



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

RENATA BARÃO ROSSONI

**Estratégias de calibração para modelagem
hidrossedimentológica em escala regional**

Porto Alegre

Fevereiro 2020

RENATA BARÃO ROSSONI

**Estratégias de calibração para modelagem
hidrossedimentológica em escala regional**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção de título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Gean Paulo Michel

Prof. Dr. Paulo Tarso Sanches de Oliveira

Prof. Dr. Rodrigo Cauduro Dias de Paiva

Porto Alegre

Fevereiro 2020

CIP - Catalogação na Publicação

Barão Rossoni, Renata
Estratégias de calibração para modelagem
hidrossedimentológica em escala regional / Renata
Barão Rossoni. -- 2020.
146 f.
Orientador: Fernando Mainardi Fan.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

1. Modelagem de transporte de sedimentos. 2.
Calibração de modelos. 3. Sensoriamento remoto. I.
Mainardi Fan, Fernando, orient. II. Título.

Dedico aos meus pais, que não tiveram a oportunidade de cursar uma Universidade, mas sempre entenderam a importância do conhecimento.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer em primeiro lugar ao privilégio de estudar numa Universidade pública, gratuita e de qualidade. Educação, ciência e igualdade são as bases de um país autônomo.

Gostaria de agradecer ao meu orientador, Fernando Mainardi Fan, por toda paciência, dedicação, amizade, companheirismo e, principalmente, entusiasmo ao longo desses anos de trabalho, que foi fundamental para que eu conseguisse terminar esse mestrado.

Gostaria de agradecer a banca, Gean Paulo Michel, Paulo Tarso Sanches de Oliveira e Rodrigo Cauduro Dias de Paiva pela discussão incrível durante meu plano e pelas contribuições para esse trabalho. Gostaria de agradecer também a todos professores que tive contato e me ajudaram de alguma forma ao longo do mestrado, especialmente ao Walter Collischonn, por ser atencioso e sempre estar disposto a ajudar e trocar ideias. Gostaria de agradecer também ao professor Dieter Wartchow, pela oportunidade de trabalhar no SASB ao longo do mestrado.

Gostaria de agradecer aos meus amigos e colegas do HGE, por toda ajuda e parceria, especialmente a Aline, Ayan, Camila, Duda, Hugo, João, Lari, Pedro, Siqueira, Sly, Sofia, Thainá, Thais. Agradeço também a toda família IPH, amigos queridos, que entre risadas, bolos, parabéns, saídas de campo, conversas sobre pesquisa, almoços no RU, esperar o branquinho, futebol, chimarrão, café, festas, fozrock, entre outros, fizeram as coisas serem muito mais divertidas, muito obrigada, especialmente a Mel, Fran, Ju, Jessica, Regina, Dani. Por fim, gostaria de agradecer aos meus amigos e colegas do SASB, que compartilharam a estrada, o trabalho e as experiências comigo, por todo Rio Grande do Sul, especialmente a Joana, Ligia, Monique, Ian, Jana, Felipe. Meu muito obrigada a todos.

Gostaria de agradecer também a turma de 2011 da Engenharia Ambiental da UFRGS, vocês são os melhores e todos moram no meu coração. Obrigada por me apoiarem, estarem do meu lado e me proporcionarem momentos muito felizes. Agradeço a todos meus amigos, que compartilham esse sonho comigo a tanto tempo.

Agradeço a minha família, vocês são muito especiais para mim. Agradeço aos meus sogros por toda ajuda. Agradeço ao meu irmão e a minha cunhada Júlia, por todo amor e amizade. Obrigada mãe e pai por serem os melhores e me apoiarem nos meus sonhos. Amo vocês.

Por fim, agradeço ao meu namorado, Gabriel, por sempre ter os meus melhores metros há 11 anos.

*“Em uma sociedade que lucra com a sua insegurança,
gostar de si mesma é um ato de rebeldia”*

Caroline Caldwell

RESUMO

A modelagem matemática é uma ferramenta útil para melhor aproveitar os dados medidos. Devido à escassez de informações, a modelagem matemática vem sendo utilizada como forma de se obter informações com maior resolução espacial e temporal. Contudo, a falta de estratégia de calibração dos modelos, para representar os sistemas, pode comprometer a qualidade dos resultados. Dessa forma, esse estudo visa propor e testar estratégias de calibração de modelos hidrossedimentológicos em escala regional com foco em três aspectos: (i) a discretização do modelo; (ii) diferentes variáveis para calibração; e (iii) escalas espaciais de calibração. Para isso, foram propostas três estratégias: (i) criação de um mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica; (ii) utilização de dados *in-situ*, combinados com dados de sensoriamento remoto (valores de reflectância correlacionados com concentração de sedimentos em suspensão), obtidos em grande escala a partir de processamento em nuvem com Google Earth Engine; (iii) diferenças entre calibração do modelo em escala regional (> 400 mil km^2) versus a calibração do modelo em escala de bacia (< 200 mil km^2). As estratégias foram aplicadas na Região Hidrológica do Rio Grande do Sul (480 mil km^2), localizada no sul do Brasil, com o modelo MGB-SED. Os resultados apresentaram melhorias do modelo ao utilizar uma discretização com foco nos processos hidrossedimentológicos, adotando as Unidades de Resposta Hidrossedimentológicas (URHSed). Além disso, foi possível melhorar o modelo utilizando dados de sensoriamento remoto (valores médios de reflectância da banda vermelha) combinados com dados *in-situ* (concentração e descarga sólida de sedimentos em suspensão). Por fim, foram demonstradas potencialidades de resultados obtidos com o modelo, realizando uma breve análise da dinâmica de sedimentos na região de estudo, apresentando coerências e incertezas do modelo em relação à realidade da bacia.

ABSTRACT

Mathematical modeling is a useful tool for making better use of measured data. Due to scarcity of information, mathematical modeling has been used to obtain information with greater spatial and temporal resolution. However, due to the lack of model calibration strategy, for systems representation, can compromise the quality of the results. Thus, this study aims to propose and test calibration strategies for hydrosedimentological models on regional scale with a focus on three aspects: (i) the discretization of the model; (ii) different variables for calibration; and (iii) spatial calibration scales. So, three strategies were proposed: (i) creation of a map of Hydrosedimentological Response Units; (ii) in-situ data usage, combined with remote sensing data (red reflectance values with suspended sediment concentration) obtained on a large scale from cloud processing with Google Earth Engine; (iii) differences between regional scale (> 400 mil km²) model calibration versus basin scale (< 200 mil km²) model calibration. The strategies were applied in the Hydrological Region of Rio Grande do Sul (480 mil km²), located in southern Brazil, with MGB-SED model. The results showed improvements in model using a discretization focused on hydrosedimentological processes, adopting Hydrosedimentological Response Units (HRUSed). In addition, it was possible to improve the model by using remote sensing data (averaged red reflectance values) combined with in-situ data. Finally, potentialities of results obtained with the model were demonstrated, performing a brief analysis of sediment dynamics in study region, presenting coherences and uncertainties of the model in relation to the reality of basin.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| AGRADECIMENTOS | 5 |
| RESUMO | 7 |
| ABSTRACT | 8 |
| SUMÁRIO | 9 |
| LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIACÕES | 11 |
| LISTA DE FIGURAS | 12 |
| LISTA DE TABELAS | 17 |
| 1 INTRODUÇÃO | 18 |
| 2 OBJETIVOS | 22 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 23 |
| 3.1 PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS | 23 |
| 3.1.1 PROCESSOS EROSIVOS | 23 |
| 3.1.2 TRANSPORTE DE SEDIMENTOS | 26 |
| 3.1.3 DEPOSIÇÃO E PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO | 28 |
| 3.2 MÉTODOS DE MEDIÇÃO INDIRETA DE SEDIMENTOS A PARTIR DE SENSORIAMENTO REMOTO | 29 |
| 3.3 MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA | 33 |
| 3.3.1 MODELOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS | 34 |
| 3.3.2 HISTÓRICO DE MODELOS DERIVADOS DA USLE | 36 |
| 3.3.3 ESTRATÉGIAS DE CALIBRAÇÃO EM MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA | 40 |
| 3.4 MODELO DE GRANDES BACIAS (MGB) | 41 |
| 3.4.1 MODELO MGB-SED | 42 |
| 3.4.2 APLICAÇÕES DO MODELO MGB-SED | 45 |
| 3.5 CONSIDERAÇÕES SOBRE O ESTADO DA ARTE | 46 |
| 4 ÁREA DE ESTUDO | 47 |
| 5 MATERIAIS E MÉTODOS | 49 |
| 5.1 MAPA DE UNIDADES DE RESPOSTA HIDROSEDIMENTOLÓGICA | 49 |
| 5.2 ESTAÇÕES VIRTUAIS | 52 |
| 5.3 MÉTRICAS DE AVALIAÇÃO DO MODELO | 54 |
| 5.4 ALGORITMO DE CALIBRAÇÃO AUTOMÁTICA MOCOM-UA | 56 |
| 5.5 MODELAGEM HIDROLÓGICA | 57 |
| 5.5.1 ENSAIOS DE CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO | 59 |
| 5.6 MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA | 61 |
| 5.6.1 ENSAIO 1: CALIBRAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DOS MAPAS DE URHSed VERSUS URH | 63 |
| 5.6.2 ENSAIO 2: ENSAIOS DE CALIBRAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA PARA DIFERENTES VARIÁVEIS DE CALIBRAÇÃO | 63 |
| 5.6.3 ENSAIO 3: ENSAIOS DE CALIBRAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA REGIONAL VERSUS POR BACIA | 64 |
| 5.7 RECONHECIMENTO <i>IN-SITU</i> DAS ÁREAS ESTUDADAS | 65 |
| 6 RESULTADOS E DISCUSSÕES | 66 |
| 6.1 MAPA DE UNIDADES DE RESPOSTA HIDROSEDIMENTOLÓGICA | 66 |
| 6.2 ESTAÇÕES VIRTUAIS | 68 |
| 6.3 ENSAIO 1: CALIBRAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DOS MAPAS DE URHSed VERSUS URH | 71 |
| 6.3.1 CALIBRAÇÃO HIDROLÓGICA AUTOMÁTICA | 71 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 6.3.2 | ENSAIO DE CALIBRAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA | 76 |
| 6.4 | ENSAIO 2: MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA COM DIFERENTES VARIÁVEIS DE CALIBRAÇÃO | 80 |
| 6.4.1 | CALIBRAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO DO RSH COM MAPA DE URHSED | 80 |
| 6.4.2 | VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO DO RSH COM MAPA DE URHSED | 86 |
| 6.4.3 | ENSAIOS DE CALIBRAÇÃO DO MODELO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO | 86 |
| 6.4.4 | ENSAIOS DE VALIDAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA | 110 |
| 6.5 | ENSAIO 3: ENSAIOS DE CALIBRAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA REGIONAL VERSUS CALIBRAÇÃO POR BACIA | 114 |
| 6.6 | POTENCIALIDADES DO MODELO: ESTUDO DA DINÂMICA DE SEDIMENTOS EM LARGA ESCALA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL | 116 |
| 6.6.1 | BACIA DA LAGUNA DOS PATOS: REGIÃO HIDROLÓGICA DO RIO GUAÍBA | 118 |
| 6.6.2 | BACIA DO RIO URUGUAI: ALTO URUGUAI | 123 |
| 6.6.3 | BACIA DO RIO URUGUAI: BAIXO URUGUAI | 127 |
| 7 | CONCLUSÕES | 130 |
| | RECOMENDAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS | 132 |
| 8 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 133 |

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIACÕES

CSS: Concentração de sedimentos em suspensão

mg/L: miligramas por litro

m³/s: metros cúbicos por segundo

QSS: Descarga sólida em suspensão

Reflec: reflectância

t/d: toneladas por dia

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Amostradores de dados de sedimentos in situ..... | 29 |
| Figura 2. Resumo das informações sobre os trabalhos realizados aplicando a MUSLE..... | 40 |
| Figura 3. Representação dos processos de modelagem do MGB-SED (Fonte: Buarque, 2015) | 43 |
| Figura 4. Área de estudo: Rio Grande do Sul Hidrológico | 47 |
| Figura 5. Fluxograma da metodologia do trabalho | 49 |
| Figura 6. Textura de solos para América do Sul (Fonte: IBGE (2018), Batjes (2005) e INTA (2013)) | 51 |
| Figura 7. Mapa de uso e cobertura do solo para os anos de 2005 e 2009 | 52 |
| Figura 8. Fluxograma da metodologia de elaboração das estações virtuais..... | 53 |
| Figura 9. Intercessão entre mini-bacias (polígonos cinza) e rios selecionados (linha azul), para gerar as estações virtuais (círculos pretos) | 53 |
| Figura 10. Processamento das imagens de satélite na plataforma GEE | 54 |
| Figura 11. Dados utilizados na modelagem hidrológica e hidrossedimentológica | 59 |
| Figura 12. Fluxograma dos ensaios de calibração e validação do modelo hidrológico | 60 |
| Figura 13. Fluxograma dos ensaios realizados na etapa de modelagem hidrossedimentológica | 62 |
| Figura 14. Escalas de calibração do Experimento 3: (a) escala regional e (b) escala de bacia | 65 |
| Figura 15. Mapa URHSed para América do Sul | 67 |
| Figura 16. Estações virtuais e estações sedimentométricas utilizadas nos testes de calibração do modelo hidrossedimentológico..... | 68 |
| Figura 17. Análise estatística da média da reflectância dos pixels encontrada para cada estação virtual..... | 70 |
| Figura 18. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica sem calibração utilizando mapa de URH. Pontos mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho..... | 72 |
| Figura 19. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica com calibração utilizando o mapa de URH. Pontos mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho..... | 73 |
| Figura 20. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica sem calibração utilizando o mapa de URHSed. Valores mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho..... | 74 |
| Figura 21. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE, KGEb para modelagem hidrológica com calibração utilizando o mapa de URHSed. Valores mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho..... | 75 |
| Figura 22. Resultados comparativos entre os mapas para a concentração de sedimentos em suspensão..... | 76 |
| Figura 23. Resultados comparativos entre os mapas para a descarga sólida em suspensão. Os valores em destaque é o p-value do teste de significância realizado com os resultados obtidos pelas calibrações em relação aos valores encontrados sem calibração. | 77 |
| Figura 24. Valores de KGE espacializados para a concentração de sedimentos em suspensão | 78 |
| Figura 25. Valores de KGE espacializados para a descarga sólida em suspensão..... | 79 |
| Figura 26. Modelagem hidrológica do RSH sem calibração para o período de 2000 até 2010 | 81 |

| | |
|---|-----|
| Figura 27. Modelagem hidrológica do RSH após calibração para o período de 2000 até 2010 | 82 |
| Figura 28. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 73550000 (após hidrelétrica de Itá) | 83 |
| Figura 29. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 75780000 (São Borja)..... | 84 |
| Figura 30. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 77150000 (Uruguaiana)..... | 84 |
| Figura 31. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 85900000 (Rio JacuÍ) | 85 |
| Figura 32. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 86720000 (Rio Taquari-Antas)..... | 85 |
| Figura 33. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 87905000 (Rio Camaquã)..... | 85 |
| Figura 34. Resultados dos testes de calibração do modelo hidrossedimentológico | 88 |
| Figura 35. Avaliação do KGE para a concentração de sedimentos em suspensão para os ensaios de calibração | 91 |
| Figura 36. Avaliação do KGE para a descarga sólida em suspensão para os ensaios de calibração | 92 |
| Figura 37. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com CSS (período 2000 até 2010) | 93 |
| Figura 38. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com CSS (período 2000 até 2010)..... | 94 |
| Figura 39. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com CSS (período 2000 até 2010)..... | 95 |
| Figura 40. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com QSS (período 2000 até 2010) | 96 |
| Figura 41. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com QSS (período 2000 até 2010)..... | 97 |
| Figura 42. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com QSS (período 2000 até 2010)..... | 98 |
| Figura 43. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com Reflec (período 2000 até 2010) | 99 |
| Figura 44. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com Reflec (período 2000 até 2010)..... | 100 |
| Figura 45. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com Reflec (período 2000 até 2010)..... | 101 |
| Figura 46. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010) | 102 |
| Figura 47. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010)..... | 103 |
| Figura 48. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010) | 104 |
| Figura 49. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010)..... | 105 |
| Figura 50. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010)..... | 106 |
| Figura 51. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010) | 107 |

| | |
|---|-----|
| Figura 52. Função distribuição cumulativa da performance das métricas de avaliação do modelo KGE e Correlação..... | 109 |
| Figura 53. Análise estatística dos resultados de validação do modelo hidrossedimentológico | 111 |
| Figura 54. Análise espacial do KGE para o período de validação dos experimentos para a concentração de sedimentos em suspensão | 112 |
| Figura 55. Análise espacial do KGE para o período de validação dos experimentos para a variável QSS..... | 113 |
| Figura 56. Resultado estatístico, utilizando QSS, para calibração regional versus por bacia | 114 |
| Figura 57. Análise espacial do KGE para a calibração regional versus calibração por bacia | 115 |
| Figura 58. Concentração média de sedimentos em suspensão (mg/L), entre os anos de 1990 e 2010, utilizando a calibração com CSS + Reflec. Os valores mais claros são as menores concentrações, enquanto os valores mais avermelhados são as altas concentrações. Os rios mais finos são aqueles que drenam área menores, enquanto rios que possuem uma área de drenagem maior são mais grossos. | 116 |
| Figura 59. Descarga sólida média de sedimentos em suspensão (t/d), entre os anos de 1990 até 2010, utilizando a calibração com CSS + Reflec. A coloração mais clara representa as menores descargas, enquanto a coloração mais avermelhada representa as maiores descargas. A área de drenagem dos rios está sendo representada pela espessura da linha dos rios, ou seja, quando maior a área de drenagem mais grossa é a linha que representa o rio. | 117 |
| Figura 60. Concentração de sedimento em suspensão (mg/L), em destaque para as localidades com os principais rios que drenam para a Laguna dos Patos. A região foi visitada em 14 e 15 de janeiro de 2019. (a) Ponte sobre rio dos Sinos, (b) Rio Paranhana (bacia do rio dos Sinos), (c) Usina Hidrelétrica de Canastra, (d) Vale do rio Caí, (e) Rio Caí no município de Bom Princípio, (f) Posto fluviométrico sobre ponte do rio Caí em São Sebastião do Caí, (g) Rio Taquari em Lajeado, (h) Rio Taquari em Venâncio Aires, (i) Eclusa de Amarópolis no rio Jacuí no município de General Câmara, (j) Ponte sobre rio Pardo no município de Rio Pardo, e (k) Rio Jacuí no município de Rio Pardo. Em preto são as áreas urbanas. A espessura dos rios representa a sua área de drenagem. | 118 |
| Figura 61. Localidade a: foz do rio dos Sinos | 119 |
| Figura 62. Localidade b: Rio Paranhana, na bacia do rio dos Sinos | 119 |
| Figura 63. Localidade b: Relevo montanhoso da cabeceira do rio dos Sinos | 119 |
| Figura 64. Localidade c: Solo da região da cabeceira do rio dos Sinos | 119 |
| Figura 65. Localidade c: Relevo montanhoso na região, próximo a hidrelétrica de Canastra | 119 |
| Figura 66. Localidade c: Barragem da Hidrelétrica de Canastra..... | 119 |
| Figura 67. Localidade c: Reservatório da Hidrelétrica de Canastra, sedimentos em suspensão | 119 |
| Figura 68. Localidade d: Vale do rio Caí | 120 |
| Figura 69. Localidade d: Rio Caí, na cabeceira..... | 120 |
| Figura 70. Localidade e: Rio Caí, no município de Bom Princípio | 120 |
| Figura 71. Localidade f: Rio Caí, próximo ao município São Sebastião do Caí, estação sedimentométrica 87170000..... | 121 |
| Figura 72. Localidade f: Rio Caí, sedimentos em suspensão, próximo ao município São Sebastião do Caí, estação sedimentométrica 87170000 | 121 |
| Figura 73. Localidade g: Rio Taquari, entre os municípios de Lajeado e Estrela..... | 121 |
| Figura 74. Localidade g: Rio Taquari, sedimento em suspensão, entre os municípios de Lajeado e Estrela | 121 |
| Figura 75. Localidade h: Rio Taquari, próximo ao município de Venâncio Aires | 121 |
| Figura 76. Localidade h: Usos do solo próximo a região da localidade h..... | 121 |
| Figura 77. Localidade i: Rio Jacuí, no município de General Câmara..... | 122 |

| | |
|--|-----|
| Figura 78. Localidade i: Rio Jacuí, no município de General Câmara, imagem da Eclusa de Amarópolis | 122 |
| Figura 79. Localidade j: Rio Pardo..... | 122 |
| Figura 80. Localidade k: Rio Jacuí, próximo ao município de Rio Pardo, sedimentos em suspensão | 122 |
| Figura 81. Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) para a região do Alto Uruguai. As localidades em destaque são: (a) Usina Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas; (b) Usina Hidrelétrica de Campos novos, no rio Canoas; (c) Rio Canoas, trecho de rio a jusante da Usina de Campos Novos; (d) Usina Hidrelétrica de Machadinho, no rio Uruguai; (e) Rio Apuaê, afluente do rio Uruguai; (f) Rio Uruguai, próximo ao município de Marcelino Ramos; (g) Usina Hidrelétrica de Itá, no rio Uruguai; (h) Rio Uruguai, próximo ao município de Tiradentes do Sul. Os detalhes em preto são as zonas urbanas. A área de drenagem dos rios está representada pela grossura da linha do rio..... | 123 |
| Figura 82. Localidade a: Reservatório da Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas | 124 |
| Figura 83. Localidade a: Usina Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas | 124 |
| Figura 84. Localidade a: Rio Pelotas, a jusante da Usina Hidrelétrica de Barra Grande | 124 |
| Figura 85. Localidade a: Exemplo de usos do solo para a região | 124 |
| Figura 86. Localidade b: Reservatório da Usina Hidrelétrica de Campos Novos, no rio Canoas | 124 |
| Figura 87. Localidade b: Usina Hidrelétrica de Campos Novos, no rio Canoas | 124 |
| Figura 88. Localidade c: Relevo montanhoso da região do Alto Uruguai | 125 |
| Figura 89. Localidade c: Rio Canoas, próximo a confluência com o rio Pelotas..... | 125 |
| Figura 90. Localidade d: Usina Hidrelétrica de Machadinho, no rio Uruguai | 125 |
| Figura 91. Localidade d: Rio Uruguai, na Usina de Machadinho | 125 |
| Figura 92. Localidade e: Rio Apuaê, afluente do rio Uruguai | 125 |
| Figura 93. Localidade f: Rio Uruguai, próximo ao município de Marcelino Ramos..... | 125 |
| Figura 94. Localidade f: Relevo da região | 125 |
| Figura 95. Localidade g: a montante do reservatório de Itá e a montante da estação fluviométrica 73550000, remando do reservatório | 126 |
| Figura 96. Localidade g: Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá | 126 |
| Figura 97. Localidade h: Rio Uruguai | 126 |
| Figura 98. Localidade h: Rio Uruguai | 126 |
| Figura 99. Localidade h: Rio Uruguai, sedimentos em suspensão | 126 |
| Figura 100. Localidade h: Sedimentos de fundo (cascalhos) na planície de inundação | 126 |
| Figura 101. Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) para a região do Baixo Uruguai. As localidades em destaque são: (a) Rio Uruguai, na cidade de São Borja; (b) Rio Uruguai, na cidade de Itaqui; (c) Rio Ibicuí, próximo a confluência com o rio Uruguai; (d) Rio Uruguai, na cidade de Uruguaiana; (e) Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, na cidade de Alegrete. As manchas pretas representam as áreas urbanizadas. A área de drenagem dos rios é representada pela espessura da linha dos rios na imagem..... | 127 |
| Figura 102. Localidade a: depósito de sedimentos na planície de inundação próximo à estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS, no rio Uruguai | 128 |
| Figura 103. Localidade a: planície de inundação e sedimentos lamacentos, na estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS, no rio Uruguai | 128 |
| Figura 104. Localidade a: sedimentos em suspensão no rio Uruguai, na estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS | 128 |
| Figura 105. Localidade a: sedimentos em suspensão no rio Uruguai, no município de São Borja | 128 |
| Figura 106. Localidade b: Planície de inundação do rio Uruguai, no município de Itaqui | 128 |

| | |
|---|-----|
| Figura 107. Localidade b: Sedimentos em suspensão no rio Uruguai, no município de Itaqui | 128 |
| Figura 108. Localidade c: Rio Ibicuí, margens com sedimentos arenosos | 128 |
| Figura 109. Localidade c: Ponte sobre o rio Ibicuí | 128 |
| Figura 110. Localidade c: Dragas de mineração de areia em operação no rio Ibicuí..... | 129 |
| Figura 111. Localidade c: Mineração de areia no rio Ibicuí..... | 129 |
| Figura 112. Localidade d: Sedimentos em suspensão no rio Uruguai, na estação fluviométrica 77150000, no município de Uruguaiana | 129 |
| Figura 113. Localidade d: Planície de inundação do rio Uruguai, na estação fluviométrica 77150000, no município de Uruguaiana | 129 |
| Figura 114. Localidade d: Rio Uruguai, no município de Uruguaiana | 129 |
| Figura 115. Localidade d: Sedimentos na planície de inundação do rio Uruguai, em Uruguaiana | 129 |
| Figura 116. Localidade e: Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, no município de Alegrete | 129 |
| Figura 117. Localidade e: Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, no município de Alegrete, sedimento em suspensão e sedimentos nas margens | 129 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Análise dos Sensores | 32 |
| Tabela 2. Trabalhos baseados na USLE, RUSLE, MUSLE, USLE-M e RUSLE2 | 38 |
| Tabela 3. Dados de entrada para elaboração do mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed)..... | 50 |
| Tabela 4. Testes de calibração do modelo hidrossedimentológico | 63 |
| Tabela 5. Avaliação das métricas de desempenho NSE para a modelagem hidrológica com calibração automática | 71 |
| Tabela 6. Média das métricas de avaliação da modelagem hidrológica manual, realizada no segundo experimento, para o período de 2000 até 2010 | 80 |
| Tabela 7. Média das métricas de avaliação utilizadas para verificar o modelo, para o período de 1990 até 1999 | 86 |
| Tabela 8. Média do KGE em cada ensaio de calibração para as variáveis CSS e QSS | 89 |

