação virtual (Cachoeira do Manteiga) e o uso da equação Yang permitiu a calibração da penúltima estação virtual (Gameleira). Isto evidenciou a dificuldade das diversas equações em realizar o transporte dos sedimentos de montante pra a jusante.

Para os resultados da aplicação do módulo de SANTINI, a análise do índice Nash mostra resultado muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga, bom para a estação São Francisco (NS= 0,75), e insatisfatório para as estações Gameleira (NS=0,45) e Morpará (NS=0,42). Já a análise do PBIAS mostra resultado muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga (PBIAS = 3,70), bom para a estação São Francisco (PBIAS = 24,40) e satisfatório para as estações Carinhanha (PBIAS = 38,50), Gameleira (PBIAS = 31,20) e Morpará (PBIAS = 34,60). Tendo em vista o PBIAS satisfatório para as estações Gameleira e Morpará, e embora o resultado do NS insatisfatório seja próximo ao limite superior (satisfatório), a análise da distribuição dos sedimentos nos gráficos demonstra a melhor representação do modelo. Desta forma, podemos considerar que a aplicação do modelo de SANTINI permitiu propagar adequadamente os sedimentos de sensoriamento remoto de montante para jusante.

SANTINI (2020) apresenta outras etapas de trabalho para melhoria dos resultados da modelagem hidráulica, inclusive um módulo que trata do transporte de areias. As etapas são descritas em SANTINI (2020) e requerem um conhecimento maior das seções dos rios, tanto do leito maior e do leito menor, para estimativas das velocidades e cálculo da capacidade de transporte das areias. Era previsto que a doutouranda fosse se capacitar aos módulos suplementares desenvolvidos por SANTINI com um estagio de 3 meses no laboratório GET na França (Toulouse). Infelizmente, a pandemia de Covid impediu a realização do estagio e não foi possível concluir nesta tese a modelagem hidráulica planejada utilizando todos os módulos desenvolvidos por SANTINI. Entretanto, os resultados aqui apresentados com a aplicação de parte da metodologia de SANTINI apresentam excelentes estimativas, propagando corretamente os sedimentos no RSF, mostrando perspectivas promissoras para resolução do transporte de sedimentos finos no Modelo SWAT.

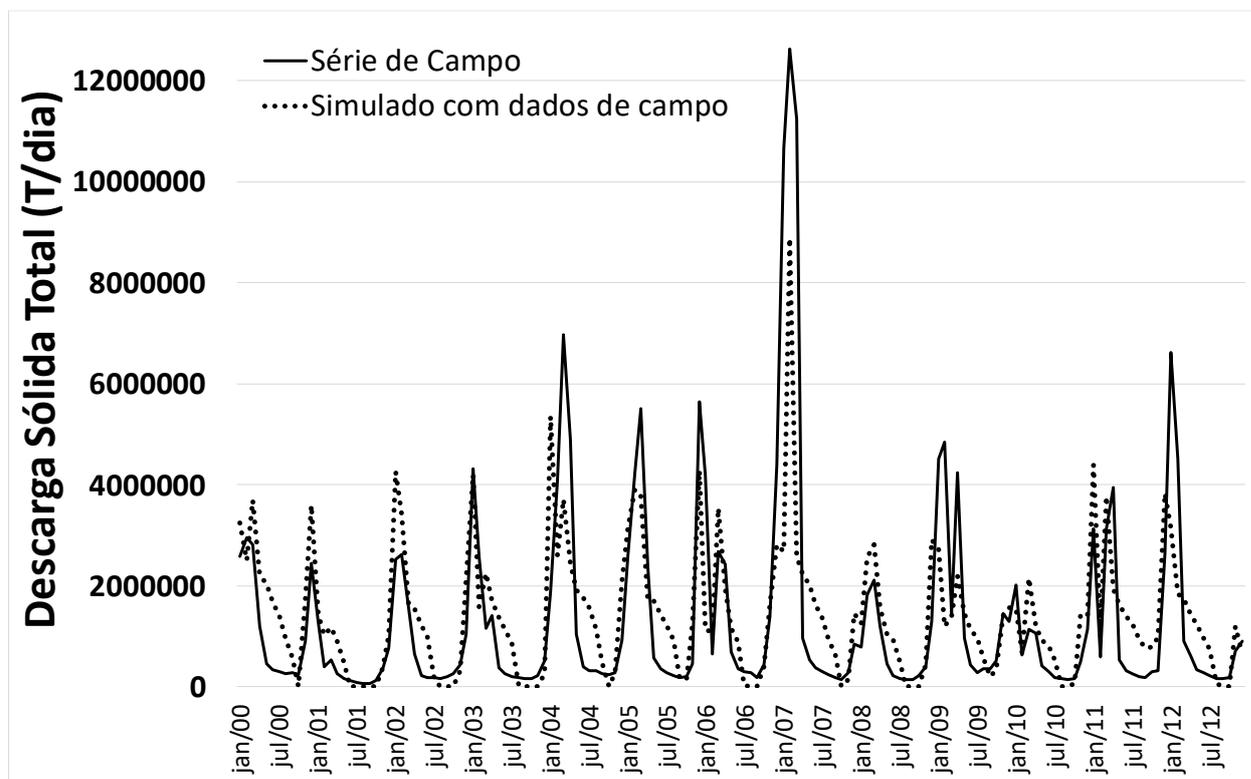
6.4.3. Modelagem com dados de SR vs dados de campo

A calibração individual da estação virtual Morpará com a equação de transporte de sedimentos de Molinas & Wu foi considerada a calibração com os melhores resultados obtidos com dados de sedimentos de sensoriamento remoto. Desta forma, e para fins de comparação, os dados de sedimentos de sensoriamento remoto foram substituídos pelos dados de campo da estação convencional Morpará utilizando a mesma configuração da melhor calibração obtida, ou seja, calibração individual do exutório (Morpará), equação de Molinas & Wu e mesmos parâmetros, conforme apresentado no item 6.3.2..

A

apresenta os resultados da modelagem com dados de campo para o Projeto Morpará, onde foi calibrado somente o exutório (estação Morpará).

Figura 73 - Séries de descarga sólida total de sensoriamento remoto e de campo e simuladas com dados de sensoriamento remoto e de campo da Morpará (virtual e convencional) com o método de roteamento de Molinas & Wu realizadas no Projeto Morpará (calibração individual) no período de 2000 a 2012.



Como já apresentado no item 6.3.1.1 e 6.3.2, a calibração com dados de sensoriamento obteve coeficiente $NS = 0,62$ e $PBIAS = 5,4$, enquanto na calibração com dados de campo foram obtidos $NS = 0,53$ e $PBIAS = 6,2$. Embora as duas modelagens sejam classificadas como satisfatórias, de acordo com MORIASI (2007), o coeficiente NS do modelo de sensoriamento remoto está próximo do valor de 0,65, a partir do qual a modelagem é classificada como boa. Por outro lado, o coeficiente NS do modelo com dados de campo está pronto ao limite inferior da faixa que considera os resultados satisfatórios.

Como pode ser observado na Figura 73, a série de dados de campo tem picos bem mais altos que a série de dados de sensoriamento remoto. Enquanto os picos de descarga sólida do ano de 2004 e 2007 foram de cerca de 3,1 e 5,5 M T/d para os dados de SR, a descarga de campo foi de cerca de 5,5 e 12,6 T/d, mais que o dobro. Quanto as estimativas obtidas pelos modelos (dados simulados), observa-se que o modelo com dados de campo subestimou a

maioria dos picos, enquanto que o modelo com dados de sensoriamento remoto teve bom ajuste dos picos, na maioria dos anos (2000, 2001, 2003, 2005, 2006, 2008 e 2012), o modelo com dados de campo teve bom ajuste somente nos picos de 2003 e 2011.

A diferença entre os dados de descarga sólida total de campo e de sensoriamento remoto se deve as equações das curvas-chave de sedimentos utilizadas para transformar descarga líquida em descarga sólida. CONDÉ et al. (2020; 2021, não publicado, Capítulo 4) mostrou que as medições de campo da estação convencional Morpará foram realizadas em vazões baixas e médias e que a equação potencial foi a equação com melhores estatísticas na comparação das descargas sólidas medidas no campo e calculadas pela curva-chave elaborada. Ao contrário das medições de campo, os dados de sensoriamento remoto foram obtidos na totalidade da faixa de vazões ocorrente no Rio São Francisco. Nas vazões altas, os dados de descarga sólida de sensoriamento mostraram mudança do comportamento do fluxo de sedimentos quando o rio extravasa, alcançando seu leito maior. Desta forma, a curva-chave de sedimentos de sensoriamento remoto que melhor representa o comportamento do fluxo de sedimentos foi elaborada com equação potencial, no ramo baixo e médio, e equação polinomial no ramo alto (altas vazões). Segundo os autores, tendo em vista que as curvas-chave elaboradas com dados de campo, por terem sido elaboradas com medições em baixas e médias vazões, não são representativas da realidade do comportamento do fluxo de sedimentos no RSF nas altas vazões, a utilização dessas curvas para cálculo das descargas sólidas nas altas vazões leva a sobrestimativa das descargas sólidas nas vazões altas. Neste trabalho, embora as curvas-chave de sedimentos de campo sejam representativas das faixas de vazões baixas a médias, optou-se pela geração de série de dados de descarga sólida de campo para todo o período, calculando as descargas sólidas para toda a faixa de vazões ocorrente no RSF.

Com respeito as vazões baixas, observa-se um bom ajuste dos dois modelos, embora se observe um desacoplamento na descida do hidrograma no fluxo de base. O desacoplamento é maior no modelo com dados de campo.

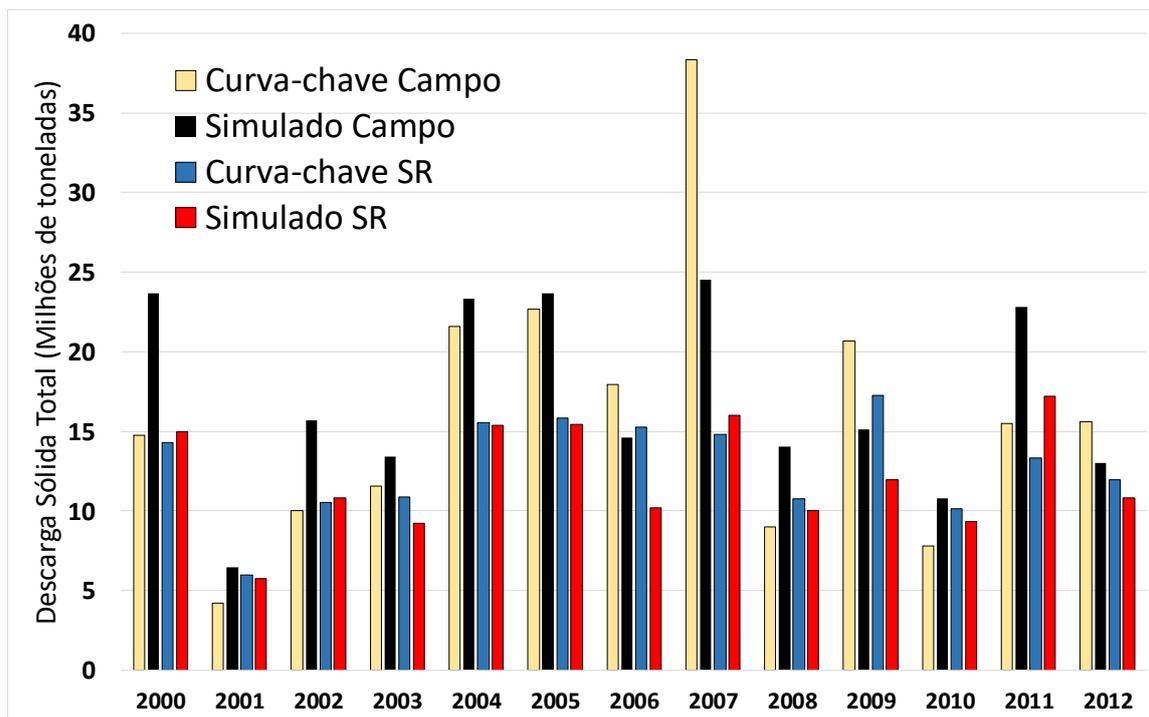
6.4.4. Produção de sedimentos na Bacia de estudo

A Tabela 42 e a Figura 74 apresentam as produções anuais e do período de 2000 a 2012 das descargas sólidas da bacia do Alto-Médio São Francisco calculadas por meio de curvas-chave de sensoriamento remoto e de campo elaboradas por CONDÉ et al, (2020; 2021, capítulo 4) e estimadas neste trabalho pelos modelos com dados de campo e de sensoriamento remoto e a equação de Molinas & Wu.

Tabela 42. Produção anual e do período de descarga sólida total na estação Morpará.

Ano	Campo		Sensoriamento Remoto	
	Curva-chave	Modelo	Curva-chave	Modelo
2000	14,8	23,7	14,3	15,0
2001	4,2	6,4	5,9	5,7
2002	10,0	15,7	10,5	10,8
2003	11,5	13,4	10,9	9,2
2004	21,6	23,3	15,5	15,4
2005	22,6	23,7	15,8	15,4
2006	18,0	14,6	15,2	10,2
2007	38,4	24,6	14,8	16,0
2008	9,0	14,0	10,8	10,0
2009	20,7	15,1	17,3	12,0
2010	7,8	10,8	10,1	9,3
2011	15,5	22,8	13,3	17,2
2012	15,6	13,0	12,0	10,8
Média	16,1	17,0	12,8	12,1
2000 a 2012	209,6	221,1	166,4	156,9

Figura 74 - Produções anuais e do período de 2000 a 2012 das descargas sólidas da bacia do Alto-Médio São Francisco calculadas no exutório (estação Morpará) por meio de curvas-chave de SR e de campo e estimadas pelas modelagens realizadas com dados de SR e de campo.



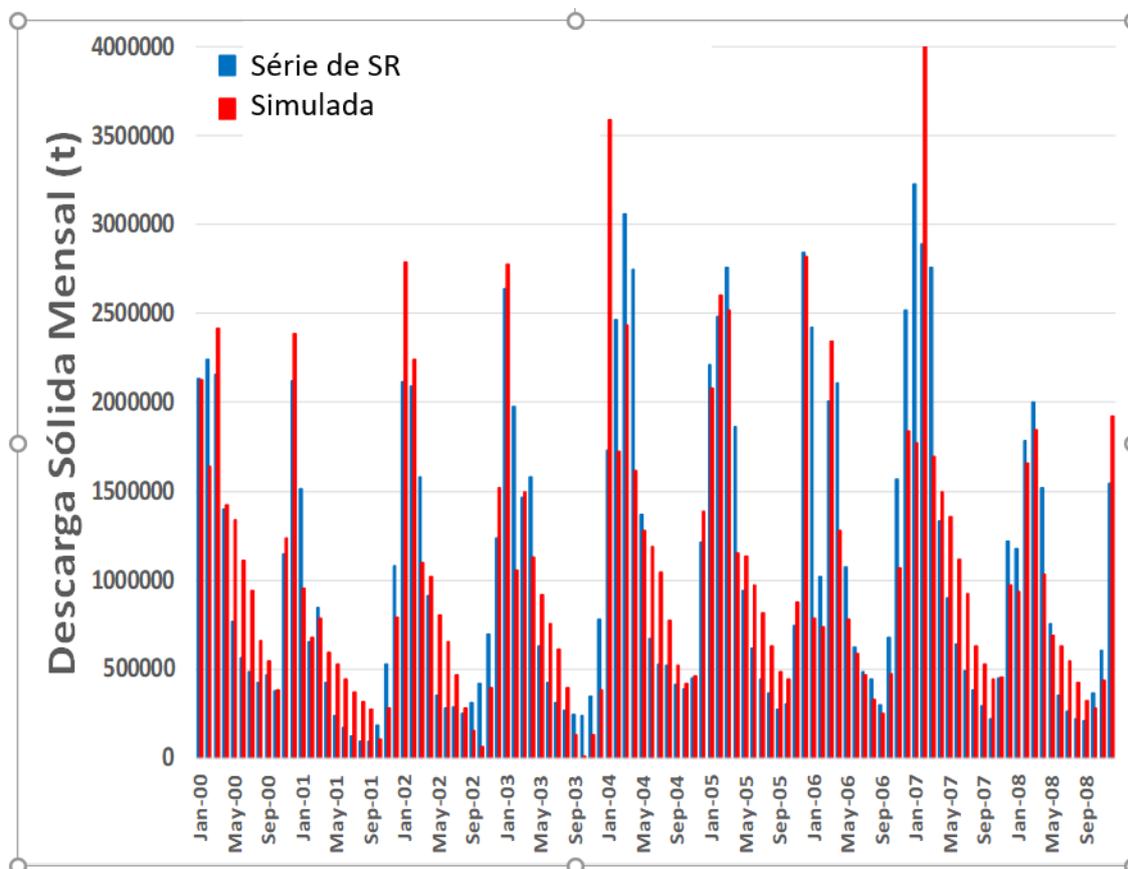
Antes de iniciar a discussão sobre os resultados de produção anual é importante apresentar informações de CONDÉ et al. (capítulo 4, 2021, não publicado) sobre a elaboração das curvas-chave de campo e sobre as medições de campo de descarga sólida total da estação Morpará. As medições de campo da estação convencional Morpará utilizadas para elaboração das curvas-chave de sedimentos de campo foram realizadas entre as vazões de 454 a 3.533 m³/s, enquanto que a vazão ocorrente em Morpará foi de 346 a 8838 m³/s, no período de 2000 a 2019, ou seja, a estação Morpará não tem medições de descarga sólida nas vazões médias e altas. Isto significa que em 11,5% do tempo as vazões são iguais ou superiores às vazões máximas encontradas durante as medições, o que pode influenciar muito no cálculo das descargas mensais e anuais, uma vez que as maiores. Desta forma, mesmo a curva-chave de sedimentos elaborada não seja representativa de toda a faixa de vazões ocorrente no período de 2000 a 2012 no RSF, optou-se por aplicá-la em toda série de vazões ocorrente no período de 2000 a 2012, mesmo com o entendimento que sua utilização geraria sobrestimativas a partir da curva-chave de campo, série de descarga sólida total para todo o período de análise. Por outro lado, a não utilização dos dias com vazão médias e altas vazões implicaria um subestimativa muito grande, pois os principais eventos não seriam computados.

A produção média anual de descarga sólida total estimada para a estação Morpará na modelagem com dados de SR para o período de 2000 a 2012 foi de cerca de 12,1 milhões de toneladas que foi de 12,8 milhões de toneladas enquanto que na modelagem com dados de

campo a estimativa é de 17,0 milhões de toneladas. Como já esperado, tendo em vista as sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo nas vazões altas, as estimativas de sedimentos da modelagem com dados de campo é cerca de 40,1 % superior às estimativas da modelagem com sensoriamento remoto. A diferença das descargas sólidas totais médias simuladas das descargas sólidas totais médias de SR e de campo nas modelagens com dados de SR e de campo é bem próxima, de 732 e 883 mil toneladas, respectivamente.

Na avaliação da descarga sólida mensal do modelo de sensoriamento remoto (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), observa-se em geral uma leve sobrestimativa das descargas sólidas simuladas nos períodos de de estiagem (descargas sólidas baixas). Entretanto, no final da estação seca, nos meses de setembro e outubro dos anos de 2001, 2002, 2003, 2006 e 2008, verifica-se uma subestimativa das descargas sólidas simuladas. Nas descargas sólidas mais altas, observa-se que o modelo tende a sobrestimar levemente a maioria dos picos de descarga sólida.

Figura 75 - Descarga sólida total mensal simulada com a equação de Molinas & Wu e descarga sólida total mensal de sensoriamento remoto calculada na estação virtual Morpará para o período de 2000 a 2008.

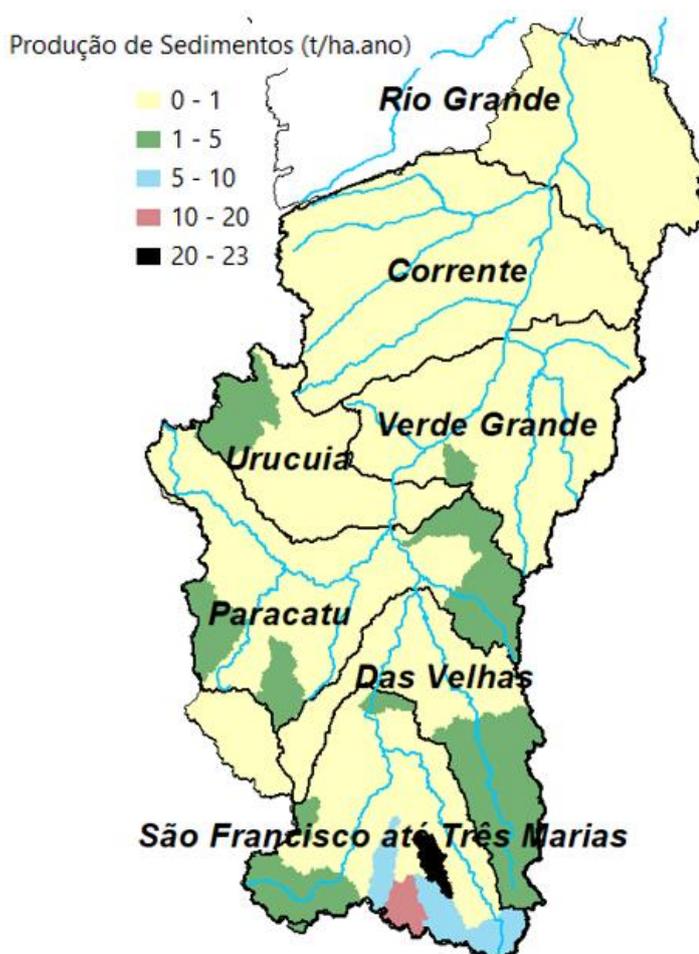


6.4.5. Distribuição espacial da produção de sedimentos

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta a distribuição espacial da produção média anual de sedimento por hectares nas sub-bacias do Alto-Médio São Francisco no período de 2000 a 2008. Como pode-se observar, a maior parte dos valores encontra-se entre o intervalo entre 0 e 1 t/ha.ano. A segunda maior classe corresponde a produção de 1 a 5 t/ha.ano e localiza-se as áreas de nascentes de importantes rios: Urucuia, Paracatu, das Velhas e do próprio São Francisco.

As maiores áreas de produção de sedimentos localizam-se no sul da Bacia: no rio São João, com produções superiores a 20 t/ha.ano; no Ribeirão Boa Vista e no rio Itapecirica, com produção de 10 a 20 t/ha.ano; e nos rios Indaiá, Lambari, Pará, Paraopeba, Brumado, Maranhão e Grande, com produção de 5 a 10 t/ha.ano.

Figura 76 - Distribuição espacial da produção média anual de sedimento nas sub-bacias do Alto-Médio São Francisco no período de 2000 a 2008.



6.4.6. Erosão e deposição de sedimentos

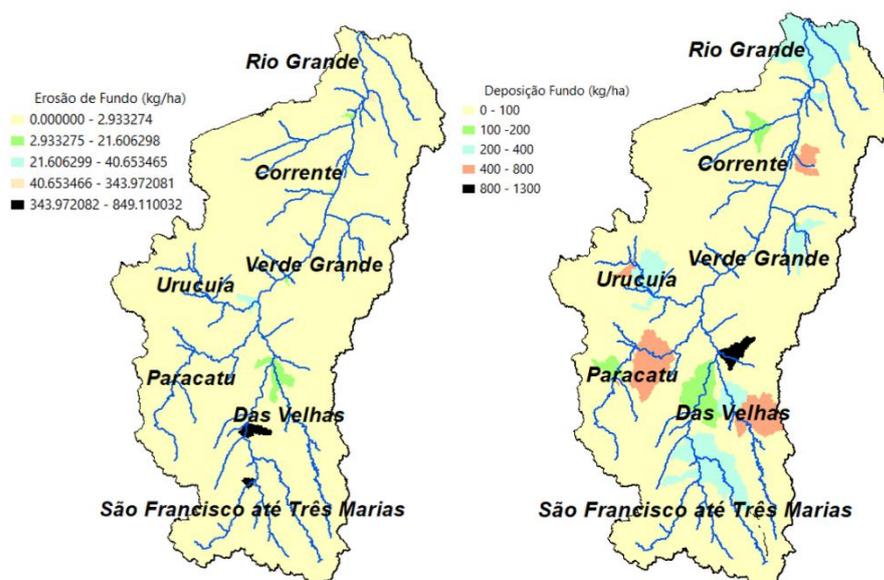
O SWAT apresenta os quantitativos por subbacia da erosão de margem e de fundo e deposição de várzea e de fundo. Observa-se que os quantitativos de erosão de margem e deposição de várzea são muito baixos.

As áreas de maior erosão de margem correspondem também as áreas de maior erosão de fundo e localizam-se a montante do reservatório de Três Marias, em Minas Gerais, nas proximidades da barragem de Três Marias, principalmente na área de contribuição dos afluentes da margem direita do reservatório (Riacho Frio e Ribeirão do Boi); e no polígono formado entre os municípios de Abaeté, Martinho Campo e Pompéu, onde incluem o Rio São Francisco e a área de contribuição de seu afluente Córrego das Tabocas.

Com respeito a deposição, a de fundo representa os maiores valores. As maiores deposições de fundo ocorrem na bacia do Rio Das Velhas, no trecho entre Rio Bicudo e o Rio Pardo Grande; na Bacia do Rio Jequitaí, no trecho entre o Riacho do Porco e a afluição do Rio Jequitaí no São Francisco; na Bacia do Rio Paracatu, no trecho entre a afluição do Rio Verde e do Ribeirão da Estrema; na Bacia do Rio Urucuia, no trecho entre o Rio São Domingos e o Rio Piratinga; e na Bacia do Rio Corrente, no Rio das Rãs e Rio dos Campos, na Bahia. As maiores deposições de várzea ocorrem no Rio Paraopeba, entre a afluição do Rio Camapuã e do Rio São João.