1 INTRODUÇÃO

Os processos hidrossedimentológicos ocorrem naturalmente no meio ambiente, podendo sofrer influência e impactos de natureza ambiental e antropogênica (OWENS, 2008). Eles constituem o ciclo dos sedimentos, sendo essenciais para que ocorra o carregamento de nutrientes ao longo de bacias hidrográficas, propiciem habitats naturais (KOITER; OWENS; LOBB, 2013) e ainda sejam responsáveis pelas modificações da paisagem (DEAN et al., 2016) e dos cursos hídricos. Esses processos constituem a remoção do solo, o transporte ao longo da bacia hidrográfica e a deposição dos sedimentos nas planícies de inundação, reservatórios, leques aluviais e fundo oceânico.

As atividades antrópicas afetam o meio ambiente em todas as fases do ciclo dos sedimentos (JULIEN, 1994). As consequências são diversas, como a remoção da camada fértil do solo (NUNES; DE ALMEIDA; COELHO, 2011), o assoreamento de reservatórios (WANG; HU, 2009), o assoreamento de canais de navegação e estuários, e aumento dos custos com dragagens (ZARZUELO; LÓPEZ-RUIZ; ORTEGA-SÁNCHEZ, 2019), elevação da turbidez dos cursos hídricos e dos custos do tratamento da água (STEVENSON; BRAVO, 2019). Ainda, pode ocorrer a introdução de enormes quantidades de sedimentos no ciclo hidrossedimentológico através de rompimentos de barragens de rejeitos (MAGRIS et al., 2019) ou a remoção de sedimentos e seus efeitos no meio ambiente, devido a mineração de sedimentos (JONAH et al., 2015).

Os estudos de monitoramento de dados de sedimentos necessitam de elevados custos para se obter dados de campo, gerando séries históricas com poucos dados e apenas coleta de sedimentos em suspensão pelos órgãos responsáveis pelo monitoramento (GARCÍA-RUIZ et al., 2017; GUERRERO et al., 2016; DE VENTE et al., 2007). Contudo, para se obter uma melhor gestão dos recursos hídricos, é necessário estudos mais detalhados do ciclo dos sedimentos em diversas escalas. Nesse contexto, os modelos matemáticos são ferramentas úteis que visam melhor aproveitar dados observados disponíveis, aumentando sua resolução espacial e temporal. Dessa forma, é possível compreender dinâmica dos sedimentos nas bacias hidrográficas (BENAVIDEZ et al., 2018). A maioria dos modelos hidrossedimentológicos, contudo, apresentam diversas limitações. Ou por serem modelos que abrangem apenas uma das fases do ciclo dos sedimentos, como a Equação Universal da Perda de Solo – USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978); ou por serem modelos muito complexos, como o WEPP (LAFLEN; LANE; FOSTER, 1991), modelo EUROSEM (MORGAN et al., 1998a, 1998b),

modelo LISEM (DE ROO et al., 1998) e o modelo KINEROS (WOOLHISER; SMITH; GOODRICH, 1990), que necessitam de muitos dados de entrada, sendo atualmente impraticável, em escala de grandes bacias, abranger tantas características.

Há, ainda, modelos que acoplam um ou mais processos, como no caso do SWAT (ARNOLD et al., 1998), que além de quantificar a produção de sedimentos, ainda realiza o transporte dele nos rios. Um modelo que vem ganhando destaque nacional é o MGB-SED (BUARQUE et al., 2013; BUARQUE, 2015), que é um módulo de sedimentos acoplado ao modelo hidrológico MGB (COLLISCHONN et al., 2007). O modelo hidrológico MGB vem sendo validado em diversas bacias hidrográficas para estudos de processos hidrológicos em planícies de inundação (FLEISCHMANN et al., 2018a), previsão de cheias (FAN et al., 2017), simulação da influência do vento nos processos hidrológicos (LOPES et al., 2018a) e, mais recentemente, utilizado no modelo hidrológico continental da América do Sul (SIQUEIRA et al., 2018). Já o modelo de sedimentos, o MGB-SED, vem sendo utilizado para verificar a descarga de sedimentos em suspensão em rios (FAGUNDES; FAN; PAIVA, 2019; ROSSONI; FAN; LOPES, 2018b).

Os modelos que representam os processos hidrossedimentológicos em grande escala, como o SWAT (ARNOLD et al., 1998) e MGB-SED (BUARQUE et al., 2013; BUARQUE, 2015), normalmente utilizam a metodologia de discretização da bacia hidrográfica em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são áreas que possuem um comportamento hidrológico semelhante. Ou seja, apesar dos estudos serem direcionados à modelagem hidrossedimentológica, esses modelos possuem uma parametrização com foco na modelagem hidrológica, devido a sua discretização em URHs. Essa abordagem pode se tornar uma limitação na calibração de modelos hidrossedimentológicos, como apontam trabalhos realizados por Buarque (2015), Fagundes (2018) e Rossoni (2018), utilizando o MGB-SED, devido ao foco da discretização ser nos processos hidrológicos, ou ainda em trabalhos utilizando o modelo SWAT, onde são criadas quantidades grandes de URHs (SAMAD et al., 2016; SOHOULANDE DJEBOU, 2018), ocasionando a super parametrização. Dessa forma, é apontada a necessidade de se utilizar uma discretização com foco na modelagem de sedimentos, sem que haja super parametrização.

Assim, este trabalho busca utilizar uma abordagem de discretização de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed), onde o foco dos parâmetros seriam a modelagem hidrossedimentológica. Contudo, ao utilizar essa abordagem, ainda é possível manter a

qualidade da modelagem hidrológica? Além disso, há melhorias significativas da abordagem de URHSed em relação a discretização por URHs para a modelagem hidrossedimentológica?

Além da discretização, outro fator de limitação para a modelagem hidrossedimentológica é a quantidade e a forma como são usados os dados observados para calibração e validação dos modelos. Normalmente, são utilizados dados coletados em campo para calibrar e validar os modelos hidrossedimentológicos. Em Fagundes (2018) e Fagundes, et al. (2019), é abordada a utilização de dados in situ e de sensoriamento remoto para calibrar e validar a modelagem hidrossedimentológica.

A utilização de dados de sensoriamento remoto para se obter informações referentes a concentração de sedimentos em suspensão é pesquisada extensivamente (CURRAN et al., 1987; CURRAN; NOVO, 1988; MARTINEZ et al., 2009; NOVO; HANSOM; CURRAN, 1989), contudo, a utilização de dados de sensoriamento remoto para calibrar modelos hidrossedimentológicos não é comum. A maioria dos estudos que realizaram a calibração de modelos hidrossedimentológicos com dados de sensoriamento, realizaram uma etapa de coleta de dados in situ para encontrar correlações entre dados de sensoriamento e concentração de sedimentos e, assim, calibrar o modelo (YANG et al., 2014a). Essa discussão nos faz questionar se seria possível utilizarmos dados de sensoriamento remoto, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas, para calibração de um modelo hidrossedimentológico?

Dessa forma, unificar a modelagem matemática com dados de sensoriamento remoto para realizar melhorias nos processos de calibração, utilizando informações de reflectância, como abordado em Fagundes, et al (2019), contudo utilizando ferramentas de processamento em nuvem (Google Earth Engine) para extrair séries históricas de imagens de satélite, podem representar novas formas de compreender os processos hidrossedimentológicos e a dinâmica dos sedimentos em grandes bacias. Por fim, há a necessidade de estudar os processos hidrossedimentológicos em escala regional (sendo aqui consideradas > 400 mil km²), já que as pesquisas mais recentes apontam a aplicação de modelos hidrossedimentológicos em escalas menores até no máximo 130 mil km² (BAI et al., 2019; DA SILVA, et al. 2016; HUSSAIN et al., 2019; KUMAR, et al. 2019; LIN et al., 2016; VIGIAK et al., 2015).

A área de estudo escolhida é estado do Rio Grande do Sul, onde as bacias do rio Uruguai e da Laguna dos Patos possuem regiões de cabeceira íngremes e nas regiões de jusante, apresentam planícies de inundação. Além disso, devido ao seu caráter regional, são bacias que apresentam diversas intervenções que influenciam na dinâmica dos sedimentos, como a presença de

reservatórios, dragagem de hidrovias e canais de navegação, aumento da turbidez dos principais cursos de abastecimentos de água em eventos de cheia, mineração de areia e sedimentos finos nos cursos hídricos. Assim, a aplicação de ferramentas de modelagem para esta região pode auxiliar na compreensão dos processos hidrossedimentológicos em escala regional. Contudo, é possível aplicar esses modelos em escala regional e ainda assim obter resultados coerentes com a realidade?

Como apontado em Sadeghi et al. (2014), é necessário estabelecer diretrizes e estratégias de calibração dos modelos hidrossedimentológicos, para que se encontrem conclusões mais coerentes com a realidade. Dessa forma, esse trabalho busca explorar algumas estratégias de calibração de modelos hidrossedimentológicos, que são eles: a discretização dos modelos com foco nos processos hidrossedimentológicos, a utilização de dados de sensoriamento remoto para calibração de modelos hidrossedimentológicos e, por fim, a aplicação de modelos em escala regional.

2 OBJETIVOS

O estudo teve como objetivo propor e avaliar novas estratégias de calibração de modelos hidrossedimentológicos em escala regional e de bacias baseadas na discretização do modelo e em dados de sensoriamento remoto.

Os objetivos específicos são:

- (1) Avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos melhora a performance do modelo;*
- (2) Avaliar se utilizar dados in situ e dados de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo em escala regional;*
- (3) Avaliar se uma estratégia de calibração para escalas espaciais menores tende a melhorar os resultados em comparação com a abordagem regional adotada;*
- (4) Avaliar as técnicas de calibração tendo como estudo de caso toda a região hidrológica do estado Rio Grande do Sul, no Brasil;*
- (5) Avaliar e documentar processos hidrossedimentológicos no Rio Grande do Sul.*

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica é composta de: (1) Processos hidrossedimentológicos; (2) Métodos de observação e medição de sedimentos; (3) Modelagem hidrossedimentológica, sua importância e técnicas de calibração de modelos hidrossedimentológicos; (4) Modelo MGB-SED e suas limitações; (5) Considerações sobre o estado da arte.

3.1 Processos Hidrossedimentológicos

3.1.1 Processos Erosivos

Sedimentos são as partículas sólidas originadas a partir da remoção do solo, nas bacias hidrográficas, e que são transportadas ao longo dos cursos hídricos, sofrendo o processo de deposição nos leitos dos rios, nos pés dos taludes, nos reservatórios e nas planícies de inundações. O processo de remoção e transporte dos sedimentos é conhecido como erosão.

Segundo Foster (1982), os sedimentos têm origem em terras agrícolas, em zonas de construção civil, em aterros, cortes e valas de rodovias, em locais onde as florestas sofreram algum tipo de interferência, em minas de superfície e locais de erosão geológica de rochas, sendo possível caracterizar os sedimentos, também, de acordo com o tipo de erosão que sofrem. As principais causas da erosão são: o vento, a chuva e o escoamento (AKSOY; KAVVAS, 2005). Os processos hidrossedimentológicos contemplam aqueles que sofrem influência da água.

As gotas de chuva, ao impactarem o solo, ocasionam uma transferência de momento para o solo, sendo ao mesmo tempo uma força consolidadora, compactando o solo, e uma força disruptiva, uma vez que a água se dispersa rapidamente e retorna ao ponto de impacto, com jatos de fluxo lateral (MORGAN, 2005). De acordo com Dunkerley (2019), a erosão causada diretamente pela chuva, principalmente em eventos extremos, que são caracterizados por um grande volume de chuva em poucos minutos, são importantes agentes de erosão no solo. Essa situação pode ser agravada em solos de textura mediana, com tamanho médio de partículas entre 0,063 e 0,250 mm, que são mais vulneráveis ao desprendimento do solo (POESEN, 1985), sendo que partículas mais finas, com tamanho médio menor do que 0,063 mm são as que apresentam maior resistência à erosão ocasionada pela chuva.

Os estudos relacionados com a erosão ocasionada pelo desprendimento do solo possuem registros desde 1946, sendo, majoritariamente, experimentais e analisam não apenas a erosão ocasionada diretamente pelas gotas de chuva, mas também a erosão ocasionada pelo escoamento (FANG; SUN; TANG, 2015; HUSSEIN, 1996; MIZUGAKI; NANKO; ONDA, 2010; SAVAT; POESEN, 1981). Isso ocorre pois tanto o impacto da chuva, quanto o escoamento superficial, causam erosão no solo, sendo processos complementares e que podem ocorrer juntos ou individualmente (HUSSEIN, 1996; SALLES; POESEN; GOVERS, 2000). Alguns estudos (POESEN, 1985, 1986; POESEN; SAVAT, 1981; SAVAT; POESEN, 1981) apresentam modelos de desprendimento de sedimentos do solo e seu transporte, com trabalhos experimentais para validar o modelo proposto.

Além disso, podemos encontrar trabalhos que visam avaliar técnicas de medição de chuva, avaliando a erosividade da chuva para diferentes tipos de solo e de variáveis (SALLES; POESEN, 1999, 2000; SALLES; POESEN; GOVERS, 2000). Recentemente, os trabalhos que possuem um foco maior nessa questão apresentam resultados como a intensidade da chuva pode ser um fator de maior controle da geração de escoamento superficial e erosão do solo (XIA et al., 2013) ou modelos para representar chuvas com índice I_{15} para áreas sem estações pluviométricas, a partir da variação de temperatura diária (FRASER et al., 2011). Ainda, há estudos para avaliar a erosão ocasionada por diferentes tipos de uso e cobertura vegetal do solo (NUNES; DE ALMEIDA; COELHO, 2011).

Além do impacto direto da chuva, ainda encontramos processos erosivos devido ao escoamento superficial, que pode ocorrer de maneira não concentrada, como na erosão laminar ou entressulcos; de maneira levemente concentrada, como na erosão de sulcos; ou, ainda, de maneira mais concentrada, como é encontrado em processos erosivos mais avançados, conhecidos como ravinas e voçorocas (AKSOY; KAVVAS, 2005). A erosão laminar ocorre quando há o desprendimento do solo e o transporte dos sedimentos antes que sejam formados canais no terreno, sendo esse processo predominantemente controlado pelo impacto das gotas de chuva e, raramente, é encontrado como uma lâmina de água uniforme, mas sim como massas de água, sinuosas e entrelaçadas, sem que haja canais pronunciados (AKSOY; KAVVAS, 2005; MORGAN, 2005; MORRIS; FAN, 1998a).

A erosão de sulcos ocorre em pequenos canais, com no máximo alguns centímetros de largura, quando as forças exercidas pelo escoamento excedem as forças que mantêm a partícula sólida em repouso; a produção de sedimentos, perda de solo e dinâmica de formação dos sulcos

aumenta à medida que ocorre o aumento da intensidade da chuva e da declividade do terreno (BERGER et al., 2010; MORGAN, 2005; MORRIS; FAN, 1998a). Apesar de muitas vezes a erosão de sulcos e entressulcos ser considerada como um processo único (MORRIS; FAN, 1998b; WISCHMEIER; SMITH, 1978), estático e simplificado, principalmente em experimentos de modelagem (TADESSE; DAI, 2019; WU et al., 2012), na verdade, esses processos são dinâmicos e complexos (BERGER et al., 2010).

Há uma transição entre a erosão laminar para a erosão por sulcos, sendo essa transição importante, um vez que modifica os parâmetros hidráulicos, carga de sedimentos da rede de drenagem dos sulcos, as características do canal e o desenvolvimento dos cursos de água; dessa forma, é de grande importância para a erosão do solo e o desenvolvimento geomorfológico (BRUNTON; BRYAN, 2000; FANG; SUN; TANG, 2015).

Apesar de serem processos individuais e da facilidade de observar em campo o desenvolvimento de sulcos, contudo, é difícil medir a erosão ocasionada apenas pelos sulcos, uma vez que são processos complexos e que possuem um desenvolvimento de natureza estocástica (FANG; SUN; TANG, 2015). Dessa forma, ocorre majoritariamente o monitoramento da erosão ocasionada pelos dois processos em conjunto.

Além dos já citados processos erosivos gerados pelo escoamento superficial, há, ainda, a erosão ocasionada pelas voçorocas e ravinas, que ocorrem a partir de escoamentos concentrados, ocasionados principalmente pela falta de práticas conservacionistas na agricultura, onde os sulcos podem evoluir rapidamente para processos erosivos mais severos (DI STEFANO et al., 2013; MORRIS; FAN, 1998a). Segundo Capra et al. (2009), em escala de bacia, os processos erosivos ocasionados por voçorocas são a maior fonte de sedimento, sendo correlacionado, majoritariamente, pelo uso inadequado do solo (CASTILLO; GÓMEZ, 2016).

Há muitos estudos que abordam a erosão de ravinas e voçorocas, como interpretação de imagens aéreas e coletas de campo (CONOSCENTI et al., 2014), uso de sensoriamento remoto e algoritmos de segmentação de imagens de multi-resolução (RAHMATI et al., 2017), os custos da remediação de voçorocas (RUST; STAR, 2017), modelagem dos processos erosivos ocasionados por voçorocas (WOODWARD, 1999), entre outros (TEKWA; LAFLEN; KUNDIRI, 2015; WILKINSON et al., 2018; ZABIHI et al., 2018).

3.1.2 Transporte de Sedimentos

Após a remoção do sedimento do solo, este pode ser carregado para os rios, onde ocorre seu transporte até a deposição. Os fluídos, no canal de escoamento, podem ser não newtonianos – quando apresentam uma relação não linear entre a tensão de cisalhamento e a taxa de deformação por cisalhamento –, ou newtonianos – quando esta relação é linear (MUNSON; YOUNG; OKIISHI, 2004). Fluídos que possuem baixas taxas de deformação e baixas concentrações de sedimentos, como ocorre com os fluídos escoados em canais aluviais que carregam sedimentos, são newtonianos (JULIEN, 1994).

As equações que retratam o escoamento, através da equação da continuidade e da quantidade de movimento, abrangem a preservação das forças que estão envolvidas no escoamento (TUCCI, 1998). As Equações de Saint-Venant, que fornecem variáveis para o escoamento no espaço e no tempo, são representadas pelas Equações 1 e 2.

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_l \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \cdot \left(\frac{Q^2}{A} \right) + g \cdot A \cdot \frac{\partial h}{\partial x} + g \cdot A \cdot S_f = q_l \quad (2)$$

onde, x [m] é a coordenada espacial na direção do escoamento; A [ha] é a área da seção; Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] é a vazão; h [m] é o nível d'água; t [s] é o tempo; q_l [m^3/s] vazão lateral; S_f [m/m] declividade do canal.

Em modelos hidrológicos e hidrodinâmicos de grandes bacias e longas séries históricas, é comum que se utilizem simplificações dessas equações (STURM, 2010), como o modelo da onda cinemática e variações (Método de Muskingun-Cunge), que ignoram os termos de inércia advectiva e gradiente de pressão. Essas simplificações são eficientes em casos onde os efeitos de jusante e armazenamento de planícies de inundação não são importantes, uma vez que simula apenas efeitos de montante, ignorando a influência de lagos, oceanos, estuários e rios maiores em pequenos afluentes (PAIVA, 2009; STURM, 2010; TUCCI, 1998).

Outra simplificação que pode ser feita é a do Método de Difusão, ou Inercial, que ignora apenas o efeito de inércia advectiva, sendo incluído o termo de gradiente de pressão da equação hidrodinâmica (BATES; et al., 2010; FAN et al., 2014). Dessa forma, o escoamento pode ser representado com os efeitos de jusante, prevendo a inundação da onda, não apenas sua translação (STURM, 2010; TUCCI, 1998).

De acordo com Wu (2007), a capacidade de transporte de sedimento é a taxa do transporte de sedimento em um estado de equilíbrio, que depende das condições do escoamento e propriedades dos fluídos. As taxas de transporte dos sedimentos, de acordo com sedimento total, material de fundo ou sedimentos em suspensão, podem ser calculadas de diferentes formas.

O material de fundo, ou carga de arrasto, são partículas não-coesivas, geralmente de areia ou cascalho, que podem ser transportadas por arrasto ou saltitantes, tendo o começo do seu movimento quando as condições de escoamento excedem ou satisfazem o critério de movimento incipiente (WU, 2007; YANG, 1996).

A quantidade de estudos com foco em sedimentos de fundo são menores do que quando se trata de sedimentos em suspensão, alguns estudos utilizam variação batimétrica e dados sísmicos para identificar as alterações geomorfológicas ocasionadas pelo transporte de sedimentos (DENNIELOU et al., 2019) ou a influência da geometria das ondas, que afetam os processos de erosão e deposição em dunas (WESSELMAN et al., 2019). A Equação 3 apresenta a equação de Exner, de transporte de fundo, que é a equação da continuidade simplificada na condição de equilíbrio (BUARQUE, 2015).

$$(1 - \lambda) \frac{\partial A_b}{\partial t} + \frac{\partial Q_s}{\partial x} = q_s \quad (3)$$

Os sedimentos transportados em suspensão são as partículas finas, de argila e silte, sendo a Equação da Conservação da Massa que governa o transporte dessas partículas no canal (JULIEN, 1994). A Equação da Adveccção é representada pela Equação 4.

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial AUC}{\partial x} = q_{sm} - q_{sfl} \quad (4)$$

onde; C [t/m^3] é a concentração média de sedimento; t [s] é o tempo; A [m^2] é a área molhada da seção; x [m] é a distância na direção do escoamento; q_{sm} [$t/m.s$] é a contribuição lateral de sedimentos da mini-bacia; e q_{sfl} [$t/m.s$] é a descarga de troca de sedimentos entre rio e planície de inundação, por unidade de comprimento de rio.

A maioria dos trabalhos aborda o transporte de sedimentos em suspensão. Recentemente, uma revisão sobre o assunto foi realizada, apresentando variabilidade temporal e espacial dos sedimentos em suspensão, e como interpretar a dinâmica do transporte de sedimentos em suspensão (VERCRUYSSSE; et al. 2017). Estudos que apresentam modelagem de sedimentos em suspensão são bem frequentes, como o desenvolvimento de modelo de transporte de

sedimentos coesivos tridimensional (WANG et al., 2018a), modelagem hidrodinâmica de sedimentos em suspensão em planícies de inundação (WANG et al., 2018b), avaliar a concentração de sedimentos de fundo a partir de sedimentos em suspensão (DEAN et al., 2016) e, ainda, modelos que acoplam processos de erosão e transporte de sedimentos em suspensão (DYMOND; VALE, 2018).

3.1.3 Deposição e Processos de Sedimentação

Quando a energia para transportar as partículas sólidas diminui, ocorre a deposição dos sedimentos (MORGAN, 2005) no próprio canal aluvial, nos estuários, nos fundos oceânicos, nas planícies de inundação e nos reservatórios. A deposição é quando há a parada total da partícula que estava sendo transportada em suspensão ou por arraste (BORDAS; SEMMELMANN, 2001).

Segundo Carvalho (2008), é nas cabeceiras dos rios onde ocorre a maior produção dos sedimentos; nos cursos médios, ocorre o maior transporte dos sedimentos, uma vez que recebe carga de diversos afluentes; e, por fim, são nas planícies de inundação, quando as declividades diminuem, ou nos estuários e fundos oceânicos, que ocorre a deposição dos sedimentos.

Muitas das pesquisas que envolvem processos de deposição e sedimentação abordam o assoreamento de reservatórios (HUANG; WANG; YANG, 2019), devido sua importância para as atividades humanas, como abastecimento de água, abastecimento de indústrias, geração de energia elétrica e regularização de vazões (TADESSE; DAI, 2019). Alguns trabalhos, como Wu et al. (2012), utilizam um único modelo para verificar a sedimentação de reservatórios; em outros, como Tadesse e Dai (2019), utilizam combinações de modelos hidrossedimentológicos de grandes bacias.

Além de reservatórios, a deposição de sedimentos em planícies de inundação possuem grande importância para os processos hidrossedimentológicos, principalmente pelo conceito de conectividade que apresenta entre os cursos hídricos, os sedimentos, a vegetação e as trocas laterais e migratórias (ALLAN JAMES, 2018). Um modelo unidimensional, como aplicado em Asselman e Van Wijngaarden (2002), é capaz de estimar taxas de sedimentação médias em grandes áreas e, ainda, ser aplicável em grande escala, uma vez que utiliza processos matemáticos mais simplificados.

É interessante compreender os aspectos deposicionais dos sedimentos nos estuários, como apresentado em Dai et al. (2018). Os estuários recebem grandes volumes de água e sedimentos dos rios e alterações em suas estruturas, como construções de reservatórios, podem modificar essa dinâmica, diminuindo a produção de sedimentos a jusante e aumentando os processos erosivos nos canais (DAI et al., 2018). Podem, ainda, causar modificações da paisagem de zonas costeiras.

3.2 Métodos de medição indireta de sedimentos a partir de sensoriamento remoto

Os dados de concentração de sedimentos em rios são obtidos *in situ*, utilizando amostradores pesados montados em roldanas, implantados em cabos, pontes ou barcos (UMAR, et al. 2018) ou utilizando métodos acústicos (GUERRERO et al., 2016). Ambas as metodologias exigem suporte técnico especializado, tempo despendido em medições e coletas de campo. Além disso, são necessários ensaios laboratoriais e investimento financeiro oneroso, que podem acarretar numa baixa frequência de aquisição de dados de concentração de sedimentos em suspensão.

A Figura 1 apresenta alguns exemplos de amostradores utilizados em campo. A Figura 1a apresenta um amostrador acústico de efeito Doppler e Figura 1b apresenta um amostrador de sedimentos em suspensão DH-59, que pode ser utilizado embarcado ou com guincho.



(a) Amostrador por métodos acústicos



(b) Amostrador tradicional

Figura 1. Amostradores de dados de sedimentos *in situ*

Apesar de serem os métodos mais tradicionais de coleta de sedimentos em suspensão, eles possuem uma limitação, devido à dinâmica dos processos e à largura dos sistemas hídricos, que podem ocasionar em uma baixa frequência de informação, uma vez que não será monitorado de maneira efetiva em escala temporal e espacial esses sedimentos (MILLER et al., 2005).

Dependendo de qual uso será empregado para esses dados, a poucas informações e a falta de variabilidade espacial podem dificultar, por exemplo, a avaliação de um modelo hidrossedimentológico ou hidrodinâmico de transporte de sedimentos ou, mesmo, a caracterização de uma bacia hidrográfica. Dessa forma, algumas técnicas vêm sendo utilizadas para complementar esses dados coletados em campo, que são escassos, como o uso de imagens de satélite.

Historicamente, a maioria dos estudos visam apresentar a correlação positiva entre a concentração de sedimentos em suspensão com diferentes informações obtidas com sensoriamento remoto, como o valor do pixel, a reflectância, a radiância espectral (CURRAN et al., 1987; MARTINEZ et al., 2009; NOVO, et al. 1989; RITCHIE, et al. 1987).

Em Ritchie, et al. (1987), podemos observar que, apesar de ser possível utilizar diversas informações obtidas de sensoriamento remoto para correlacionar com a concentração de sedimentos em suspensão (CURRAN et al., 1987), a reflectância possibilitou o uso direto das imagens, sem necessidade de correções, como ocorre com outras informações obtidas de sensoriamento remoto. A correlação comparada com os valores de pixel apresentaram bom desempenho, variando entre 0,58 e 0,86 o coeficiente de correlação (RITCHIE, et al. 1987). Contudo, era necessário realizar correções na imagem, o que pode dificultar o processamento. A reflectância da banda vermelha, também, apresentou bom desempenho para a correlação com a concentração de sedimentos em suspensão (RITCHIE, et al. 1987), apresentando um valor de correlação linear de 0,84, enquanto para as outras bandas, os valores variaram entre 0,46 até 0,77, sem a necessidade de correções das imagens.

Quando há um número suficiente de dados observados em campo, é possível desenvolver modelos empíricos que estimem a concentração de sedimentos em suspensão (DEKKER, et al. 2002; RITCHIE; COOPER, 1988; TOPLISS, et al. 1990) ou, ainda, a turbidez em oceanos, reservatórios e lagos (NECHAD, et al. 2009; POTES, et al. 2012; SHAHZAD et al., 2018). Essa abordagem, que visa resultados mais quantitativos de dados de satélite, necessita de uma grande quantidade de dados observados para que sejam feitas boas correlações entre as informações in situ e de sensoriamento remoto e, dessa forma, se obtenha um bom desenvolvimento ou calibração de modelos e algoritmos.

Em Miller et al. (2005) e Yang et al. (2014), foram obtidos mapas de concentração de sedimentos em suspensão para calibração de modelos hidrodinâmicos a partir de dados de satélite. O primeiro utilizou o MODIS-250 m, enquanto o segundo utilizou o GOCI. Entretanto,

Miller et al. (2005) utilizou um modelo de correlação entre dados observados e dados de satélite já desenvolvido para a área de estudo em Miller e McKee (2004). O segundo utilizou um algoritmo desenvolvido por He et al. (2013) para estimar as concentrações de sedimentos em suspensão.

Devido às dificuldades para se obter dados observados em campo, em bacias que possuem poucas estações sedimentométricas de monitoramento e, conseqüentemente, desenvolver modelos que estimem a concentração de sedimentos em suspensão a partir de dados de satélite, algumas pesquisas têm utilizado esses dados de forma qualitativa.

Em Fassoni-Andrade e Paiva (2019), os autores apresentam um mapa espacial-temporal da dinâmica de sedimentos na bacia do Rio Amazonas. Foram utilizados dados de estações sedimentométricas para coleta de dados observados e, dessa forma, realizar uma correlação com os valores de reflectância nas bandas vermelho e infravermelho próximo. Contudo, a dinâmica de sedimentos analisada foi de forma qualitativa, sendo utilizadas classes de concentração de sedimentos em suspensão, uma vez que foram utilizadas poucas estações sedimentométricas, que não abrangiam a bacia inteira.

Em Fagundes, et al. (2019), o autor utiliza os dados de reflectância na banda vermelha para realizar melhorias na calibração do modelo hidrossedimentológico. Ao invés de utilizar apenas dados observados, os dados de sensoriamento são utilizados para melhorar a correlação entre os dados observados e o modelo hidrossedimentológico.

Além dos recentes estudos, que aplicam uma abordagem de utilização de dados de sensoriamento remoto para estimativas de concentração de sedimentos, o desenvolvimento de plataformas de processamento em nuvens, como o Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017), trazem novas possibilidades para o uso em larga escala dos dados de sensoriamento remoto.

Devido a resolução espacial, espectral e temporal dos satélites disponíveis que possuem acesso livre, dados de reflectância no vermelho e disponibilidade na plataforma de processamento GEE, foi elaborada a Tabela 1. Em trabalhos anteriores (CHEN et al., 2015; LONG; PAVELSKY, 2013), esses satélites apresentaram correlações altas e medianas entre reflectância da banda vermelha e vermelho próximo com dados de concentração de sedimentos em suspensão, apresentando potencial para serem utilizados para calibração de modelos hidrossedimentológicos.

Tabela 1. Análise dos Sensores

| Missão | Sensor | Resolução Espacial | Resolução Temporal (dias) | Resolução Espectral | Ano Inicial | Ano Final |
|-------------|----------|-------------------------|---------------------------|------------------------|-------------|-----------|
| IKONOS | PAN/MS | 1-4 m | 1.5 – 3 | 5 | Set/1999 | Mar/2015 |
| Landsat 1 | MSS | 60 m | 18 | 4-7 | Jul/1972 | Jan/1978 |
| Landsat 2 | MSS | 60 m | 18 | 4-7 | Jan/1975 | Fev/1982 |
| Landsat 3 | MSS | 60 m | 18 | 4-7 | Mar/1978 | Mar/1983 |
| Landsat 4 | MSS/TM | 60 m/30 m | 16 | 1-4/1-7 | Jul/1982 | Jun/2001 |
| Landsat 5 | MSS/TM | 60 m/30 m | 16 | 1-4/1-7 | Mar/1984 | Jan/2013 |
| Landsat 6 | - | - | - | - | - | - |
| Landsat 7 | ETM+ | 30 m | 16 | 1-8 | Abr/1999 | Mai/2003 |
| Landsat 8 | OLI/TIRS | 30 m/15 m | 16 | 1-11 | Fev/2013 | - |
| Terra | MODIS | 250 m, 500 m, 1000 m | 1-2 | 36 (0.405 – 14.385) | Dez/1999 | - |
| Aqua | | | | | Mai/2002 | - |
| Sentinel-1A | SAR | 10 m | 12 | - | Abr/2014 | - |
| Sentinel-1B | SAR | 10 m | 12 | - | Abr/2016 | - |
| Sentinel-2A | MSI | 10, 20, 60 m | 5 | 13 | Jun/2015 | - |
| Sentinel-2B | MSI | 10, 20, 60 m | 5 | 13 | Mar/2017 | - |
| Sentinel-3A | OLCI | 300 m | 1-2 | 21 | Fev/2016 | - |
| Sentinel-3B | SLSTR | 500, 1000 m | 1-4 | 11 | Abr/2018 | - |

(Fonte: adaptado de USGS (2018a), USGS (2018b) , ESA (2018) e Jensen (2014))

As missões IKONOS, Landsat 1, 2 e 3 não possuem dados de reflectância de superfície na plataforma de processamento GEE. A missão Landsat 6 apresentou uma falha na decolagem e não obteve velocidade suficiente para entrar em órbita (NASA, 2019), dessa forma, não há dados para esse satélite. As missões Sentinel 1 é um radar, enquanto o Sentinel-3 é um satélite com foco em estudos oceânicos (ESA, 2019). Dessa forma, os satélites Landsat 4, 5, 7 e 8, o sensor MODIS, acoplado nos satélites Terra e Aqua, além do satélite Sentinel-2 apresentam potencial para serem utilizados em estudos de concentração de sedimentos.

O “*Thematic Mapper*” (TM), sensor acoplado à missão Landsat 4 e 5, possui 30 m de resolução espacial, 16 dias de resolução temporal e 7 bandas de resolução espectral. A missão teve início em março de 1984 até janeiro de 2013 (USGS, 2018c). A missão Landsat 5 possui o sensor “*Enhanced Thematic Mapper Plus*” (ETM+), com 30 m de resolução espacial, 16 dias de

resolução temporal e 8 bandas de resolução espectral. A missão teve início em abril de 1999 até maio de 2003. Por fim, o sensor “*Operational Land Imager*” (OLI) da missão Landsat 8, com 30 m de resolução espacial, 16 dias de resolução temporal e 11 bandas de resolução espectral. A missão teve início em fevereiro de 2013 e ainda está em operação (USGS, 2018c).

O MODIS é um sensor acoplado aos satélites Terra e Aqua. O primeiro atravessa de norte para o sul, passando pelo equador durante a manhã, enquanto segundo atravessa de sul para o norte, passando pelo equador durante a tarde. Eles possuem uma resolução espacial de 1 a 2 dias, sendo muito útil para obter dados numa série histórica contínua. Eles possuem uma resolução espectral de 36 bandas (USGS, 2018b). O sensor MSI a bordo do satélite Sentinel 2 gera 13 bandas espectrais, sendo a banda do vermelho a B04, com 665 nm. Possui, no conjunto dos dois satélites, uma frequência de revisita de 5 dias. A banda do vermelho possui resolução espacial de 10 m (ENGESAT, 2018).

3.3 Modelagem Hidrossedimentológica

De acordo com Wu (2007), nas últimas décadas, o uso de modelagem numérica de descarga líquida e transporte de sedimentos tem sido utilizada como a maior ferramenta de pesquisa para explicar e resolver problemas de engenharia fluvial. Principalmente quando se trata dos processos erosivos, por serem os problemas mais complexos que ocorrem numa bacia hidrográfica (SADEGHI et al., 2014).

A complexidade dos processos hidrossedimentológicos decorre do fato de serem processos que naturalmente ocasionam desequilíbrios nos rios, pela constante transmissão de sedimentos, além de mudanças nos próprios cursos hídricos, modificando a dinâmica das descargas líquidas e sólidas (DEAN et al., 2016), e ainda provocarem o acúmulo de sedimentos em reservatórios (SADEGHI et al., 2014).

A modelagem hidrossedimentológica ajuda a entender os diversos processos erosivos, que ocorrem numa bacia, como erosão laminar, de sulcos, voçorocas e impacto da chuva (AKSOY; KAVVAS, 2005) e, ainda, a entender quais áreas são mais vulneráveis a erosão, permitindo o desenvolvimento de melhores técnicas de manejo dos solos (BENAVIDEZ et al., 2018). Devido aos problemas ocasionados pelos sedimentos, sua importância econômica e a necessidade de

planejamento estratégico da bacia, os estudos com modelagem hidrossedimentológica vêm se destacando.

Além disso, com auxílio de modelos, é possível obter abordagens de escala temporal, como a sazonalidade dos processos erosivos (DIODATO, 2010), e escala espacial, como trabalhos em escala de pequenas bacias (GOMES; PAIVA, 2010) e grandes bacias (BUARQUE et al., 2013; BUARQUE, 2015), que apenas com dados de levantamento de campo seriam mais difíceis de se obter. Essas vantagens podem, ainda, ser exploradas ao unificar os diferentes modelos, que trabalham em escalas temporais e espaciais diferentes, assim, os resultados de alguns modelos podem ser utilizados como condições de contorno em outros modelos (JOSEPH, et al. 2016).

3.3.1 Modelos Hidrossedimentológicos

Existe uma quantidade extensiva de modelos que diferem em complexidade, tipo de processo considerado e dados de entrada para a calibração e uso do modelo (MERRITT, et al. 2003). Os modelos podem ser empíricos, conceituais e físicos. Modelos empíricos são aqueles onde ocorre um ajuste dos dados observados aos dados calculados, sem embasamento físico. Os modelos conceituais são aqueles que relacionam características do processo, embora haja ajuste de parâmetros entre dados observados e calculados. E modelos físicos são aqueles que utilizam as principais equações do sistema físico para representar o processo (TUCCI, 1998).

Os modelos de erosão/produção de sedimentos mais conhecidos são aqueles referentes à família USLE, que serão detalhados no item 3.3.1. Os modelos SEDD (FERRO; PORTO, 2000) e AGNPS (YOUNG et al., 1989), ambos são de base empírica e derivados da USLE, sendo o AGNPS mais robusto por possuir um módulo de transporte de sedimentos (AKSOY; KAVVAS, 2005). O modelo HidroSed (ARAÚJO, 2003) apresenta uma versão da USLE com o Sediment Delivery Ratio (SDR), aplicado no assoreamento de reservatórios. Há ainda importantes modelos de base física, como EUROSEM (MORGAN et al., 1998a, 1998b), LISEM (DE ROO et al., 1998) e KINEROS (WOOLHISER; SMITH; GOODRICH, 1990).

Os modelos de transporte de sedimentos podem ser classificados, de acordo com Wu (2007), principalmente, por sua dimensionalidade – que podem ser modelos 1D, 2D vertical ou horizontal e 3D. Além disso, a partir do número de classes de sedimentos – que podem ser uniformes, quando há apenas uma classe de sedimentos, ou não uniforme, quando há mais de uma classe de sedimentos. E pelo modo de transporte do sedimento – que podem ser de

transporte de leito de rio, transporte de sedimento em suspensão ou, ainda, transporte de sedimentos totais.

Os modelos de transporte 1D são aqueles que estudam os processos de sedimentação a longo prazo, como em estuários e reservatórios, simulando o escoamento em uma direção, sem resolver detalhes da seção do canal (WU, 2007). Esses modelos são representados pelas equações de Saint Venant, em sua forma completa ou simplificada. Alguns modelos como SWAT (ARNOLD et al., 1998), SWAT-G (ECKHARDT et al., 2002), SWIN (KRYSAKOVA et al., 2000; KRYSAKOVA, et al. 1998), WASA-SED (GÜNTNER; BRONSTERT, 2004), SWMM (JAMES, et al. 2010), apresentam a versão mais simplificada das equações de Saint Venant, a equação da onda cinemática.

Esses modelos são utilizados para estudos diversos, como alterações no uso e ocupação da bacia (SANTOS et al., 2015), alterações no regime hidrossedimentológico devido à presença de reservatórios (TADESSE; DAI, 2019), estimativa da produção de sedimentos em grande escala (DANTAS et al., 2015; VIGIAK et al., 2017) e processos hidrossedimentológicos urbanos em pequena escala (GOMES; PAIVA, 2010). O modelo WASA-SED, além de ser utilizado em grandes bacias, ainda calcula tanto o transporte de fundo, quanto o transporte em suspensão (BUARQUE, 2015).

Os modelos chamados de onda difusiva são aqueles que resolvem as equações de Saint Venant, desprezando o termo da aceleração convectiva e local (WU, 2007), como é o caso do modelo SWAT (BLAINSKI et al., 2017). Já os modelos que resolvem as equações completas de Saint Venant, apesar de possuírem uma instabilidade maior, contudo, possuem maior acurácia nos resultados (WU, 2007). Há, ainda, estudos com modelagem 1D que aplicam modelos de propagação simplificada, como o SWAT, em conjunto com modelos hidrodinâmicos 1D, como o HEC-RAS (TADESSE; DAI, 2019).

Os modelos de transporte 2D ocorrem quando há variações laterais ou verticais de descarga líquida e sólida. Os modelos MIKE 21C (*DHI Water and Environment*) e FLO-2D são modelos 2D de transporte dos sedimentos, sendo utilizados para quantificar o assoreamento de reservatórios (VENÂNCIO, 2009). Os modelos de transporte 3D são utilizados em estruturas complexas, em três dimensões, que irão afetar significativamente o transporte de sedimentos e o processo de evolução morfológica (WU, 2007). Os modelos Delft3D e SisBahia são modelos tridimensionais. Podem ser utilizados para estimar taxas de assoreamento em canais (MAIA et al., 2018) e reservatórios.

3.3.2 Histórico de modelos derivados da USLE

A USLE foi publicada pela primeira vez em 1965 no USDA Agriculture Handbook 282. As pesquisas em solo nos Estados Unidos começaram em 1912, em Utah, por Sampson e seus colaboradores. A partir de 1917, iniciou-se a pesquisa de erosão em parcelas de experimentais, na Estação Experimental Agrícola Missouri, na Columbia.

Na década de 1920, Hugh Hammond Bennet, inspetor de solo para a USDA Bureau of Soils, tornou-se referência em conservação do solo, através da observação de como a erosão interferia na produtividade agrícola. Em 1929, conseguiu financiamento para pesquisa em conservação do solo, devido a uma seca intensa, erosão eólica e tempestades de areia nos Estados Unidos. Com esse financiamento, conseguiu construir aproximadamente 10 estações experimentais, utilizando as parcelas de Miller como referência.

Após anos de pesquisa, os resultados foram utilizados por Wischmeier e Smith (1978) para desenvolver uma das equações mais utilizadas em modelos de erosão, que é a Universal Soil Loss Equation (Equação Universal da Perda de Solo – USLE). A Equação 4 apresenta a formulação da USLE.

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (4)$$

onde, A [$t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$] é a perda de solo média anual; R [($t\ m/ha$).(mm/h)] é o fator de erosividade da chuva, que expressa o poder erosivo da precipitação média anual da região; K [(t/ha)/($t\ m/ha$).(mm/h)] é o fator de erodibilidade do solo, que expressa a capacidade do solo de sofrer erosão por determinada chuva; L [m] é o fator topográfico que expressa o comprimento do declive; S [-] é o fator topográfico que expressa a declividade do terreno ou grau do declive; C [-] é o fator que expressa o uso e manejo do solo e cultura; P [-] é o fator que expressa a prática conservacionista do solo.