A espacialização da erosão e deposição de fundo estimadas pelo melhor modelo calibrado com dados de SR utilizando Projeto Morpará e a equação de Molinas & Wu é apresentada na Figura 77.

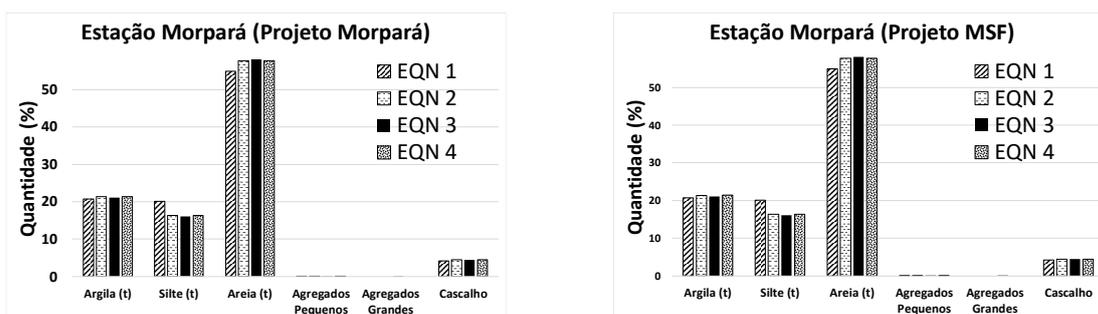
Figura 77 - Espacialização da erosão e deposição de fundo calculadas pelo modelo do Projeto Morpará.



6.4.7. Distribuição granulométrica das partículas obtida na modelagem dos sedimentos

A Figura 78 apresenta o resultado da distribuição percentual das partículas por tamanho da estação virtual Morpará das modelagens realizadas com as equações Bagnold modificada (EQN=1), Kodoatie (EQN=2), Molinas & Wu (EQN=3) e Yang (EQN=4) com o Projeto Morpará (calibração somente do exutório) e do Projeto MSF (calibração conjunta das cinco estações virtuais).

Figura 78 - Resultado da distribuição percentual das partículas da estação virtual Morpará nas modelagens individual da estação Morpará (Projeto Morpará) (à esquerda) e na modelagem multi-site (Projeto MSF) (à direita).



O resultado da distribuição de partículas é a mesma para todas as modelagens, independente da equação de transporte de sedimentos utilizada e da calibração ter sido satisfatória ou não. Este resultado não representa a distribuição ocorrente no Rio São Francisco no trecho modelado uma vez que a maior parte dos sedimentos é transportado em suspensão, sendo composto em grande parte por material fino, com 90% das partículas menor que 79 μm e com distribuição do tamanho (D_{50}) variando de 8 a 25 μm , conforme já apresentado.

Embora se tenha uma distribuição granulométrica do leito do trecho estudado que é inserida no SWAT pelo usuário, o SWAT impõe uma pseudo-distribuição das classes de tamanho de partículas que é conferida a partir do diâmetro mediano D50 (μm) para o leito do rio (parâmetro CH_BED_D50) e para as margens (parâmetro CH_BNK_D50) (ABBASPOUR, 2015; SANTINI, 2020). O SWAT foi configurado com as distribuições encontradas no rio Mississippi (tabela x), EUA, que são apresentadas na Tabela 43. Desta forma, o SWAT ao direcionar os sedimentos em um trecho, as massas de sedimento erodidas nas margens e no leito serão distribuídas de acordo com essas pseudo-distribuições padronizadas.

Tabela 43. Distribuição das classes de tamanho de partículas que é conferida a partir do diâmetro mediano D50 (μm) para o leito do rio (parâmetro CH_BED_D50) e para as margens (parâmetro CH_BNK_D50) no SWAT.

<i>Fração dos Sedimentos</i>	<i>D50 (μm)</i>			
	≤ 5	5 a 50	50 a 20000	>2000
Areia	0,15	0,15	0,65	0,15
Silte	0,15	0,65	0,15	0,15
Argila	0,65	0,15	0,15	0,05
Pedregulho (gravel)	0,05	0,05	0,05	0,05

6.4.8. Comparação com resultados de modelagens na Bacia do Rio São Francisco com SWAT

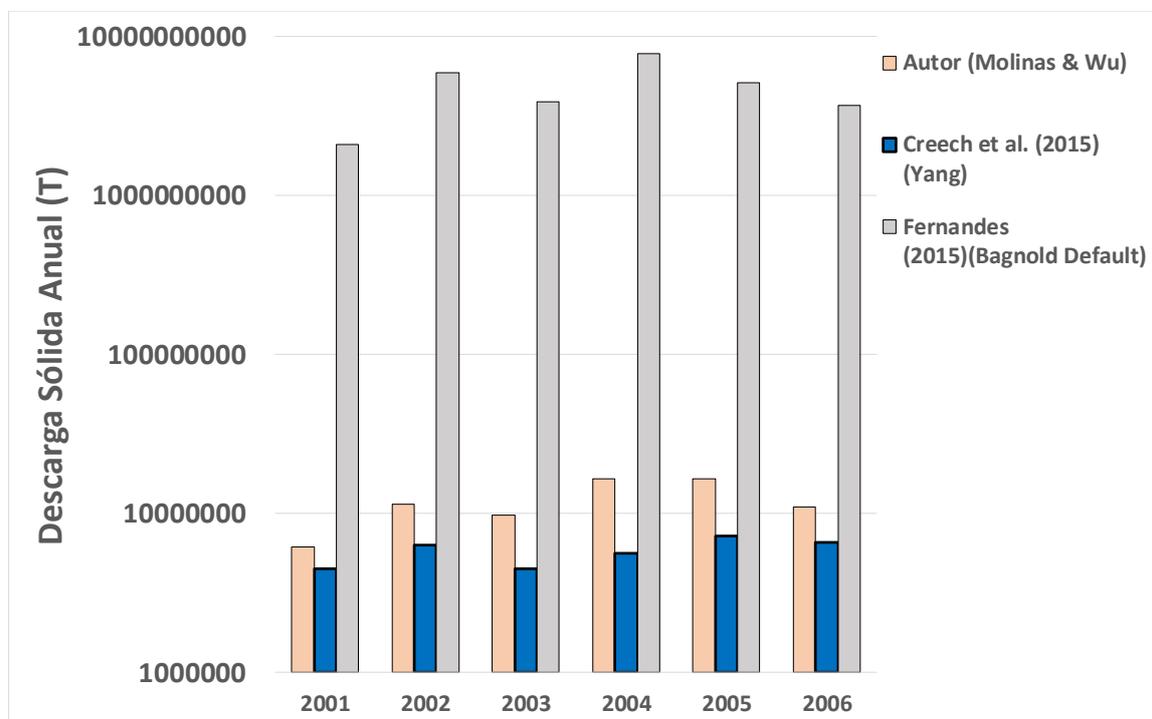
Para fins de comparação dos modelos alcançados com dados de carga de sedimentos de sensoriamento remoto, foram utilizados os resultados das modelagens realizadas na Bacia do Rio São Francisco por CREECH (CREECH et al., 2015) e por FERNANDES (2015) utilizando o SWAT e dados de campo (base de dados da ANA) no período comum entre os três trabalhos. Embora as bases utilizadas pelos autores e a metodologia utilizada sejam diferentes, optou-se por apresentar esta comparação para avaliação da utilização dos dados de sensoriamento remoto.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta a descarga sólida total anual dos anos da melhor calibração obtida para Morpará neste trabalho (Projeto Morpará: calibração individual com equação de Molinas & Wu), os resultados obtidos por CREECH et al. (2015) (dados retirados da Figura 9, página 15 do artigo) para a estação Morpará e os obtidos por FERNANDES (2015) (dados retirados da figura 21, página 118 da tese) para o Projeto Sobradinho, nos anos de 2001 a 2006 (anos em comum dos três trabalhos). Embora os dados de FERNANDES (2015) do Projeto Sobradinho se refiram a descarga sólida da área de Três Marias a Sobradinho, utilizamos seus resultados para fins de comparação uma vez que Morpará

fica bem próxima de Sobradinho e que o reservatório de Três Marias tem uma alta taxa de retenção dos sedimentos.

O modelo SWAT calibrado por CREECH et al. (2015) utilizando a equação de roteamento de sedimentos de Yang e dados de campo sobrestimou as descargas sólidas baixas na estação Morpará (ver CREECH et al., 2015, figura 9, página15). Entretanto, nas descargas altas, o modelo subestimou. É interessante destacar que as estimativas de descarga sólida observadas calculadas por CREECH (2015) foram calculadas por meio de uma curva-chave de sedimentos no formato potencial. Condé et al. (2020, capítulo 4) mostrou que as medições de descarga sólida da estação convencional de Morpará não foram realizadas nas vazões mais altas e que há uma mudança no comportamento do fluxo de sedimentos nestas vazões, quando o rio São Francisco alcança o seu leito maior. Dessa forma, segundo os autores, há uma sobrestimativa dos valores de descarga sólida nas altas vazões, uma vez que a curva potencial não acompanha a mudança de comportamento da descarga sólida nas vazões mais altas, devido a tendência da descarga sólida ficar constante ou até diminuir devido a influencia da planície de inundação.

Figura 79 - Comparação da descarga sólida anual para a estação Morpará obtidas neste trabalho e nas modelagens realizadas por CREECH et al. (2015) e FERNANDES (2015).



A produção de sedimentos obtida por CREECH et al. (2015) no período de 2001 a 2006 foi de cerca de 67,5 milhões de toneladas de sedimentos, enquanto que na modelagem com

dados de sensoriamento remoto para o mesmo período no presente trabalho foi estimada em cerca de 66,6 milhões de toneladas valores obtidos pelos dois trabalhos são bem próximos, com uma diferença de cerca de 870 mil toneladas. O PBIAS obtido por CREECH (2015) foi de -12,6 enquanto no presente trabalho foi um pouco melhor, de 5,4 para a calibração e 2,3 para a verificação, ambos classificados como muito bons de acordo com MORIASI et al. (2007). Apesar das inúmeras diferenças entre os dois modelos, tais como base de dados, parametrização, equação de roteamento de sedimentos utilizada, o que dificulta a comparação dos resultados, é possível dizer que a curva-chave utilizada por CREECH et al. (2015) tenha contribuído para o valor mais alto da estimativa, uma vez que foi utilizada curva-chave de sedimentos elaborada com equação potencial que foi aplicada para todas as vazões ocorrentes no período de 2001 a 2006, não considerando a faixa de vazões das medições utilizadas para elaboração da curva-chave. Além disto, as medições sedimentométricas das estações convencionais da estação Morpará disponíveis no banco HIDRO da ANA foram realizadas em baixas e médias vazões, não sendo representativas do comportamento do fluxo de sedimentos ocorrente na estação, que, nas vazões mais altas, quando o RSF atinge seu leito maior, fica constante ou tende a cair, como abordado por CONDÉ et al. (capítulo 4, não publicado; 2019). Nas condições de altas vazões a curva-chave de sedimentos no formato potencial, como a utilizada por CREECH (2015) não acompanha o comportamento do fluxo de sedimentos, sobrestimando as descargas sólidas.

Os resultados de FERNANDES (2015) para o projeto Sobradinho (que considera a área de Três Marias a Sobradinho) são muito mais altos em relação aos demais resultados comparados aqui (Figura 16). FERNANDES calibrou somente a hidrologia e considerou os resultados da produção de sedimentos que é calculada pelo SWAT pelo método default (equação de Bagnold simplificada), sem realizar a calibração dos sedimentos. Por sua vez, os dados apresentados por CREECH et al. (2015) utilizando a equação de Yang e realizando calibração manual são bem próximos aos obtidos neste trabalho com dados de sensoriamento remoto e com a aplicação da equação de Molinas & Wu. A modelagem de CREECH (2015) e CREECH et al. (2015), utilizou bases globais, tais como a GlobCover 2005 para designar o uso do solo e vegetação com 300 x 300 m de resolução espacial, e as variáveis físicas e químicas do Centro Internacional de Referência e Informação do Solo (ISRIC) que fornece configuração de dados do solo em uma resolução de 5" arc minute". Além disto, inseriu no modelo as atividades de irrigação permitidas na bacia do Rio São Francisco, totalizando 426.686 m³/ha, e

realizou uma calibração criteriosa de sedimentos levando em consideração o significado físico dos parâmetros.

Como apresentado acima, as bases utilizadas por CREECH (2015) são bases globais, incluindo a base de solos. No que diz respeito aos solos, diversos autores avaliaram os impactos das bases de dados de entrada do solo, mostrando que o SWAT é realmente sensível a esta informação (SALLES, 2015). Quanto aos solos brasileiros, suas origens geológicas e geomorfológicas diferem consideravelmente em comparação com os solos formados regiões temperadas, como nos EUA e na Europa, sendo naturalmente mais inférteis e possuem características típicas dos solos tropicais, incluindo camadas mais profundas, alta permeabilidade, capacidade de troca de cátion baixa, inadequada disponibilidade de minerais (potássio, cálcio, magnésio e fósforo), alta acidez e limitada disponibilidade de água do solo devido ao plantio sazonal e dos padrões de precipitação. Desta forma, o empenho em elaborar uma base de dados para a BRSF com dados regionais para a modelagem executada neste trabalho, como descrito por CONDÉ et al. (capítulo 5, não publicado), contribuiu para a melhoria das estimativas do modelo.

A análise dos resultados obtidos nas modelagens com dados de sensoriamento remoto e a comparação com modelagens realizadas com dados convencionais mostrou que é possível utilizar dados de SR para melhorar as estimativas de sedimentos em modelos como o SWAT. A integração de dados de sedimentos obtidos por sensoriamento remoto com a modelagem com o SWAT permite agregar as principais vantagens dos dois métodos, possibilitando a obtenção de dados robustos em áreas com baixa frequência ou nenhum monitoramento a um custo mais baixo, obtenção de séries do passado em função da disponibilidade de dados de satélite, oferecendo uma visão sinóptica do fluxo de sedimentos e a criação de cenários futuros para avaliação de mudanças climáticas e mudança do uso da terra, dentre outros.

Nenhuma das modelagens realizadas com as equações de roteamento de sedimentos do SWAT conseguiu propagar corretamente os sedimentos no Rio São Francisco, por outro lado, a proposta de SANTINI (2020) obteve bons resultados para a BRSF, onde os sedimentos finos compõem a maior parte do material em suspensão transportado pelo RSF. Desta forma, e diante do cenário atual em que poucos autores se preocupam com a equação de roteamento de sedimentos, este trabalho vem contribuir com os modeladores apresentando as limitações do SWAT com respeito a utilização das equações disponíveis no modelo e a perspectiva do uso da abordagem hidráulica de SANTINI para propagação dos sedimentos nos rios. Além disto, este

trabalho traz a questão da qualidade dos dados de sedimentos, mostrando a importância da qualidade das curvas-chave de sedimentos e de sua utilização levando em consideração a faixa de vazões que as mesmas foram geradas.

6.5. CONCLUSÕES

O presente estudo avaliou o uso da descarga sólida total de sensoriamento remoto na modelagem sedimentológica do Alto-Médio da Bacia do Rio São Francisco utilizando o modelo SWAT. Os dados de Q_{STSR} foram obtidos a partir de dados de reflectância do sensor MODIS a bordo dos satélites AQUA e TERRA no período de 2000 a 2017.

Foram analisadas as incertezas observadas na estimativa dos parâmetros ao longo do processo de calibração e de validação da Q_{STSR} em dois projetos: o Projeto Morpará, com a calibração individual da estação virtual Morpará, e o Projeto MSF, com calibração *multi-site* de cinco estações virtuais: Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará. Os dois projetos foram modelados em cinco cenários, um para cada equação de roteamento de sedimentos do SWAT: Bagnold Simplificada (EQN=0, default do SWAT), Bagnold Modificada (EQN=1), Kodoatie (EQN=2), Molinas & Wu (EQN=3) e Yang (EQN=4). Além desses dois projetos foi realizada modelagem com dados de SR utilizando o Módulo de SANTINI para roteamento de sedimentos finos que é composto de um modelo hidráulico de ondas cinemáticas para propagação da vazão e um modelo para estimativa da capacidade de transporte.

No Projeto Morpará, na calibração individual da estação virtual Morpará com dados de sensoriamento remoto, foram obtidos resultados satisfatórios com respeito ao coeficiente Nash-Suitcliffe e muito bom com o PBIAS no cenário 4, utilizando a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu. A produção de sedimentos, áreas de deposição, de erosão e de produção foi especializada e apresentada.

No Projeto MSF, na calibração *multi-site* das cinco estações virtuais com dados de sedimentos de sensoriamento remoto, não foi possível calibrar o conjunto das estações virtuais com nenhuma das equações. Entretanto, foram obtidos resultados satisfatórios para a estação Cachoeira do Manteiga, com a equação Bagnold default), Morpará, com a equação Molinas & Wu (EQN=3) e Gameleira, com a equação de Yang (EQN=4).

A análise de sensibilidade mostrou que os parâmetros mais sensíveis na modelagem com os parâmetros escolhidos inicialmente foram SHALLST.gw, USLE_P.mgt,

USLE_C.plant, CH_N2 e CN2.mgt. Na calibração com os parâmetros finais utilizados na calibração do Projeto Morpará com a equação Molinas & Wu os cinco parâmetros mais sensíveis foram. CH_N2, CH_BER_D50, SHALLST.gw, CN2.mgt e GWQMN.gw.

Analisando os resultados das modelagens com dados de SR e as cinco equações de roteamento de sedimentos, que nenhum dos cinco modelos de roteamento de sedimentos presentes no SWAT conseguiu representar adequadamente a propagação do transporte de sedimentos que ocorre na bacia de estudo e que os resultados obtidos por cada método tiveram um comportamento diferenciado em função do tipo de calibração realizada: individual (Projeto Morpará) ou conjunta (Projeto MSF).

As análises de incerteza da melhor iteração da modelagem com o Projeto Morpará e do Projeto MSF com a equação de Molinas & Wu nas fases de calibração e verificação, mostraram que os níveis de incerteza foram satisfatórios somente para a estação Morpará virtual. Os valores p-fator e r-fator obtidos pela estação Morpará virtual foram, respectivamente, de 0,70 e 0,95, no Projeto Morpará, e 0,73 e 1,15, no Projeto MSF.

Na modelagem com dados de SR aplicando o Módulo de SANTINI, que tem uma abordagem hidráulica do transporte de sedimentos, o modelo de ondas cinemáticas conseguiu propagar adequadamente os sedimentos de SR de montante para a jusante. Foram obtidos resultados muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga, bom para a estação São Francisco (NS= 0,75), e insatisfatório para as estações Gameleira (NS=0,45) e Morpará (NS=0,42). Já a análise do PBIAS mostra resultado muito bom para a estação Cachoeira do Manteiga (PBIAS = 3,70), bom para a estação São Francisco (PBIAS = 24,40) e satisfatório para as estações Carinhanha (PBIAS = 38,50), Gameleira (PBIAS = 31,20) e Morpará (PBIAS = 34,60). Tendo em vista o PBIAS satisfatório para as estações Gameleira e Morpará, e o resultado do NS próximo ao satisfatório, a calibração destas estações foi considerada também satisfatória.

Os resultados obtidos na utilização do módulo de SANTINI (2020) apresentam boas estimativas, possibilitando a propagação correta dos sedimentos ao longo do RSF, mostrando perspectivas promissoras para resolução do transporte de sedimentos finos no Modelo SWAT.

Os resultados da calibração com dados de campo da estação convencional Morpará, com a configuração de modelagem que teve os melhores resultados (equação de Molinas & Wu e o Projeto Morpará), foram satisfatórios para o NS (53,0) e muito bom para os o PBIAS (-3,7). Já

na verificação foi muito bom para o PBIAS (-3,7) e insatisfatório para o NS (0,47), ficando bem próximo ao valor considerado satisfatório (0,50).

A produção média anual de descarga sólida total estimada para a estação Morpará na modelagem com dados de SR para o período de 2000 a 2012 que obteve melhores resultados (Projeto Morpará, equação Molinas & Wu) foi de cerca de 12,1 milhões de toneladas que foi de 12,8 milhões de toneladas enquanto que na modelagem com dados de campo a estimativa é de 17,0 milhões de toneladas. As sobrestimativas das descargas sólidas totais de campo nas vazões altas são devido ao uso da equação potencial utilizada para elaboração das curvas-chave e a faixa de vazões em que as curvas foram validadas (baixas e médias vazões), as estimativas de sedimentos da modelagem com dados de campo é cerca de 40,1 % superior às estimativas da modelagem com sensoriamento remoto.

As áreas de maior erosão de margem correspondem também as áreas de maior erosão de fundo e localizam-se a montante do reservatório de Três Marias, em Minas Gerais, nas proximidades da barragem de Três Marias.

Com respeito a deposição, a de fundo representa os maiores valores. As maiores deposições de fundo ocorrem na bacia do Rio Das Velhas, no trecho entre Rio Bicudo e o Rio Pardo Grande; na Bacia do Rio Jequitaí, no trecho entre o Riacho do Porco e a afluição do Rio Jequitaí no São Francisco; na Bacia do Rio Paracatu, no trecho entre a afluição do Rio Verde e do Ribeirão da Estrema; na Bacia do Rio Urucuaia, no trecho entre o Rio São Domingos e o Rio Piratinga; e na Bacia do Rio Corrente, no Rio das Rãs e Rio dos Campos, na Bahia. As maiores deposições de várzea ocorrem no Rio Paraopeba, entre a afluição do Rio Camapuã e do Rio São João.

O resultado da distribuição do tamanho das partículas dos sedimentos fornecida pelo SWAT é a mesma para todas as modelagens, independente da equação de transporte de sedimentos utilizada e da calibração ter sido satisfatória ou não, e não representa a distribuição ocorrente no Rio São Francisco. Esse resultado é função do próprio modelo SWAT que não tem equações permitindo tratar de maneira realística os processos de transporte para as diferentes classes de partículas erodidas.

Os resultados da melhor calibração da estação Morpará com dados de descarga sólida total de SR foram comparados com dois trabalhos de modelagem do SWAT realizados na Bacia do Rio São Francisco com dados de campo: FERNANDES (2015) e CREECH (CREECH,

2015; CREECH et al. (2015a, 2015b). FERNANDES (2015), que realizou calibração apenas da hidrologia, teve estimativas da carga de sedimentos muito superiores aos projetos de CREECH e do presente trabalho.

A produção de sedimentos obtida por CREECH et al. (2015) no período de 2001 a 2006 foi de cerca de 67,5 milhões de toneladas de sedimentos, enquanto que na modelagem com dados de SR foi estimada em cerca de 66,6 milhões de toneladas. Mesmo com a diferença entre os modelos, é possível dizer que a curva-chave utilizada por CREECH et al. (2015) tenha contribuído para o valor mais alto da estimativa, uma vez que foi utilizada curva-chave de sedimentos elaborada com equação potencial que foi aplicada para todas as vazões ocorrentes no período de 2001 a 2006, não considerando a amplitude de vazões das medições utilizadas para elaboração da curva-chave e não considerando que as medições sedimentométricas foram realizadas em baixas e médias vazões, não sendo representativas do comportamento do fluxo de sedimentos ocorrente na estação nas vazões mais altas.

A análise dos resultados obtidos nas modelagens com dados de sensoriamento remoto e a comparação com modelagens realizadas com dados convencionais mostrou que é possível utilizar dados de SR para melhorar as estimativas de sedimentos em modelos como o SWAT. A integração de dados de sedimentos obtidos por sensoriamento remoto com a modelagem com o SWAT permite agregar as principais vantagens dos dois métodos, possibilitando a obtenção de dados robustos em áreas com baixa frequência ou nenhum monitoramento a um custo mais baixo, obtenção de séries do passado em função da disponibilidade de dados de satélite, oferecendo uma visão sinóptica do fluxo de sedimentos e a criação de cenários futuros para avaliação de mudanças climáticas e mudança do uso da terra, dentre outros.

Nenhuma das modelagens realizadas com as equações de roteamento de sedimentos do SWAT, seja com dados de descarga sólida total de sensoriamento remoto ou de campo, conseguiu propagar corretamente os sedimentos no Rio São Francisco, por outro lado, a proposta de SANTINI (2020) obteve bons resultados para a BRFSF, onde os sedimentos finos compõem a maior parte do material em suspensão transportado pelo RSF.

No cenário atual, em que poucos autores se preocupam com a equação de roteamento de sedimentos, este trabalho vem contribuir com os modeladores apresentando as limitações do SWAT com respeito a utilização das equações disponíveis no modelo e a perspectiva do uso da abordagem hidráulica de SANTINI para propagação dos sedimentos nos rios. Além disto, este trabalho traz a questão da qualidade dos dados de sedimentos, mostrando a importância da

qualidade das curvas-chave de sedimentos e de sua utilização levando em consideração a faixa de vazões que as mesmas foram geradas.

REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K. C. et al. **SWAT-CUP, SWAT calibration and uncertainty programs. Eawag**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Duebendorf, p. 93, 2015.

ABBASPOUR, K.C.; JOHNSON, C. A.; VAN GENUCHTEN, M. Th. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zone Journal**, v. 3, n. 4, p. 1340-1352, 2004.

ABBOTT, M.B. & REFSGAARD, J.C. (Ed.). **Distributed hydrological modelling**. Springer Science & Business Media, 2012.

ARENAS, M.C. et al. Hydrogeological Modeling in Tropical Regions via FeFlow. **Earth Sciences Research Journal**, v. 24, n. 3, 2020.

ARNOLD, J.G. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/Output Documentation 2012**; Texas Water Resources Institute Technical Report No. 439; Texas A&M University System: College Station, TX, USA, 2012.

BAGNOLD, R. A. Bed load transport by natural rivers. **Water resources research**, v. 13, n. 2, p. 303-312, 1977.