A RUSLE (Equação Revisada da Perda de Solo), apresentada por Renard et al. (1997), incluía um novo mapa de erosividade para os Estados Unidos, além de melhorias para o cálculo dos diferentes fatores da USLE (BENAVIDEZ et al., 2018). Entretanto, esse modelo, apesar de calcular os processos de erosão de sulcos e entressulcos, não calcula a produção de sedimentos na bacia hidrográfica, sendo necessário aplicar a Taxa de Transferência de Sedimentos (Sediment Delivery Ratio – SDR). Além disso, ambos os modelos calculam apenas estimativas anuais médias de erosão de sedimentos (BUARQUE, 2015).

Devido às limitações da USLE, Williams (1975) desenvolveu uma versão modificada da USLE, chamada de MUSLE (Equação Universal Modificada da Perda de Solo). De acordo com Sadeghi et al. (2014), dessa forma seria possível obter melhores resultados para produção de sedimentos devido a eventos de chuva, uma vez que o modelo seria baseado nas características do escoamento. Dessa forma, a vazão de pico do evento é explicitada, não sendo mais necessário o uso da Taxa de Transferência de Sedimentos (SDR). A MUSLE é representada pela Equação 5.

$$S = \alpha \cdot (Q \cdot q_p)^\beta \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (5)$$

onde, E [t] é a produção de sedimentos para um evento de chuva e para toda bacia de estudo; α e β [-] são coeficientes de ajuste característicos da região onde se encontra a bacia; Q [m³] é o volume de escoamento superficial gerado no evento; q_p [m³ s⁻¹] é a vazão de pico do evento; K [(t ha h MJ⁻¹ ha⁻¹ mm⁻¹)] é a erodibilidade média dos solos da bacia; C [-] é o fator médio de uso e manejo do solo da bacia; LS [-] é o fator de comprimento de rampa declividade das vertentes da bacia; P [-] é o fator de práticas conservacionistas.

Mais recentemente, os modelos USLE-M (KINNELL; RISSE, 1998) e RUSLE2 (FOSTER, et al., 2003) foram elaborados. No primeiro, o fator de erosividade é modificado para considerar eventos de chuva, enquanto no segundo as equações matemáticas são modificadas, podendo ser calculadas as taxas de erosão em passo de tempo diário e ainda pode simular alguns processos deposicionais.

A USLE e suas equações derivadas (RUSLE, MUSLE, USLE-M e RUSLE2, entre outras), já foram extensivamente estudadas e validadas em diversos locais. Em Aksoy e Kavvas (2005), Sadeghi et al. (2014) e Benavidez et al. (2018) é possível verificar um panorama geral de alguns trabalhos já realizados e suas contribuições. A Tabela 2 apresenta um resumo dos trabalhos mais importantes, no escopo do presente estudo, que são apresentados nessas revisões e, ainda, traz outros trabalhos.

Tabela 2. Trabalhos baseados na USLE, RUSLE, MUSLE, USLE-M e RUSLE2

| Modelo | Referência | Área de Drenagem | Interesse |
|--------------|------------------------------------|--|--|
| RUSLE | FERREIRA e PANAGOPOULOS, (2014) | Experimental e modelagem com (R)USLE – Bacia de Alqueva (Portugal) | Fator K: (WILLIAMS; RENARD, 1983) Fator LS: DEM (MOORE; BURCH, 1986) Fator C: NDVI (VAN DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 2000) |
| RUSLE | CHEN; QIAN; SHI (2011) | Bacia do Rio Xiangxi (China) – 3.099 km ² | Fator K: (WILLIAMS; RENARD, 1983) Fator LS: DEM (MITASOVA et al., 1996) Fator C: Usando NDVI (VAN DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 2000) |
| SWAT (MUSLE) | MAGRIS et al. (2019) | Bacia do Rio Doce/ES (Brasil) – 83.400 km ² | SWAT + ROMS: abordagem de simulação de rompimentos de barragens; |
| USLE | ALMAGRO et al. (2017) | Brasil - 8.500.000 km ² | Utilização dos fatores da USLE em escala continental e para variações climáticas; |
| USLE | OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND (2015) | Experimental | Valores de referência para o Fator C |
| USLE-M | KINNELL (2014) | Exemplos Hipotéticos | USLE-M consegue prever uma influência maior do solo pelo escoamento, quando este varia no espaço e no tempo; |
| RUSLE2 | KHALEGHPANAH et al. (2016) | Experimental com modelagem | Realizou amostragens em parcelas experimentais e comparou com dois modelos diversos; |
| USLE | OLIVEIRA et al. (2015) | 1.700 km ² | Fator LS: (DESMET; GOVERS, 1996) Fator C: NDVI (DURIGON et al., 2014) |

Uma das questões mais inovadoras dos trabalhos apresentados são os usos de dados de sensoriamento remoto como parâmetros de entrada da equação da USLE/(R)USLE/MUSLE. Nos trabalhos de Ferreira e Panagopoulos (2014) e Chen, et al. (2011), foram utilizadas informações de satélite para o modelo (R)USLE. A metodologia de cálculo do Fator K (WILLIAMS; RENARD, 1983) é a mesma utilizada no modelo MGB e SWAT. Para calcular o Fator LS, existem inúmeras abordagens, sendo as mais utilizadas Moore e Burch (1986), Mitsova et al. (1996) e Desmet e Govers (1996).

Em Magris et al. (2019), foi utilizado o modelo SWAT para gerar dados de descarga líquida e sólida, que serviram de dados de entrada em um modelo tridimensional, denominado *Region Ocean Modelling System* (ROMS). Esse trabalho simulou o rompimento da barragem de Fundão, no município de Mariana/MG, utilizando a modelagem hidrossedimentológica, em conjunto com a modelagem tridimensional, para analisar os efeitos da carga de sedimentos na biodiversidade marinha. Este trabalho demonstra o quão complexo são os processos que envolvem os sedimentos, principalmente com a interferência de atividades antrópicas, que podem criar, alterar ou remover estruturas que alteram completamente dos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas (ALLAN JAMES, 2018).

Um trabalho interessante é o realizado por Almagro et al. (2017), onde os autores utilizaram dados de chuva obtidos de modelos de mudanças climáticas e longas séries de dados observados para calcular em grande escala a erosividade da chuva e suas variações em cenários de mudanças climáticas.

Nos trabalhos relacionados com as equações da USLE e variações, é possível notar a importância do Fator C (fator de cobertura e manejo do solo). Alguns trabalhos (OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND, 2015) visam obter, através de parcelas experimentais o valor do Fator C com maior precisão. Entretanto, quando se trata de modelagem em grandes bacias, pode-se acarretar em elevados custos realizar trabalhos experimentais ou, ainda, ocasionar imprecisão no modelos devido ao uso de valores da literatura que podem diferir significativamente dependendo de qual região se encontra a área de estudo e, também, em qual etapa ou qual cultura se está utilizando (OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND, 2015). Além disso, utilizar dados da literatura pode ser inadequado e tendencioso em regiões muito grandes (VAN DER KNIJFF; JONES; MONTANARELLA, 2000).

Dessa forma, uma forma de se obter dados de fator de uso e cobertura do solo é através de técnicas de sensoriamento remoto. Uma das vantagens dessa técnica é que ela pode ser utilizada

para análises de variações sazonais (FERREIRA; PANAGOPOULOS, 2014), ou até mesmo variações mensais, podendo realizar análises sobre etapas de cultivo e a erosão relacionada a essas etapas. Alguns trabalhos (CHEN; QIAN; SHI, 2011; FERREIRA; PANAGOPOULOS, 2014) utilizam a equação desenvolvida por Van der Knijff et al. (2000), contudo, para bacias em biomas tropicais, o mais indicado seria a equação desenvolvida por (Durigon et al., 2014).

3.3.3 Estratégias de Calibração em Modelagem Hidrossedimentológica

Para avaliar as estratégias de calibração, ao utilizar a equação da MUSLE, em modelos hidrossedimentológicos, foi realizada uma pesquisa na plataforma Scopus. Entre 2015 e 2019, foram encontrados aproximadamente 40 artigos, entre periódicos e anais de congresso.

Entre esses, foram selecionados 18 artigos de periódicos que possuíssem maior relevância para o estudo realizado nesse trabalho. Os critérios para escolher os artigos mais relevantes foi o tipo de publicação, sendo prioridade os artigos publicados em periódicos, e artigos mais atuais, a partir de 2017. A Figura 2 apresenta um resumo das informações sobre os trabalhos realizados aplicando a MUSLE.

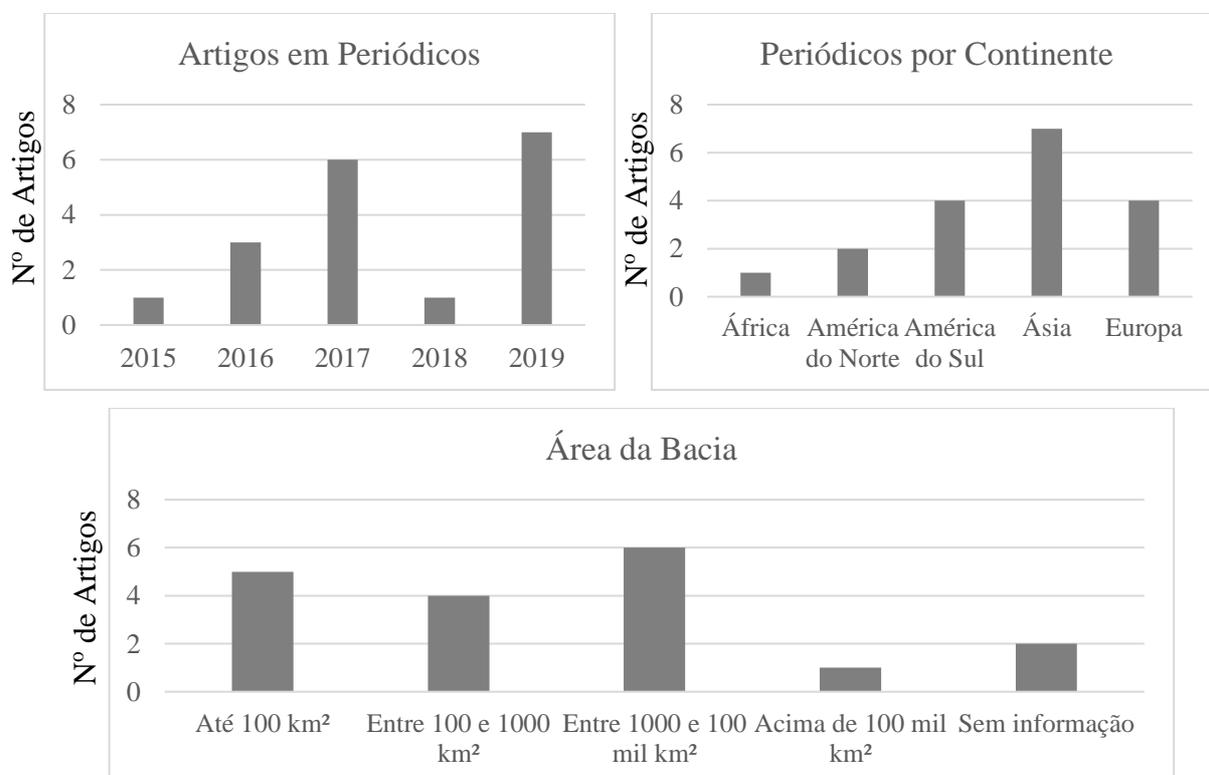


Figura 2. Resumo das informações sobre os trabalhos realizados aplicando a MUSLE

A maioria das aplicações da MUSLE, entre os periódicos analisados, foram aplicados na Ásia. Além disso, a MUSLE é aplicada majoritariamente para bacia pequenas/médias, de até 100 mil km². A maior bacia aplicada entre os trabalhos avaliados foi de 132 mil km² (VIGIAK et al., 2015). Assim, entre os trabalhos analisados, nos últimos anos, não foram encontrados trabalhos que tenham aplicado a MUSLE em escala regional (> 400 mil km²).

Além disso, não foram encontrados trabalhos que tenham utilizado uma estratégia de calibração por Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed). Em Qi et al. (2017), os autores se utilizam da discretização para promover melhorias no modelo, aplicando o SWAT. Contudo, eles mantêm a abordagem de Unidades de Resposta Hidrológica (URH), com foco nos processos hidrológicos, gerando combinações de discretização por usos e tipos de solo, e declividade. Samad et al. (2016) utilizou uma discretização com foco em textura do solo, como abordado nas URHSed, contudo, gerou uma grande quantidade de unidades, o que pode ocasionar super parametrização.

Entre os artigos pesquisados, apenas um (FAGUNDES, et al. 2019) apresentou uma abordagem de calibração do modelo hidrossedimentológico utilizando dados de sensoriamento remoto. Ao todo, foram utilizadas 24 estações sedimentométricas e 21 estações virtuais.

Por fim, dos 18 trabalhos analisados, dez realizaram algum tipo de calibração no modelo hidrossedimentológico. Desses, sete calibraram algum/alguns dos fatores da MUSLE, dois calibraram as variáveis α e β e em um trabalho não há informações. E dos trabalhos que realizaram calibração, três foram com calibração automática, três com calibração manual e quatro não há informações.

3.4 Modelo de Grandes Bacias (MGB)

O MGB (*Modelo de Grandes Bacias*) foi desenvolvido por Collischonn et al. (2007), sendo um modelo que estima as descargas líquidas, a partir da precipitação, de bacias hidrográficas de larga escala, acima de 10⁴ km². O MGB utiliza como parâmetros de entrada informações de uso e cobertura vegetal do solo, tipos de solo, topografia e dados climáticos (COLLISCHONN et al., 2007; LOPES et al., 2018b).

As simulações realizadas pelo modelo incluem os processos de balanço de água no solo, precipitação, interceptação, evapotranspiração, infiltração, escoamentos superficiais,

subsuperficiais e subterrâneos e o armazenamento de água no solo. A evapotranspiração é calculada a partir de dados climáticos de temperatura do ar, velocidade dos ventos, radiação solar, pressão atmosférica e umidade relativa do ar, e a abordagem utilizada é a Equação de *Penman-Monteith* (PONTES et al., 2017).

O MGB possui um módulo de escoamento, que propaga a vazão nos trechos de rios a partir das Equações de Saint-Venant, podendo ser utilizada a versão mais simplificada (Método Muskingun-Cunge) (COLLISCHONN et al., 2007), a versão que despreza apenas o termo de inércia advectiva, chamado Modelo Inercial (PONTES et al., 2017), ou, ainda, a versão com a resolução completa das equações, denominado Modelo Hidrodinâmico (PAIVA; COLLISCHONN; TUCCI, 2011). De acordo com Paiva (2009), o Modelo Muskingun-Cunge pode ser muito eficiente em bacias de regiões montanhosas, entretanto, esse modelo não é capaz de estimar efeitos decorrentes de planícies de inundação e remanso dos rios.

Além do escoamento, a discretização da bacia foi aprimorada, com a implementação de áreas menores divididas em mini-bacias e sub-bacias e, ainda, em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são áreas com comportamento hidrológico semelhante, uma vez que possuem características de solo e cobertura vegetal afins (FAN; COLLISCHONN, 2014). Assim, os processos hidrológicos são simulados em nível de URH, os seus volumes são gerados, somados, propagados nas mini-bacias e, posteriormente, propagados na rede de drenagem (PAIVA, 2009). Recentemente, (FLEISCHMANN et al., 2018b) acoplou ao Modelo Inercial infiltração de água nas planícies de inundação.

3.4.1 Modelo MGB-SED

O modelo de sedimentos (MGB-SED) foi desenvolvido por Buarque (2015) e Buarque, et al., (2013a), e é um módulo de sedimentos acoplado ao MGB. O MGB-SED possui três módulos internos principais: o módulo bacia, o módulo rio e o módulo planície. A Figura 3 representa as etapas de simulação do modelo MGB-SED.

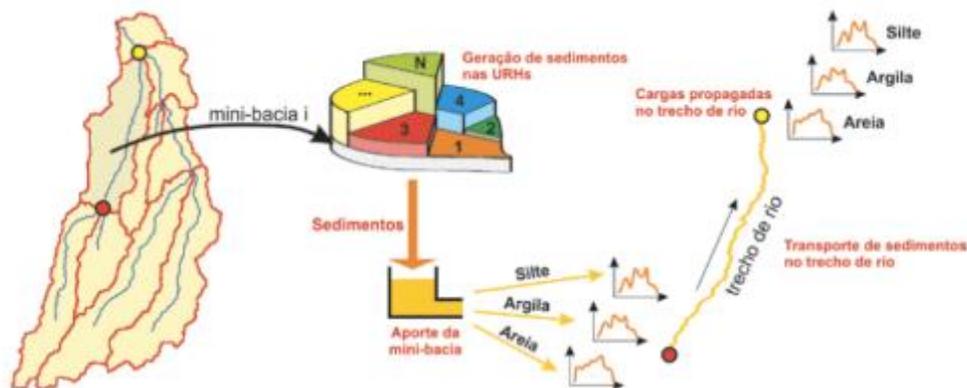


Figura 3. Representação dos processos de modelagem do MGB-SED (Fonte: Buarque, 2015)

O módulo bacia é a etapa em que são simulados os processos de desprendimento do solo e seu transporte para os cursos d'água. A partir do presente estudo, a produção de sedimentos é estimada através da equação da MUSLE (Equação 6) para cada pixel de cada URH Sed em cada mini-bacia, sendo o volume de escoamento superficial e a taxa de pico valores obtidos diretamente do modelo hidrológico.

Como a MUSLE é calculada para cada pixel, alguns dados de entrada são obtidos diretamente de dados de sensoriamento remoto. O Fator LS (Fator de Comprimento e Inclinação), calculado para cada pixel a partir do MDE com a metodologia de Desmet e Govers (1996). O Fator K (Fator de Erodibilidade do Solo) é calculada através da equação de Williams e Renard (1983) para cada URH Sed utilizando dados de textura do solo, sendo essa uma equação também utilizada no modelo EPIC e SWAT. O Fator C (Fator de Uso e Cobertura do Solo) indica o ciclo de manejo para determinados usos do solo e é calculado para cada URH a partir de referências bibliográficas. O Fator P (Fator de Práticas Conservacionistas) apresenta a relação entre plantios com práticas conservacionistas e plantios em encostas íngremes, sendo determinada para cada URH. O Fator FG (Fator de Fragmentação Grosseira Esparsa) indica a existência de rochas na camada superior do solo, sendo determinada para cada URH.

$$SED_{i,j}^k = \alpha \cdot (Dsup_{i,j}^k \cdot qpico_{i,j}^k \cdot Apm_{i,j}^k)^\beta \cdot K_j \cdot C_j \cdot P_j \cdot LS_{i,j}^k \cdot FG_j \quad (6)$$

onde, SED [t] é a produção de sedimentos; $Dsup$ [$mm \ ha^{-1}$] é o volume de escoamento superficial; $qpico$ [$m^3 \ s^{-1}$] é a taxa de pico do escoamento superficial; Apm [ha] é a área do pixel; K [$0,013.t.m^2.h/(m^3.t.cm)$] é o fator de erodibilidade do solo; C [-] é o fator de cobertura e manejo do solo; P [-] é o fator de práticas conservacionistas; LS [-] é o fator topográfico; FG [-] é o fator que considera a existência de fragmentos grosseiros ou rochas; i e j [-] são índices

que indicam a minibacia e a URH, respectivamente; k [-] é o pixel ao qual a equação está sendo aplicada.

Os volumes de sedimentos gerados nas mini-bacias são encaminhados para reservatórios lineares, simulando o retardo dos sedimentos, até chegarem nas redes de drenagem. A descarga sólida total de saída do reservatório linear é função da carga armazenada e do tempo de retardo do reservatório superficial, representando a carga de sedimentos liberada para a rede de drenagem.

Após chegar na rede de drenagem, ocorre a propagação dos sedimentos por trecho de rio em cada mini-bacia. O modelo MGB-SED é acoplado ao Modelo Inercial de propagação de vazões. O transporte dos sedimentos ocorre de duas formas: transporte em suspensão, para materiais finos (silte e argila), de forma contínua e intermitente pelo escoamento, sem que haja deposição ou erosão dessas partículas no leito do rio; transporte de carga de fundo, para o material com partículas mais grossas (areia), havendo interação entre partículas de fundo do leito e o escoamento. A Equação de Advecção-Difusão (Equação 7) é calculada para o transporte das partículas finas em suspensão.

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial AUC}{\partial x} = q_{sm} - q_{sfl} \quad (7)$$

onde, A [m^2] é a área molhada da seção do trecho de rio; C [$t\ m^{-3}$] é a concentração média de sedimento; U [$m\ s^{-1}$] é a velocidade média do escoamento na seção; x [m] é a distância na direção do escoamento; t [s] é o tempo; q_{sm} [$t\ m^{-1}\ s^{-1}$] é a contribuição lateral dos sedimentos da mini-bacia; q_{sfl} [$t\ m^{-1}\ s^{-1}$] é a descarga de troca de sedimentos entre o rio e a planície de inundação por unidade de comprimento, considerada diferente de zero apenas nos trechos com propagação de vazões pelo Modelo Hidrodinâmico (PAIVA, 2009) e Inercial.

O módulo de planície permite a troca de sedimentos entre os rios e planícies de inundação para os modelos Hidrodinâmico e Inercial.

Por fim, o modelo MGB-SED apresenta algumas limitações, devido ao uso de relações empíricas para calcular a produção de sedimentos nas bacias. A equação da MUSLE leva em consideração apenas a produção de sedimentos ocasionada por sulcos e entressulcos. Dessa forma, o modelo MGB-SED não abrange eventos de movimento de massas, uma vez que, além de não ser calculada a produção de sedimentos desse tipo de evento, ainda, as equações de transporte de sedimentos e propagação do escoamento possuem uma formulação indicada para fluídos newtonianos, ou seja, fluídos que possuam concentrações baixas de partículas sólidas.

Dessa forma, eventos extremos de grande geração de sedimentos não são representados com esse modelo. Além disso, processos erosivos ocasionados pelo vento não são representados no modelo, uma vez que são processos mais incidentes em regiões áridas e semi-áridas. Outra limitação do modelo é não ser possível calcular a erosão que ocorre nos canais, uma vez que a equação da MUSLE é limitada a produção de sedimentos que ocorre nas bacias.

Apesar dessas limitações, atualmente, o MGB-SED tem um grande potencial para representar matematicamente os processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas da América do Sul. Diferentemente da maioria dos modelos de grande escala que possuem módulo de sedimentos, além do módulo hidrológico, o MGB-SED é capaz de realizar análises hidrodinâmicas unidimensionais dos processos que envolvem o ciclo dos sedimentos, característica muito importante em regiões que possuem planícies de inundação e efeitos de remanso.

3.4.2 Aplicações do modelo MGB-SED

Poucos trabalhos foram realizados com o modelo MGB-SED e reportados na literatura científica. O primeiro trabalho realizado foi desenvolvido por Buarque (2015) e Buarque et al. (2013), com a utilização do MGB-SED acoplado a metodologia de propagação de descargas do Modelo Hidrodinâmico. Esse trabalho foi aplicado na bacia do Rio Madeira, principal tributário do sul da bacia do Rio Amazonas, gerando resultados satisfatórios, desde a representação dos principais locais de geração de sedimentos até a sazonalidade do transporte de sedimentos. A calibração foi realizada com os parâmetros de entrada do modelo da MUSLE.