BETRIE, Getnet D. et al. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 3, p. 807-818, 2011.

BONUMÁ, Nadia B. et al. Simulating landscape sediment transport capacity by using a modified SWAT model. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 1, p. 55-66, 2014.

BONUMÁ, Nadia Bernardi et al. **Modelagem do escoamento, da produção de sedimentos e da transferência de fósforo em bacia rural no sul do Brasil**. 2011. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011

BRESSIANI, D.A. et al. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

CAKIR, R. et al. Hydrological Alteration Index as an Indicator of the Calibration Complexity of Water Quantity and Quality Modeling in the Context of Global Change. **Water**, v. 12, n. 1, p. 115, 2020.

CARVALHO, Flávio Hermínio de. **Uso do modelo SWAT na estimativa da vazão e da produção de sedimentos em bacia agrícola do Cerrado brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília. 152p. 2014.

CARVALHO, N.O & HORA, M. A. G. M. Hidrossedimentometria. **Sedimentologia Fluvial: Estudos e Técnicas**, v. 1, p. 10-61, 2014.

CASTRO, K.B. **Avaliação do Modelo SWAT na Simulação da Vazão em Bacia Agrícola do Cerrado Intensamente Monitorada**. Dissertação de Mestrado. UnB. 122p. 2013.

CBHSF. PRH-BHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco PRH-BHSF (2016-2025). **Brasília: ANA**, 2015.

CODEVASF & USACE. Relatório Final do Projeto Seis, Ano II, Modelo da Bacia do Rio São Francisco. 2014.

CONDÉ, R.C.C. et al. Indirect assessment of sedimentation in hydropower dams using MODIS remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 314, 2019.

COSTABILE, P. et al. Performances of the new HEC-RAS version 5 for 2-D hydrodynamic-based rainfall-runoff simulations at basin scale: Comparison with a state-of-the art model. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2326, 2020.

CREECH, Calvin T. et al. SEDIMENT TRANSPORT MODEL OF THE MADEIRA RIVER USING HEC-RAS FOR WATERWAY DESIGN. 2018.

CREECH C.T., Brito R.S., Selegean J.P., Miller C. 2015. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 8(3).

CREECH, C.T. **Coupled sediment yield and sediment transport model to support navigation planning in Northeast Brazil**. 2014. Tese (Doutorado em Filosofia) - Wayne State University, 2014.

CREECH, C.T.; BRITO, R.S.; SELEGEAN, J.P. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3). 2015.

DI PRIMA, Simone et al. Detecting infiltrated water and preferential flow pathways through time-lapse ground-penetrating radar surveys. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138511, 2020.

DIAS L.J. al. Performance of SSEBop model for estimating wheat actual evapotranspiration in the Brazilian Savannah region. **International Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 18, p. 6930-6947, 2019.

DÖRNHÖFER, K.; OPPELT, N. Remote sensing for lake research and monitoring—Recent advances. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 105-122, 2016.

DUAN, Z. & BASTIAANSEN, W. G. M. Estimating water volume variations in lakes and reservoirs from four operational satellite altimetry databases and satellite imagery data. **Remote Sensing of Environment**, v. 134, p. 403-416, 2013.

DURU, U.; ARABI, M.k; WOHL, E.E. Modeling stream flow and sediment yield using the SWAT model: a case study of Ankara River basin, Turkey. **Physical Geography**, v. 39, n. 3, p. 264-289, 2018.

EMERY, C.M. et al. Large-scale hydrological model river storage and discharge correction using a satellite altimetry-based discharge product. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 4, p. 2135-2162, 2018.

ENGMAN, Edwin T. et al. **Remote sensing in hydrology**. Chapman and Hall Ltd, 1991.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. Tese (Doutorado em Geografia), Centro de Filosofia e Ciências Humanas, UFPE, Pernambuco. 2015.

Ferrigo, S. **Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF**. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília – DF, 147p. 2014.

FOTEH, R. et al. Reservoir sedimentation assessment through remote sensing and hydrological modelling. **Journal of the Indian Society of Remote sensing**, v. 46, n. 11, p. 1893-1905, 2018

FU, B. et al. Modeling water quality in watersheds: From here to the next generation. **Water Resources Research**, v. 56, n. 11, p. e2020WR027721, 2020.

GAO, Y. & LONG, D. Intercomparison of remote sensing-based models for estimation of evapotranspiration and accuracy assessment based on SWAT. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 25, p. 4850-4869, 2008.

GASSMAN, Philip W. et al. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GUERRERO, M. et al. The acoustic properties of suspended sediment in large rivers: consequences on ADCP methods applicability. **Water**, v. 8, n. 1, p. 13, 2016.

HAN, B. et al. Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 211, 2016.

HARMEL, R. D. et al. Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. **Transactions of the ASABE**, v. 49, n. 3, p. 689-701, 2006.

HERMAN, M.R. et al. Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 39-49, 2018.

- HOROWITZ, A. J. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. **Hydrological processes**, v. 17, n. 17, p. 3387-3409, 2003.
- LELIS, T.A. & CALIJURI, M.L.. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 158-174, 2010.
- LI, Xueying et al. Evapotranspiration estimation for Tibetan plateau headwaters using conjoint terrestrial and atmospheric water balances and multisource remote sensing. **Water Resources Research**, v. 55, n. 11, p. 8608-8630, 2019.
- LIMA, J. E. F.W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco**. ANEEL-ANA, Embrapa Cerrados, Brasília, DF. 108p, 2001
- LONG, D.; LONGUEVERGNE, L.; SCANLON, B.R. Uncertainty in evapotranspiration from land surface modeling, remote sensing, and GRACE satellites. **Water Resources Research**, v. 50, n. 2, p. 1131-1151, 2014
- LU, S. et al. Multiobjective calibration for comparing channel sediment routing models in the soil and water assessment tool. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 1, p. 110-120, 2014.
- MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**.
- MARINHO, R.R. et al. Analysis of suspended sediment in the Anavilhanas archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1073, 2020.
- MEDEIROS P.R.P.; KNOPPERS B.; SOUZA W.F.L.; OLIVEIRA E.N. (2011). “Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas”. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, 15(1), pp.42-53, 2011.
- MENEZES, P. H. B. J. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias – MG**. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências, UnB, Distrito Federal. 2013.
- MOLINAS, A. & WU, Baosheng. Transport of sediment in large sand-bed rivers. **Journal of hydraulic research**, v. 39, n. 2, p. 135-146, 2001.
- MOREIRA, C. et al. Análise comparativa entre arranjos de tomografia elétrica no reconhecimento de estruturas de fluxo em aquífero fraturado em Caçapava do Sul (RS). **Pesquisas em Geociências**, v. 46, n. 1, p. 0710, 2019.
- MORIASI, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Binger, R.L., Harmel, R.D., and Veith, T.L. (2007). Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, 50 (3), 885-900.

MOUW, Colleen B. et al. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote sensing of environment**, v. 160, p. 15-30, 2015

NECHAD, B.; RUDDICK, K.G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854-866, 2010.

NEITSCH, S.L. et al. **Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009**. Texas Water Resources Institute, 2011.

NIU, J. et al. Quantifying storage changes in regional Great Lakes watersheds using a coupled subsurface-land surface process model and GRACE, MODIS products. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7359-7377, 2014.

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

PARAJULI, P.B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of using remote sensing evapotranspiration data in SWAT. **Water resources management**, v. 32, n. 3, p. 985-996, 2018.

PETERSEN-ØVERLEIR, A. & REITAN, T. Objective segmentation in compound rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 311, n. 1-4, p. 188-201, 2005.

PISCOYA, R.C.C.C. et al. Caracterização do fluxo de sedimentos no reservatório da uhe Sobradinho utilizando dados do sensor espacial MODIS. In **Anais do XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Florianópolis, Nov. 2017.

POMÉON, T. et al. Multi-objective validation of SWAT for sparsely-gauged West African river basins—A remote sensing approach. **Water**, v. 10, n. 4, p. 451, 2018.

PONTES, P.R.M. et al. MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 94, p. 1-20, 2017.

PRABHANJAN, A.; RAO, E. P.; ELDHO, T. I. Application of SWAT model and geospatial techniques for sediment-yield modeling in ungauged watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 20, n. 6, p. C6014005, 2015.

PRUSKI, F.F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Ed. Universidade Federal de Viçosa. 2009.

REIS, R.S. **Qualidade da água, deposição de sedimentos e sensoriamento remoto: um estudo de caso nos reservatórios do sub-médio São Francisco**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 237 p. 2002.

RIENTJES, T. H. M. et al. Multi-variable calibration of a semi-distributed hydrological model using streamflow data and satellite-based evapotranspiration. *Journal of hydrology*, v. 505, p. 276-290, 2013.

ROIG, H.L. **Modelagem e integração de dados aplicados à análise dos processos erosivos e de transporte de sedimentos—o caso da Bacia do Rio Paraíba do Sul—SP**. 2005. Tese (Doutorado em Geologia) - IG/UnB-Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

SÁ, I. et al. Sensoriamento remoto e geoprocessamento como ferramentas para o estudo da sedimentação do rio São Francisco. In: **Embrapa Semiárido-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 2., 2004, Aracaju. Anais... Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2004., 2004.

SALLES et al. Remote sensing to evaluate the impacts of actual evapotranspiration on soil moisture dynamics through the rooting zone in areas with pasture, forest plantation and native vegetation at the Brazilian Cerrado. 2020. (Pronto para submeter)

SANTINI, W. **Caractérisation de la dynamique hydro-sédimentaire du bassin de l'Ucayali (Pérou) par une approche intégrant réseau de mesures, télédétection, et modélisation hydrologique**. Tese (Doutorado) – Université Toulouse 3 – Paul Sabatier, Toulouse. 471p. 2020.

SANTOS, J.C.N. et al. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

SILVA D.T.A., SILVA M.T., SILVA T.C. Estimativa do aporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Submédio Rio São Francisco. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 17. João Pessoa, 2015. Anais...João Pessoa. 2015, 6534-6541.

SILVA, M.V. et al. Associação do regime hidrológico do rio xingu com oceanos adjacentes em eventos extremos utilizando dados altimétricos. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 11, p. 27328-27337, 2019.

SIMÕES, Kauem. **Modelagem hidrossedimentológica da Bacia do Rio Indaiá, Alto São Francisco—MG, utilizando SWAT**. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas e Geodinâmica) – Instituto de Geociências – Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

SONG, X. et al. Integration of remotely sensed C factor into SWAT for modelling sediment yield. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 22, p. 3387-3398, 2011.

SORRIBAS, M.V. et al. Hydrological Tracking Model for Amazon Surface Waters. **Water Resources Research**, v. 56, n. 9, p. e2019WR024721, 2020.

SOUSA, A.M.L. et al. Evapotranspiration from remote sensing to improve the SWAT model in Eastern Amazonia. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 456-464, 2015.

SOUSA, Adriano Marlison Leão de et al. Evapotranspiration from remote sensing to improve the SWAT model in Eastern Amazonia. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 456-464, 2015.

STRAUCH, M. et al. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, 127, S24–S36, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>

STRAUCH, M. et al. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414, p. 413-424, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.014>

TANG, Xiongpeng et al. Assessing the uncertainties of four precipitation products for swat modeling in Mekong River basin. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 304, 2019.

TIANXIAO, MA, ZHENG, D., RUNKUI, L, XIANGENG, S. (2019). Enhancing SWAT with remotely sensed LAI for improved modelling of ecohydrological process in subtropics. **Journal of hydrology**, v. 570, p. 802-815, 2019.

TOMING, Kaire et al. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 640, 2016.

TROCH, F. P. et al. Application of remote sensing for hydrological modelling. *In: Distributed hydrological modelling*. Springer, Dordrecht, 1990. p. 165-191.

UZEIKA, T. et al. Use of the SWAT model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 557-565, 2012.

WEI, Xi et al. A modeling approach to diagnose the impacts of global changes on discharge and suspended sediment concentration within the Red River Basin. **Water**, v. 11, n. 5, p. 958, 2019.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER, Walter H. & SMITH, Dwight David. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978

YEN, H. et al. Assessment of optional sediment transport functions via the complex watershed simulation model SWAT. **Water**, v. 9, n. 2, p. 76, 2017.

ZANIN, P.R.; BONUMA, N.B.; CORSEUIL, C.W.. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **RBRH**, v. 23, 2018.

ZHOU, Yan et al. Open surface water mapping algorithms: A comparison of water-related spectral indices and sensors. **Water**, v. 9, n. 4, p. 256, 2017.

APÊNDICE 6A

Limites iniciais dos parâmetros utilizados para o Projeto Morpará em cada uma das equações de roteamento de sedimentos.

Equação de Roteamento de Sedimentos	Bagnold Simplificado EQN = 0		Bagnold Modificado EQN = 1		Kodatie EQN = 2		Molinas & Wu EQN = 3		Yang EQN = 4	
	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior
Limites										
r_CN2.mgt	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263
r_ALPHA_BF.gw	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065
r_GW_DELAY.gw	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688
r_GWQMN.gw	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614
r_ESCO.bsn	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131
r_GW_REVAP.gw	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734
r_RCHRГ_DP.gw	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003
r_REVAPMN.gw	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245
v_ANION_EXCL.sol	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109
v_CH_N2.rte	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129
v_DEEPST.gw	1451.63074	1813.12122	1451.631	1813.121	1451.631	1813.121	1451.631	1813.121	1451.63074	1813.12122
v_GWHT.gw	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565
v_SHALLST.gw	932.92194	1362.74817	932.922	1362.748	932.922	1362.748	932.922	1362.748	932.92194	1362.74817
r_SLSUBBSN.hru	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260
v_SURLAG.bsn	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391
v_SPEXP.bsn	1.00000	1.50000	1.00000	1.50000	-	-	-	-	-	-
v_SPCON.bsn	0.00010	0.01000	0.00010	0.01000	-	-	-	-	-	-
v_CH_ERODMO().rte	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000
v_PRF_BSN.bsn	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000	-	-	-	-	-	-
v_ADJ_PKR.bsn	0.00000	2.00000	0.00000	2.00000	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000
v_CH_BED_KD.rte	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	700.00000	1000.00000
v_CH_BNK_D50.rte	450.00000	550.00000	450.000	550.000	700.000	1000.000	700.000	1000.000	3.65000	3.75000
v_CH_BNK_KD.rte	0.05000	0.15000	0.05000	0.15000	0.01000	0.10000	0.01000	0.10000	0.00000	0.10000
v_CH_BNK_TC.rte	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	700.00000	1000.00000
v_CH_BED_D50.rte	450.00000	550.00000	450.000	550.000	700.000	1000.000	700.000	1000.000	0.01000	0.10000
v_CH_BED_TC.rte	0.07500	0.08500	0.07500	0.08500	0.00000	0.10000	0.00000	0.10000	0.15000	0.25000
v_LAT_SED.hru	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000
r_USLE_K().sol	-0.20000	0.70000	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_EQN.rte	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4
v_CH_COV1.rte	-	-	0.80000	1.00000	1.50000	7.00000	1.50000	7.00000	1.50000	7.00000
v_CH_COV2.rte	-	-	-	-	0.50000	1.50000	0.50000	1.50000	0.50000	1.50000
r_USLE_C{1}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{2}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{12}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_EQN.rte	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4

APÊNDICE 6B

Limites dos parâmetros nas melhores iterações do Projeto Morpará para cada uma das equações de roteamento de sedimentos.

Equação de Roteamento de Sedimentos	Bagnold Simplificado EQN = 0		Bagnold Modificado EQN = 1		Kodatie EQN = 2		Molinas & Wu EQN = 3		Yang EQN = 4	
	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior
Limites										
r_CN2.mgt	-0.02637	-0.01802	-0.04317	-0.03716	-0.04335	-0.03831	-0.04335	-0.03458	-0.04335	-0.01263
r_ALPHA_BF.gw	0.14690	0.15547	0.18205	0.19065	0.14894	0.16056	0.14262	0.15454	0.14262	0.19065
r_GW_DELAY.gw	-0.28109	-0.26339	-0.25642	-0.25117	-0.23735	-0.22688	-0.26845	-0.25835	-0.28995	-0.22688
r_GWQMN.gw	0.16022	0.17132	0.15467	0.15816	0.15467	0.16076	0.15941	0.16973	0.15467	0.19614
r_ESCO.bsn	0.12490	0.14204	0.09560	0.10235	0.15634	0.17131	0.15466	0.17131	0.09560	0.17131
r_GW_REVAP.gw	0.03350	0.04556	0.00698	0.01045	0.00698	0.01488	0.00698	0.01456	0.00698	0.04734
r_RCHRG_DP.gw	0.14781	0.16152	0.12168	0.13119	0.16340	0.17003	0.12138	0.13340	0.12138	0.17003
r_REVAPMN.gw	-0.11128	-0.09872	-0.14537	-0.13902	-0.10426	-0.09245	-0.12324	-0.11626	-0.14537	-0.09245
v_ANION_EXCL.sol	0.16820	0.17496	0.16431	0.16621	0.17807	0.18260	0.18704	0.19109	0.16431	0.19109
v_CH_N2.rte	0.03967	0.04016	0.03855	0.03885	0.03855	0.03903	0.04093	0.04129	0.03855	0.04129
v_DEEPST.gw	1454.71277	1540.47742	1753.378	1813.121	1451.631	1529.947	1725.880	1813.121	1451.63074	1813.12122
v_GWHT.gw	19.54977	19.90807	20.51782	20.78565	19.37071	19.55686	19.37071	19.65051	19.37071	20.78565
v_SHALLST.gw	1237.70618	1321.08923	1329.443	1362.748	932.922	1038.668	932.922	989.804	932.92194	1362.74817
r_SLSUBBSN.hru	0.02896	0.03621	0.03220	0.03354	0.02473	0.02757	0.03818	0.04260	0.02473	0.04260
v_SURLAG.bsn	1.96615	2.01133	1.85933	1.89071	1.83364	1.87616	1.83364	1.87768	1.83364	2.03391
v_SPEXP.bsn	1.04383	1.13153	1.00000	1.03293	-	-	-	-	-	-
v_SPCON.bsn	0.00010	0.00138	0.00010	0.00073	-	-	-	-	-	-
v_CH_ERODMO().rte	0.81418	0.84121	0.88880	0.90000	0.80000	0.81633	0.87247	0.90000	0.80000	0.90000
v_PRF_BSN.bsn	1.91232	1.93696	1.90000	1.90980	-	-	-	-	-	-
v_ADJ_PKR.bsn	1.66962	2.00000	0.00000	0.24333	1.90967	1.93529	1.98229	2.00000	1.90000	2.00000
v_CH_BED_KD.rte	3.70049	3.73350	3.65000	3.66522	3.73622	3.75000	3.69842	3.71357	700.00000	1000.00000
v_CH_BNK_D50.rte	512.00684	537.33936	450.000	458.541	700.000	747.134	951.008	1000.000	3.65000	3.75000
v_CH_BNK_KD.rte	0.05822	0.07465	0.05000	0.05854	0.08423	0.10000	0.01000	0.03059	0.00000	0.10000
v_CH_BNK_TC.rte	0.18574	0.20339	0.15000	0.16522	0.15000	0.16443	0.23645	0.25000	700.00000	1000.00000
v_CH_BED_D50.rte	450.00000	472.45929	521.501	537.173	953.905	1000.000	938.492	1000.000	0.01000	0.10000
v_CH_BED_TC.rte	0.08080	0.08360	0.08406	0.08500	0.08581	0.10000	0.00000	0.01300	0.15000	0.25000
v_LAT_SED.hru	0.74007	2.22098	4.21435	5.00000	0.00000	1.13826	3.93827	5.00000	0.00000	5.00000
r_USLE_K().sol	0.16477	0.36545	-	-	0.24635	0.38901	-0.20000	0.05722	-0.20000	0.70000
v_CH_COV1.rte	-	-	0.87115	0.88933	6.04647	7.00000	2.73964	3.86467	1.50000	7.00000
v_CH_COV2.rte	-	-	-	-	1.21693	1.50000	0.50000	0.62848	0.50000	1.50000
r_USLE_C{1}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.03110	-0.06112	0.14843	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{2}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	-0.07301	0.20743	0.32766	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{12}.plant.dat	-	-	-	-	0.04489	0.21262	0.31905	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_EQN.rte	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4

APÊNDICE 6C

Limites iniciais dos parâmetros utilizados para o Projeto Médio São Francisco em cada uma das equações de roteamento de sedimentos.

Equação de Roteamento de Sedimentos	Bagnold Simplificado EQN = 0		Bagnold Modificado EQN = 1		Kodatie EQN = 2		Molinas & Wu EQN = 3		Yang EQN = 4	
	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior
Limites										
r_CN2.mgt	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263	-0.04335	-0.01263
r_ALPHA_BF.gw	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065	0.14262	0.19065
r_GW_DELAY.gw	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688	-0.28995	-0.22688
r_GWQMN.gw	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614	0.15467	0.19614
r_ESCO.bsn	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131	0.09560	0.17131
r_GW_REVAP.gw	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734	0.00698	0.04734
r_RCHRГ_DP.gw	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003	0.12138	0.17003
r_REVAPMN.gw	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245	-0.14537	-0.09245
v_ANION_EXCL.sol	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109	0.16431	0.19109
v_CH_N2.rte	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129	0.03855	0.04129
v_DEEPST.gw	1451.63074	1813.12122	1451.631	1813.121	1451.631	1813.121	1451.631	1813.121	1451.63074	1813.12122
v_GWHT.gw	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565	19.37071	20.78565
v_SHALLST.gw	932.92194	1362.74817	932.922	1362.748	932.922	1362.748	932.922	1362.748	932.92194	1362.74817
r_SLSUBBSN.hru	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260	0.02473	0.04260
v_SURLAG.bsn	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391	1.83364	2.03391
v_SPEXP.bsn	1.00000	1.50000	1.00000	1.50000	-	-	-	-	-	-
v_SPCON.bsn	0.00010	0.01000	0.00010	0.01000	-	-	-	-	-	-
v_CH_ERODMO().rte	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000	0.80000	0.90000
v_PRF_BSN.bsn	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000	-	-	-	-	-	-
v_ADJ_PKR.bsn	0.00000	2.00000	0.00000	2.00000	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000	1.90000	2.00000
v_CH_BED_KD.rte	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000	3.65000	3.75000
v_CH_BNK_D50.rte	450.00000	550.00000	450.000	550.000	700.000	1000.000	700.000	1000.000	700.00000	1000.00000
v_CH_BNK_KD.rte	0.05000	0.15000	0.05000	0.15000	0.01000	0.10000	0.01000	0.10000	0.01000	0.10000
v_CH_BNK_TC.rte	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000	0.15000	0.25000
v_CH_BED_D50.rte	450.00000	550.00000	450.000	550.000	700.000	1000.000	700.000	1000.000	700.00000	1000.00000
v_CH_BED_TC.rte	0.07500	0.08500	0.07500	0.08500	0.00000	0.10000	0.00000	0.10000	0.00000	0.10000
v_LAT_SED.hru	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000	0.00000	5.00000
r_USLE_K().sol	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_COV1.rte	-	-	0.80000	1.00000	1.50000	7.00000	1.50000	7.00000	1.50000	7.00000
v_CH_COV2.rte	-	-	-	-	0.50000	1.50000	0.50000	1.50000	0.50000	1.50000
r_USLE_C{1}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{2}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{12}.plant.dat	-	-	-	-	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_EQN.rte	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4

APÊNDICE 6D

Limites dos parâmetros das melhores iterações do Projeto Médio São Francisco para cada uma das equações de roteamento de sedimentos.