Em Fagundes (2018) o modelo MGB-SED foi aplicado a bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. O trabalho realizou a calibração dos parâmetros α e β da equação da MUSLE e, ainda, utilizou para calibração e validação do modelo dados de estações fluviométricas, de sensoriamento remoto e dados de qualidade da água. Em Rossoni (2018) foi realizado um estudo na bacia da Laguna dos Patos, no Estado do Rio Grande do Sul. O trabalho calibrou o modelo para os parâmetros de entrada do modelo para cada URH, utilizando dados de estações fluviométricas. Em Rossoni, et al. (2018) foram realizadas estimativas de descarga sólida no Lago Guaíba, utilizando o modelo MGB-SED, onde os autores encontraram resultados bem próximos de outros estudos que estimaram a descarga sólida com métodos tradicionais de medição in situ.

Outros trabalhos que utilizaram o MGB-SED podem ser verificados em Fagundes et al. (2018), Fagundes, et al. (2019), Foeger et al. (2018) e Quintela et al. (2018).

3.5 Considerações sobre o Estado da Arte

De forma geral, o presente estudo busca analisar diferentes estratégias de calibração de modelos hidrossedimentológicos acoplados com a equação da MUSLE. Como apontado em Sadeghi et al., (2014), a equação da MUSLE (e USLE), foram desenvolvidas para regiões específicas, com características específicas e, utilizar ela sem realizar a calibração do modelo tem gerado erros na aplicação da MUSLE em diversas áreas de estudo. Além disso, o autor também aponta a importância de se traçar estratégias para calibração da equação da MUSLE, visando obter conclusões necessárias e aplicáveis.

Como observado no capítulo de revisão sobre estratégias de calibração, poucos são os trabalhos que vêm buscando traçar essas estratégias, a fim de se obter melhores e mais coerentes resultados. Não foram encontrados trabalhos na literatura que busquem discretizar o modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos. Além disso, poucos são os trabalhos que buscam calibrar o modelo, apenas 55% dos trabalhos considerados relevantes para este estudo calibraram o modelo de alguma forma. Entre eles, sete utilizaram parâmetros que possuem significado físico e que poderiam ter sido estimados, podendo gerar resultados incoerentes.

Ainda, a utilização de dados de sensoriamento remoto, principalmente em larga escala, pode ser um fator inovador do trabalho, uma vez que, entre 2015 e 2019, apenas um trabalho apresentou essa abordagem. Contudo, foram utilizadas apenas 21 estações virtuais, sendo que utilizando ferramentas como GEE é possível ter uma cobertura maior da área de estudo.

Por fim, entre os trabalhos avaliados, as áreas de aplicação/calibração do modelo hidrossedimentológico eram pequenas/médias. A área máxima aplicada foi 132 mil km². Isso demonstra que há uma lacuna na pesquisa utilizando a equação da USLE e suas derivações, como é o caso da MUSLE, entre 2015 e 2019, que seria a sua aplicação em escala regional.

Dessa forma, esse trabalho busca trazer estratégias de calibração para modelos que utilizem a equação da MUSLE.

4 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo escolhida para aplicar a metodologia é o Rio Grande do Sul Hidrológico (RSH), ou seja, todas as bacias hidrográficas que estão inseridas no limite político do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Nessa área, é possível aplicar o modelo com um caráter regional, uma vez que sua área total é de aproximadamente 480 mil km². A Figura 4 apresenta a área de estudo.



Figura 4. Área de estudo: Rio Grande do Sul Hidrológico

O estado do Rio Grande do Sul possui grande importância econômica, ambiental e social. Atualmente, possui a quarta maior economia do país, devido ao seu PIB elevado, participando com 6,3% do PIB nacional (SEPLAG, 2019). Uma questão econômica de interesse é a questão da mineração de sedimentos de rios, como areia e argila, em rios. Essa prática econômica representou aproximadamente 15% do valor total da produção mineral no Rio Grande do Sul em 2016 (SEPLAG, 2019).

Na região, há dois biomas predominantes, a Mata Atlântica e o bioma Pampa. A Mata Atlântica ocupa a região ao norte do estado, sendo destaque para os remanescentes de Mata Atlântica, como no Parque Nacional da Serra Geral, de grande importância ecológica, uma vez que muitas espécies de fauna e flora estão ameaçadas de extinção no Brasil (MMA, 2007). O bioma Pampa, por ser antigo, apresenta uma grande diversidade de fauna e flora, contudo, devido a expansão agrícola e agricultura intensiva, tem sofrido grande perda de biodiversidade (MMA, 2007).

A área de estudo possui diversas intervenções antrópicas na paisagem, que interferem nos processos hidrossedimentológicos das bacias. Devido ao grande potencial hidrelétrico, há uma série de usinas hidrelétricas instaladas, principalmente nas regiões mais montanhosas do Alto Uruguai. Entre elas, Itá, Machadinho, Campos Novos e Barra Grande, entre outras (MMA, 2006). O relevo da região é bem diversificado, com regiões montanhosas e de planalto nas cabeceiras das bacias, e ao longo dos trechos de rio, vão sendo desenvolvidas planícies de inundação, onde ocorre depósitos de sedimentos (IBGE, 1977).

Dessa forma, o RSH foi escolhido devido a: (1) ser uma região de importância econômica no país; (2) sua economia está ligada direta ou indiretamente ao transporte de sedimentos, assim, desenvolver conhecimento e estudos nessa área pode auxiliar as autoridades na tomada de decisão, como planejamento da mineração de sedimentos, estimativa de vida útil de reservatórios, regiões que necessitam de técnicas de manejo de solo; (3) é uma região que possui variabilidade de relevo, como áreas de cabeceiras montanhosas e áreas de planícies de inundação; (4) o clima é sujeito a eventos intensos, o que é favorável a produção de sedimentos.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 5 apresenta o fluxograma geral do trabalho. Primeiro, foi realizada as etapas prévias de elaboração do mapa de URHSed e elaboração das estações virtuais, que foram utilizadas para coletar os dados de sensoriamento remoto utilizados posteriormente na calibração do modelo. Após, foi realizada a calibração hidrológica do modelo, de forma automática (para os mapas de URHSed e URH) e de forma manual. Por fim, foram realizados 3 ensaios de calibração do modelo hidrossedimentológico com objetivo de: (a) avaliar os mapas de URHSed e URH; (b) avaliar as diferentes variáveis utilizadas para calibrar o modelo; e (c) para avaliar a calibração regional versus calibração por bacia.

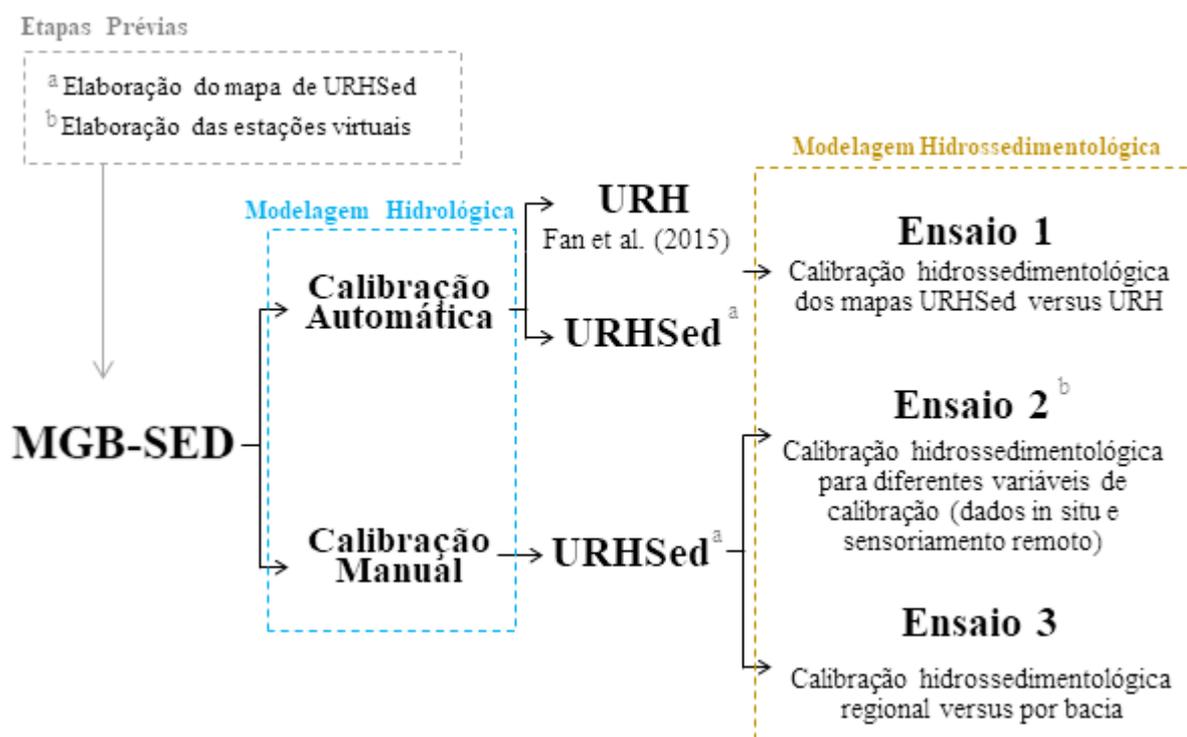


Figura 5. Fluxograma da metodologia do trabalho

5.1 Mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica

Ao invés de utilizar um mapa com foco na modelagem hidrológica (BUARQUE et al., 2013; BUARQUE, 2015; FAGUNDES, et al., 2019; FAGUNDES, 2018; ROSSONI, 2018; ROSSONI, et al., 2018), optou-se por elaborar um mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed), que possui a finalidade de aprimorar a calibração de

modelos hidrossedimentológicos. A diferença entre o mapa de URH (FAN et al., 2015) e o mapa de URHSed, é que o primeiro possui um foco nos processos hidrológicos, sendo dividido entre solos profundos e solos rasos, baseados nos tipos de solo, enquanto o segundo possui foco nos processos hidrossedimentológicos, sendo dividido a partir das texturas de solo (argiloso, médio e arenoso) compiladas para toda América do Sul. Foi utilizada a textura do solo para compor o mapa, uma vez que é fator de influência na erodibilidade do solo. Segundo Wischmeier e Smith (1978), a erodibilidade do solo depende da composição química e física do solo, variando normalmente com padrões de classes de textura e, ainda, proporciona que um solo seja mais erodível que outros, mesmo que os outros fatores se mantenham constantes. A Tabela 3 apresenta um resumo dos dados de entrada utilizados para a elaboração do mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed).

Tabela 3. Dados de entrada para elaboração do mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed)

| Mapa | Escala/Resolução Espacial | Fonte | Ano |
|----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|------------|
| Mapa base da América do Sul | 1:5.000.000 | FAO Soil Texture Map (BATJES, 2005a) | 1998 |
| Mapa base do Brasil | 1:250.000 | IBGE Downloads (IBGE, 2018) | 1970-1985 |
| Mapa base da Argentina | 1:500.000; 1:1.000.000 | GeoINTA (INTA, 2013) | 1990 |
| Mapa de Cobertura e Usos do Solo | 300 m | ESA GlobCover 2006 (ESA, 2018b) | 2005-2006 |
| Mapa de Uso e Cobertura do Solo | 300 m | ESA GlobCover 2009 (ESA, 2018b) | 2009 |

O mapa base de textura de solo para toda América do Sul foi o mapa da FAO (BATJES, 2005b) (<http://data.isric.org/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/3a9ed87d-affc-4f72-aa6e-72db4fefec40>), no sistema de coordenadas WGS84 na escala 1:5.000.000. Contudo, para haver um maior detalhamento da textura, foram utilizados mapas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/recorte_milionesimo/), no Brasil, no sistema de coordenadas SIRGAS2000, na escala de 1:250.000. Além disso, foi utilizado o Mapa Argentino de Textura de Solo do INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria -

<http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>), no sistema de coordenadas WGS84, na escala 1:500.000 na maior parte do país, enquanto nas cidades de Neuquén, Mendoza, San Juan, La Rioja, Chubut e Santa Cruz, a escala é de 1:1.000.000.

A Figura 6 apresenta o Mapa de Textura de Solo para América do Sul.

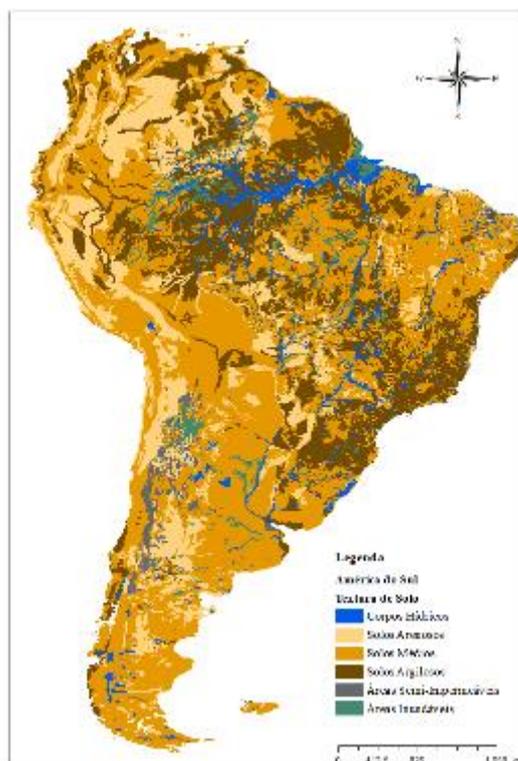


Figura 6. Textura de solos para América do Sul (Fonte: IBGE (2018), Batjes (2005) e INTA (2013))

O mapa foi dividido em seis classes de solo, sendo elas: corpos hídricos, solos arenosos, solos médios, solos argilosos, áreas semi-impermeáveis e áreas inundáveis. A classe arenosa, de forma geral, possui uma porcentagem de argila entre 0 e 15%, a classe de textura média possui uma porcentagem de argila entre 15 e 35%, já a classe argilosa, que engloba solos argilosos e muito argilosos, possui uma porcentagem de argila superior a 35%. Solos semi-impermeáveis são áreas urbanas; corpos hídricos são rios, lagos, lagoas e lagoas; já as áreas inundáveis são as planícies de inundação.

O mapa de uso e cobertura do solo foi obtido através do ESA GlobCover Portal (http://due.esr.in.esa.int/page_globcover.php), sendo uma composição de 300 m de resolução espacial do sensor MERIS à bordo do satélite ENVISAT. Há dois mapas disponíveis, o primeiro é de dezembro de 2004 até junho de 2006 e o segundo é do ano de 2009. O sistema de coordenadas geográficas é WGS84. A Figura 7 apresenta os mapas utilizados, para o ano de 2005 e 2009.

As classes de uso e ocupação do solo foram agrupadas, para simplificar as classes geradas nas Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed). Ao todo, foram determinadas seis classes de uso e ocupação do solo: áreas inundáveis, agricultura, pastagem/campo, floresta, áreas semi-impermeáveis e corpos hídricos. Mais detalhes podem ser encontrados em (ROSSONI; FAN, 2019).

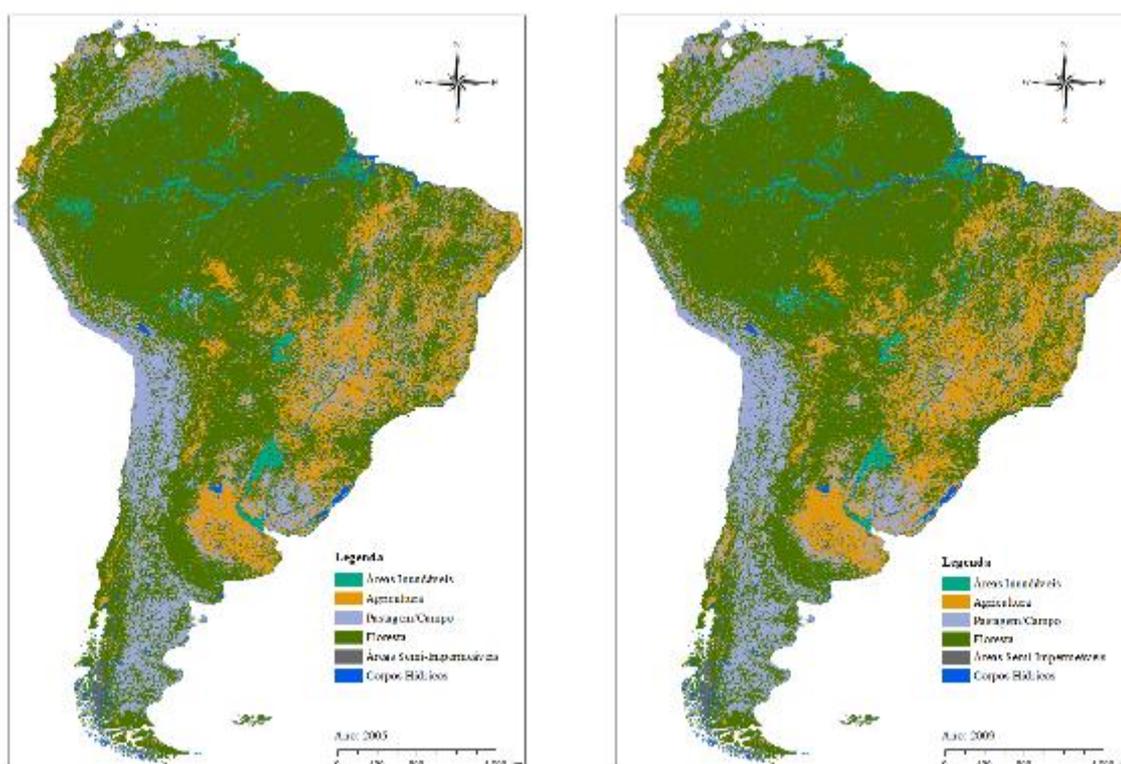


Figura 7. Mapa de uso e cobertura do solo para os anos de 2005 e 2009

5.2 Estações Virtuais

Para avaliar se utilizar dados *in situ* e de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas, foi necessário a elaboração de estações virtuais. Elas foram utilizadas para coletar os dados de sensoriamento remoto, que foram utilizados na calibração do modelo hidrossedimentológico. A Figura 8 apresenta o fluxograma da metodologia de elaboração das estações virtuais. Primeiro, foi realizada uma análise dos rios, com o auxílio da máscara de água elaborada por Allen e Pavelsky (2018), para determinar em quais localidades poderiam ser criadas as estações virtuais. Para que elas fossem distribuídas de forma homogênea na bacia e

em larga escala, os rios selecionados foram interseccionados com as mini-bacias geradas pelo modelo, para que no exutório de cada mini-bacia fosse criada uma estação virtual (Figura 9).

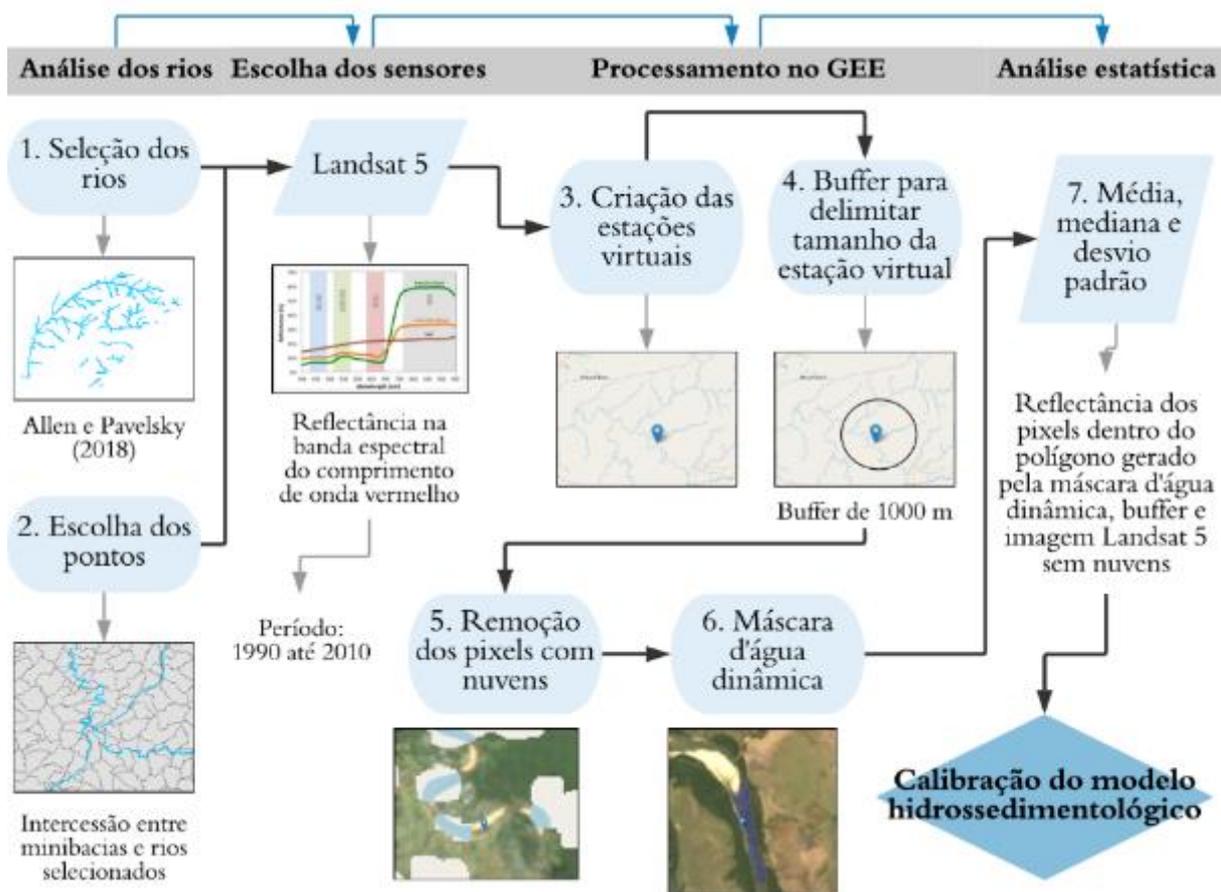


Figura 8. Fluxograma da metodologia de elaboração das estações virtuais

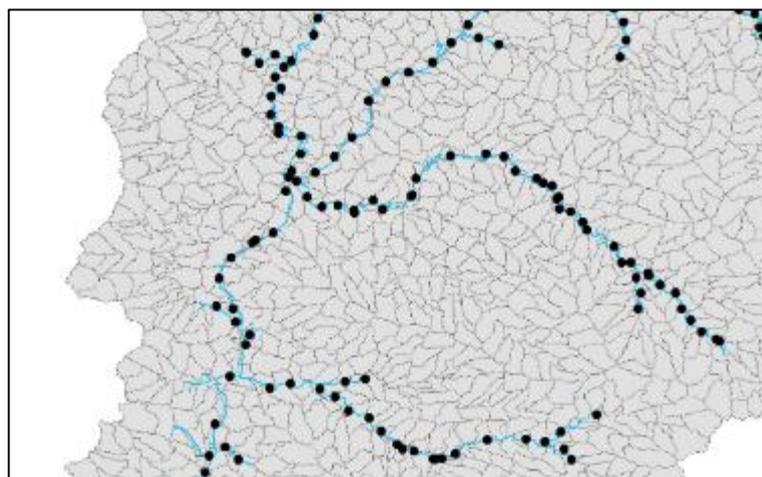


Figura 9. Intersecção entre mini-bacias (polígonos cinza) e rios selecionados (linha azul), para gerar as estações virtuais (círculos pretos)

O sensor selecionado foi o TM, de 30 m de resolução espacial, a bordo do satélite Landsat 5. Foram coletadas informações de reflectância da banda espectral do comprimento de onda vermelho. Esse satélite foi escolhido por ser o único que abrangia todo o período da calibração e validação das simulações do modelo hidrossedimentológico.

Após, foi realizado o processamento dos dados no *Google Earth Engine* (GEE), uma plataforma baseada em nuvem que pode ser utilizada para análise geoespacial em escala global (GORELICK et al., 2017), tornando o processo de coletar os dados mais rápido e eficiente.

Foram inseridos 1.237 pontos, gerando as estações virtuais de forma homogênea na bacia. Para cada ponto, era gerado um *buffer* de 1000 m, a seguir, os pixels com nuvens eram removidos através das bandas de qualidade do satélite Landsat 5 e era gerada uma máscara d'água dinâmica, a partir do cálculo do NDWI, para cada imagem em cada ponto (Figura 10).

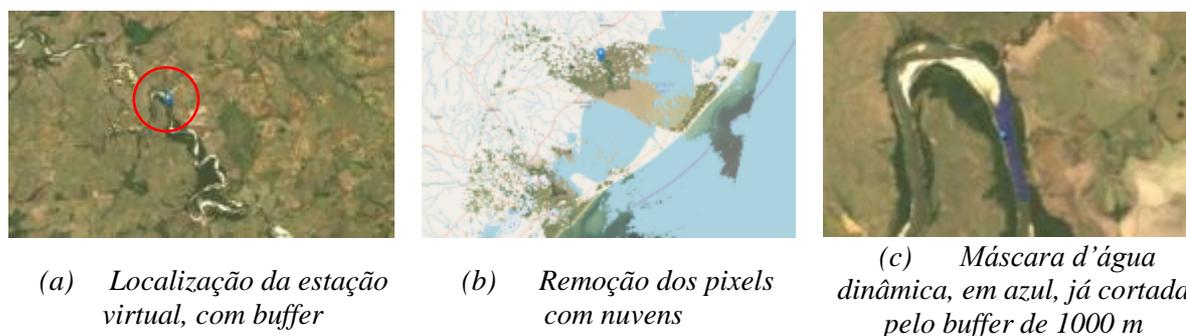


Figura 10. *Processamento das imagens de satélite na plataforma GEE*

Por fim, foi calculada a média, a mediana e o desvio padrão da reflectância da banda espectral de comprimento de onda vermelho, devido a sua maior correlação com a concentração de sedimentos em suspensão (RITCHIE; COOPER; YONGQING, 1987b), dos pixels (sem nuvens) da imagem de Landsat 5 que estavam dentro da máscara d'água cortada pelo buffer. A Figura 10c apresenta um exemplo de máscara d'água dinâmica, já cortada pelo *buffer* de 1000 m. Nessa imagem, não havia pixels com nuvens, contudo, quando a imagem apresentava pixels com nuvens, eles eram removidos, como no exemplo da imagem Figura 10b.

5.3 Métricas de Avaliação do Modelo

A performance do modelo foi avaliada com as métricas de avaliação: Correlação de Pearson (r), Nash-Sutcliffe (NSE), Nash-Sutcliffe aplicado ao logaritmo (NSELog), a porcentagem de

BIAS ou o erro volumétrico (BIAS) e o Coeficiente de Eficiência de Kling-Gupta (KGE). Para todas as equações, O significa valores observados, enquanto P significa valores calculados.

A Correlação de Pearson (r) descreve o grau de colinearidade entre os dados observados e simulados (MORIASI et al., 2015). O r varia entre -1 e 1, sendo 1 o valor ótimo de interesse no presente trabalho, uma vez que procuramos uma correlação positiva entre o modelo e os dados observados. Essa métrica é utilizada como referência na modelagem hidrológica, sendo, contudo, supersensível aos valores extremos e insensível à proporcionalidade do modelo com os dados observados (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005; LEGATES; MCCABE JR., 1999; MORIASI et al., 2015). A Equação 11 apresenta a Correlação de Pearson.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}) (P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \quad (11)$$

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) tem um intervalo de variação entre $-\infty$ e 1, sendo o valor ótimo igual a 1. O NSE é uma medida quantitativa para avaliar a performance do modelo, sendo ideal para utilizar em séries históricas e contínuas, por ser uma medida robusta, que avalia resultados diversos – como vazões líquidas e sólidas – e em diversas escalas temporais, além disso, é usado normalmente em avaliações de modelos hidrológicos (MORIASI et al., 2015). Essa métrica, contudo, é supersensível aos valores extremos e pouco sensível aos valores mais baixos do hidrograma, sendo recomendado, nesses casos, o uso da forma logarítmica (NSELog) (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005; MORIASI et al., 2015). As Equações 12 e 13 apresentam o NSE e NSELog.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (12)$$

$$NSELog = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (\log P_i - \log O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (\log O_i - \overline{\log O})^2} \quad (13)$$

A porcentagem de Bias ou erro volumétrico (BIAS) possui um intervalo de variação entre $-\infty$ e $+\infty$, sendo o valor ótimo igual a zero. O BIAS pode ser utilizada para determinar o quão bem representada está a magnitude média da resposta do modelo e, ainda, útil para séries históricas contínuas, apresentando uma ideia de superestimativa e subestimativa do modelo em relação aos dados observados (MORIASI et al., 2015). Entretanto, não pode ser utilizada sozinha para avaliar o modelo, uma vez que pode apresentar valores de zero e, ao mesmo tempo, estar superestimando e subestimando o resultado final, devendo ser acompanhada de outras análises

estatísticas e, ainda, os hidrogramas e hidrossedimentogramas de saída do modelo (MORIASI et al., 2015). A Equação 14 apresenta o cálculo da PBIAS.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right] \times 100 \quad (14)$$

O Coeficiente de Eficiência de Kling-Gupta (KGE) (GUPTA et al., 2009) é uma métrica recente, que avalia de igual forma a correlação linear de Pearson (r), o viés da média entre dados simulados e dados observados (β) e o coeficiente de variabilidade (γ) entre dados simulados e observados (THIEMIG et al., 2013). O KGE não possui unidade e seu valor ótimo é 1, sendo apresentado na Equação 15.

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2} \quad (15)$$

5.4 Algoritmo de Calibração Automática MOCOM-UA

Para a realização de todos os experimentos de calibração automática, foi usada a rotina de otimização conhecida como MOCOM-UA (*Multi-objective complex evolution*), implementada no modelo MGB desde as suas primeiras versões disponíveis para o público (FAN; COLLISCHONN, 2014).

O método consiste em um algoritmo otimizador multi-objetivo global que reconhecidamente fornece soluções efetivas e eficientes da frente de Pareto com uma rodada do programa e não requer uma definição subjetiva de pesos para as funções objetivo. A estratégia do MOCOM-UA combina forças do método da “busca controlada aleatória” (PRICE, 1987) com a “evolução competitiva” (HOLLAND, 1975), ranqueamento de Pareto (GOLDBERG, 1989) e uma estratégia de busca multi-objetivo baseada no SIMPLEX de Nelder e Mead (1965). Este método é considerado uma evolução multi-objetivo do método monobjetivo conhecido como SCE-UA (*Shuffle Complex Evolution*) de Duan, et al. (1993). Um detalhamento completo do MOCOM-UA pode ser encontrado em Yapo, et al. (1998).

Para uma rodada de otimização é necessário definir o número de indivíduos que serão testados a cada iteração do processo e um limite máximo de iterações. Em rodadas de calibração hidrológica no modelo MGB, a interface do modelo hidrológico (FAN; COLLISCHONN,

2014) sugere 100 e 1000 para estes campos, respectivamente. Além disso, devem ser definidas duas ou três funções objetivo para o processo de otimização.

O método original, presente no modelo MGB, foi adaptado para ser capaz de otimizar também a modelagem hidrossedimentológica, através de alterações nos parâmetros Alfa (α) e Beta (β) da MUSLE, e do parâmetro de retardo TKS do modelo de sedimentos. Uma estratégia similar foi usada por Fagundes, et al. (2019).

Porém cabe ressaltar aqui que as implementações usadas foram distintas do modelo de Fagundes, et al. (2019). Principalmente, porque nas rotinas aqui desenvolvidas buscou-se suprir uma limitação da abordagem de Fagundes, et al. (2019), que permitia apenas a alterações de parâmetros a nível de sub-bacias do modelo, e que possivelmente limitou os benefícios da calibração realizada na pesquisa.

Dessa forma, para a abordagem desenvolvida, no presente trabalho, as rotinas de otimização foram desenvolvidas para otimizar os parâmetros de cada uma das URHs e URHSeds do modelo, e não apenas em nível de sub-bacia. O objetivo desta mudança foi apresentar um caráter fisicamente mais coerente, no processo de calibração, já que uma mudança de parâmetros em nível de URH e URHSed é mais esperado na natureza, do que em nível de sub-bacias hidrográficas.

5.5 Modelagem Hidrológica

O modelo hidrológico utilizado no estudo é o MGB (*Modelo de Grandes Bacias*), desenvolvido por Collischonn et al. (2007). A forma de discretização é em Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed), utilizando o método de propagação Inercial, com o qual foi possível ser representado algumas características hidrodinâmicas do escoamento.

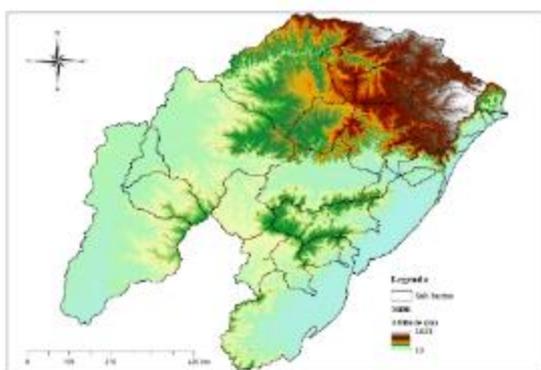
Os dados de entrada foram inseridos no modelo hidrológico na etapa de pré-processamento, onde ocorreu a discretização da bacia. O Modelo Digital de Elevação (Figura 11a) utilizado é o SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), disponibilizado pelo Grupo Consultivo sobre Pesquisa Agrícola Internacional (CGIAR), no endereço eletrônico <http://srtm.csi.cgiar.org/>, com resolução espacial de 90 m e resolução vertical de 1 m.

O MDE gerou as informações sobre a direção de escoamento, a área de drenagem acumulada, a rede de drenagem, a bacia hidrográfica e suas respectivas sub-bacias e mini-bacias

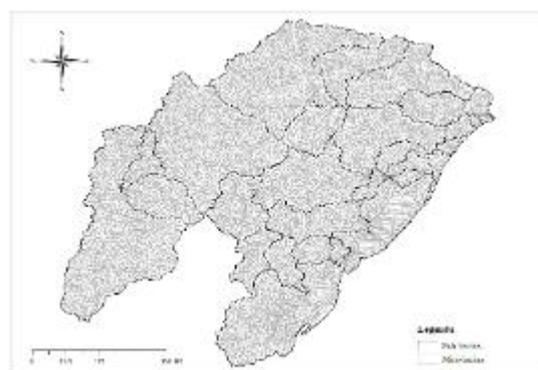
(BUARQUE, 2015). Essa discretização é realizada em ambiente SIG e maiores detalhes podem ser encontrados em Fan e Collischonn (2014). A discretização das sub-bacias e das mini-bacias podem ser verificadas na Figura 11b.

O mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica para o Rio Grande do Sul, utilizado para as etapas de simulação hidrológica e hidrossedimentológica é apresentado na Figura 11c. O mapa escolhido para realizar a calibração é o que abrange o ano de 2009.

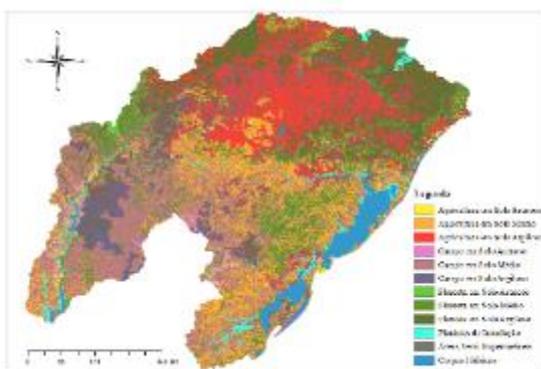
Para calcular a evapotranspiração foi usada a equação de *Penman-Monteith*, sendo utilizados dados de temperatura do ar, umidade relativa do ar, pressão atmosférica, velocidade do vento e insolação, disponíveis, a partir das normais climatológicas do INMET, no banco de dados interno do modelo MGB (FAN; COLLISCHONN, 2014). Os dados de chuva foram obtidos do portal “*Hidroweb*” da Agência Nacional de Águas (ANA), no endereço eletrônico <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Esses dados irão gerar, através de interpolação dos dados de chuva de cada estação pluviométrica, as séries de chuva diária para cada mini-bacia. A Figura 11d apresenta as estações do INMET (lilás) e pluviométricas (verdes). As estações fluviométricas (Figura 11e) e sedimentométricas (Figura 11f) foram obtidas através do portal “*Hidroweb*” da Agência Nacional de Águas.



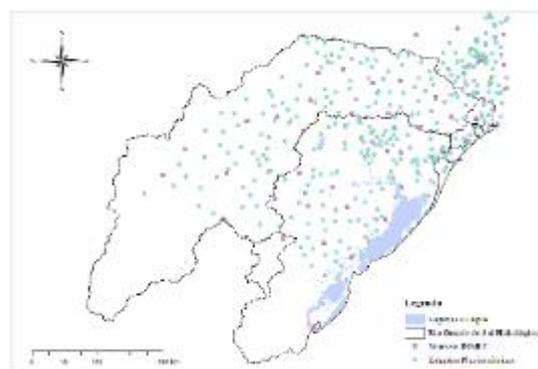
(a) Modelo Digital de Elevação



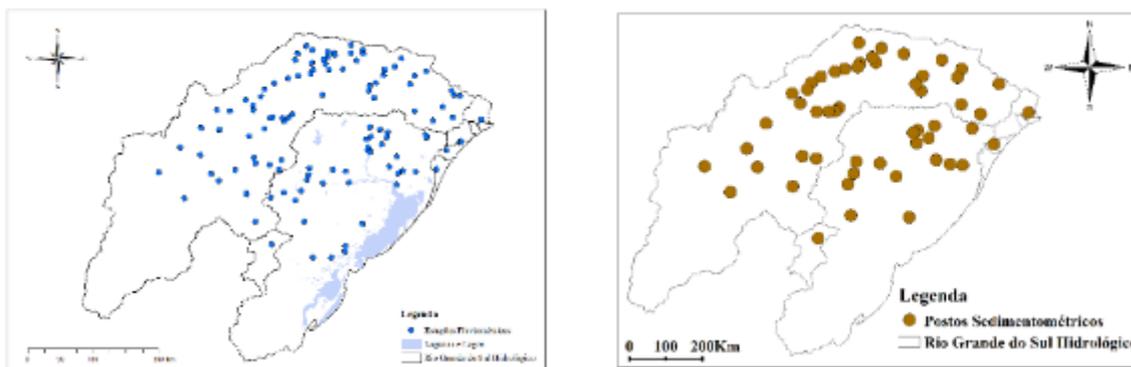
(b) Sub-bacia e mini-bacias



(c) Mapa de URHSed



(d) Estações INMET e Pluviométricas



(e) Estações Fluviométricas

(f) Estações Sedimentométricas

Figura 11. Dados utilizados na modelagem hidrológica e hidrossedimentológica

As relações geomorfológicas foram obtidas para cada sub-bacias de calibração, para os rios que tiveram mais do que 30 m de largura. Elas foram calculadas a partir das larguras de rios da máscara de água desenvolvida por Allen e Pavelsky (2018) em conjunto com as áreas de drenagem de montante das mini-bacias, obtidas diretamente do modelo hidrológico, e dos dados de largura de rios em conjunto com as áreas de drenagem da ANA. Foram criados pontos ao longo dos rios de cada sub-bacia, onde foram coletados os valores da largura do rio e, a partir da Equação 17, foram obtidas novas relações geomorfológicas. Os parâmetros a , b , c e d foram ajustados para cada sub-bacia.

$$Largura = a \times (\text{Área de Drenagem})^b \quad (17)$$

As profundidades dos rios foram obtidas a partir das informações de profundidade e área de drenagem dos postos fluviométricos da ANA, que foram calculadas a partir da correlação entre os dados. A Equação 18 apresenta como foram calculadas as novas profundidades.

$$Profundidade = c \times (\text{Área de Drenagem})^d \quad (18)$$

5.5.1 Ensaios de Calibração e Validação

A Figura 12 apresenta um fluxograma dos ensaios de calibração e validação do modelo hidrológico. Foram realizadas duas metodologias de calibração: (a) calibração automática; e (b) calibração manual.

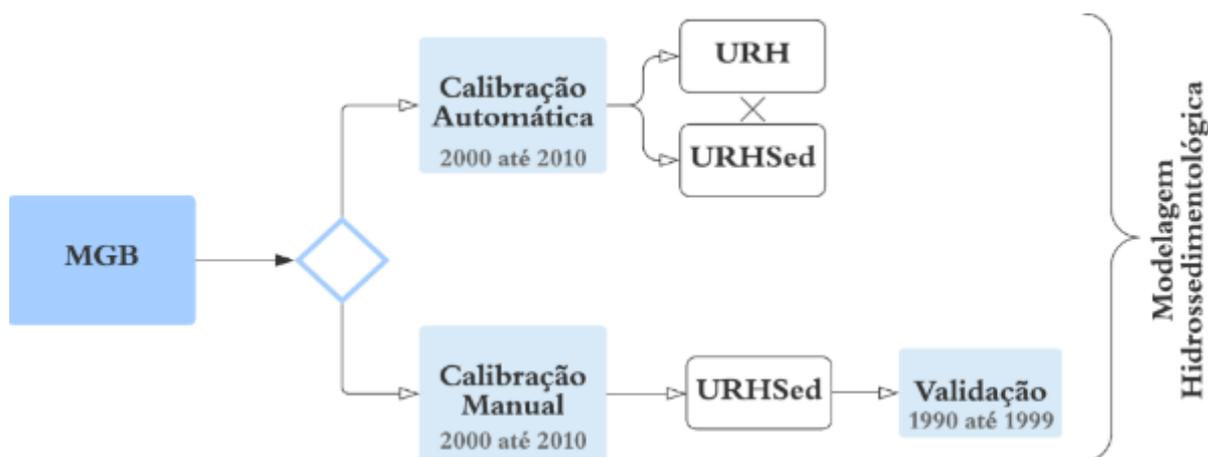


Figura 12. Fluxograma dos ensaios de calibração e validação do modelo hidrológico

A calibração automática foi aplicada para cada um dos mapas de URH e URHSed, com o objetivo de avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos melhora a performance do modelo (Objetivo 1). A calibração automática foi escolhida para que não houvesse um viés entre os resultados. Dessa forma, o modelo foi calibrado com os mesmos parâmetros iniciais, utilizando um total de 117 estações fluviométricas iguais para ambos os experimentos, com as mesmas funções objetivos (NSE e BIAS). O período de calibração escolhido foi de 2000 até 2010.

A calibração manual foi realizada para se obter um modelo hidrológico mais robusto e detalhado dos processos hidrológicos em grande escala no Rio Grande do Sul Hidrológico, utilizando apenas o mapa de URHSed. Dessa forma, foi possível avaliar os testes de calibração do modelo hidrossedimentológico, com a menor incerteza possível resultante do modelo hidrológico.

A calibração foi realizada por tentativa e erro, para os anos de simulação entre 2000 e 2010. Para analisar a calibração, foram observados os hidrogramas obtidos entre os dados simulados e observados, sendo os picos de vazão prioritários para o desempenho do modelo, uma vez que em sua maioria, são os eventos que produzem maior quantidade de sedimentos. Contudo, cabe ressaltar que o modelo não é capaz de descrever os efeitos de histerese em rios. Ainda, foram analisadas as métricas de avaliação. Após a calibração manual, foi realizado o teste de validação do modelo, entre os anos de 1990 e 1999, para 106 estações fluviométricas disponíveis.

5.6 Modelagem Hidrossedimentológica

O modelo utilizado no trabalho foi o MGB-SED (BUARQUE et al., 2013; BUARQUE, 2015), que é um módulo de sedimentos acoplado ao modelo hidrológico MGB, em sua versão com método Inercial de propagação de vazões (FÖEGER, 2019; FÖEGER et al., 2019). Este método é útil para avaliar aspectos hidrodinâmicos dos processos hidrossedimentológicos da bacia, como a deposição de sedimentos finos em planícies de inundação.

Os dados observados de sedimentos para modelagem hidrossedimentológica terão duas origens: (1) dados diários de concentração de sedimentos em suspensão da ANA, em mg/L, obtidos diretamente do portal “*Hidroweb*”; (2) dados observados obtidos de sensoriamento remoto, sendo valores de reflectância de superfície na banda do vermelho, obtidos do sensor TM, acoplado ao satélite Landsat 05. Esses dados foram utilizados para a calibração automática em cada um dos testes.

Ao todo, foram utilizadas 55 estações sedimentométricas (ANA – Portal “*Hidroweb*”) para a calibração do modelo hidrossedimentológico, onde foi possível obter dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) e de descarga sólida em suspensão (QSS), calculada de acordo com a Equação 19. Além disso, foram obtidas 1.267 estações virtuais, de onde foram extraídos os dados de sensoriamento remoto (Reflec).

$$Q_{ss} = 0,0864 \cdot Q \cdot C_{ss} \quad (19)$$

sendo, Q_{ss} [t/dia] a descarga sólida em suspensão observada; Q [m³/s] a vazão observada; e C_{ss} [mg/l] a concentração observada.

A calibração do modelo foi realizada de forma automática com a rotina MOCOM-UA, já implementada no modelo MGB-SED (FAGUNDES, 2018). Todavia, esta rotina foi atualizada para que a calibração fosse realizada para cada uma das URHSed, ao invés de sub-bacias, como apresentado em Fagundes et al (2019). Os parâmetros de calibração foram os parâmetros α e β da equação MUSLE, uma vez que são os parâmetros de localidade, sendo seus valores obtidos apenas por ajuste/calibração da equação da MUSLE (ANAND et al., 2018; SADEGHI et al., 2014). Além disso, foi calibrado o parâmetro TKS, que é o parâmetro de retardo do escoamento superficial do MGB-SED, como em Fagundes et al (2019). A Figura 13 apresenta o fluxograma dos ensaios realizados na etapa de modelagem hidrossedimentológica. Esses ensaios foram divididos para responder cada um dos objetivos específicos e são detalhados a seguir.