Equação de Roteamento de Sedimentos	Bagnold Simplificado EQN = 0		Bagnold Modificado EQN = 1		Kodatie EQN = 2		Molinas & Wu EQN = 3		Yang EQN = 4	
	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior
Limites										
r_CN2.mgt	-0.02357	-0.01457	-0.03775	-0.02670	-0.04335	-0.04124	-0.03295	-0.01263	-0.04335	-0.01263
r_ALPHA_BF.gw	0.16345	0.19870	0.14636	0.17589	0.14262	0.14584	0.16109	0.19065	0.14262	0.19065
r_GW_DELAY.gw	-0.27511	-0.24776	-0.28442	-0.25424	-0.28995	-0.25676	-0.28995	-0.24923	-0.28995	-0.22688
r_GWQMN.gw	0.16799	0.18185	0.15467	0.16661	0.15467	0.19247	0.16630	0.18957	0.15467	0.19614
r_ESCO.bsn	0.09137	0.14518	0.10696	0.12968	0.09560	0.09906	0.09560	0.14281	0.09560	0.17131
r_GW_REVAP.gw	-0.00122	0.02848	0.01381	0.02747	0.00698	0.00971	0.00698	0.03117	0.00698	0.04734
r_RCHR_G_DP.gw	0.14826	0.17355	0.13207	0.15319	0.12138	0.14495	0.13469	0.16130	0.12138	0.17003
r_REVAPMN.gw	-0.14950	-0.13017	-0.13430	-0.11215	-0.14537	-0.13373	-0.14366	-0.10951	-0.14537	-0.09245
v_ANION_EXCL.sol	0.16169	0.16923	0.16447	0.17357	0.16431	0.19109	0.17747	0.19109	0.16431	0.19109
v_CH_N2.rte	0.04041	0.04243	0.03896	0.03979	0.03855	0.04129	0.03974	0.04129	0.03855	0.04129
v_DEEPST.gw	1666.73450	1821.39783	1538.935	1721.756	1451.631	1498.854	1625.291	1813.121	1451.63074	1813.12122
v_GWHT.gw	19.64511	19.98630	19.56341	20.37836	19.37071	19.42534	19.96272	20.78565	19.37071	20.78565
v_SHALLST.gw	1130.66846	1206.72559	1225.187	1362.748	932.922	1126.327	932.922	1197.523	932.92194	1362.74817
r_SLSUBBSN.hru	0.03399	0.03942	0.02877	0.03487	0.02473	0.03372	0.02515	0.03678	0.02473	0.04260
v_SURLAG.bsn	1.88737	1.94116	1.89476	1.99446	1.83364	1.84093	1.93005	2.03391	1.83364	2.03391
v_SPEXP.bsn	1.07834	1.21158	1.00000	1.13592	-	-	-	-	-	-
v_SPCON.bsn	0.00238	0.00347	0.00010	0.00261	-	-	-	-	-	-
v_CH_ERODMO().rte	0.93807	0.96051	0.85009	0.88337	0.80000	0.84883	0.83024	0.89076	0.80000	0.90000
v_PRJ_BSN.bsn	0.64562	1.31440	1.90000	1.94810	-	-	-	-	-	-
v_ADJ_PKR.bsn	1.93747	2.53698	0.54774	1.64366	1.90000	2.00000	1.90000	1.95276	1.90000	2.00000
v_CH_BED_KD.rte	3.83521	3.94099	3.67324	3.71973	3.65000	3.72367	3.67244	3.72416	3.65000	3.75000
v_CH_BNK_D50.rte	511.92502	537.25684	479.381	538.168	700.000	738.898	736.720	912.280	700.00000	1000.00000
v_CH_BNK_KD.rte	-0.00600	0.01411	0.05000	0.07836	0.01000	0.06791	0.01000	0.06729	0.01000	0.10000
v_CH_BNK_TC.rte			0.16327	0.19047	0.15000	0.16984	0.19084	0.25000	0.15000	0.25000
v_CH_BED_D50.rte			450.000	490.074	700.000	1000.000	826.719	1000.000	700.00000	1000.00000
v_CH_BED_TC.rte			0.08044	0.08500	0.00000	0.07137	0.04954	0.10000	0.00000	0.10000
v_LAT_SED.hru	0.00943	0.49945	1.88158	3.96089	0.00000	3.48459	2.16698	5.00000	0.00000	5.00000
r_USLE_K().sol	-0.62948	-0.50630	0.01585	0.47202	-0.20000	-0.16390	0.22516	0.70000	-0.20000	0.70000
v_CH_COV1.rte	-0.29931	0.21536	0.90901	0.97892	1.50000	7.00000	1.50000	4.77581	1.50000	7.00000
v_CH_COV2.rte	1.28681	1.91448			0.50000	0.57946	0.50000	1.00960	0.50000	1.50000
r_USLE_C{1}.plant.dat					-0.20000	-0.15689	0.15946	0.70000	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{2}.plant.dat					-0.20000	0.70000	-0.20000	0.27484	-0.20000	0.70000
r_USLE_C{12}.plant.dat					-0.20000	-0.17142	0.05236	0.55744	-0.20000	0.70000
r_USLE_P.mgt	-0.36776	-0.19449			-	-	-0.20000	0.35854	-	-
v_CH_EQN.rte	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4

APÊNDICE 6E

Limites dos parâmetros da melhor iteração do Projeto Morpará com dados de campo e a equação de roteamento de sedimentos de Molinas & Wu.

Parâmetro	Limites	
	Inferior	Superior
r_CN2.mgt	-0,04335	-0,01263
r_ALPHA_BF.gw	0,14262	0,19065
r_GW_DELAY.gw	-0,28995	-0,22688
r_GWQMN.gw	0,15467	0,19614
r_ESCO.bsn	0,09560	0,17131
r_GW_REVAP.gw	0,00698	0,04734
r_RCHRG_DP.gw	0,12138	0,17003
r_REVAPMN.gw	-0,14537	-0,09245
v_ANION_EXCL.sol	0,16431	0,19109
v_CH_N2.rte	0,03855	0,04129
v_DEEPST.gw	1451,631	1813,121
v_GWHT.gw	19,37071	20,78565
v_SHALLST.gw	932,922	1362,748
r_SLSUBBSN.hru	0,02473	0,04260
v_SURLAG.bsn	1,83364	2,03391
v_SPEXP.bsn	-	-
v_SPCON.bsn	-	-
v_CH_ERODMO().rte	0,80000	0,90000
v_PRF_BSN.bsn	-	-
v_ADJ_PKR.bsn	1,90000	2,00000
v_CH_BED_KD.rte	3,65000	3,75000
v_CH_BNK_D50.rte	700,000	1000,000
v_CH_BNK_KD.rte	0,01000	0,10000
v_CH_BNK_TC.rte	0,15000	0,25000
v_CH_BED_D50.rte	700,000	1000,000
v_CH_BED_TC.rte	0,00000	0,10000
v_LAT_SED.hru	0,00000	5,00000
r_USLE_K().sol	-0,20000	0,70000
v_CH_EQN.rte	3	3
v_CH_COV1.rte	1,50000	7,00000
v_CH_COV2.rte	0,50000	1,50000
r_USLE_C{1}.plant.dat	-0,20000	0,70000
r_USLE_C{2}.plant.dat	-0,20000	0,70000
r_USLE_C{12}.plant.dat	-0,20000	0,70000
v_CH_EQN.rte	3	3

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Rio São Francisco, a morte ninguém compra e a vida ninguém paga
Não tem dinheiro neste mundo que compre a sua santa água
Rio São Francisco, você que mata nossa sede e nossa fome,
hoje você está morrendo com a mão pesada do homem
Rio São Francisco, Deus não deixa você morrer,
porque sem a sua santa água nós não podemos viver
Querido rio bonito, nós precisamos muito de você!
Maria Madalena Moura, 100 anos
(Documentário Centenários do São Francisco)

O hidrólogo moderno tem hoje a sua disposição um grande arsenal tecnológico, o qual tem auxiliado no processo de entendimento, modelagem, simulação e tomada de decisão com relação aos Recursos Hídricos. Dentre as novas tecnologias temos o sensoriamento remoto ótico que vem sendo utilizado com eficiência para o monitoramento da cor da água, ou do comportamento espectral da água. A cor da água está relacionada com a presença de componentes opticamente ativos que controlam os processos de absorção e de espalhamento da luz, permitindo o uso de algoritmos derivados para inferir sobre parâmetros de qualidade de água a partir da análise espectral da luz que emerge de um corpo hídrico.

O monitoramento por sensoriamento remoto do material em suspensão mostra resultados robustos e oferece grandes perspectivas de uso operacional num futuro próximo. Tendo em vista a dificuldade de obtenção de dados de sedimentos de campo, seja pela baixa frequência de monitoramento e o alto custo, o uso do sensoriamento remoto, após a calibração com dados de campo, vem preencher a lacuna da falta de dados permitindo o monitoramento de grandes áreas, com alta frequência e a um baixo custo, possibilitando obter uma visão sinóptica do comportamento do fluxo de sedimentos e a possibilidade de obtenção de séries temporais pretéritas, dependendo da disponibilidade de imagens orbitais.

As inúmeras e complexas modificações decorrentes da alteração do uso e ocupação do solo ocorrentes na BRSF, seja a retenção de grande parte da concentração de sedimentos nos reservatórios das barragens no médio-baixo Rio São Francisco - RSF, seja o aumento da concentração de sedimentos em decorrência da intensificação do uso do solo, precisam ser quantificadas e monitoradas detalhadamente. Essas mudanças aceleradas na paisagem e as mudanças climáticas requerem o desenvolvimento de ferramentas para avaliação rápida e previsão futura. Modelos como o SWAT permitem a avaliação da hidrologia, da produção de

sedimentos e da dinâmica de nutrientes nas bacias hidrográficas. Entretanto, a grande limitação deste modelo, assim como quase todos os modelos hidrológicos, é a dificuldade de encontrar parâmetros regionais robustos para alimentar o seu banco de dados, o que pode ser fornecido pelos dados de SR. Nesse contexto, o objetivo do Projeto de Doutorado foi melhorar a quantificação dos fluxos de sedimentos na BRSF para caracterizar as dinâmicas espacial, sazonal e interanual desses fluxos. Este trabalho foi realizado a partir de uma metodologia completa integrando medições convencionais, dados de sensoriamento remoto MODIS e modelagem com o SWAT. O conjunto de dados produzidos servirá em particular para entender o papel das mudanças globais e regionais no Alto-Médio São Francisco.

Como hipótese norteadora para a pesquisa, foi definido que a determinação da dinâmica espacial e temporal da concentração e da descarga sólida do material particulado em suspensão por sensoriamento remoto melhora o monitoramento hidrológico, assim como o processo de simulação de modelos chuva-vazão, apoiando a gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas. Essa hipótese foi confirmada por meio dos resultados apresentados nos artigos científicos nos quatro capítulos anteriores. Além disso, os resultados apresentados nos documentos anexos também estão no contexto geral desta tese e demonstram como o uso de técnicas de análise espacial e sensoriamento remoto pode melhorar o monitoramento hidrológico e a simulação de processos hidrológicos em regiões tropicais.

As principais conclusões obtidas são apresentadas a seguir:

1) Com respeito aos algoritmos desenvolvidos para transformação de reflectância do sensor MODIS em concentração de material particulado em suspensão e descarga sólida em suspensão de sensoriamento remoto que foram analisados no contexto dessa pesquisa tem-se que:

- a) A relação encontrada dos dados de campo de concentração de superfície e concentração na coluna d'água obtidos em campo teve um bom ajuste ($R^2 = 0,99$), com relação se aproximando de um para um, mostrando que as estimativas de superfície são bem próximas às estimativas integradas na coluna d'água. Este resultado é esperado uma vez que este trecho estudado no Médio do Rio São Francisco a sua granulometria é predominantemente fina (silte/areia fina), que têm uma distribuição bastante uniforme na vertical e foi detectada pouca presença de areias mais grossas em suspensão/saltação perto do fundo.
- b) A validação dos dados de concentração integrada na coluna d'água obtidos por sensoriamento remoto mostrou um bom ajuste com os dados de concentração de campo da rede sedimentométrica da ANA (com coeficiente de determinação de 0,55 e RMSE-

log de 33 mg/L), apesar das diferenças em termos de protocolos entre os métodos de coleta/medição (campo *vs* satélite) e da defasagem temporal variável entre a coleta *in situ* e as passagens de satélite. Quando as descargas de sólidas em suspensão de campo são comparadas com as de sensoriamento remoto observa-se melhoria do ajuste (coeficiente de determinação de 0,78 e RMSE-log de 0,34 T/d).

- c) Embora a resposta dos satélites corresponda a concentração da superfície do rio, por meio da elaboração de equação relacionando dados de concentração de campo de superfície com concentração integrada foi possível obter concentração integrada (na coluna d'água) de sensoriamento remoto.

2) Sobre o uso de séries temporais de concentração de material em suspensão e descarga sólida em suspensão obtidas por sensoriamento remoto, que foram analisados no contexto dessa pesquisa para o monitoramento hidrológico dessas variáveis, tem-se que:

- a) Foi possível obter séries temporais de concentração e descarga sólida para estações virtuais criadas desde a entrada do rio São Francisco, Paraopeba e Ribeirão São Vicente no reservatório São Vicente até 3 km a montante da foz do Rio São Francisco para o período de 20 anos, 2000 a 2019. Essas séries foram analisadas e comparadas com outros estudos apresentando resultados robustos que permitiram melhoria da compreensão do fluxo de sedimentos da BRSF, possibilitando a realização de avaliações espaço-temporais do fluxo de sedimentos em trechos do Rio São Francisco e dos reservatórios com a obtenção de estimativas de oito em oito dias, mensais e anuais da concentração e da descarga sólida.
- b) Foi determinada a descarga sólida em suspensão média anual das estações virtuais nos principais trechos do Rio São Francisco. Na avaliação das estações virtuais estudadas observamos os mais altos valores de descarga sólida média anual na estação virtual Sobradinho Montante, após a contribuição do Rio Grande. Das cerca de 10,14 milhões de toneladas de descarga sólida estimadas para esta estação, a maior parte é retida anualmente no reservatório de Sobradinho, em média cerca 7,6 milhões de toneladas. Após a barragem de Sobradinho, cerca de 1,5 Mt/ano são retidas nos reservatórios em cascata a jusante de Sobradinho até a estação Foz. Assim, em média, apenas cerca de 1 Mt/ano de descarga sólida em suspensão chega à Foz da BRSF.
- c) A metodologia desenvolvida e aplicada permitiu analisar a variabilidade da concentração nos reservatórios Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga e Paulo Afonso

1,2,3 e identificar o padrão de sedimentação dos mesmos, permitindo discriminar reservatórios de fio d'água com menor tempo de residência de água de reservatórios maiores com tempos de residência mais elevados, além de permitir uma análise completa longitudinal do fluxo de sedimentos nos reservatórios, sendo possível identificar áreas de aporte e de sedimentação.

- d) Foi observada uma queda nas vazões anuais em todas as estações a partir de 2014. As vazões médias das estações Cachoeira do Manteiga, Morpará, Pão de Açúcar e Propriá no período de 2000 a 2019 foi de 955, 1851, 1672 e 1628 m³/s; já no período de 2013 a 2019 as médias foram, respectivamente, 565, 1131, 925 e 939 m³/s, com redução de cerca de 42 % das vazões.
- e) Os resultados obtidos demonstram a viabilidade da utilização do sensoriamento remoto no monitoramento da concentração de material em suspensão particulado e da descarga sólida ao longo do Rio São Francisco.

3) Com respeito a construção de curvas-chave de sedimentos elaboradas com dados de sensoriamento remoto e com dados de campo e a análise das respectivas séries obtidas tem-se que:

- a) Foram construídas curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto e de campo, sendo avaliados os dados estatísticos da comparação entre as medições e os resultados da aplicação das curvas elaboradas, a amplitude da vazão das medições, o número de medições, o acoplamento das curvas às medições e ao comportamento do fluxo de sedimentos ocorrente no Rio São Francisco e os resultados da aplicação das equações.
- b) As curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto, apesar da dispersão dos dados de descarga sólida nas vazões baixas e dos desvios médios percentuais mais altos, foram aprovadas do ponto de vista estatístico tendo em vista o bom acoplamento das descargas sólidas totais de SR com as calculadas pelas curvas-chave. O número de medições, a amplitude da vazão das medições, o acoplamento das descargas sólidas totais calculadas pela curva-chave com as descargas sólidas medidas de sensoriamento remoto nas médias a altas vazões, torna as curvas representativas da variabilidade da hidrologia e do fluxo de sedimentos ocorrente no trecho do Rio São Francisco estudado. As equações de dois tramos (com ramo inferior com equação potencial e ramo superior com equação polinomial) se mostraram apropriadas para representar a variabilidade do fluxo de sedimentos medidos pelos dados de sensoriamento, principalmente nas altas vazões,

onde a curva polinomial conseguiu representar a mudança ocorrente do fluxo de sedimentos quando o rio alcança o seu leito maior.

- c) As curvas-chave de sedimentos de campo, embora tenham melhores resultados estatísticos entre as descargas sólidas medidas e calculadas, a faixa de vazões que as medições foram realizadas e o número de medições de campo não são representativas da variabilidade hidrológica ocorrente nos trechos do Rio São Francisco estudado. As curvas-chaves de campo em formato potencial, se aplicadas na faixa de vazões em que as mesmas foram elaboradas (baixa a média), haverá uma subestimativa das descargas sólidas, uma vez que as maiores descargas sólidas ocorrem nas altas vazões. Por outro lado, se as curvas-chaves de campo em formato potencial forem aplicadas a toda faixa de vazões ocorrente nos trechos estudados, haverá uma sobre-estimativa das descargas sólidas totais, uma vez que o formato da curva não leva em consideração a mudança do fluxo de sedimento nas vazões mais altas.
- d) Foi somente a partir da análise dos dados de sensoriamento remoto que foi possível conhecer o comportamento da descarga sólida nas vazões altas, uma vez que, não há disponível no banco da ANA de medições sedimentométricas de campo realizadas nas altas vazões altas. Os resultados do trabalho mostram que há uma clara necessidade de mudança da operação da rede sedimentométrica brasileira visando a obtenção de mais dados para as vazões altas, o que pode ser conseguido com uma programação de medições de campo baseada na hidrologia e com aumento da frequência de amostragem.
- e) Comparando os dados das séries obtidas pelas curvas-chave de SR e de campo, há uma grande aproximação das estimativas calculadas com os dois modelos nas baixas e médias vazões. Entretanto, nas médias-altas e altas vazões há um distanciamento dos resultados em decorrência da utilização do modelo potencial que foi elaborado para baixas e médias vazões, que não leva em consideração a mudança do comportamento do fluxo de sedimentos nas vazões mais altas, quando o rio alcança o seu leito maior.
- f) Enquanto que nas descargas sólidas abaixo de 10 mil T/d as descargas sólidas de SR são cerca de 1,9 vezes superiores às de campo, com variação de 1,4 a 2,8 vezes, nas descargas acima de 10 mil T/d as descargas sólidas de campo são em média duas vezes superiores aos valores de SR, variando de 1,2 a até 4,0 vezes na estação São Francisco. Desta forma, com a utilização de dados de campo e de curvas-chave elaboradas em formato potencial e com medições realizadas numa amplitude de vazões que não é representativa da realidade ocorrente, teremos sobrestimativas das descargas sólidas

totais de campo; enquanto que, com a utilização de dados de sensoriamento remoto, teremos sobreestimativas das descargas sólidas nas vazões baixas. Tendo em vista que a descarga sólida em suspensão representa a maior parte da descarga sólida nos rios, e que a maior parte do seu transporte ocorre nas vazões altas, o impacto pelo uso da abordagem convencional nas altas vazões é muito maior, impactando principalmente o resultado dos modelos sedimentológicos, que requerem a obtenção de séries temporais de descarga sólida de qualidade que são determinadas por curvas-chave de sedimentos.

- g) O uso de curvas-chave de sedimentos de sensoriamento remoto possibilitou a obtenção de dados diários a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da amplitude de vazão que ocorrem no RSF, quando comparada com as curvas-chave obtidas com dados de campo. Apesar das curvas-chave de sedimentos de SR terem desvios mais altos nas vazões mais baixas, estes desvios não irão impactar significativamente a quantificação das descargas sólidas uma vez que a maior parte da carga de sedimentos escoada no decorrer de todo o ano hidrológico são observadas no período chuvoso, nas vazões médias-altas e altas.

4) Sobre a elaboração de um modelo hidrológico com o SWAT para a Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco utilizando bases com melhor resolução espacial e uma base de solos elaborada com dados regionais, tem-se que:

a) O SWAT tem limite de processamento na etapa de definição de HRUs e não permitiu a utilização de bases com melhor resolução para a área do projeto que é de cerca de 353 mil km², sendo necessário diminuir a resolução das bases de entrada e o número de HRUs para que o processo de modelagem fosse finalizado.

b) A inserção das propriedades do reservatório Três Marias, tais como dos dados das características físicas e de gerenciamento do reservatório, assim como inserção dos dados mensais do fluxo máximo e mínimo do reservatório e dos dados diários da efluência do reservatório permitiu o ajuste do modelo para a dinâmica do reservatório, o que foi comprovado pela melhoria expressiva dos coeficientes Nash (0,99) e de determinação (0,99) e pelo ajuste do hidrograma.

c) Na calibração automática, realizada após a calibração manual, foram obtidos índices muito bom, bom ou satisfatório para o índice Nash, e índices muito bom ou bom para o PBIAS, a seguir: Cachoeira do Manteiga (NS=0,88; PBIAS=4,3); São Francisco (NS=0,83; PBIAS=2,7); Carinhanha (NS=0,81; PBIAS=0,2); ; Gameleira (NS=0,76; PBIAS=3,7) e Morpará ((NS=0,69; PBIAS=-2,5).

d) De uma forma geral os resultados das calibrações conseguiram representar bem a vazão ocorrente nas estações, apesar de terem sido observadas subestimativas da recessão dos anos de 1995 e 1996 em todas as estações, com comportamento diferenciado entre as estações em outras datas.

e) A comparação dos resultados obtidos no trabalho com dois estudos de modelagem com o SWAT realizados na BRSF mostra que o esforço na elaboração de uma base de dados de solos regional, a utilização de bases com melhor resolução, a inserção dos dados do reservatório Três Marias, bem como a realização de calibração manual seguida por calibração automática, contribuiu para um melhor ajuste do modelo.

5) Para finalizar, sobre a integração dos dados de sedimentos de SR com o modelo SWAT para construção de um modelo sedimentológico para a Bacia do Alto-Médio Rio São Francisco a partir do modelo hidrológico construído com bases com melhor resolução espacial e uma base de dados de solos elaborada regional, comentado no item anterior, tem-se que:

a) Foram analisadas as incertezas observadas na estimativa dos parâmetros ao longo do processo de calibração e de validação da descarga sólida total de SR em dois projetos: o Projeto Morpará, com a calibração individual da estação virtual Morpará, e o Projeto MSF, com calibração *multi-site* de cinco estações virtuais: Cachoeira do Manteiga, São Francisco, Carinhanha, Gameleira e Morpará. Os dois projetos foram modelados em cinco cenários, um para cada equação de roteamento de sedimentos do SWAT: Bagnold Simplificada (EQN=0, default do SWAT), Bagnold Modificada (EQN=1), Kodoatie (EQN=2), Molinas & Wu (EQN=3) e Yang (EQN=4). Além desses dois projetos foi realizada modelagem com dados de SR utilizando o Módulo desenvolvido por SANTINI (2020) para roteamento de sedimentos finos que é composto de um modelo hidráulico de ondas cinemáticas para propagação da vazão e um modelo para estimativa da capacidade de transporte. Para fins de comparação, uma última modelagem foi realizada com dados de campo com a modelagem que teve os melhores resultados (Projeto Morpará) usando a equação de Molinas & Wu.

b) A análise dos resultados obtidos nas modelagens com dados de sensoriamento remoto e a comparação com modelagens realizadas com dados convencionais mostrou que é possível utilizar dados de SR para melhorar as estimativas de sedimentos utilizando o SWAT. A integração de dados de sedimentos obtidos por sensoriamento remoto com a modelagem com o SWAT permite agregar as principais vantagens dos dois métodos, possibilitando a obtenção de dados robustos em áreas com baixa frequência ou nenhum monitoramento a um custo mais

baixo, obtenção de séries do passado em função da disponibilidade de dados de satélite, oferecendo uma visão sinóptica do fluxo de sedimentos e a criação de cenários futuros para avaliação de mudanças climáticas e mudança do uso da terra, dentre outros.

c) Nenhuma das modelagens realizadas com as equações de roteamento de sedimentos presentes do SWAT, seja com dados de descarga sólida total de sensoriamento remoto ou de campo, conseguiu propagar corretamente os sedimentos no Rio São Francisco. Por outro lado, a proposta de SANTINI (2020), com uma abordagem hidráulica do transporte de sedimentos e com a utilização de curva-chave de sedimentos na estação mais a montante, conseguiu propagar os sedimentos ao longo do Rio São Francisco e obteve bons resultados, onde os sedimentos finos compõem a maior parte do material em suspensão transportado pelo RSF.

7.1.RECOMENDAÇÕES

Essa pesquisa buscou avaliar e contribuir com o uso do sensoriamento remoto para melhoria da quantificação dos fluxos de sedimentos na BRSF. Considerando os resultados obtidos nesta tese, recomenda-se, :

- Avaliar imagens de satélite com melhor resolução espacial de forma a permitir monitoramento sedimentológico dos afluentes do RSF.
- Realizar simulações para toda a BRSF, uma vez que o modelo elaborado no SWAT foi construído com bases e dados de solos para toda a BRSF.
- Utilizar o modelo elaborado para a Bacia do Alto-Médio São Francisco para previsões futuras, inserindo os cenários de previsões climáticas no modelo de forma a avaliar as mudanças climáticas.
- Sugerir à ANA a possibilidade de transformar as concentrações de SR calculadas no sistema de Monitoramento Hidrológico por Satélite (HIDROSAT) da ANA, de forma a disponibilizar também as descargas sólidas de SR.
- Sugerir à ANA a inserção da modelagem no sistema de Monitoramento Hidrológico por Satélite (HIDROSAT) da ANA, de forma a obter, com os dados de sensoriamento remoto, as análises sistêmicas obtidas nos modelos
- Sugerir a ANA a mudança da operação das medições nas estações sedimentométricas de campo da BRSF, de forma a obter dados em altas vazões que sejam representativos do fluxo de sedimentos na faixa de vazões que ocorrem nas bacias.
- Analisar a representatividade das medições sedimentométricas quanto a amplitude de vazões ocorrente nas demais bacias brasileiras.

- Sugerir à ANA a incorporação de curvas-chaves de sensoriamento remoto no Sistema HidorSAT de forma a se obter dados de sedimentos a cada oito dias.
- Criar metodologia para obtenção de curvas-chaves de sedimentos representativas do comportamento dos fluxos de sedimentos que ocorrem nas bacias, sugerindo à ANA a incorporação das análises ao Sistema para Análise de Dados Hidrológicos – SiADH, de forma a facilitar e padronizar as análises de consistência dos dados sedimentométricos e a elaboração de curvas-chave de sedimentos.

ANEXO I

(Disponível em <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/3/314m>)*Article - Remote Sensing of Inland Waters and Their Catchments*

ASSESSMENT OF SEDIMENTATION IN HYDROPOWER DAMS USING MODIS REMOTE SENSING IMAGES

Rita de Cássia Condé ¹, Jean-Michel Martinez ^{2,3}, Marco Aurélio Pessotto ⁴, Raúl Espinoza Villar ⁵,
Gérard Cochonneau ³, Raoul Henry ⁴, Walszon Terlizzie Araújo Lopes ¹, Marcos Nogueira ⁴

¹ Agência Nacional de Águas (ANA), Setor Policial, Área 5, Qd. 3, Bloco L, CEP 70610-200, Brasília, Brazil; walszon@ana.gov.br (W.L)

² Instituto de Geociências, Universidade de Brasília (UnB), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, CEP 70.910-900, Brasília, Brazil; martinez@ird.fr (J.M.M)

³ Géosciences Environnement Toulouse (GET), UMR5563, Institut de Recherche pour le Développement (IRD) / Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) / Université Toulouse 3, 14 Avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France. (IRD); martinez@ird.fr (J.M.M); gerard.cochonneau@ird.fr (G.C.)