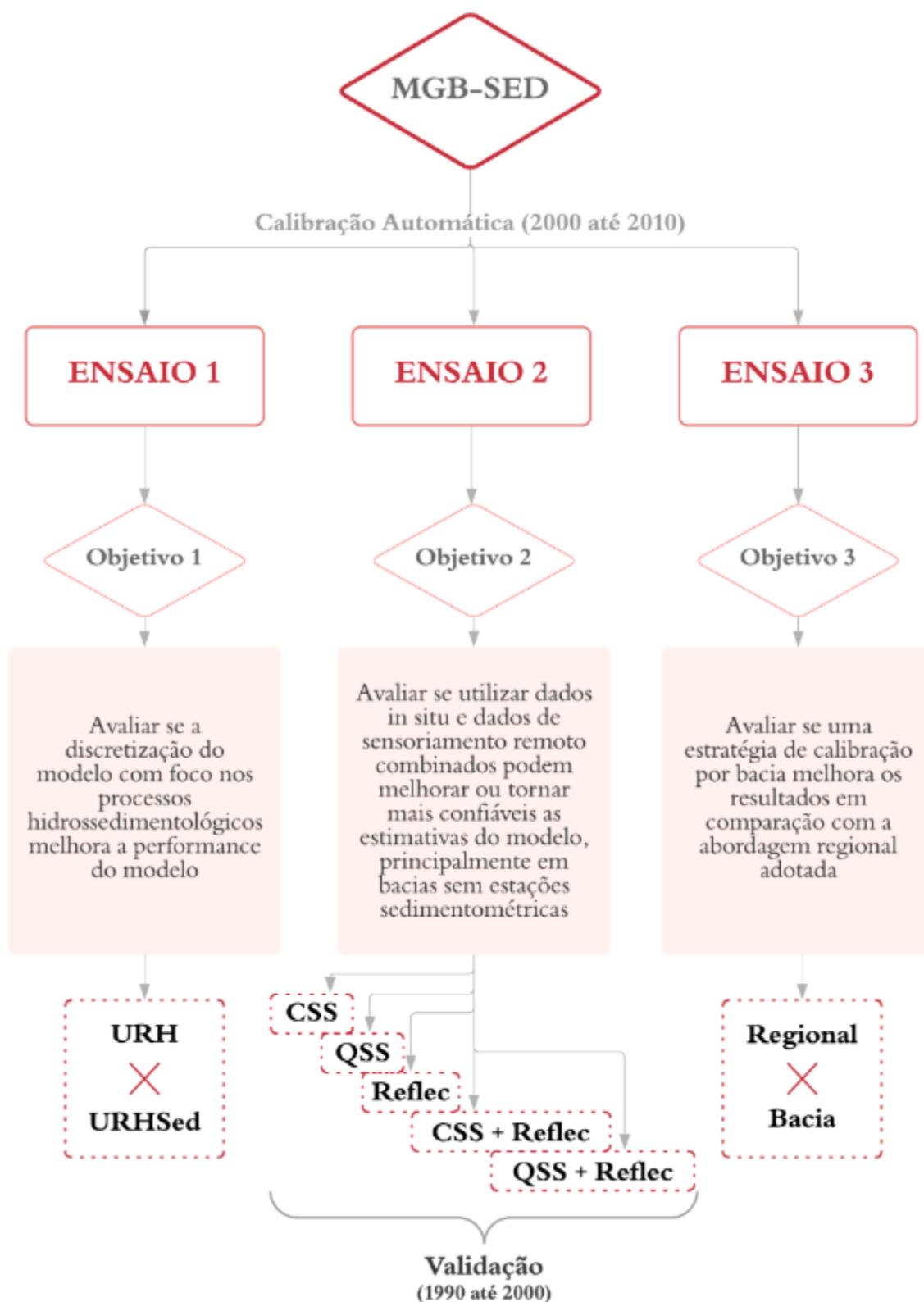


Figura 13. Fluxograma dos ensaios realizados na etapa de modelagem hidrossedimentológica

5.6.1 Ensaio 1: Calibração hidrossedimentológica dos mapas de URHSed versus URH

Para avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos melhora a performance do modelo, foi realizado um ensaio de calibração regional com foco na discretização (Objetivo 1). Foi realizada uma calibração automática para cada um dos mapas de URH (Unidades de Resposta Hidrológica) e URHSed (Unidades de Resposta Hidrossedimentológica), utilizando a QSS e a CSS como variáveis de calibração.

Foi utilizado um número de 100 indivíduos e um limite máximo de 1000 iterações. Além disso, foram escolhidas 3 funções objetivo, sendo elas os termos individuais utilizados para calcular o KGE. O período utilizado foi de 2000 até 2010. Foram utilizadas 55 estações para calibração do modelo.

5.6.2 Ensaio 2: Ensaios de calibração hidrossedimentológica para diferentes variáveis de calibração

Esse ensaio teve como objetivo avaliar se utilizar dados in situ e de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas (Objetivo 2). Assim, foram realizados cinco testes de calibração regional, como apresentado na Tabela 4, com diferentes combinações de variáveis de calibração.

Tabela 4. Testes de calibração do modelo hidrossedimentológico

| Teste | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------|------------------|------------------|---------------------|--------------|--------------|
| Calibração | CSS ¹ | QSS ² | Reflec ³ | CSS + Reflec | QSS + Reflec |
| | CSS | CSS | CSS | CSS | CSS |
| Comparação | QSS | QSS | QSS | QSS | QSS |
| | Reflec | Reflec | Reflec | Reflec | Reflec |

¹ Concentração de Sedimentos em Suspensão (CSS); ² Descarga Sólida em Suspensão (QSS); ³ Reflectância (Reflec)

Em cada um dos testes, o modelo foi calibrado utilizando CSS (concentração de sedimentos em suspensão), QSS (descarga sólida em suspensão), Reflec (reflectância), CSS mais Reflec ou QSS mais Reflec. Além disso, para cada teste os resultados foram avaliados para cada uma das variáveis. Dessa forma, quando o modelo foi calibrado com CSS, por exemplo, foi possível

verificar o impacto da calibração não apenas para a concentração de sedimentos em suspensão, mas para a descarga sólida em suspensão e reflectância também.

Todas as calibrações foram realizadas de forma automática, utilizando 100 indivíduos. Para a calibração com CSS, foram utilizadas três funções objetivo, sendo elas os termos individuais do KGE, além disso. Para a calibração com QSS, foram utilizadas 3 funções objetivo, sendo os termos individuais do KGE. Além disso, o limite máximo de iterações foi de 1.200, pois com 1.000 o modelo não conseguiu encontrar os valores de otimização dos parâmetros.

Para a calibração com Reflec, foram utilizadas duas funções objetivo, sendo elas a correlação entre os dados de reflectância e os dados simulados e o termo do KGE que representa a correlação. Para a calibração com CSS + Reflec, foram utilizadas duas funções objetivo, sendo elas a correlação entre os dados de reflectância e os dados simulados e o termo do KGE que representa a média das populações entre os dados observados in situ de concentração de sedimentos e os dados simulados.

Por fim, para a calibração com QSS + Reflec, foram utilizadas duas funções objetivo, sendo elas a correlação entre os dados de descarga sólida em suspensão e os dados de reflectância e o termo do KGE que representa a média das populações entre os dados de descarga sólida observada in situ e os dados simulados.

5.6.3 Ensaio 3: Ensaio de calibração hidrossedimentológica regional versus por bacia

Por fim, esse ensaio teve como objetivo avaliar se uma estratégia de calibração por bacia melhora os resultados em comparação com a abordagem regional adotada (Objetivo 3). Para esse teste, foi realizada uma calibração regional para toda região hidrológica do Rio Grande do Sul e outra dividindo a área de estudo em bacia do Rio Uruguai e bacia da Laguna dos Patos. Essa divisão foi realizada para verificar se, diminuindo a escala, o modelo apresentaria resultados melhores, mas sem aumentar muito o custo computacional, como seria necessário num modelo mais detalhado.

Em ambas as calibrações, foram realizadas calibrações automáticas, utilizando a variável QSS para calibração. Ao todo, foram utilizados 100 indivíduos para gerar as populações iniciais,

além de um número máximo de 1.200 iterações. Por fim, as funções objetivo utilizadas foram os termos do KGE individuais.

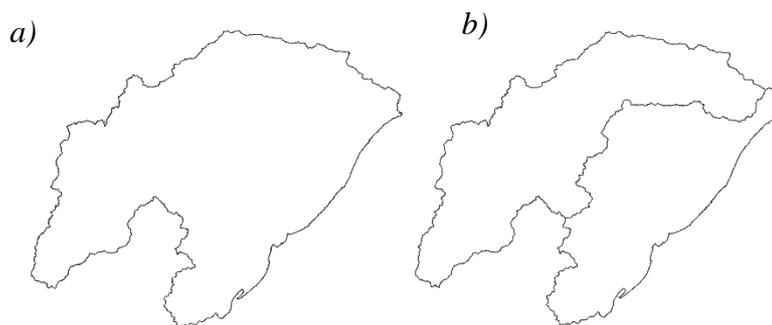


Figura 14. Escalas de calibração do Experimento 3: (a) escala regional e (b) escala de bacia

5.7 Reconhecimento *in-situ* das áreas estudadas

Foram realizadas duas saídas de campo de reconhecimento da área, coleta de imagens fotográficas, coleta de imagens aéreas e verificação simplificada de resultados encontrados no modelo, como a coerência entre os usos do solo e aspectos de paisagem. Dessa forma, são apresentados alguns aspectos relacionados aos processos hidrossedimentológicos observados em campo e considerações obtidas pelo modelo e apresentadas neste estudo. Contudo, devido ao tamanho da área de estudo, não foi possível realizar uma validação ou verificação detalhada dos resultados obtidos pelo modelo. Não foram coletados dados, nem realizados monitoramentos, e as informações obtidas em campo não foram confrontadas com os resultados obtidos no presente estudo, devido a impossibilidade de realizar levantamento de campo na área de estudo inteira.

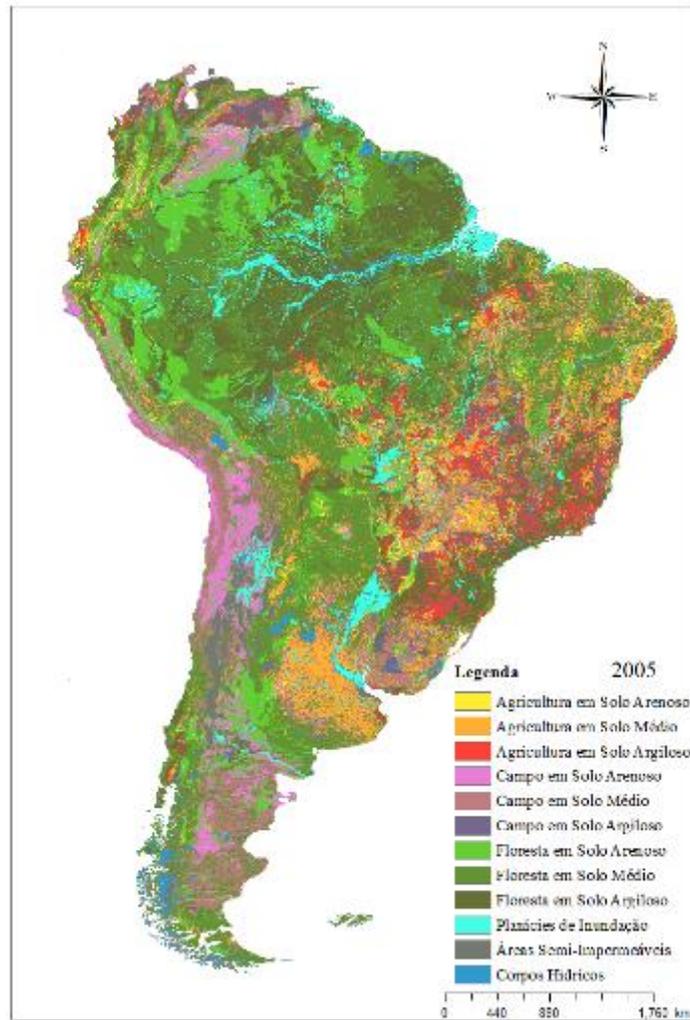
A primeira saída ocorreu nos dias 14 e 15 de janeiro de 2019, tendo como foco a região das bacias do rio dos Sinos, rio Caí, rio Taquari-Antas e baixo rio Jacuí. A segunda saída de campo foi realizada entre os dias 27 e 31 de janeiro de 2020, com foco na bacia do rio Uruguai, desde a região de nascente da bacia, com início nos rios Canoas e Pelotas, até a regiões mais a jusante, próximo da foz do rio, como em Uruguaiana.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

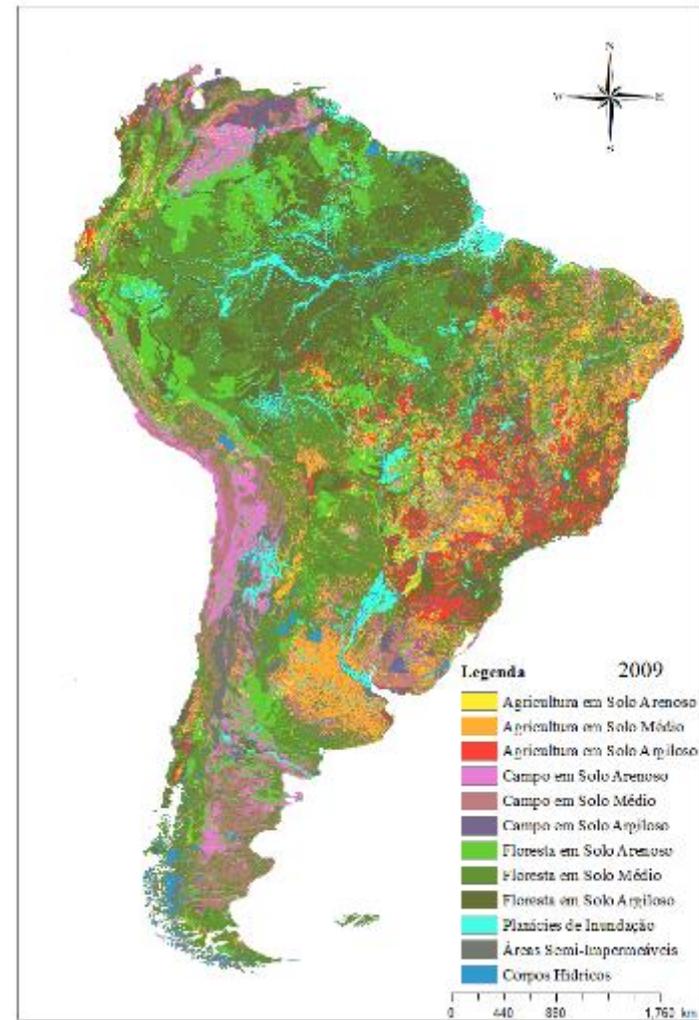
6.1 Mapa de Unidades de Resposta Hidrossedimentológica

Para avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos melhora a performance do modelo, apresentamos os resultados referentes a nova discretização proposta nesse estudo, em Unidades de Resposta Hidrossedimentológica (URHSed). Dessa forma, obteve-se mapas com potencial de serem utilizados na discretização de modelos, com foco nos processos hidrossedimentológicos, com destaque para a erodibilidade do solo. Além disso, utilizando a nova discretização, foi possível realizar os testes de calibração para o modelo hidrossedimentológico regional desenvolvido no presente estudo. O mapa foi útil tanto em testes de calibração automática, como será apresentado neste estudo, mas possui potencial para ser utilizado em testes de calibração manual. A Figura 15 apresenta os mapas de URHSed para a América do Sul. Foram gerados dois mapas de URHSed, um para o ano de 2005 e outro para o ano de 2009.

O mapa apresentou 12 unidades de discretização, três a mais em comparação com o mapa de URH desenvolvido por Fan et al. (2015), que possui foco nos processos hidrológicos, sendo classificado de acordo com a profundidade do solo, ao invés da textura do solo como proposto nesta pesquisa. As novas Unidades de Resposta Hidrossedimentológica são: agricultura em solo arenoso, médio e argiloso; campo em solo arenoso, médio e argiloso; floresta em solo arenoso, médio e argiloso; planícies de inundação; áreas semi-impermeáveis; e corpos hídricos. A principal diferença entre ambos os mapas é a classificação do solo: no mapa de URH, o solo é classificado em profundidades (raso e profundo), tendo um foco principal na modelagem hidrológica, enquanto o mapa de URHSed é classificado em texturas de solo (argiloso, médio e arenoso), tendo um foco principal a modelagem hidrossedimentológica.



(a) 2005



(b) 2009

Figura 15. Mapa URHSed para América do Sul

6.2 Estações Virtuais

Para avaliar se utilizar dados in situ e de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas, foi necessário a elaboração de estações virtuais. O objetivo desse resultado é apresentar as estações virtuais em comparação com as estações sedimentométricas e avaliar os resultados de reflectância obtidos.

A Figura 16 apresenta a localização das estações sedimentométricas e das estações virtuais.

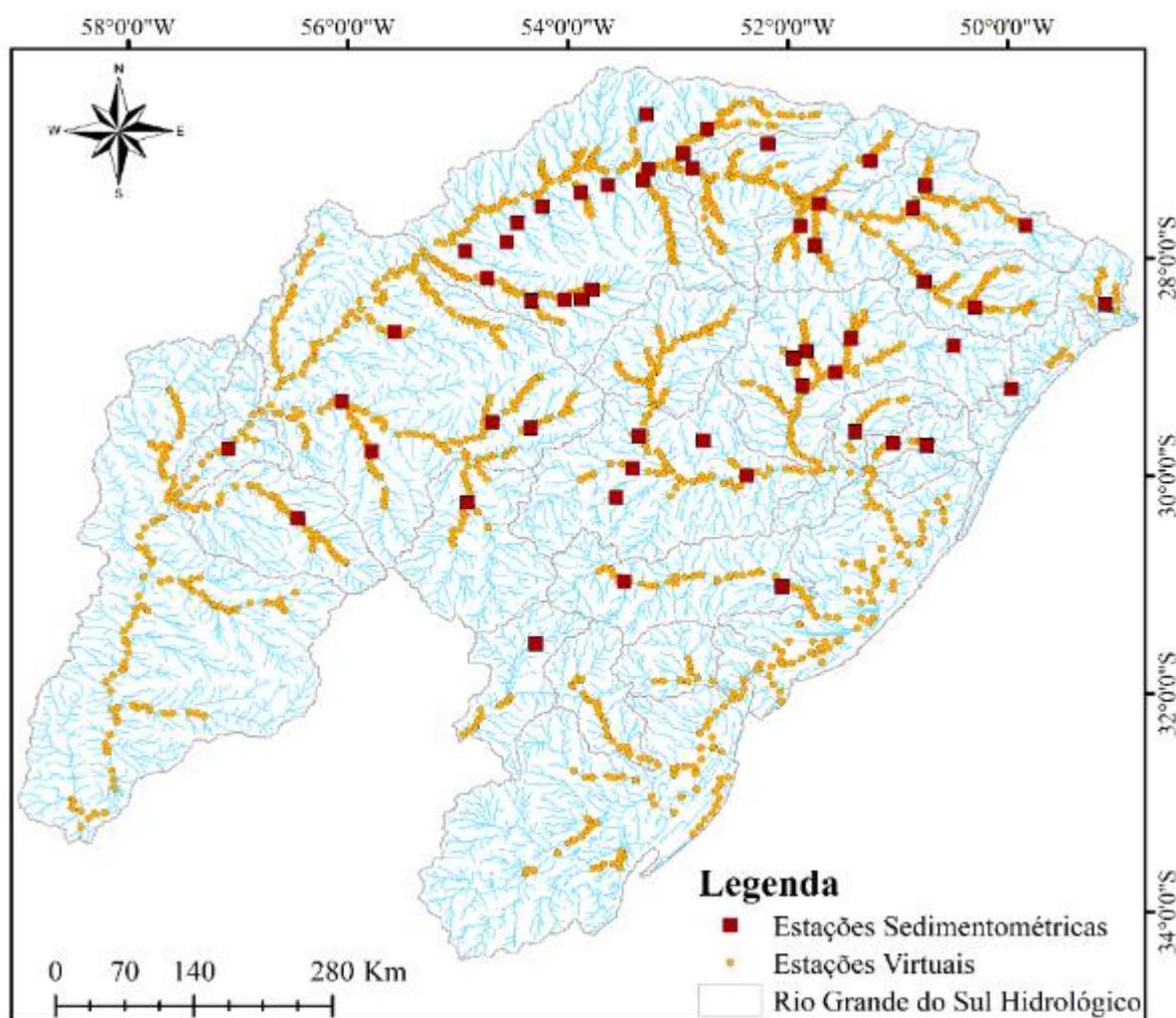


Figura 16. Estações virtuais e estações sedimentométricas utilizadas nos testes de calibração do modelo hidrossedimentológico

Como é possível observar pela Figura 16, as estações virtuais possuem uma abrangência espacial maior e mais homogênea do que as estações sedimentométricas. Por exemplo, no rio Uruguai, há uma estação sedimentométrica a jusante da Usina Hidrelétrica de Itá, contudo, a

próxima estação sedimentométrica é apenas em Uruguaiana, aproximadamente 800 km de distância da Usina de Itá. Com as estações virtuais, é possível obter informações uniformemente ao longo dos rios.

Além disso, foi possível obter informações em localidades onde não há nenhuma estação sedimentométrica com dados acessíveis, como por exemplo na região mais ao sul da área de estudo (Uruguai) e na região mais sudoeste (Argentina). Assim, foi possível acompanhar a sazonalidade do transporte de sedimentos de forma homogênea na área de estudo, abrangendo uma área maior do que ao utilizar apenas dados de estações sedimentométricas.

Uma limitação é que as estações virtuais são geradas dependendo da resolução da imagem de satélite utilizada. Como a resolução foi de 30 m, não foram geradas informações em rios menores do que 30 m. As estações sedimentométricas, contudo, podem ser instaladas sem restrição de tamanho de rio. Dessa forma, podemos observar que muitas das estações utilizadas estão em rios com larguras menores do que 30 m. Isso pode ser uma importante vantagem ao utilizar os dois tipos de estações ao mesmo tempo.

A Figura 17 apresenta uma análise estatística para a média da reflectância dos pixels encontrada em cada uma das 1.237 estações virtuais. Como podemos verificar, a reflectância média dos pixels, dentro de cada estação virtual, em sua maioria ficou entre 0 e 0,2, como indicado em Fassoni-Andrade e Paiva (2019). Contudo, a maioria das estações virtuais tiveram pontos acima de 0,2, como mostra a Figura 17. Isso pode ter acontecido por incertezas associadas aos pixels de qualidade dos sensores, dessa forma, em algumas imagens, pode-se ter calculado a reflectância de pixels com nuvens. Além disso, pode haver incertezas associadas ao processamento da máscara d'água, o que resultaria em valores de reflectância em regiões com solo exposto, vegetação ou bancos de areia.

Dessa forma, salienta-se a necessidade de analisar em trabalhos futuros a causa desses pontos que apresentaram reflectância elevada, e verificar as possíveis causas dessas anomalias. Além disso, há a necessidade de validar e comparar os valores de reflectância com dados observados.