⁴ Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, Distrito de Rubião Júnior, CEP 18618-970, Botucatu, Brazil; marco-aurelio.pessotto@unesp.br (M.A.P); rhenry@ibb.unesp.br (R.H); nogueira@ibb.unesp.br (M.N)

⁵ Laboratorio de Teledetección, Facultad de Ciencias Físicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Av. Venezuela, Cercado, 14-0149, Lima, Peru; raul_ev@hotmail.com (R.V.)

* Correspondences: ritacondebrasil@hotmail.com; Tel.: +55-61-98619-0193; martinez@ird.fr; Tel.: +55-61-99991974

Received: date; Accepted: date; Published: date

Abstract: In this study, we use Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) satellite images to assess the water turbidity and sedimentation patterns in a cascade of six hydropower dams along a 700-km transect in the Paranapanema River in Brazil. Turbidity field measurement data acquired over 10 years were used to assess the robustness of MODIS surface reflectance and to develop a remote sensing-based turbidity retrieval algorithm. An independent field dataset was used to validate the remote sensing estimates showing fine accuracy (RMSE of 9.5 FTU, $r^2=0.75$, $N = 138$). By processing 13 years of MODIS images since 2000, we showed that satellite data can provide robust turbidity monitoring over the entire transect and can identify extreme sediment discharge events occurring on daily to annual scales. We retrieved the sedimentation pattern at the water surface, which was used to differentiate run-of-river reservoirs from larger reservoirs. The remote sensing-retrieved turbidity decrease related to sedimentation processes within the reservoirs ranged from 3 to 81% depending on the reservoir type and operation. The reduction in turbidity assessed from space presented a good relationship with conventional sediment trapping efficiency calculations, demonstrating the potential use of this technology for monitoring sedimentation patterns within reservoirs and across large catchments.

Keywords: damn; Paranapanema river; turbidity; sedimentation; remote sensing

1. Introduction

The construction of large reservoirs worldwide represents a primary modification to fluvial transport processes induced by anthropogenic activities. Dams and reservoirs modify the fluvial sediment transport capacity, which in turn affects the river geomorphology [1], water geochemical composition [2] and ecology [3]. There are approximately 50,000 large dams higher than 15 m [4], with the number increasing significantly in the latter half of the 20th century. It is estimated that approximately 5 Gt yr⁻¹ of global sediment fluxes are intercepted [5], and this figure surpasses the net increase in sediment delivery induced by land use changes [6].

Dams and reservoirs are used for multiple purposes, including water resource control, irrigation and electricity generation. Although hydroelectricity may represent nearly 25% of the world's electric power generation, this rate increased to 97% during the 1990s in Brazil [7]. In this country, the option for a hydroelectric matrix was strongly influenced by the presence of large fluvial systems, such as the Amazon River (north), Paraná River (southeast) and São Francisco River (northeast). The Paraná basin has the largest hydroelectric potential in operation in South America and more than 150 large reservoirs exist for power generation in the Paraná River and its main tributaries (Grande, Paranaíba, Tiête, Paranapanema and Iguaçú rivers) [8]. However, this scenario has been affected by severe droughts that have occurred in the southern part of Brazil, which is where most of the hydropower dams are located, and in 2001, the country was forced to drastically reduce its electricity consumption for one year. A similar situation occurred in 2013 and 2014, thus necessitating the incorporation of thermal electric production into the system, although it is a more expensive and less favorable solution in terms of greenhouse gas emissions. Consequently, the hydroelectric power potential could not meet the increasing demand that resulted from the country's continuous economic and demographic growth over the last year. However, it is estimated that 85% of the country's electricity is still produced hydroelectrically [9].

Understanding sediment transportation within catchments is required for water resource management and represents an important environmental index for monitoring the impact of anthropogenic activities. Various socioeconomic activities based on the use of surface waters require information on the suspended sediment quantity and quality. Assessments of the rate of reservoir sedimentation are crucial for calculating a dam's life expectancy and for optimizing dam operations, whether for purposes of irrigation, hydroelectricity or flood control. The transport of nutrients and contaminants, such as heavy metals, is known to be driven by suspended sediment fluxes, and these constituents may eventually be stored in impoundments. However, modifying sediment fluxes through impounding complicates the analysis of river system responses to global and regional changes [10].

The Brazilian Water Agency (ANA) manages 500 hydrological stations that are distributed throughout the country and are used to determine the suspended particulate matter (SPM) on a quarterly basis. Considering the national land size and the importance of water resources for environmental and economic purposes, the network's spatial coverage and SPM sampling frequency should be considered insufficient. Although improving the monitoring capacity would increase the operational cost of the federal hydrological network significantly, such improvements are crucial. Therefore, alternative techniques may be evaluated for completing and extending the current monitoring capacities based on conventional monitoring methods that utilize field measurements.

Optical remote sensing can be efficiently used for monitoring water color, or the spectral behavior of water. Water color is linked to the presence of optically active components within the water column, and three main components alter the optical properties of water in the visible and infrared wavelength ranges [11]: colored dissolved organic matter (CDOM), SPM (either organic or inorganic) and photosynthetic pigments, such as chlorophyll-a (Chl-a). Water scatters and absorbs light and presents a limited dependency on temperature and salinity. The presence and concentration of each optically active component controls the light absorption and scattering processes, thus enabling algorithms to be derived to infer water quality parameters from analyses of the upwelling light emerging from a water body.

Significant knowledge has been obtained on the optical properties of oceanic and continental waters through experimental measurements, modeling approaches and remote sensing methods. Numerous studies have indicated that the red and infrared wavelengths are appropriate for retrieving SPM concentrations; however, the optical properties/SPM relationships may depend on the nature of the concentration range, water type and particulate matter content [12–15]. Unfortunately, the complex interactions between optically active components have complicated the development of universal retrieval algorithms [11]. Thus, conventional approaches adopted by several studies rely on the calibration of a retrieval algorithm according to site-specific data [16–23]. [24,25] compared empirical models for turbid coastal and inland waters published in 31 and 25 articles, respectively, showing that the reflectance/SPM or reflectance/turbidity models display a large variety in terms of mathematical expression, spectral bands used and the turbidity/SPM concentration range covered. However, [13] demonstrated that the optical properties of the main Amazonian rivers are stable enough to support operational SPM monitoring using satellite data; thus, a unique retrieval algorithm may be used regardless of the river and hydrological period considered within a large catchment. This promising result, which was achieved in the world's largest watershed, must be confirmed for other catchments to determine whether it is dependent on the watershed water optical properties and whether specific retrieval algorithms need to be developed for each watershed or derived at different scales according to the variability of vegetation, soils and geomorphological characteristics.

The use of satellite data for water quality monitoring over open water bodies may be hampered by the spatial, temporal and spectral resolution of the images, which can limit the retrieval capacity of the sensor [19]. Therefore, selecting the correct spaceborne platform is critical and depends on the application. In the case of hydro-sedimentary studies, fine temporal resolution monitoring is mandatory because the sediment fluxes vary considerably over time. Thus, spaceborne platforms offering fine revisiting frequency together with fine radiometric calibration and sufficient spectral resolution should be prioritized.

In recent years, studies have demonstrated that satellite data offering daily global coverage, such as that obtained by Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors, are appropriate for monitoring SPM concentrations in large rivers, such as the Amazon basin [21,23, 26–30]. In particular, MODIS is capable of monitoring surface SPM over more than 10 years at different river gauges (1 km wide or larger) and at intermediate to high levels of SPM concentration (10 to 1000 mg l⁻¹) [31]. However, assessing MODIS data for smaller catchments and lower levels of turbidity remains a challenge, and whether these data can efficiently monitor sedimentary patterns in reservoirs and lakes is unclear.

The objective of this work is to evaluate the use of MODIS remote sensing data for the synoptic monitoring of SPM and sedimentation patterns in a series of hydroelectric dams in southern Brazil. In particular, we aim to verify whether satellite data may be able to robustly retrieve sedimentation patterns at both the catchment scale (inter-reservoir and tributaries) and individual reservoir scale (intra-reservoir compartmentalization). To this end, a 13-year time series of satellite data was compared with hydrological time series and turbidity records. The sedimentation patterns recovered from the satellite data are discussed according to the reservoirs' operational characteristics and flow conditions.

2. Materials and Methods

2.1. Paranapanema River catchment

The Paranapanema River is an important tributary along the left bank of the Paraná River, and it flows from central Brazil southward to Argentina and Uruguay (La Plata Basin). The Paranapanema River is 930 km long, and its catchment area is 100,800 km². The mean basin declivity is 61 cm/km, and further upstream, there is a declivity of 150 cm/km in the first 100-km river stretch [32,33].

The precipitation rate decreases and temperature increases from upstream to downstream. Upstream, the mean annual precipitation varies between 1500–1700 mm and the mean annual temperature is lower than 19°C, whereas downstream, the mean annual precipitation falls to 1100–1300 mm and the mean annual temperature is higher than 23°C. Seasonally, precipitation exhibits a marked dry period of up to 3 months, and it usually occurs between July and September (winter to early spring), with an intensive rainfall period in summer (December to March).

The Paranapanema catchment has been subjected to intense deforestation for cattle raising and agriculture, and the native vegetation is now restricted to preserved isolated fragments and restoration initiatives. Land cover changes and intense farming (e.g., intensive sugar-cane plantations) have contributed to soil degradation and consequently, increased erosion and fluvial sediment transportation [34,35].

Over the last six decades, the main course of the river has been intensively dammed for hydropower production, and eleven reservoirs were constructed with distinct sizes, operational designs and limnological/water quality characteristics [33,36]. Various studies have assessed the impact of the dam cascade, especially the effects of multiple reservoirs on the limnological functioning of the river system and spatial compartmentalization [33,36,37]. Pronounced impoundment effects along the cascade, especially in the larger reservoirs, were demonstrated. In addition to conspicuous changes in channel morphometry, flow and water level regime, other important modifications include a longitudinal increase in temperature, the development of seasonal thermal stratification in deeper zones next to the dams and associated phenomena, such as oxygen depletion in the bottom layers, increased transparency in the water column, and nutrient and organic matter accumulation in the sediments. The biotic communities also exhibited conspicuous modifications because of the river damming, including an increase in the plankton biomass [38,39], which can influence the optical responses of the water.

2.2. Characteristics of the hydropower dams

The Paraná River catchment produces 60% of the country's hydropower (38,916 MW) and accounts for 75% of the national consumption [34]. The Brazilian segment of the Paraná River catchment hosts 32% of the country's population, and there are 179 hydroelectric power plants installed in Brazil, of which ten are found within the Paranapanema catchment, and their output totals 2,432 MW [34]. Figure 1 shows the locations of the reservoirs in the Paranapanema catchment, and Table 1 lists the main characteristics of the six hydropower dams selected for the study. The reservoirs are conveniently labeled from I to VI, starting from the upstream reservoirs.

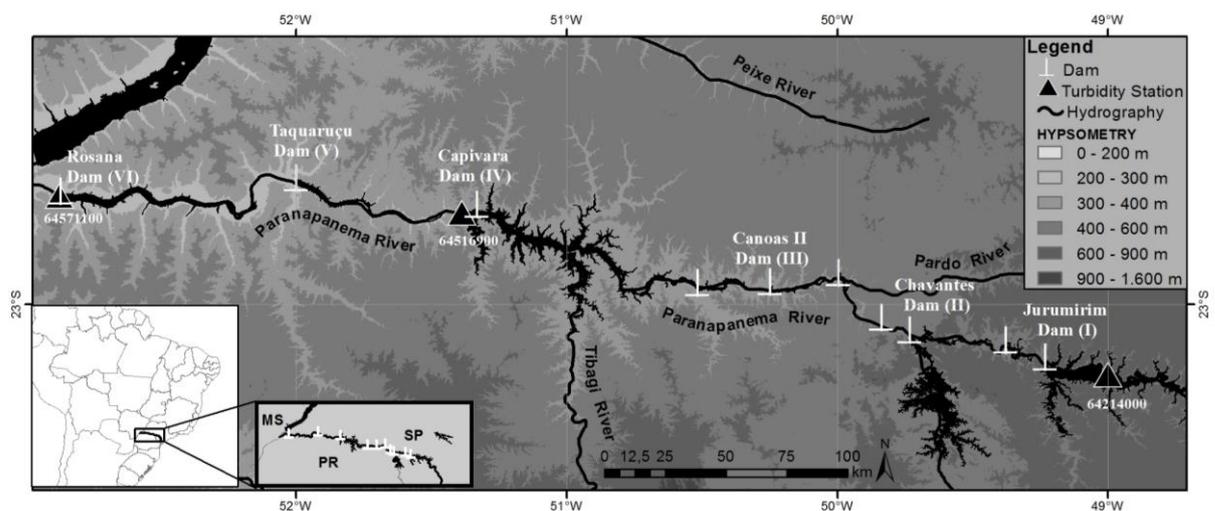


Figure 1. Map of the Paranapanema River catchment showing the locations of the hydropower dams (white bars) and turbidity sampling stations (black triangles). The six reservoirs studied in this article are numbered from upstream to downstream (I to VI).

Table 1. Characteristics of the six studied hydropower dams distributed along the Paranapanema River.

Reservoirs	Open water mean area (km ²) ¹	Drainage area (km ²) ²	Mean water residence time (days) ³	Mean reservoir depth (m) ³	Mean output flow (m ³ s ⁻¹) ³
I-Jurumirim	449	17,891	340	14.7	236
II-Chavantes	400	27,769	312	21.2	324
III-Canoas II	23	39,531	7	6.0	477
IV-Capivara	576	84,715	111	17.6	1091
V-Taquaruçu	80	88,707	8	8.9	1137
VI-Rosana	220	100,799	17	8.7	1289

Sources:¹ <http://www.duke-energy.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>;² Brazilian Water Agency, 2007;³ Calculated from the data provided by the Duke Energy Company and the Brazilian Water Agency.

The reservoirs exhibit major differences in relation to size, water storage and residence time. The largest (storage) reservoirs are #I (Jurumirim), #II (Chavantes) and #IV (Capivara), which represent the primary sources of modifications to the natural water flow because they are operated for hydroelectricity and flow control. The other impoundments are run-of-river reservoirs that are primarily used for hydroelectricity, including #III (Canoas II) and #V (Taquaruçu). The mean water residence time varies considerably from 7 days (reservoir #III) to 340 days (reservoir #I).

2.3. Water quality database

Two independent turbidity datasets were used for the calibration and validation of remote sensing-derived estimates. For calibration, turbidity records were provided by Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), the regional public company in charge of water, air and soil monitoring and quality control. Data were available for 3 stations (Jusante Rosana – 6457.1100, Jusante Capivara – 6451.6900 and Jurumirim Reserva – 64214000) (Figure 1) located within reservoirs #I and #V and downstream of reservoir #VI. Water was sampled every two months using 250-ml sampling bottles. Turbidity was measured in a laboratory following the method outlined in the Standard Methods 2130-B [41] using a Hach turbidimeter. This method is based on a comparison between the intensity of light scattered by the sample and the intensity of light scattered by a standard reference solution. The turbidity records cover the period from 2000 to 2010, and a total of 188 samples were obtained from the three stations.

For validation, we used 138 turbidity measurements collected at 37 sampling stations during 14 field sampling trips conducted in October 2013; February and March 2014; February, March, April, June, July, October and November 2015; and February, March, June and July 2016 [36]. The sampling stations were located across the Paranapanema River reservoirs, and measurements were conducted using a multiparameter water quality meter (Horiba U-52, Japan).

2.4. Processing of remote sensing images

MODIS remote sensing images acquired from the Aqua and Terra satellites were used in this study. The MODIS data product MOD09Q1/MYD09Q1 provides calibrated reflectance for two bands measured at a resolution of 250 m (<http://modis.gsfc.nasa.gov>) by the sensors onboard the Terra and Aqua satellites. Band 1 is centered at 645 nm, and band 2 is centered at 858.5 nm. The MODIS 250- and 500-m bands were originally designed for land studies and cloud detection and therefore have lower sensitivities than the MODIS ocean bands. However, through comparison with other sensors including Landsat-7 ETM+, CZCS, and SeaWiFS, [18] determined that these bands do provide sufficient sensitivity for water applications.

MODIS surface reflectance 8-day composite data in HDF format were acquired between February 2000 and November 2012 from the NASA Earth Observing System (EOS) data gateway. MODIS sensors offer near-daily coverage over tropical areas, although the cloud coverage limits the availability of satellite images, especially during the rainy season. Eight-day image composites were considered for this study because they reduce the amount of data to be analyzed, as a large number of daily images cannot be used because of the persistent cloud cover; in addition they significantly reduce the bidirectional reflectance distribution function effects and atmospheric artifacts [19]. The composites from the Terra and Aqua satellite time series were processed independently and were merged to produce a unique time series. For each date, the Terra and Aqua 8-day composites were compared, and the image with the lowest averaged satellite viewing angle was selected. If both composites had the same viewing angle, the composite with the lowest cloud coverage was selected. For this work, 585 and 489 MODIS 8-day composites were processed for the Terra (available since February 2000) and Aqua (available since July 2002) data, respectively.

The coarse spatial resolution of MODIS data may result in mixed pixels in which both open water and lake/river banks appear. This phenomenon causes spectral mixing in which the pixel spectral signature is a mixture of distinct target spectra. Because the effective satellite resolution varies from one image to another as a function of the zenith viewing angle, mixed pixel localization may vary from one image to another. Furthermore, the open water area varies as a function of the hydrology. To overcome this variability and automatically process the image time series, we used the MOD3R (MODIS Reflectance Retrieval over Rivers) program, which we developed from previous investigations [27,28,31,43]. The MOD3R program can be used to identify unmixed water pixels automatically over a virtual station without any additional information. The program classifies the virtual station pixels in homogeneous clusters using an unsupervised K-means algorithm. Linear mixing models (LMMs) are iteratively tested to identify the water endmembers.

For each reservoir, virtual stations were created within the water body and below the dam. The virtual station represents an area over which MODIS pixels are averaged to assess a representative reflectance of the zone and to limit the impact of cloud coverage. The size of the virtual station may vary according to the objective of the analysis. For a synthetic view of each reservoir, a virtual station was created near the dam with a size varying between 12 pixels and 110 pixels for the largest reservoirs. Figures S1, S2, S3, S4, S5 and S6 show the upstream and downstream virtual station positions for the six studied dams. For the analysis of intra reservoir variability, different virtual stations were created from upstream to downstream. Figure S7 shows the different virtual stations created along reservoir #1 to analyze the sedimentation pattern, where each station covers 350 to 450 pixels

3. Results

3.1. *Surface reflectance temporal behavior*

Figure 2 compares variations of the MODIS red band surface reflectance with the daily outflow of each reservoir for the period 2000–2012. The surface reflectance is presented with a monthly time step. Table 2 summarizes the reflectance and water discharge time series statistics during the same period. Although the river water discharge is now largely controlled by the dam cascade, the higher reflectance peaks are easily associated with the flow discharge peaks, which promote increased water turbidity.

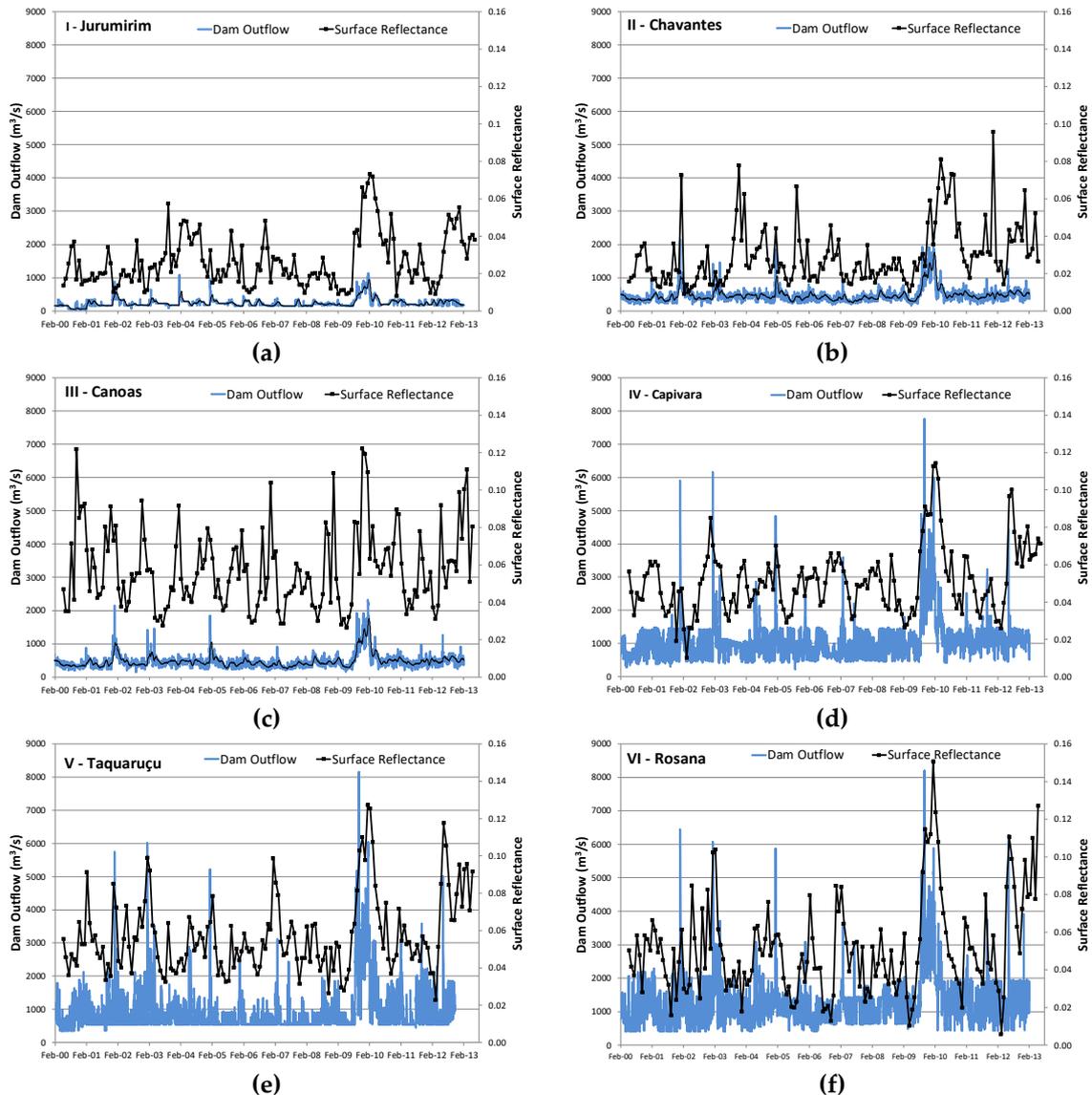


Figure 2. Daily dam water discharge and MODIS 8-day surface reflectance in red wavelengths retrieved from 2000 to 2013 for the six studied dams: (a) I-Jurumirim, (b) II-Chavantes, (c) III-Canoas II, (d) IV-Capivara, (e) V-Taquaruçu and (f) VI-Rosana.

Table 2. Descriptive statistics for the reflectance and water discharge time series recorded between February 2000 and December 2012 for the six studied dams: I-Jurumirim, II-Chavantes, III-Canoas II, IV-Capivara, V-Taquaruçu and VI-Rosana.

Reservoir	Reflectance mean	Reflectance minimum	Reflectance maximum	Mean water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Minimum water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Maximum Water discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
I-Jurumirim	0.03	0.01	0.07	236	41	1135
II-Chavantes	0.03	0.01	0.1	324	85	1748
III-Canoas II	0.06	0.03	0.12	477	152	2326
IV-Capivara	0.05	0.01	0.11	1091	236	7763
V-Taquaruçu	0.05	0.01	0.11	1137	354	8149
VI-Rosana	0.05	0.01	0.15	1288	412	8202

An analysis of Figure 2 and Table 2 shows that the water flow increases regularly from reservoir I to reservoir III. A significant increase in the flow is recorded in reservoir IV as a result of the contribution of important tributaries in the middle basin. Reflectance also increases from upstream to downstream,

with dams III, IV, V and VI exhibiting higher variability and higher reflectance compared with the upstream dams I and II. The propagation of flow and reflectance peaks throughout the catchment can be easily detected, although the magnitude of each event may vary among the reservoirs. Higher reflectance and discharge values are observed between December 2009 and March 2010 for all reservoirs. During March 2012, high reflectance values are also observed, although the magnitude of the peaks varies among the reservoirs.

3.2. Satellite-based turbidity retrieval model

Figure 3 presents the correlation between the surface reflectance and the turbidity measurements recorded at the three monitoring stations (intermediate zone reservoir #I, downstream reservoir #IV and downstream reservoir #VI) from June 2000 to December 2010. The mean turbidity value was 8.0, the median was 6.0, and the standard deviation was 6.75 FTU (formazin turbidity unit). The minimum registered value was 1.9, and the maximum value was 48.0 FTU. For this comparison, reflectance was assessed from the individual 8-day composites, and a virtual station was defined over the station area. When cloud-free images were not available within the 7 days before or after the field sampling, the turbidity measurements were removed from the analysis. A regression model was derived using the bootstrap resampling technique that involves resampling of the dataset with repeated replacements to generate an empirical estimate of the sampling distribution [44]. This technique proves particularly useful in cases where the sample data are limited in order to construct confidence sets. A least squares regression showed that an exponential model, $\text{turbidity} = a \cdot e^{b \cdot \text{Rs}(\text{Red})}$, where $\text{Rs}(\text{Red})$ is the surface reflectance at red wavelength from MOD09/MY09Q1 products, provided the best-fit values, with $a = 2.45 \pm 0.42$ (95% confidence interval) and $b = 22.3 \pm 2.8$, which were calculated using 1000 bootstrap samples.

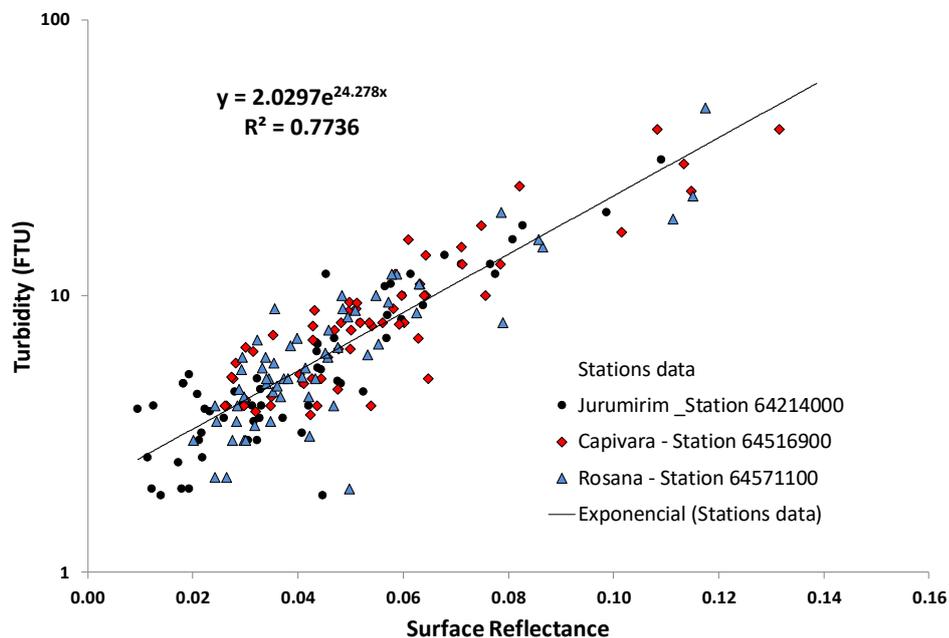


Figure 3. Turbidity as a function of the surface reflectance in the red wavelength range. The black dots represent consistency between the field turbidity measurements and MODIS data between 2000 and 2012 for three different locations along the Paranapanema River.

The retrieval model was validated against the independent turbidity dataset for which the turbidity ranged from 1.1 to 87.1 FTU (N = 138). For cloud-free images acquired within the 7 days before or after the field sampling, the satellite-derived turbidity estimates well matched the field estimates, with a root

mean square error of 9.5 FTU (N = 138) and a square Pearson correlation factor of 0.75. Figure S8 shows the model performance over the validation dataset.

3.3. Analysis of the seasonal turbidity seasonal pattern derived from MODIS images

Figure 4 shows the variations of remote sensing-retrieved turbidity, which was assessed 50 km upstream of the Jurumirim Dam, and the daily water inflow into the reservoir between March 2000 and December 2011. The turbidity was assessed using the retrieval model calculated in the previous section. Error bars on the turbidity values were assessed using the 95% confidence interval estimates based on the retrieval model parameters. The confidence interval on the turbidity estimates encompasses different error sources, including mainly 1) reflectance variability induced by turbidity variability within the virtual station area, especially during the most turbid events and 2) the reflectance/turbidity model accuracy. For some dates, the confidence interval may be higher than the turbidity estimates mainly because turbidity shows significant variation within the virtual station.

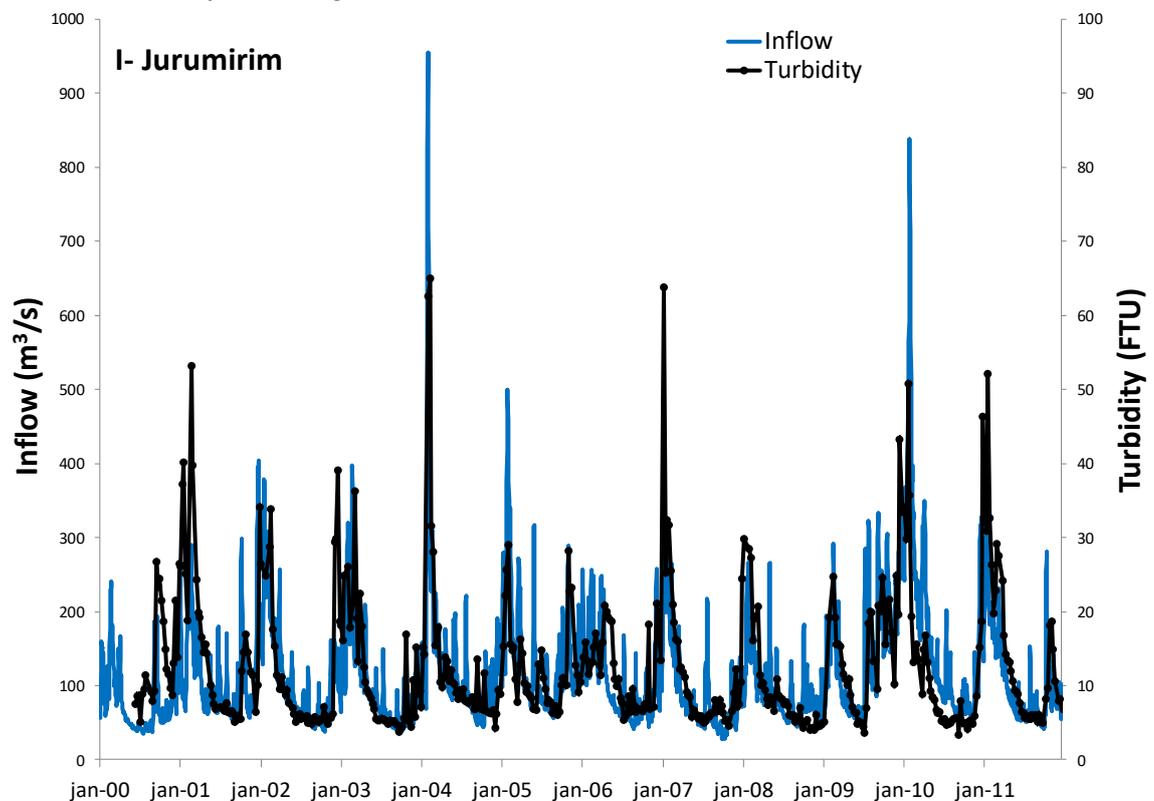


Figure 4. Variation of river discharge and remote sensing-retrieved turbidity in the tail zone of reservoir #I from 2000 to 2011.

Water input was assessed by summing the flows at two stations maintained by the Duke Energy Company, with both stations located upstream of the reservoir tail in the Paranapanema River (Campina do Monte Alegre station) and Apiaí-Guaçu River (Buri station). Although these inputs were not used to calculate the entrance of all water into the reservoir, a good relationship was observed for the lake water turbidity retrieved from satellite data. The maximum turbidity coincided with the rainy season from October to March. Isolated increases in the water discharge during the end of the rainy season from April to July generally did not result in turbidity increases. Overall, the lowest turbidity levels coincided with the low water flow period. Figure S9 shows that the water discharge and satellite-derived turbidity were significantly positively correlated over the twelve-year period, with an adjusted R-squared value of 0.41 (N = 490).

Figure S10 presents another comparison of water input versus turbidity such as in Figure 4 but for reservoir #IV and over a shorter time span of 3.5 years in order to better retrieve individual events. The water turbidity was determined in the reservoir tail zone 63 km upstream of the dam. The water flow was estimated by summing the nearest upstream reservoir outflow (reservoir #III) and the discharge from two local tributaries, the Laranjinha River at Santa Terezinha gauge and the Cinzas River at Andirá gauge. Despite the distances from these water inputs, a coupled fluctuation generally occurred between both variables. Again, good correlations were observed between the high flow events and remote sensing-retrieved turbidity levels, especially at the beginning of the rainy period.

3.4. Retrieval of the spatiotemporal sedimentation patterns in the Jurumirim Reservoir

To apply remote sensing data to the study of reservoir dynamics, we performed an analysis of the spatial and temporal variability of water turbidity retrieved by the satellite for reservoir #I. Ten virtual stations based on approximately 6-km-long masks were created from the upstream to downstream (Figure S7), and the monthly turbidity estimations were averaged over the entire period of study, from June 2000 to March 2013.

Figure 5 presents the monthly averaged remote sensing-based turbidity from January to December for six virtual stations (out of ten virtual stations created) distributed along the main axis of the Jurumirim reservoir. This latter reservoir was selected because it allows detail in the monitoring and analysis of the longitudinal changes in sedimentary processes, as it is one of the largest reservoirs along the Paranapanema River main stream. The monthly averaged water inputs are also displayed on the second vertical axis. A large spatial gradient is observed for the turbidity, especially during the rainy season from October to March. As expected, the turbidity decreased sharply as the water flowed into the lacustrine region of the reservoir; in addition, a sharp gradient was located in the upstream portion of the lake, and the variations in turbidity were reduced in the last 22 km. The temporal variation of the turbidity was obviously dependent on the water inflow from the upstream reservoir. Even a minor variation in the water input during the rainy season was reflected in the temporal fluctuation of the turbidity, such as during the small oscillation in water entrance from October to November and from November to December. The rate of decrease of turbidity from the Jurumirim reservoir tail (J10) downstream to the dam reservoir (J1) varies throughout the hydrological cycle. Three periods can be discriminated: from December to March, at the time of the largest inflow to the reservoir, there is an average turbidity decrease of 74%. From June to November, the period of lowest inflow to the reservoir, the average turbidity decrease is 42%. Finally, for intermediary flows, from April to May, the average turbidity decrease is 59%.

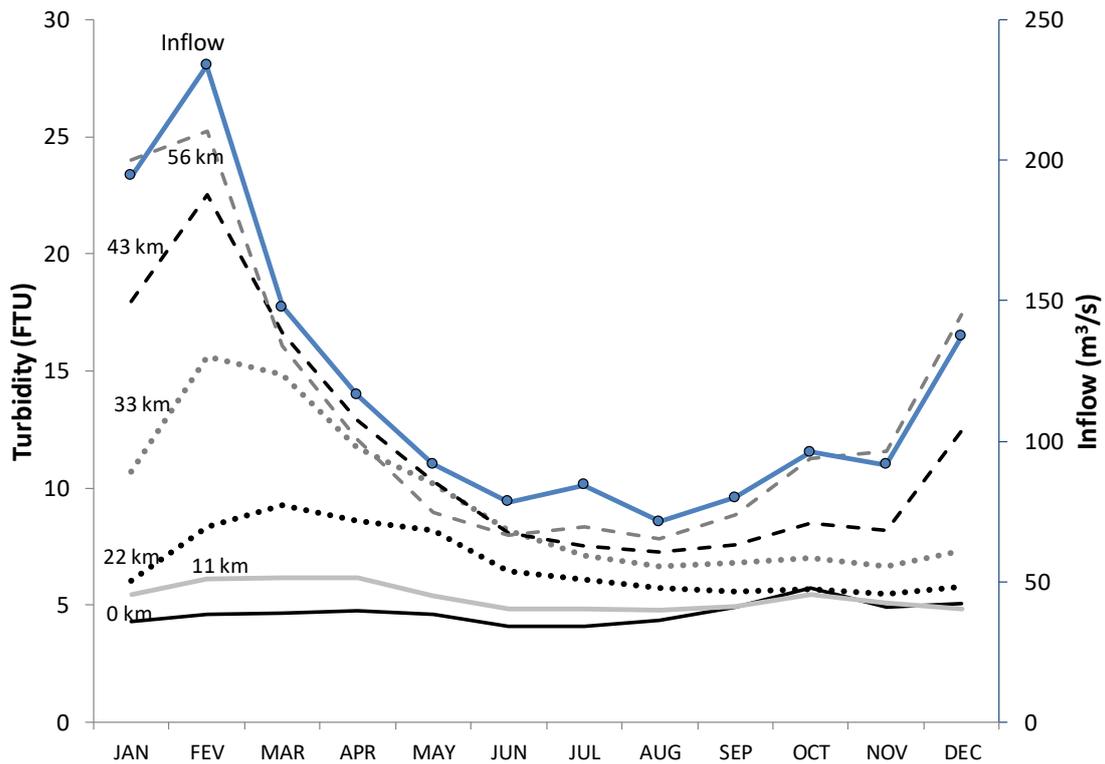


Figure 5. Water input and monthly averaged remote sensing-derived turbidity retrieved from 2000 to 2013 for six different virtual stations of reservoir #I. The distance of each virtual station to the reservoir impoundment is expressed in kilometers.

To demonstrate the longitudinal sedimentation gradient within the reservoir, Figure 6 shows the turbidity as a function of the distance from the dam to the beginning of the impoundment, which is 56 km upstream. A clear longitudinal gradient can be observed, and the decreased turbidity was much less pronounced in the last 22 km of the reservoir. This result is consistent with general knowledge of reservoir hydrodynamics, which predicts a decrease in water velocity and an increase in water column depth as a function of distance within the reservoir. The strong turbidity gradient was greatly influenced by the large area of the reservoir (449 km²) and long water residence time of 340 days. [37] found a similar pattern for variations in suspended matter in this same reservoir as well as a significant decrease in nutrient concentration and an increase in transparency in the vicinity of the dam zone in relation to the upstream measurements. Field measurements of the sedimentation rates also demonstrated increased values in the upstream compartments [45].

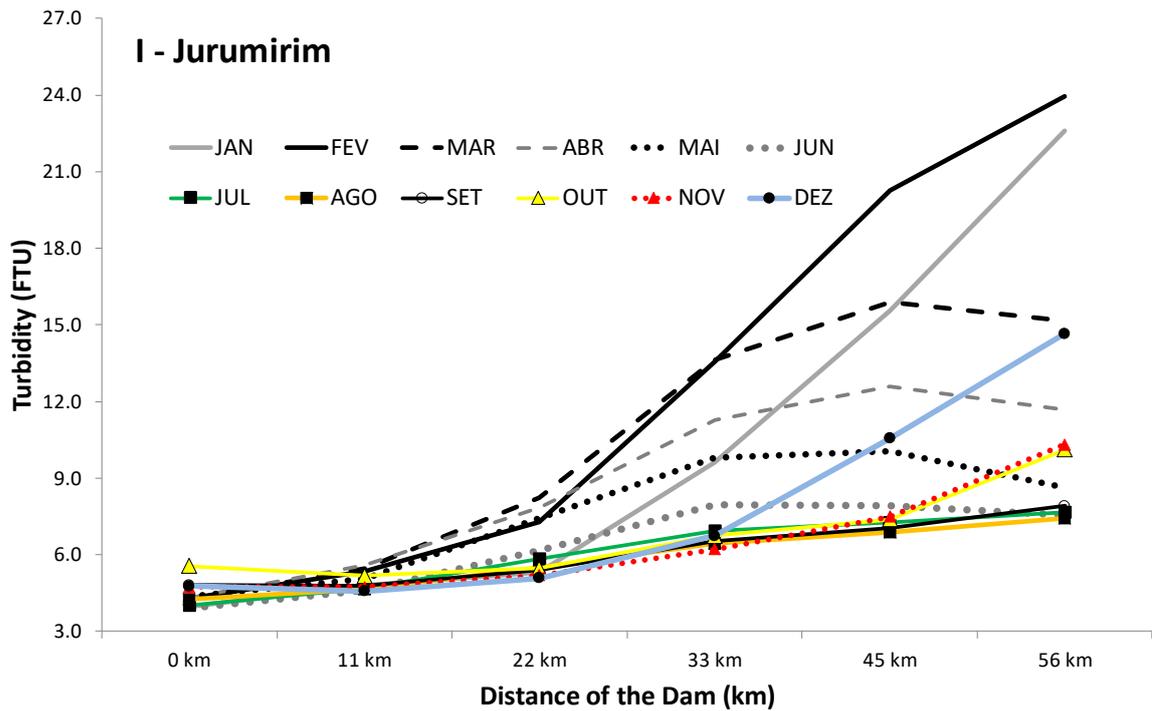
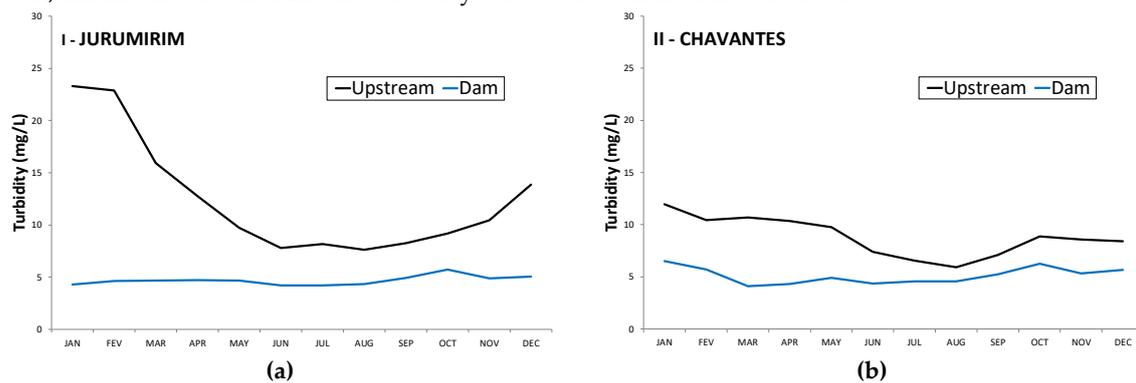


Figure 6. Monthly longitudinal variation of turbidity in reservoir #1 (mean values for 2000-2013).

3.5. Dam operation demonstrated by remote sensing analyses

The Paranapanema River is characterized by a succession of large-storage reservoirs and smaller run-of-river reservoirs. Although the large impoundments significantly alter the natural hydrodynamics of the river, the run-of-river projects usually preserve the natural flows. In this context, we analyzed how the different impoundment types interfere with the sedimentation pattern, which is similar to what was presented in the previous section for dam #1. Figure 7 shows the monthly turbidity averages for each reservoir, and the dam and upstream zones were both considered. The calculated mean, minimum and maximum turbidity values are summarized in Table 3.



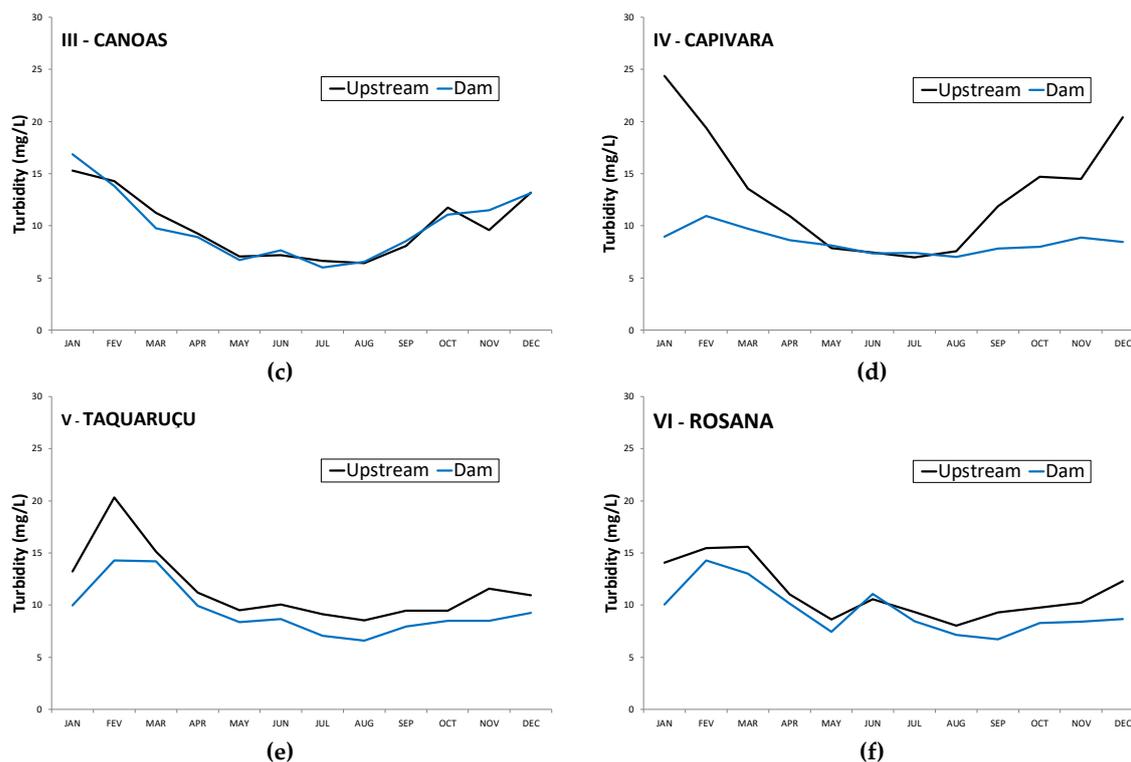


Figure 7. Monthly longitudinal turbidity variation (2000 – 2013) in the hydropower reservoirs of the Paranapanema River.

Table 3. The mean, minimum and maximum turbidity calculated for all of the reservoirs.

Reservoirs	Position	Turbidity Calculated (FTU)			
		Mean	Mean Jan/Feb	Minimum	Maximum
I-Jurumirim	Dam	4.7	4.4	2.9	12.5
	Upstream	12.4	23.1	4.1	43.6
II-Chavantes	Dam	5.1	6.4	3.0	20.7
	Upstream	8.8	11.2	2.9	41.2
III-Canoas II	Dam	10.0	15.3	4.4	37.3
	Upstream	10.0	14.8	4.6	27.0
IV-Capivara	Dam	8.4	10.0	3.1	31.3
	Upstream	13.3	21.9	3.3	67.6
V-Taquaruçu	Dam	10.0	12.1	4.1	41.6
	Upstream	11.5	16.8	4.2	76.4
VI-Rosana	Dam	9.5	12.2	2.8	70.4
	Upstream	11.2	14.8	3.8	51.2

For most of the reservoirs, the upstream turbidity values are higher than those calculated for the dam zone. A greater reduction in turbidity is observed for reservoir #I (-7.7), reservoir #II (-3.7) and reservoir #IV (-4.9) compared with the mean interannual turbidity. The turbidity reduction is much more limited for reservoir #II (0.0), reservoir #V (-1.5) and reservoir #VI (-1.7).

There is a general and non-uniform increasing trend in turbidity along the river basin according to the dam zone data, with mean interannual values ranging from 4.7 (reservoir #1) to 9.5 FTU (reservoir #VI), although both are run-of the river dams.

In Figure 7, two sedimentation patterns can be clearly distinguished among the different reservoirs. The first pattern presents large turbidity variations within the reservoir and corresponds to reservoirs #I, #II and #IV. These three reservoirs are marked by long water residence times (Table 1) exceeding 100 days. In this configuration, a high sedimentation rate may be expected because of strong hydraulic dam control. The second pattern presents low water turbidity variations across the reservoir main axis and

corresponds to reservoirs #III, #V and #VI. These impoundments are characterized by a low water residence time between 7 and 17 days (Table 1), and they can be classified as run-of-river dams that exhibit lower sedimentation processes and river flow control. Although the size of reservoir #VI is between that of the major (#I and #II) and smaller (#III and #VI) impoundments, this reservoir shows a pattern that justifies its classification in the run-of-river reservoir class. Indeed, this reservoir shows a limited lateral extension and does not exhibit the dendritic spatial pattern typical of the large impoundments. Furthermore, this reservoir is located in the last stretch of the river basin and receives large water inflows of 1288 m³ s⁻¹ on average. This section may be divided by subheadings. It should provide a concise and precise description of the experimental results, their interpretation as well as the experimental conclusions that can be drawn.

4. Discussion

Our results demonstrate the ability of MODIS images to monitor fine turbidity variations on a long-term basis, even for low levels of turbidity of approximately 2 FTU. In particular, the remote sensing-derived estimates and field datasets (Figure 3) present satisfactory consistency considering the differences in terms of sampling areas. Compared with the conventional quarterly sampling practice, satellite data can be used to monitor sedimentary processes with a much higher frequency and can detect peak sedimentary fluxes associated with rapid flood events. Additionally, MODIS data can be used to monitor water surface turbidity at both the reservoir and catchment scale, thus demonstrating their suitability as a tool for river water monitoring and management.

[16] examined the spectral reflectance of turbid inland waters characterized by heterogeneous SPM and Chl-a concentrations and showed that a high phytoplankton abundance (higher than 30 µg.l⁻¹) can significantly reduce the accuracy of SPM retrieval from reflectance. However, the chlorophyll values in the aquatic systems of the Paranapanema basin are consistently low, generally around or lower than 3 µg.l⁻¹. This pattern has been observed for the entire reservoir cascade [38], including both storage and run-of-river reservoirs [46,47]. Even in lateral lagoons where phytoplankton development is favored, the chlorophyll values remain between 2 and 3 µg.l⁻¹ [48]. Under these conditions, we assume that phytoplankton does not significantly alter the relationship between SPM and reflectance.

The influence of the lake bottom on satellite-retrieved reflectance may be a concern for shallow water systems. The penetration depth is defined as the maximum depth from which an optical sensor receives a detectable signal from a water body [49]. Practically, it is defined using the rate of decrease of the downwelling irradiance, which is known to decrease in an approximately exponential manner with depth. The penetration depth z_{90} , i.e., the depth above which 90 percent of the upwelling irradiance originates, has been defined by [50] as $z_{90} = 1/K_d$, where K_d is the downwelling diffuse attenuation coefficient. Furthermore, [11] states that K_d and the Secchi depth (SD) are closely related, with $K_d = 1.44/SD$. Consequently, $z_{90} = SD/1.44$. Based on eight sampling campaigns conducted along the whole river stretch, [38] calculated a mean SD of 2.29 m, from which a mean z_{90} of 1.6 m was derived. The penetration depth is consequently much lower than the mean water depth, which varies from 6 m to 21 m depending on the reservoir. Furthermore, the lake depth exhibits very restricted variation (a few tenths of a cm) because the river flow is regulated for hydropower generation; therefore, we conclude that the lake bottom may only alter the satellite-derived reflectance for the pixels located along the shores that are automatically removed during MODIS image post-processing with MOD3R, as they present a signature mixed with that of the shores.

The remote sensing data indicated a global increase in water turbidity at the river surface from upstream (reservoir #I) to downstream (reservoir #VI). This result may appear inconsistent with the expected increase in sedimentation processes along the reservoir cascade. However, a longitudinal increase in turbidity, chlorophyll and nutrients was observed in the water column and bottom sediments of the Paranapanema River, which has been previously reported. [33,51] indicated that mass transference processes can surpass sedimentation processes in the catchment because of the increased agricultural activities/soil uses, especially in the middle and middle/lower stretches of the basin, which

cause an increase in suspended sediment discharge in the local drainage network downstream of reservoirs #I and #II. The case of reservoir #III is interesting; it is located below two major impoundments, and a decrease in water turbidity would be expected in this latter reservoir. Nevertheless, the remote sensing data indicated that there is an increase from 8.8 to 10 FTU, which is likely caused by the entrance of the Pardo River into this reservoir. The Pardo River is a left-bank medium-sized tributary of the Paranapanema River that drains areas recognized as highly sensitive to erosion processes and intensive cultivation [52].

The Jurumirim Reservoir has been shown to be compartmentalized in riverine, transitional and lacustrine functional zones. [45] reported a strong sedimentation rate in the upstream segment, and a mean sedimentation rate of $4.71 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{day}^{-1}$ was recorded during two field campaigns. The same authors showed a rapid reduction in the sedimentation rate in the riverine and most upstream transition zones of approximately 66%. Near the reservoir dam, a mean sedimentation rate of $0.66 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{day}^{-1}$ was measured [45]. [53] showed that in the lacustrine zone near the dam, the water transparency was considerably high during most of the year, even in the rainy summers. Secchi disk readings reached 5.16 m, and only occasionally were lower than 2.0 m. These patterns are consistent with the remote sensing-derived observations that show a stable turbidity zone near the dam and an abrupt decrease of water turbidity in the transition zone during the rainy season (Figure 8).

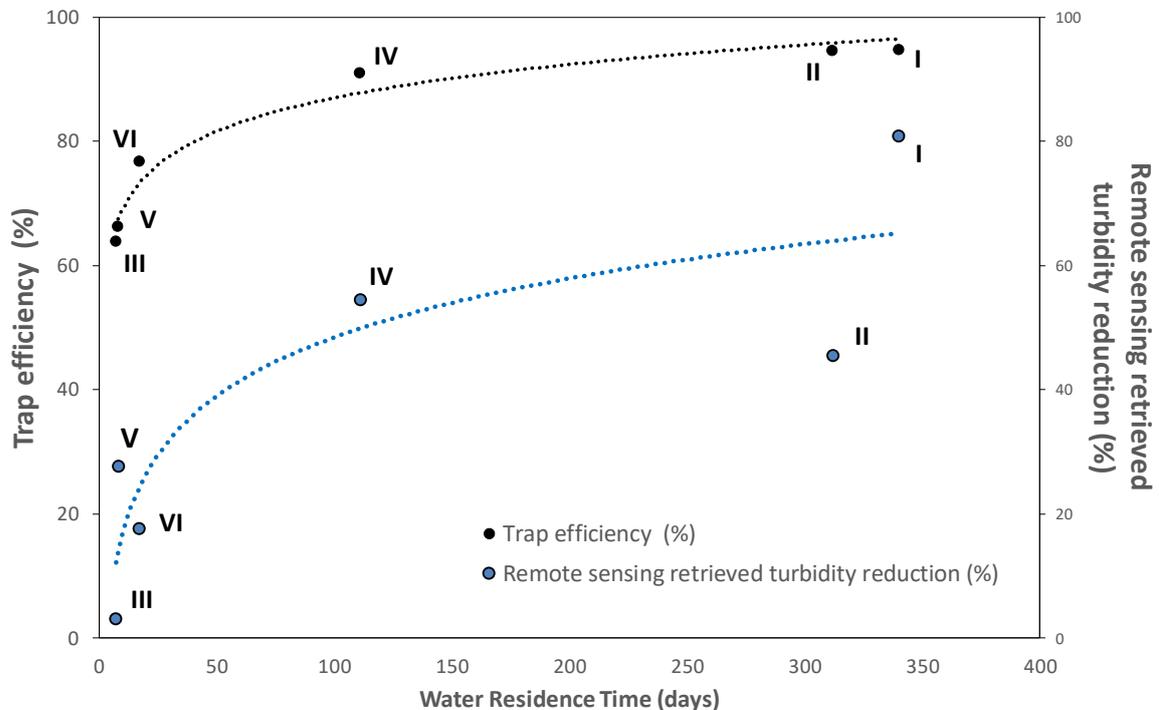


Figure 8. Comparison between the sediment trapping efficiency assessed using equation (1) and the remote sensing-retrieved turbidity reduction for the 6 reservoirs studied.

Because solar light does not penetrate beyond a depth of several meters in the water column, satellite images exclusively record the water quality at the lake surface and are not necessarily representative of all water column properties. Stratification processes within the reservoir that depend on environmental conditions (wind, incoming solar radiation, and water and air temperatures) limit vertical water fluxes within the reservoir and may control the depth at which the river water plunges into the reservoir transition region [54]. Consequently, the sedimentation patterns retrieved from satellite data do not capture all of the sediment fluxes because a portion of the river SPM may enter through interflow according to the environmental conditions or through bottom flow for coarser material (e.g., sand).

Reservoir sedimentation is usually assessed using simple models, such as the method that was proposed by [55] and modified by [56] and [5]; this method calculates the trapping efficiency (TE) of a reservoir as a function of the water residence time $\Delta\tau_r$ expressed in years:

$$TE = 1 - \frac{0.05}{\sqrt{\Delta\tau_r}} \quad (1)$$

Figure 8 shows the TE calculated from equation (1) for the six reservoirs and the mean decrease in turbidity, which is expressed as a percentage; the turbidity was assessed using the satellite images and averaged for the period 2000–2012. The residence time data were obtained from the Duke Energy company, which provided both daily flow and reservoir volume data. The turbidity decrease (TD) was calculated for each reservoir by comparing the most upstream virtual station and the virtual station nearest to the dam. The remote sensing-derived TD at the reservoir water surface is not directly comparable to the TE because the satellite images cannot penetrate the water column; however, the TD and TE should show similar behavior. Both the modeled and remote sensing-derived turbidities decrease as a function of residence time and present the same pattern with a logarithmic trend, which is marked by a rapid reduction in TE and turbidity for the smallest residence times and a plateau for the largest residence times of approximately 100 days. The satellite data can capture reductions in turbidity as a function of the water residence time; however, systematic underestimations occur in relation to the theoretical behavior of the TE, which may be caused by 1) the inability to monitor interflows within reservoirs from space; 2) the location of the most upstream virtual station, which is usually within the transitional zone and not within the inflow region; and 3) the presence of lateral inflows that transport additional SPM to the reservoirs.

[45] reported a thermic gradient in Jurumirim Lake during the hot season (from October to January) although the authors stressed that an apparent vertical gradient of SPM was not observed at any of the seven sampling stations during the four hydrological periods. The absence of a thermocline for most of the stations except for the region nearest the dam may favor vertical homogeneity in the SPM concentrations within the largest part of the reservoir, and such data can be used to correctly monitor the sedimentation process at the lake surface from space.

However, the coarse spatial resolution of MODIS images makes it difficult to monitor the most upstream sections of the reservoir, which are generally less than 100 m wide. Consequently, the most upstream virtual station usually does not match the exact region where the river waters enter the reservoir lake (see Figure S1 for reservoir #I), causing an underestimation of the sediment inflow to the reservoir. The use of higher-resolution satellite data that provide complete images of the riverine region of a reservoir would overcome this limitation. However, the revisiting frequency of the sensors offering spatial resolutions between 5 m and 30 m (e.g., SPOT-5, Landsat-8, Sentinel-2, etc.) is at best a few days and is likely inadequate to monitor the water bodies with sufficient frequency during the rainy season in tropical areas.

Finally, it is worthwhile noting that equation (1) represents a theoretical model that does not consider additional sediment inputs from local tributaries entering in different parts of a reservoir. However, local water and sediment inputs may experience lower residence times compared with the water entering through the river mainstream, and this inconsistency may reduce the effective reservoir TE. Because of its spatial coverage, satellite data can easily detect the impact of local sedimentary processes. Figure 8 reveals that reservoir II presents a limited reduction in turbidity (e.g., 45%) compared with the general behavior exhibited by the other five reservoirs. This limited reduction in turbidity is likely caused by a complex reservoir topology with two main side arms, with the old Paranapanema River bed the shorter and narrower sidearm. The largest sidearm is marked by significant water and sediment inputs from the Itararé and Verde rivers, where [46] registered turbidity levels of up to 380 and 810 NTU, respectively. All of the sub-catchments around reservoir II are marked by increased agricultural activities that produce complex sedimentation patterns. Therefore, the usefulness of satellite data in detecting such secondary sediment inputs and registering their long-term

variability is promising because it identifies crucial information that can be used to correctly assess a reservoir's life expectancy.

5. Conclusions

MODIS satellite data delivered a robust turbidity assessment over a 700-km long river transect, identifying extreme sediment discharge events occurring from daily to annual scales. By analyzing the turbidity pattern variability in each reservoir, we retrieved the sedimentation pattern at the water surface, allowing us to discriminate run-of-river reservoirs with shorter water residence time from larger reservoirs operating for flow control and exhibiting higher residence times.

The reduction in turbidity assessed from space presented a good relationship with conventional sediment trapping efficiency calculations, demonstrating the potential of this technology for operational sedimentation monitoring in reservoirs across large catchments.

Supplementary Materials: The following are available online at www.mdpi.com/xxx/s1, Figure S1. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Jurumirim reservoir. The distance between two virtual stations is of 50 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels. S1: title, Figure S2. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Chavantes reservoir. The distance between two virtual stations is of 33 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels, Figure S3. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Canoas II reservoir. The distance between two virtual stations is of 13 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels, Figure S4. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Capivara reservoir. The distance between two virtual stations is of 50 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels, Figure S5. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Taquaruçu reservoir. The distance between two virtual stations is of 12 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels, Figure S6. Above: MODIS virtual station locations showing the two masks representing the most upstream and downstream areas considered for the Rosana reservoir. The distance between two virtual stations is of 20 km. Below: location of the MODIS 250-m pixel centers (yellow points) within each mask. MOD3R retrieval procedure used in this study eliminates automatically mixed pixels based on their spectra values at red and near-infrared channels, Figure S7. Virtual stations created along reservoir I (Jurumirim Reservoir), which were used to process the MODIS 8-day composite image time series, Figure S8. Measured versus estimated turbidity using red reflectance for the river sediment samples (N = 138), Figure S9. Variations in the river discharge and remote sensing-retrieved turbidity in the tail zone of reservoir #I from 2000 to 2011, Figure S10. Variation in the river inflow and satellite-derived turbidity for the Capivara Reservoir.

Author Contributions: Conceptualization, R.C.C. and J.M.M.; Methodology, R.C.C. and J.M.M.; Software, R.C.C., J.M.M. and G.C.; Validation, R.C.C., J.M.M., M.A.P. and M.N.; Formal Analysis, R.C.C. and J.M.M.; Investigation, R.C.C., J.M.M., M.N. and R.V.; Data Curation, R.C.C. and J.M.M.; Writing-Original Draft Preparation, R.C.C. and J.M.M.; Writing-Review & Editing, R.C.C., J.M.M. M.N., R.H., R.V., M.A.P. and W.L.

Acknowledgments: This work has been supported by the cooperation project "Spatial Hydrological monitoring in large catchments - MEG HIBAM", executed by the Brazilian Water Agency (ANA) and the Institut de Recherche pour Le Développement (IRD), within the framework of the Brazilian Cooperation Agency. Our thanks are extended to São Paulo State Environmental Agency (CETESB), to UNESP Botucatu (Instituto de Biociências) and Duke Energy for providing data and reports on the turbidity and hydrology of the Paranapanema River catchment. The data used in this paper will be made available by contacting the corresponding author.

References

1. Brandt, S.A. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*. **2000**, 40, 375-401.
2. Kempe, S. Impact of Aswan High Dam on water chemistry of the Nile. Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers, Pt. 2, Mitt Geol.-Palaeont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP Sonderbd. 1983, 55, 401-423.
3. Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., Bodungen, B.V. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*. **1997**, 386, 385-388.
4. World Commission on Dams. Dams and Development: A New Framework for Decision-making: the Report of the World Commission on Dams; Earthscan Publications Ltd. 2000, pp.404. ISBN 1-85383-798-9. URL https://www.internationalrivers.org/sites/default/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf (accessed on 24 jul 2018).
5. Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., & Syvitski, J. P. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and PLANetary Change*. **2003**, 39, 169-190.
6. Syvitski, J.P., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J., Green, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*. **2005**, 308, 376-380.
7. Kelman, J., Pereira, M. V. F., Neto, T. A. A., Sales, P. D. H., & Vieira, A. D. M. Hidreletricidade. In: Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação, 3rd ed./ Rebouças, A.C, Braga, B., Tundisi, J.G., Escrituras: São Paulo, Brazil, **2006**, pp. 507-543, ISBN 8586303410.
8. Stevaux, J.C., Martins, D. P., Meurer, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*. **2009**, 113, 230-238.
9. Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. Recursos Hídricos no século XXI, 2nd ed.; Oficina de Textos: São Paulo, Brazil, **2011**, pp. 328. ISBN 978-85-7975-012-0.
10. Walling, D. E. The impact of global change on erosion and sediment transport by rivers: current progress and future challenges. Unesco-IHP, **2009**, pp. 26.
11. Kirk, J. T. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge university press: Cambridge, United Kingdom, **2011**, pp. 662. ISBN 9780521151757.
12. Babin, M., Morel, A., Fournier-Sicre, V., Fell, F., Stramski, D. Light scattering properties of marine particles in coastal and open ocean waters as related to the particle mass concentration. *Limnol. Oceanogr.* **2003**, 48, 843-859.
13. Martinez, J.M., Espinoza-Villar, R., Armijos, E., Silva Moreira, L. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter. *J. Geophys. Res.: Earth Surface*. **2015**, 120, 1274-1287.
14. Neukermans, G., Loisel, H., Mériaux, X., Astoreca, R., McKee, D. In situ variability of mass-specific beam attenuation and backscattering of marine particles with respect to particle size, density, and composition. *Limnol. Oceanogr.* **2012**, 57: 124-144.
15. Snyder, W.A., Arnone, R. A., Davis, C. O., Goode, W., Gould, R. W., Ladner, S., ... & Weidemann, A. Optical scattering and backscattering by organic and inorganic particulates in US coastal waters. *Appl. Opt.* **2008**, 47, 666-677.
16. Song, K. S., Li, L., Tedesco, L., Duan, H. T., H Li, L., & Du, J. Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters. *J. Environ. Inf.* **2014**, 23-36.
17. Kumar, A., Equeenuddin, S. M., Mishra, D. R., & Acharya, B. C. Remote monitoring of sediment dynamics in a coastal lagoon: Long-term spatio-temporal variability of suspended sediment in Chilika. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. **2016**, 170, 155-172.
18. Hu, C., Chen, Z., Clayton, T. D., Swarzenski, P., Brock, J. C., & Muller-Karger, F. E. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. *Remote Sens. Environ.* **2004**, 93, 423-441.
19. Wang, J.-J., Lu, X. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China. *Sci. Total Environ.* **2010**, 408, 1131-1138.

20. Montanher, O. C., Novo, E. M., Barbosa, C. C., Rennó, C. D., Silva, T. S. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*. **2014**, 29, 67-77.
21. Park, E., LATRUBESSE, E.M. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. *Remote Sens. Environ.* **2014**, 147, 232-242.
22. Zhu, W., Yu, Q., Tian, Y. Q., Becker, B. L., Zheng, T., & Carrick, H. J. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. *Remote Sens. Environ.* **2014**, 140, 766-778.
23. 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. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*. **2016**, 52, 243-251.
24. Long, C. M., & Pavelsky, T. M. Remote sensing of suspended sediment concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. *Remote Sens. Environ.* **2013**, 129, 197-209.
25. Chen, S., Han, L., Chen, X., Li, D., Sun, L., & Li, Y. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. *ISPRS J. Photogram. Remote Sens.* **2015**, 99, 58-69.
26. SANTOS, A. L. M. R., Martinez, J. M., Filizola Jr, N. P., Armijos, E., & Alves, L. G. S. Purus River suspended sediment variability and contributions to the Amazon River from satellite data (2000–2015). *Comptes Rendus Geoscience*. **2017**, 350, 13-19.
27. 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*. **2009**, 79, 257-264.
28. Villar, R.E., Martinez, J.M., Guyot, J.L., Fraizy, P., Armijos, E., Crave, A., Bazán, H., Vauchel, P., Lavado, W. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. *J. Hydrology*. **2012**, 444, 221-228.
29. 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). *J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*. **2013**, 21, 341-355.
30. LATRUBESSE, E. M., Arima, E. Y., Dunne, T., Park, E., Baker, V. R., d'Horta, F. M., ... & Ribas, C. C. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature*. **2017**, 546, 363-369.
31. Villar, R.E., Martinez, J.M., Le Texier, M., Guyot, J.L., Fraizy, P., Meneses, P.R., Oliveira, E. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. *J. South American Earth Sciences*. **2013**, 44, 45-54.
32. Lima, J.E.F.W., Lopes, W.T.A., Silva, E.M. Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio Paranapanema. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (SBRH), João Pessoa; Brazil, 20-25 Nov **2005**. URL <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/569520/1/p200568.pdf> (accessed on 24 jul 2018).
33. Nogueira, Jorcin, A., Vianna, N.C., Britto, Y.C. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*; Henry, R., FUNDIBIO: Botucatu, Brazil, **2006**, pp. 800, ISBN 9788590112914.
34. Agência Nacional de Águas. A Navegação Interior e sua Interface com o Setor de Recursos Hídricos no Brasil e Aproveitamento do Potencial Hidráulico para Geração de Energia no Brasil. **2012**. *Cadernos de Recursos Hídricos*, 3, 170 pp.
35. Ferrareze, M., Nogueira, M.G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnol. Bras.* **2006**, 18, 389-405.
36. Nogueira, Naliato, D.A., Perbiche-Neves, G. Limnology of two contrasting hydroelectric reservoirs (storage and run-of-river) in southeast Brazil. INTECH Open Access Publisher. **2012**. URL <https://www.intechopen.com/search?term=Limnology%20of%20two%20contrasting%20hydroelectric%20reservoirs%20and%20run-of-river%29%20in%20southeast%20Brazil> (accessed on 25 jul 2018).
37. Nogueira, Henry, R., Maricatto, F., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. **1999**, 4, 107-120.

38. Nogueira, Ferrareze, M., Moreira, M., Gouvêa, R. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical-subtropical river (SE, Brazil). *Braz. J. Biol.* **2010**, 70, 781-793.
39. Nogueira, Oliveira, P.C.R., de Britto, Y.T. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica.* **2008**, 27, 151-169.
40. Agência Nacional de Águas. A Navegação interior. Caderno de Recursos Hídricos, 3. Agência Nacional de Águas, Brasília, Brazil, **2007**; 170 pp.
41. APHA. Standard methods for the examination of water and waste water, 22nd ed.; American Public Health Association, Washington, DC, USA, **2012**; pp. 2-13–2-15. ISBN 9780875530130.
42. Wang, H., Hladik, C. M., Huang, W., Milla, K., Edmiston, L., Harwell, M. A., & Schalles, J. F. Detecting the spatial and temporal variability of chlorophyll-a concentration and total suspended solids in Apalachicola Bay, Florida using MODIS imagery. *Int. J. Remote Sens.* **2010**, 31, 439-453.
43. Pinto, C.E.T., Menezes, P.H.B. J., Martinez, J.M., Roig, H.L., Villar, R.A.E. Use of MODIS images to monitor the sediment inflow into the Três Marias reservoir. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental.* **2014**, 18, 507-516.
44. Wehrens, R., Putter, H., Buydens, L.M.C. The bootstrap: a tutorial. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems.* **1999**, 54, 35-52.
45. Henry, R., Maricato, F. Sedimentation rates of tripton in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Limnologica.* **1996**, 5-25. URL <http://hdl.handle.net/11449/64734> (accessed on 24 jul 2018).
46. Naliato, D.A.O.; Nogueira, M.G., Perbiche-Neves, G. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management.* **2009**, 14, 301-314.
47. Ferrareze, M., Casatti, L., & Nogueira, M. G. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia.* **2014**, 738, 97-109.
48. Ferrareze, M., Nogueira, M. G. Phytoplankton assemblages in lateral lagoons of a large tropical reservoir. *Braz. J. B.* **2013**, 73, 163-171.
49. Uncles, R. J., and S. B. Mitchell, eds. Estuarine and Coastal Hydrography and Sediment Transport. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom, **2017**; pp. I. ISBN 9781139644426.
50. Gordon, H. R., & McCluney, W. R. Estimation of the depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. *Appl. Optics.* **1975**, 14, 413-416.
51. Jorcin, A., Nogueira, M.G. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment–water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Parapanema River, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research & Management.* **2005**, 10, 1-12.
52. Departamento de Águas e Energia Elétrica, 2007. Plano estadual de recursos hídricos 2004-2007. Departamento de Águas e Energia Elétrica (DNAE), São Paulo, Brazil. **2007**, 92 pp. URL http://www.dae.sp.gov.br/acervoepesquisa/perh/perh2204_2207/perh20042007.htm
53. Sartori, L., Nogueira, M., Henry, R., Moretto, E. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Braz. J. Biol.* **2009**, 69, 1-18.
54. Jorgensen, S.E., Loffler, H., Rast, W., Straskraba, M. Lake and reservoir management, 54. Elsevier, **2005**; pp. 325. ISBN 0444516786
55. Brune, G.M., 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Eos, Transactions American Geophysical Union.* **1953**, 34, 407-418.
56. Ward, P.R. Sediment transport and a reservoir siltation formula for Zimbabwe-Rhodesia. *Civil Engineer in South Africa Siviele Ingenieur in Suid-Afrika.* **1980**, 22, 9-15.



© 2018 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license

(<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

ANEXO II

Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/322477961_CHARACTERIZACAO_DO_FLUXO_DE_SEDIMENTOS_NO_RESERVATORIO_DA_UHE_SOBRADINHO_UTILIZANDO_DADOS_DO_SENSOR_ESPACIAL_MODIS

ANEXO III

(Disponível em: [https://s3-sa-east-](https://s3-sa-east-1.amazonaws.com/abrh/Eventos/Trabalhos/98/ENES20200047-1-20200713-094455.pdf)

[1.amazonaws.com/abrh/Eventos/Trabalhos/98/ENES20200047-1-20200713-094455.pdf](https://s3-sa-east-1.amazonaws.com/abrh/Eventos/Trabalhos/98/ENES20200047-1-20200713-094455.pdf))

CURVAS-CHAVE DE SEDIMENTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA O RIO SÃO FRANCISCO

Rita de Cássia Cerqueira Condé^{1,2}; Jean-Michel Martinez³; Henrique Llacer Roig²; Walszon Terlizzie Araújo Lopes¹; Eurides de Oliveira¹; Frederico Ernesto Coelho Carvalho⁴ & Diogo Olivetti²

ABSTRACT – The conventional hydrological monitoring is limited since it only allows the generation of specific information and restricting the observation of the spatial and temporal variability of hydrological phenomena. Currently, new technologies are being developed for the quantification of sediment discharge, using remote sensing techniques, allowing a synoptic view and the generation of series with greater frequency and at low cost. The objective of this work is to elaborate and evaluate sediment rating curves with remote sensing and field data for six stations in the Middle São Francisco. Based on data collected from suspended particulate material and spectroradiometer data measured in the São Francisco River, algorithms were developed to estimate suspended particulate material. The reflectance values of MODIS sensor from virtual stations created on stretches of São Francisco River, surrounding six sediment stations of ANA, were extracted using the MOD3R program and applied to the models for estimating suspended particulate material and solid discharge of remote sensing. With the water discharge data from ANA stations, and the estimated and measured sediment discharge values of remote sensing and field, respectively, rating curves of remote sensing and field sediments were designed. The results show that the sediment rating curves from remote sensing are robust and representative of the sediment dynamics that occur in the Middle São Francisco. The use of remote sensing made it possible to obtain data greater frequency at a much lower cost, and much more representative of flow's range of values that occur in the São Francisco River. The sediment rating curves at ANA stations have, in general, the lowest mean absolute deviation than the remote sensing curves. However, the low number of measurements and the flow range that they reach make the curves less representative.

Palavras-Chave – Descarga Sólida em Suspensão; Sensor MODIS; Rio São Francisco.

¹) Agência Nacional de Águas (ANA), Setor Policial, Área 5, Qd. 3, Bloco L, CEP 70610-200, Brasília (DF), rita.piscocoya@ana.gov.br, (55) 61-98619-0193, walszon@ana.gov.br, eurides@ana.gov.br.

²) Instituto de Geociências, Universidade de Brasília (UnB), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, CEP 70.910-900, Brasília (DF), ritacondebrasil@hotmail.com, roig@unb.br, di_olivetti@hotmail.com

³) Institut de Recherche pour le Développement – IRD, Géosciences Environnement Toulouse (GET), UMR5563/Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)/Université Toulouse 3, 14 Avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, França, martinez@ird.fr.

⁴) CPRM – Sureg BH, Av. Brasil, 1731, Funcionário, CEP 30.140-002, Belo Horizonte(MG), frederico.carvalho@cprm.gov.br

1 - INTRODUÇÃO

A Bacia do Rio São Francisco (BRSF) sofreu alterações significativas no uso e ocupação do solo desde os meados do século XIX, e tem se intensificado nas últimas décadas, o que tem provocado mudanças na dinâmica do transporte dos sedimentos da Bacia. As inúmeras e complexas modificações decorrentes da alteração do uso e ocupação do solo, seja a retenção de grande parte da carga de sedimentos (Qs) nos reservatórios das barragens no médio-baixo RSF, seja o aumento de sedimentos em decorrência da intensificação do uso do solo, precisam ser quantificadas. A Agência Nacional de Águas (ANA) possui 470 estações sedimentométricas no Brasil, sendo 53 estações na BRSF (ANA, 2020). Entretanto, o monitoramento necessita ainda ser aprimorado e ampliado, tendo em vista a baixa densidade de estações em algumas regiões, a baixa frequência de coleta (quatro a seis amostragens anuais), o alto custo de instalação, operação e manutenção das estações e grande extensão desta bacia. Pode-se dizer que estes problemas se aplicam a todas as bacias nacionais.

O monitoramento hidrológico convencional é limitado, pois permite apenas a geração de informações pontuais, restringindo a observação das variabilidades espacial e temporal dos fenômenos hidrológicos (visão sinóptica). Atualmente, novas tecnologias vêm sendo desenvolvidas para a quantificação da descarga sólida (Qs) utilizando técnicas de sensoriamento remoto (SR). O uso de técnicas de SR para medição de Qs, seja de sensores a bordo de satélites (Condé et al., 2019; Villar et al., 2013) e Drones (Olivetti, 2020) ou aviões demonstram potencial para determinações qualitativas e quantitativas dos sedimentos, permitindo uma visão sinóptica dos sedimentos suspensos nas águas superficiais dos corpos hídricos. Essa tecnologia oferece um meio eficiente e econômico de estudar problemas de qualidade de água e permite o monitoramento contínuo de grandes áreas em curto período de tempo (Karabulut e Ceylan, 2005).

O SR ótico na região espectral visível e do infravermelho próximo tem sido usado para estimar vários parâmetros de qualidade da água (Song et al. 2014). De acordo estes autores, o material em suspensão (MPS) total é espacialmente heterogêneo e uma visão sinóptica de sua concentração é muito difícil de obter usando apenas uma rede de monitoramento *in situ*. A abordagem de um mapeamento ideal do MPS seria uma combinação de SR, medições *in situ* e modelagem de qualidade de água. Em anos recentes, estudos demonstram que os dados de satélite oferecem cobertura global diária, tais como os obtidos pelos sensores do MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS) que são apropriados para o

monitoramento da concentração de material particulado em suspensão (MPS) em grandes rios, tais como da bacia Amazônica (Martinez et al., 2009; Villar et al., 2013; Mangiarotti et al. 2013; Latrubesse et al., 2017).

O Projeto SO-HYBAM (parceria ANA-IRD-UnB) desenvolveu inicialmente metodologias para a quantificação da MPS utilizando SR na Bacia Amazônica (Martinez et al., 2009; Villar et al., 2013). Essa metodologia vem sendo aplicada com sucesso em reservatórios da Região Nordeste (Ventura, 2013), no reservatório da UHE Itaipu (Piscoya et al., 2014) e na Bacia do Rio Paranapanema (Condé et al., 2019), no âmbito do Projeto Monitoramento Espacial Hidrológico em Grandes Bacias “MEG – HiBAM”, numa parceria da ANA e o IRD, que inclui o monitoramento automatizado no HidroSat (www.hidrosat.ana.gov.br).

No que tange a BRSF já foram realizados diversos estudos sobre sedimentos utilizando desde técnicas de sensoriamento remoto (Reis, 2002), de modelagem (Creech, 2015) até baseadas nas técnicas de amostragem *in situ* (Lima et al, 2001; Medeiros et al., 2011). Com base nestes estudos verifica-se a necessidade de um aprimoramento, atualização e caracterização do transporte de sedimentos da calha principal da BRSF.

2 - OBJETIVO

O presente trabalho tem como objetivo elaborar e avaliar curvas-chave de sedimentos com dados de sensoriamento remoto e de campo para seis estações do Médio São Francisco. Os dados de sensoriamento considerados são as imagens dos sensores espaciais MODIS, e serão usados em conjunção com os dados hidrológicos convencionais da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) mantida pela ANA.

3 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Bacia do Rio São Francisco

A Região Hidrográfica do São Francisco cobre uma área de cerca de 640 mil km² (7,5 % do Brasil) e abrange sete Unidades Federativas: Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. O RSF nasce na serra da Canastra, em Minas Gerais, atravessa os Estados da Bahia e Pernambuco e faz divisa entre os Estados de Alagoas e Sergipe, percorrendo cerca de 2,8 mil km até desaguar no Oceano Atlântico (ANA, 2012).

3.2 - Trabalhos de campo

Foram realizadas duas campanhas de campo entre Pirapora-Barreiro/MG a Barra/Bahia, uma na estação chuvosa (17 a 25/11/2016), e outra na estação seca, (14 a 25/08/2018), onde foram realizadas medições sedimentométricas e espectralradiométricas. Foram utilizados os amostradores US D-49 e US DH-59 para coleta de amostra (superfície, 50 e 75% de profundidade da vertical no meio da seção e integrada pelo Método Igual Incremento de Descarga -IID) para determinação da concentração de MPS. As medições espectralradiométricas de radiância e irradiância foram realizadas utilizando três espectrômetros TriOS hiperespectrais (350 – 950 nm) – RAMSES, sendo dois radiômetros RAMSES-ARC, para medição da radiância, e um radiômetro RAMSES-VIS, para medição da irradiância (iluminação incidente). A partir dos dados adquiridos pelos espectralradiométricos, foi utilizado o programa MSDA para cálculo da reflectância.

3.3 - Aquisição e processamento das imagens de sensoriamento remoto

Foram adquiridos os produtos compostos de reflectância da superfície (Nível 2) MOD09 e MYD09 das imagens do sensor MODIS a bordo dos satélites TERRA e AQUA, que oferecem cobertura em tempo de aquisição diária e são corrigidos dos efeitos atmosféricos e georreferenciados. As imagens MOD09Q1 e MYD09Q1 (resolução espacial de 250 m) foram utilizadas para analisar as bandas radiométricas do vermelho e do infravermelho e são composições de oito dias que consistem na análise pixel por pixel de imagens diárias adquiridas durante oito dias e da seleção dos pixels de melhor qualidade (com menor cobertura de nuvens e a melhor geometria de aquisição).

Foram criadas seis estações virtuais nas proximidades das seis estações convencionais da ANA selecionadas para o trabalho: Cachoeira da Manteiga (4221.0000), São Romão (4320.0000), São Francisco (4420.0000), Carinhanha (4529.8000), Gameleira (4603.5000) e Morpará (4636.0000). Para criação das estações virtuais foram definidos polígonos no RSF de cerca de 5 km de comprimento ao longo do RSF para recorte e processamento das imagens de satélite MODIS. Para o processamento automático das imagens foi utilizado o programa MOD3R (MODIS Reflectance Retrieval over Rivers) que identifica e elimina os pixels das imagens MODIS misturados entre a água e as margens dos rios (Martinez et al.,2009).

3.4 - Elaboração de curva de calibração reflectância e concentração de MS

Os dados de reflectância de campo medidas (sem a influência da atmosfera) foram utilizados para obtenção de uma curva de calibração por meio de sua comparação com os dados

de qualidade de água (MPS). Para estimativas da MPS foram utilizados dois algoritmos, um calibrado para baixas concentrações com a banda do vermelho e utilizando o modelo desenvolvido por NECHAD et al. (2010), e outro para altas concentrações, utilizando a banda do infravermelho. Para a região intermediária, na faixa entre médias a altas concentrações, foi aplicado o procedimento de suavização apresentado por HAN et al. (2016).

A partir dos dados de campo de superfície, profundidade e integrada foi elaborada a equação relacionando dados de concentração de superfície d'água obtidos por SR e dados de concentração integrada. A obtenção dos dados de concentração de SR integrada nas estações virtuais possibilitou a validação do algoritmo com os dados de campo das estações convencionais da ANA.

3.5 - Estimativa da concentração de MS e descarga sólida em suspensão

Os algoritmos desenvolvidos no item anterior foram aplicados aos valores de reflectância MODIS, obtendo-se uma série temporal de 19 anos (2000 a 2019) de MPS com dados de oito em oito dias de MPS de SR para cada estação virtual. Para cálculo das estimativas da descarga sólida em suspensão (QSS) e obtenção de série temporal foi utilizada a seguinte equação (Carvalho, 2008):

$$Q_{ss}=0,0864*Q*C \quad (\text{Equação 1})$$

onde: Q_{ss} – carga sólida em suspensão (t/d); Q – Descarga líquida (m^3/s) e C – Concentração de MPS (mg/L). A equação (1) foi aplicada aos dados de MPS obtidos no campo, da rede sedimentométrica da ANA, e aos dados de MPS obtidos por sensoriamento remoto. Desta forma, foram obtidas séries de 19 anos de descargas sólidas de SR (Q_{SSSR}) e de campo (Q_{SSANA}).

3.6 - Elaboração de curvas-chave de sedimentos

Para estimativa da Q_{ss} foram elaboradas curvas-chave de sedimento de SR e de campo para as seis estações selecionadas no Médio São Francisco. A planilha “análise e elaboração de curva-chave” da ANA foi utilizada como modelo para elaboração de uma planilha para análise e elaboração da curvas-chave de sedimentos, onde foram adicionados os cálculos dos RSME e do coeficiente Nash-Sutcliffe (NSE). Inicialmente foram utilizadas as equações de regressão não-lineares e lineares entre Q (variável dependente) e Q_{ss} (variável independente) para testar diversas equações (potencial, polinomial e linear). Os coeficientes das equações foram otimizados, separadamente, utilizando a ferramenta SOLVER do EXCEL

visando a obtenção da menor somatória dos desvios médios absolutos, do menor RSME e do maior coeficiente Nash-Sutcliffe. Para seleção das melhores curvas foram avaliados o desvio médio (DM), o RSME, o coeficiente Nash-Sutcliffe, a distribuição geral dos desvios (negativos e positivos), a aderência da curva ao comportamento das medições e a distribuição dos desvios no tempo e por faixa de vazão.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 44 e a Tabela 45 apresentam os parâmetros das melhores curvas-chave de sedimentos obtidas para as estações de SR e para as estações convencionais, respectivamente. Para os dados de SR os melhores ajustes foram obtidos com curvas de dois tramos, utilizando o modelo potencial no tramo inferior e o polinomial no tramo superior. A Figura 80a e a Figura 80b apresentam, respectivamente, os gráficos da curva de dois tramos e da curva simples potencial elaboradas para os dados de sensoriamento remoto da Estação Morpará Virtual.

Tabela 44. Parâmetros das curvas de sedimento de SR elaboradas para as seis estações virtuais.

Estação	Coeficientes das Equações Potenciais e Polinomiais			Período de Validade da Equação	Faixa de Vazão Q _{mín} e Q _{máx} (m ³ .s ⁻¹)	Desvio Médio (%)	RSME (t.dia ⁻¹)	Coef. Nash-Sutcliffe e	Desvios Negativos/Positivos (%)	Medições (nº)
	a	b	c							
Cach. Mant. Virtual	5,7379	1,0774	-	05/03/2000 a 16/10/2019	194 a 400	340	6.974	0,80	37/63	566,0
	0,0012	18,0650	-5624,2		401 a 5097					
São Romão Virtual	0,0238	1,9201	-	05/03/2000 a 25/01/2014	194 a 900	272	9825	0,81	28/72	620
	-0,0023	39,4340	-22415,0		901 a 5669					
São Franc. Virtual	0,0275	1,8544	-	26/02/2000 a 24/10/2019	237 a 1300	144	9621	0,87	41/59	620
	-0,0026	41,6470	-33411,0		1301 a 8776					
Carinhanha Virtual	0,0777	1,6889	-	05/03/2000 a 30/09/2018	237 a 1500	116	13336	0,84	39/61	566
	-0,0045	56,7660	-57050,0		1501 a 8448					
Gameleira Virtual	0,0023	2,1326	-	13/03/2000 a 27/12/2018	358 a 1400	78	11690	0,84	42/58	797
	-0,0030	40,4510	-39208,0		1401 a 7739					
Morpará Virtual	0,0009	2,2427	-	26/02/2000 a 05/08/2019	350 a 2800	68	12709	0,77	52/48	799
	-0,0035	44,0250	-47057,0		2801 a 8838					

Tabela 45. Parâmetros das curvas de sedimento elaboradas para as seis estações convencionais da ANA.

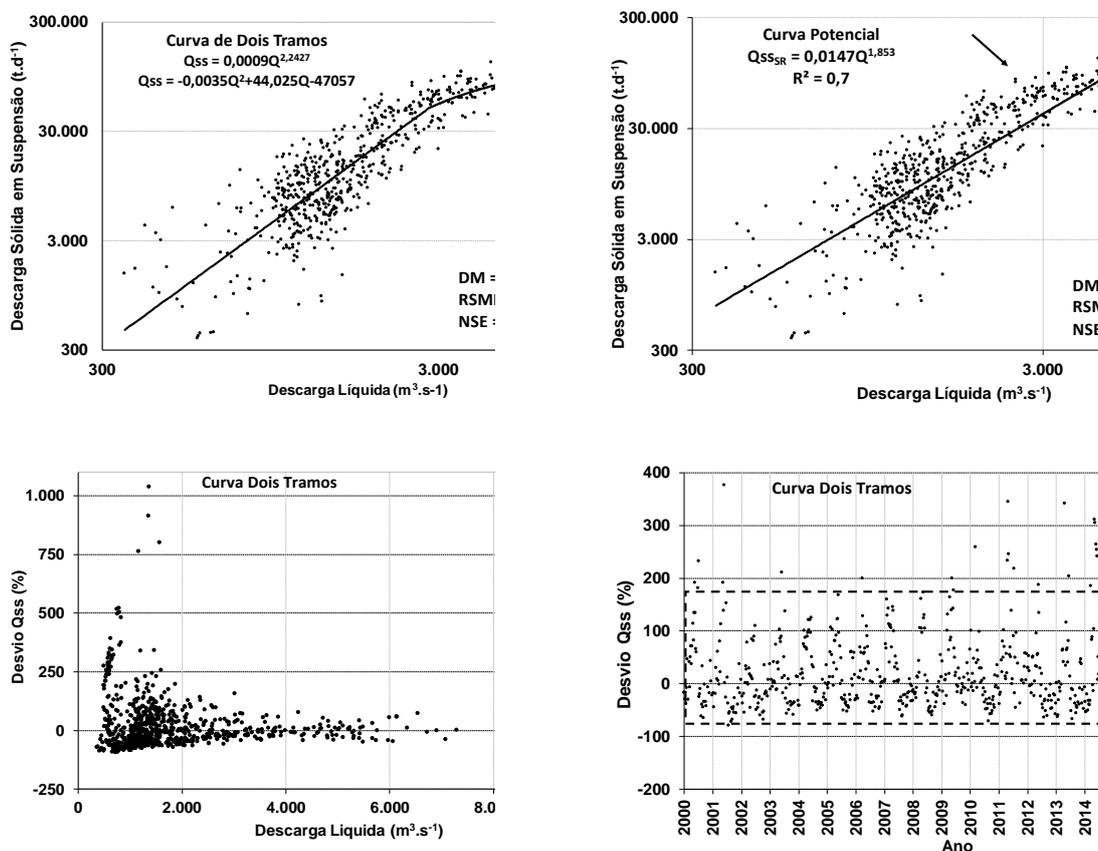
Estação	Coeficientes da Equação Potencial		Período de Validade da Equação	Faixa de Vazão (m ³ .s ⁻¹)	DM (%)	RSME (t.dia ⁻¹)	Coeficiente Nash-Sutcliffe	Desvios Neg./Pos (%)	Medições (nº)
	a	b							
Cach. Manteiga	0,00190	2,2250	13/11/2007 a 20/08/2019	208 a 2223	73	10331	0,64	41/59	32
São Romão	0,00010	2,5561	11/02/2007 a 16/08/2019	301 a 3184	53	8153	0,86	47/53	34
São Francisco	0,00001	2,9019	20/02/2000 a 17/04/2019	297 a 3574	58	15357	0,8	50/50	54
Carinhanha	0,00006	2,6021	28/10/2007 a 22/03/2019	383 a 3298	40	4574	0,96	55/45	34
Gameleira	0,00017	2,4331	06/02/2000 a 22/04/2019	451 a 4921	64	15628	0,82	37/63	55
Morpará	0,00020	2,4107	23/02/2000 a 08/10/2018	454 a 3553	38	6914	0,83	37/63	43

Tendo em vista a alta frequência de aquisição dos dados de SR (oito em oito dias) e a duração e extensão da série, foram obtidos muitos dados de Q_{SSR} em vazões altas, sendo

possível observar uma mudança de comportamento da Q_{SSSR} (Figura 80a e a Figura 80b) no tramo alto da curva, com uma tendência da Q_{SSSR} ficar constante ou diminuir com o aumento das vazões. Observando-se o perfil transversal das seções das estações da ANA nos dias com maiores vazões com medições de SR, verifica-se que o RSF alcançou o seu leito de inundação (leito maior), ocorrendo uma mudança de velocidade das águas, o que explica a mudança de comportamento do fluxo de sedimentos nas altas vazões.

A análise dos gráficos de desvios absolutos médios versus tempo mostrou para todas as estações virtuais uma mudança de tendência no início de 2014 (Figura 80d). A mudança de tendência no primeiro trimestre de 2014 está relacionada à ocorrência de valores de precipitação abaixo da média histórica na BRSF o que, ano após ano, desde 2012, tem resultado em uma redução significativa das vazões afluentes aos reservatórios das hidrelétricas da bacia e diminuição da vazão no RSF.

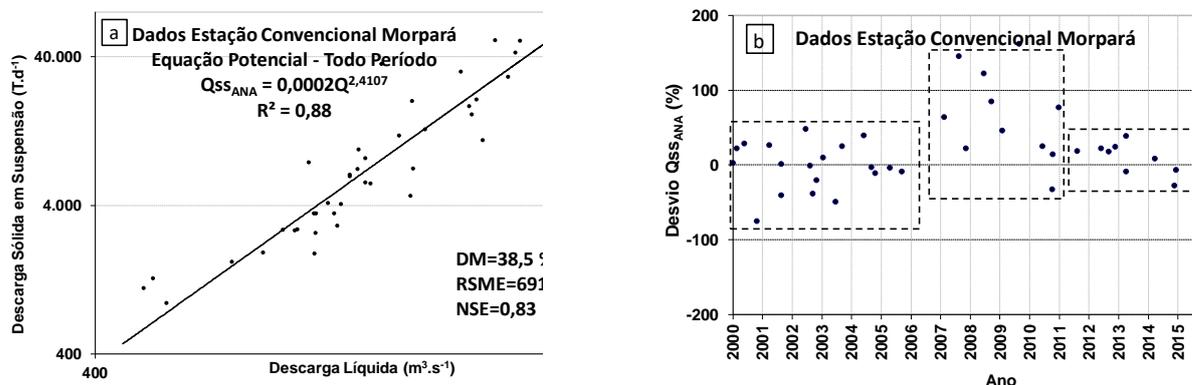
Figura 80 - Exemplos de gráficos elaborados com os dados de Q_{SSSR} e Q para elaboração e seleção da melhor curva-chave de sedimentos de SR para a estação virtual Morpará. 1a Gráfico Q versus Q_{SS} , na escala logarítmica utilizando curva de dois tramos (modelos polinomial e potencial). 1b. Gráfico Q versus Q_{SS} na escala logarítmica utilizando o modelo potencial; 1c Gráfico desvio da Q_{SS} versus Q para análise da distribuição dos desvios por faixa de vazão da curva de dois tramos. 1d. Gráfico desvio da Q_{SS} versus tempo para análise da distribuição dos desvios no tempo da curva de dois tramos.



Para os dados de campo das estações convencionais, os modelos potenciais foram os melhores. Entretanto, conforme mostram os dados da faixa de valores de vazão (Tabela 44 e Tabela 45), as medições de campo foram realizadas em uma faixa de vazão bem mais baixa que os dados de SR. Desta forma, embora a análise das equações e curvas propostas demonstrem que o modelo potencial é o mais adequado para os dados de campo, a sua aplicação em vazões mais altas que as vazões em que as equações foram elaboradas ocasionará em uma sobrestimativa dos valores de Q_{SSANA} (Figura 80b), uma vez que a curva potencial não considera a mudança do Q_{SS} quando o rio atinge o seu leito de inundação.

A Figura 81a apresenta a curva-chave de sedimentos para os dados de campo da estação convencional Morpará. Pela distribuição dos desvios da Q_{SSANA} no tempo (Figura 81b) observa-se mudança de tendência em 2006 e 2011, e possivelmente também a partir de 2017. Desta forma, assim como nas estações virtuais, é possível diminuir os desvios elaborando-se curvas considerando as tendências encontradas.

Figura 81 - Gráfico da curva-chave de sedimentos de campo elaborada para a estação convencional Morpará (a) e seu gráfico desvio Q_{SS} versus tempo mostrando a mudança de tendência das medições de campo (b).



5 - CONCLUSÕES

Os resultados mostram que as curvas-chave de sedimentos de SR elaboradas para as seis estações virtuais são robustas e representativas da dinâmica hidrológica e de sedimentos que ocorre no Médio São Francisco. O uso de SR possibilitou a obtenção de dados de oito em oito dias a um custo muito mais baixo e muito mais representativo da faixa de valores vazão que ocorrem no RSF. Apesar das curvas-chave de sedimentos de SR terem desvios mais altos nas vazões mais baixas, estes desvios não irão impactar a quantificação das Q_{SS} uma vez que a maior parte da carga de sedimentos escoada no decorrer de todo o ano hidrológico são observadas no período chuvoso.

As curvas-chave de sedimentos elaboradas a partir dos dados de campo das estações sedimentométricas da ANA possuem, em geral, menores desvios que as curvas de sensoriamento remoto. Entretanto, o número de medições e a faixa de vazões que as mesmas alcançam tornam as curvas menos representativas, ocorrendo sobre estimativas da descarga sólida nos valores de vazões altas, principalmente quando o rio alcança o seu leito maior e há uma tendência de constância ou diminuição da Q_{ss} , o que não é representado pela curva potencial.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (2020). Sistema para visualização e disponibilização de dados e informações hidrológicas – HIDROWEB. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/sistemas>.

CARVALHO, N.O. (2008). **Hidrossedimentologia prática**. 2ª edição; revisada; atual e ampliada. Interciência, Rio de Janeiro/RJ, 599 p.

CIRILO, J.A.; RIBEIRO NETO, A. (2015). Flow Modeling in Large Basins: the Case of the São Francisco River, in: **WATER and Climate Modeling in Large Basins**, Org. por Vieira, R., Tucci, C. E. M. e Scott, C. A., ABRH, ed. UFRGS, Porto Alegre/RS, v. 3, pp. 9-44.

CONDÉ, R. D. C., MARTINEZ, J. M., PESSOTTO, M. A., VILLAR, R., COCHONNEAU, G., HENRY, R., ... & NOGUEIRA, M. (2019). Indirect assessment of sedimentation in hydropower dams using MODIS remote sensing images. **Remote Sensing**, 11(3), 314.

CREECH C.T.; BRITO R.S.; SELEGEAN, J.P.; MILLER, C. (2015). “Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT”. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, 8(3).

HAN, B.; LOISEL, H.; VANTREPOTTE, V.; MÉRIAUX, X.; BRYÈRE, P.; OUIILLON, S.; DESSAILLY, D.; XING, Q; ZHU, J. (2016). “Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters”. **Remote Sensing**, v.8, n. 3, p. 211.

KARABULUT, M.; CEYLAN, N. (2005) “*The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae*”. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**. 29(6), pp.351-360.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E. Y.; DUNNE, T.; PARK, E.; BAKER, V. R.; D’HORTA, F. M.; ... & RIBAS, C. C. (2017). “*Damming the rivers of the Amazon basin*”. **Nature**. 2017, 546, p.363-369.

LIMA, J.E.F.W; CHAVES, A.G.M.; SCILEWSKI, L.R. (2001). **Diagnostico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco**. Embrapa Cerrados, Brasília/DF, 108p.

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

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

MEDEIROS P.R.P.; KNOPPERS B.; SOUZA W.F.L.; OLIVEIRA E.N. (2011). “Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas”. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 2011, 15(1), pp.42-53.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; PARK, Y. (2010). “Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters”. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, n. 4, p. 854-866.

OLIVETTI, D., ROIG, H., MARTINEZ, J. M., BORGES, H., FERREIRA, A., CASARI, R., ... & MALTA, E. (2020). “Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs”. *Remote Sensing*, 12(11), 1855.

PISCOYA, R.C.C.C.; MARTINEZ, J.M.; LOPES, W.T. A; COCHONNEAU, G.; VILLAR, R.E.; VENTURA, D.; VIEIRA, M.R.; OLIVIERA, E. (2014). Utilização do sensor espacial MODIS para monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão no reservatório da Usina de Itaipu no Rio Paraná. in *Anais do XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*, João Pessoa/PB, Nov. 2014.

REIS, R.S. (2002). **Qualidade da água, deposição de sedimentos e sensoriamento remoto: um estudo de caso nos reservatórios do sub-médio São Francisco**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 237 p.

SONG, K. S.; LI, L.; TEDESCO, L.; DUAN, H. T.; H LI, L.; & DU, J.(2014). “Remote Quantification of Total Suspended Matter through Empirical Approaches for Inland Waters”. *J. Environ. Inf.*, p. 23-36.

VILLAR, R.E.; MARTINEZ, J.M.; LE TEXIER, M.; GUYOT, J.L.; FRAIZY, P.; MENESES, P.R., OLIVEIRA, E. (2013). “A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images”. *J. South American Earth Sciences*, v. 44, p.45 - 54.