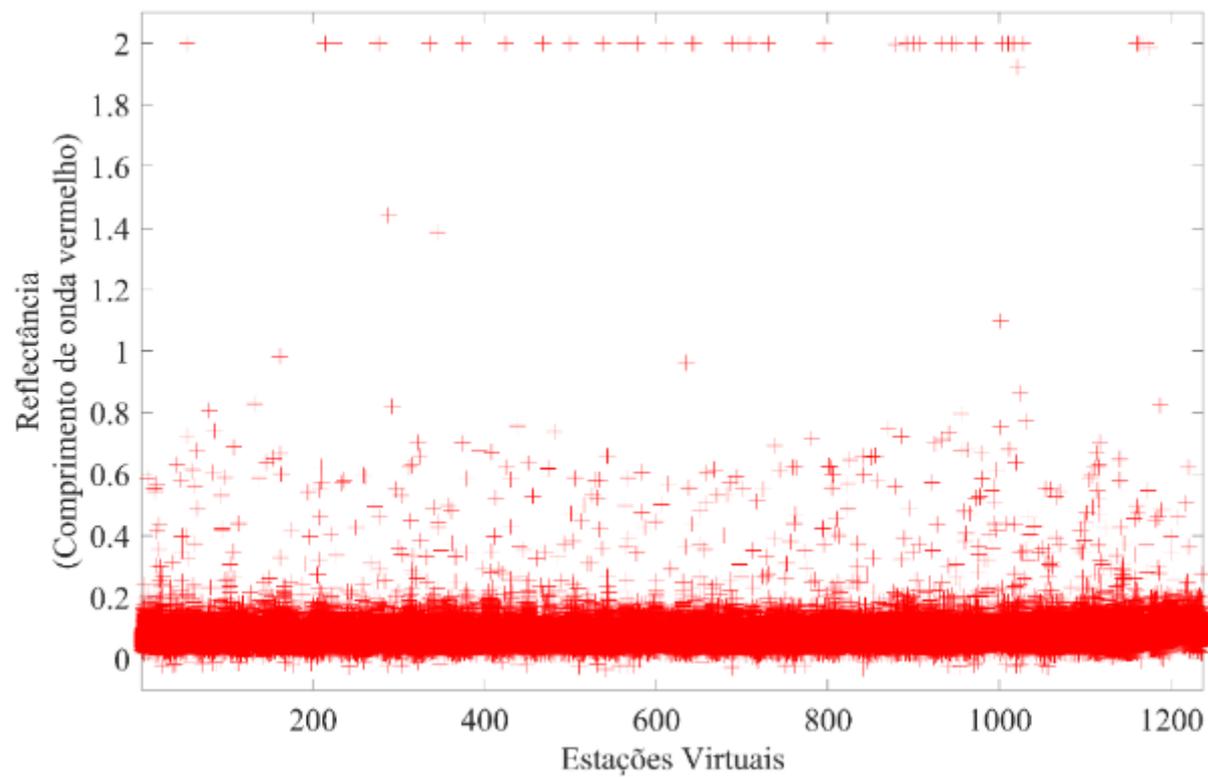


Figura 17. Análise estatística da média da refletância dos pixels encontrada para cada estação virtual

6.3 Ensaio 1: Calibração hidrossedimentológica dos mapas de URHSed versus URH

6.3.1 Calibração hidrológica automática

Conforme apresentado na metodologia, este ensaio foi realizado para avaliar se utilizando o mapa de URHSed é possível obter resultados de calibração hidrológica semelhantes a quando é utilizado o mapa de URH para fins de simulação hidrológica. A Tabela 5 apresenta as médias, medianas e desvio padrão do NSE para todas as estações, para os mapas URH e URHSed, sem e com calibração.

Tabela 5. Avaliação das métricas de desempenho NSE para a modelagem hidrológica com calibração automática

| Métricas de Desempenho | | URH | | URHSed | |
|------------------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | Sem Calibração | Com Calibração | Sem Calibração | Com Calibração |
| NSE | Média | 0,45 | 0,53 | 0,50 | 0,54 |
| | Mediana | 0,48 | 0,56 | 0,53 | 0,56 |
| | Desvio Padrão | 0,22 | 0,15 | 0,17 | 0,17 |

Para o mapa de URH, a Figura 18 apresenta a modelagem hidrológica sem calibração e a Figura 19 apresenta os resultados com calibração. Para o mapa de URHSed, a Figura 20 apresenta os resultados sem calibração, enquanto a Figura 21 apresenta os resultados com calibração. Pode-se observar, a partir da Tabela 5 e das figuras correspondentes, os modelos sem calibração, para o mesmo conjunto de parâmetros, apresentaram desempenho semelhante.

Após a calibração do modelo, foram identificadas melhorias na métrica NSE. Além disso, podemos identificar pelas figuras, antes e após a calibração, que para ambos os mapas (URH e URHSed), houve melhorias no desempenho espacializado das métricas: correlação, NSE, e BIAS, principalmente. Ainda, apesar do desempenho do KGE ter diminuído após a calibração, como se observa pelos mapas, podemos verificar que espacialmente seus valores ainda são coerentes. Por fim, os valores encontrados para ambos os mapas tendem a ser semelhantes.

Sem Calibração – Mapa URH

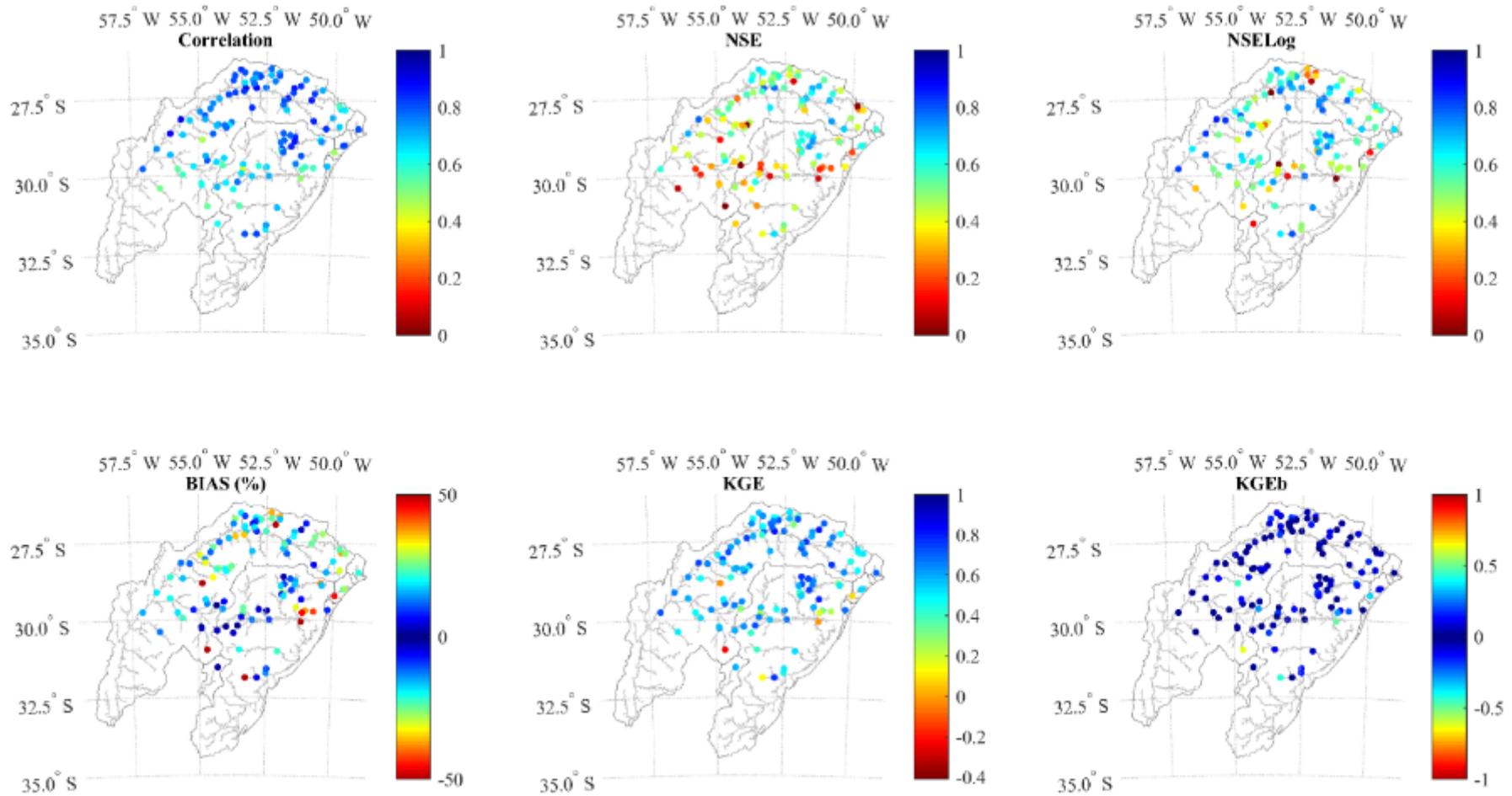


Figura 18. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica sem calibração utilizando mapa de URH. Pontos mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho.

Após Calibração – Mapa URH

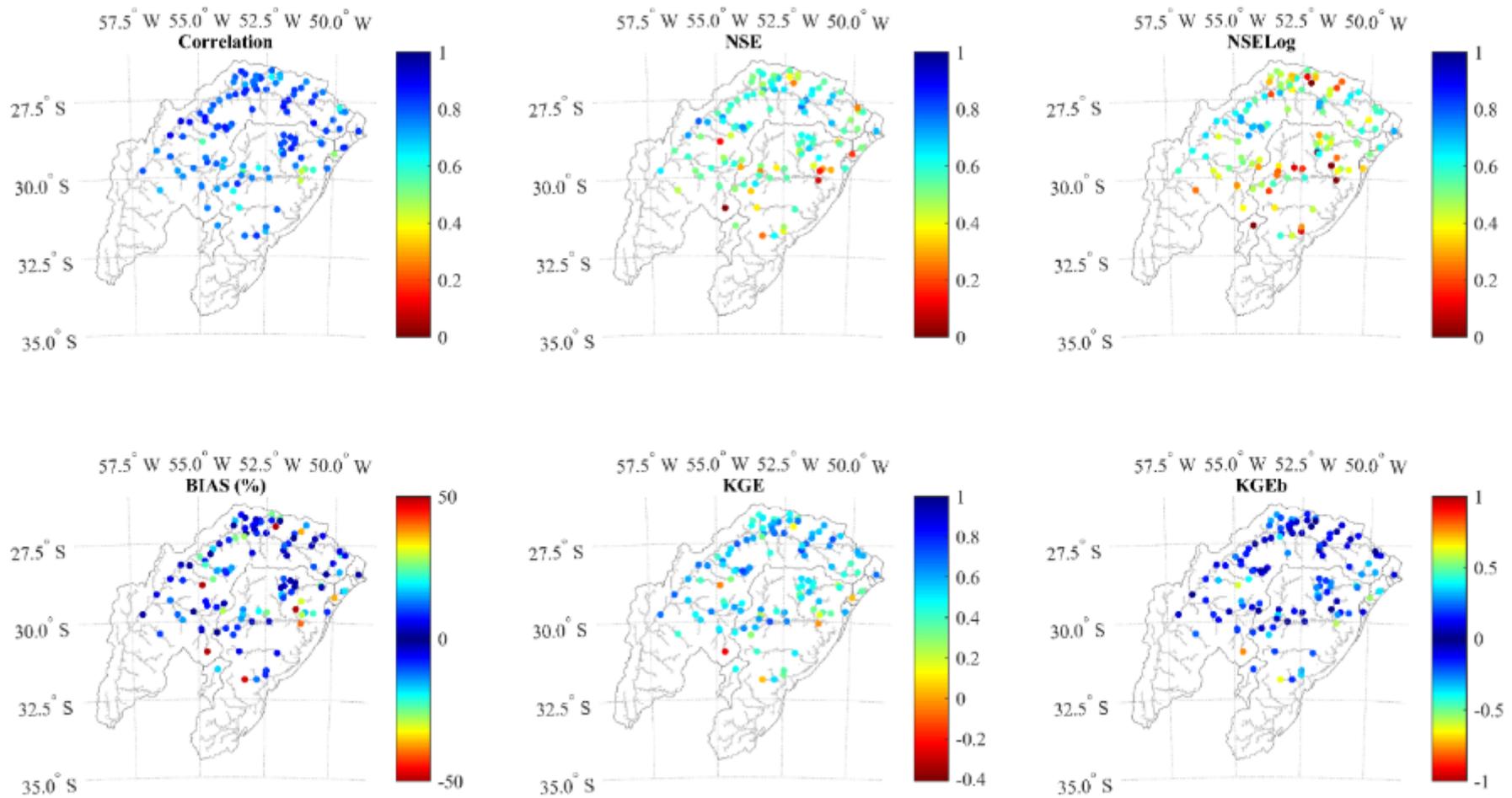


Figura 19. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica com calibração utilizando o mapa de URH. Pontos mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho.

Sem Calibração – Mapa URHSed

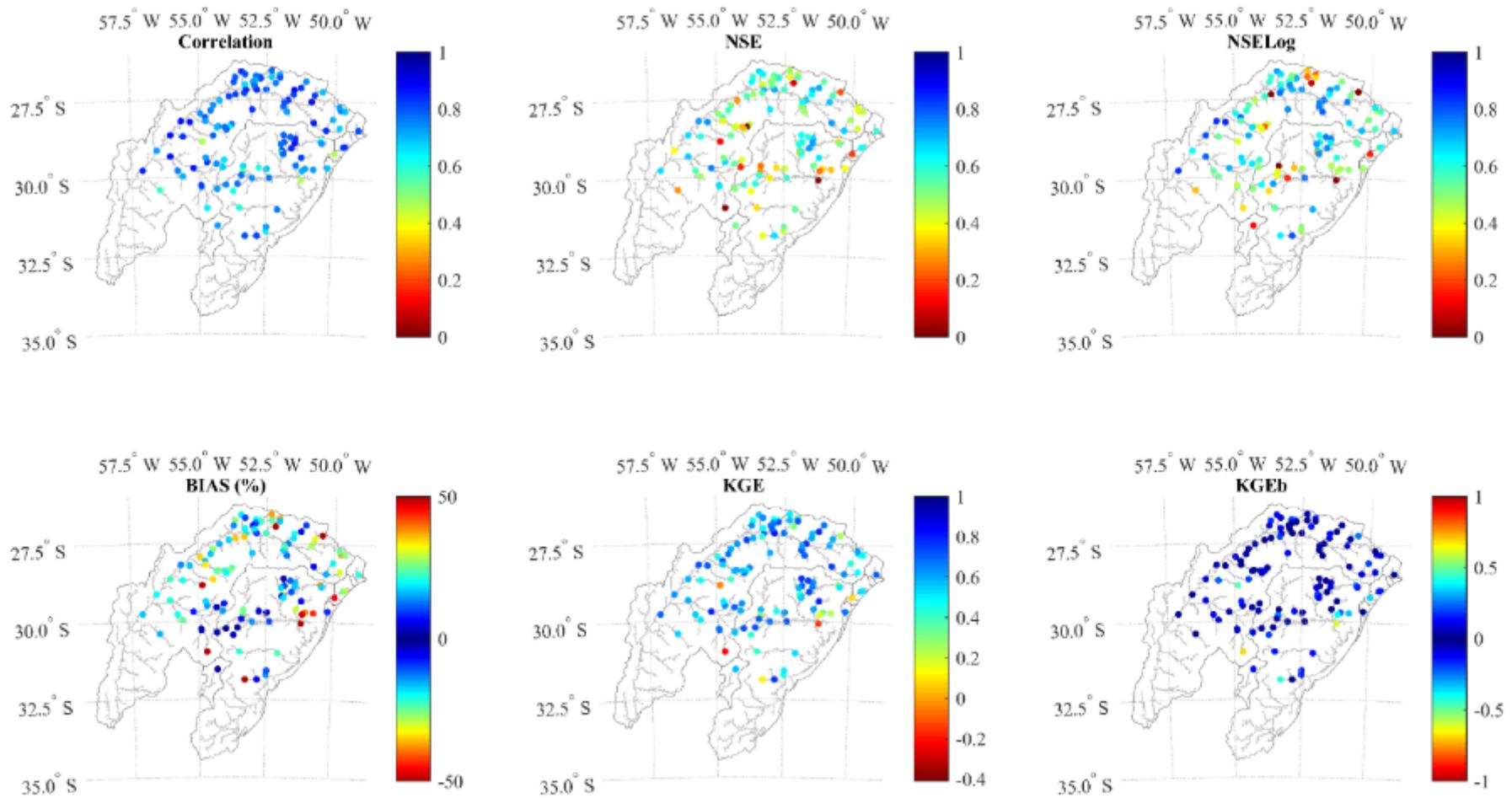


Figura 20. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE e KGEb para modelagem hidrológica sem calibração utilizando o mapa de URHSed. Valores mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho.

Após Calibração – Mapa URHSed

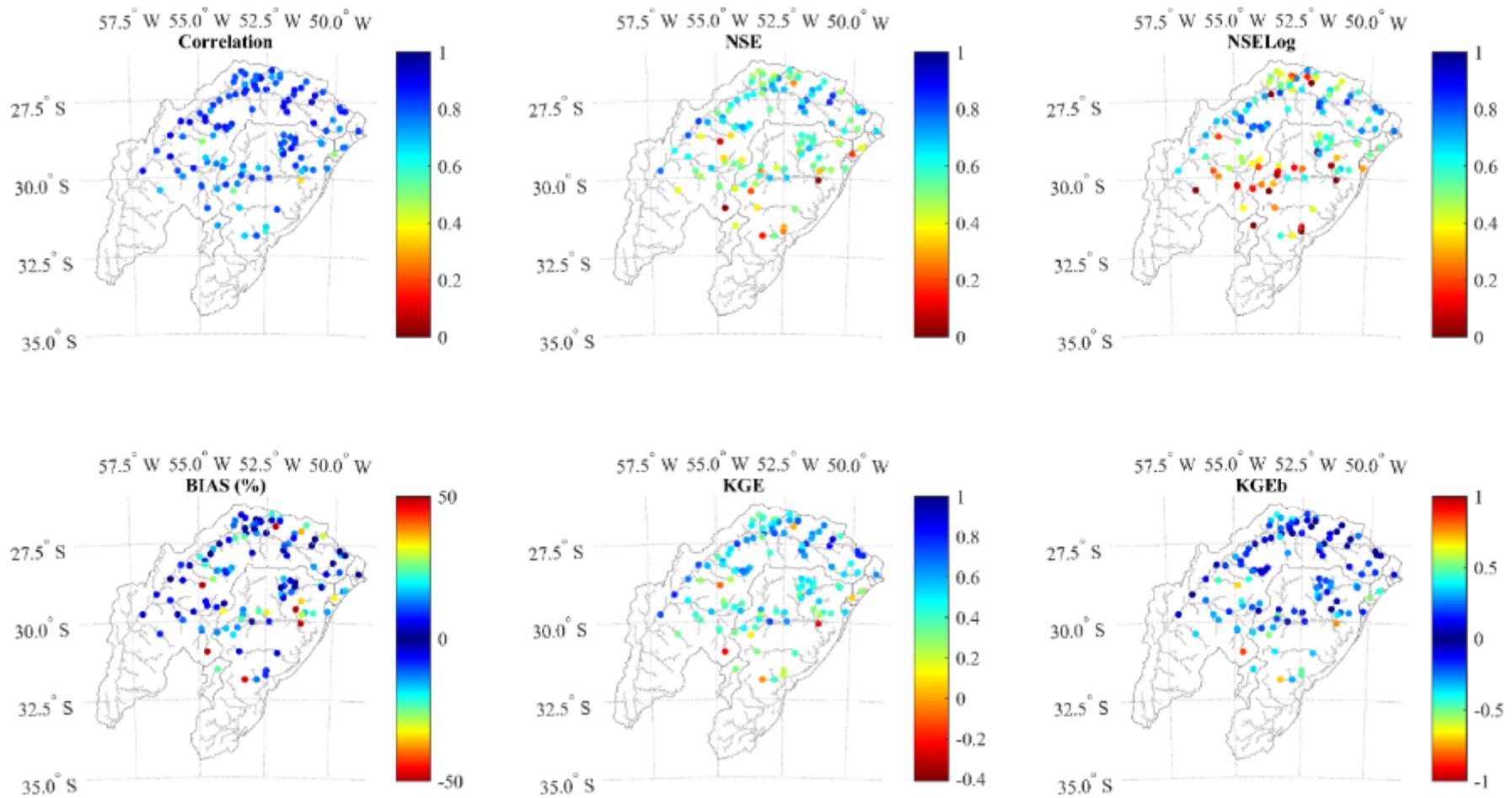


Figura 21. Valores espacializados de correlação, NSE, NSELog, BIAS, KGE, KGEb para modelagem hidrológica com calibração utilizando o mapa de URHSed. Valores mais próximos de azul são considerados melhor desempenho, enquanto pontos mais próximos de vermelho são considerados pior desempenho.

6.3.2 Ensaio de calibração hidrossedimentológica

O objetivo deste teste foi avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos, utilizando o mapa de URHSed, possibilitou uma melhora na performance do modelo hidrossedimentológico. A Figura 22 apresenta os resultados encontrados para a concentração de sedimentos em suspensão antes e após a calibração. Pode-se observar que, ao calibrar o modelo com CSS, houve uma melhora utilizando ambos os mapas (segunda coluna). Foi possível identificar a diminuição dos pontos de outliers nos resultados de concentração de sedimentos em suspensão, calibrando o modelo com o mapa de URH e URHSed, com CSS e QSS.

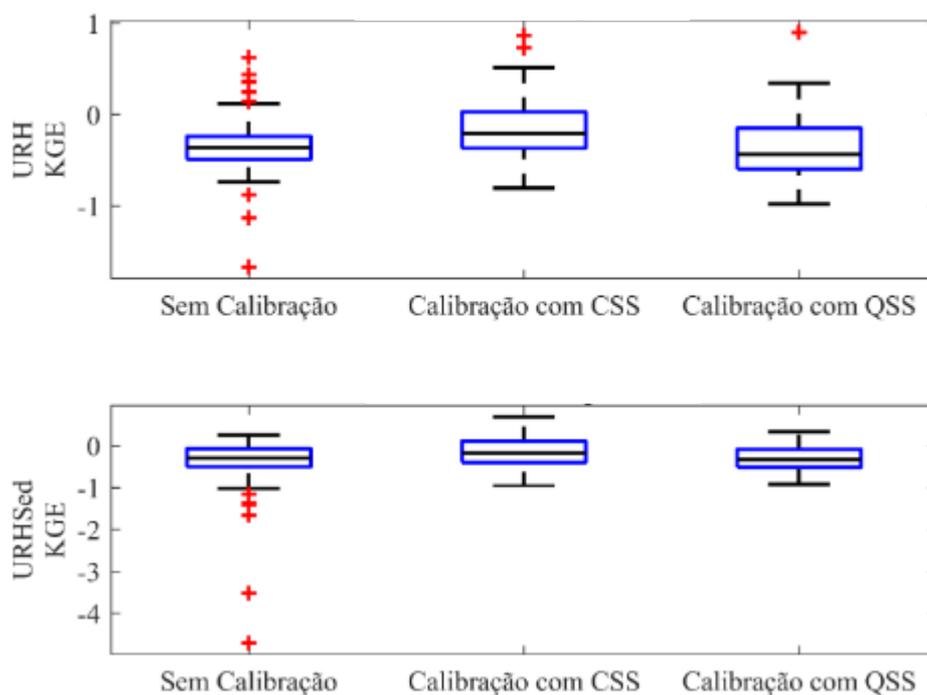


Figura 22. Resultados comparativos entre os mapas para a concentração de sedimentos em suspensão.

A Figura 23 apresenta os resultados encontrados para a descarga sólida em suspensão antes e após a calibração. Pode-se observar que, utilizando o mapa de URH, que possui foco nos processos hidrológicos, não houve melhorias nos resultados de descarga sólida em suspensão, nem ao calibrar o modelo com CSS, nem ao calibrar com QSS. Além disso, o mapa de URH mostra potencial de piorar pontos de outliers, enquanto o mapa de URHSed mostra potencial de melhorar esses pontos. Para o mapa de URHSed, podemos verificar que houve melhoras para a descarga sólida em suspensão após a calibração do modelo.

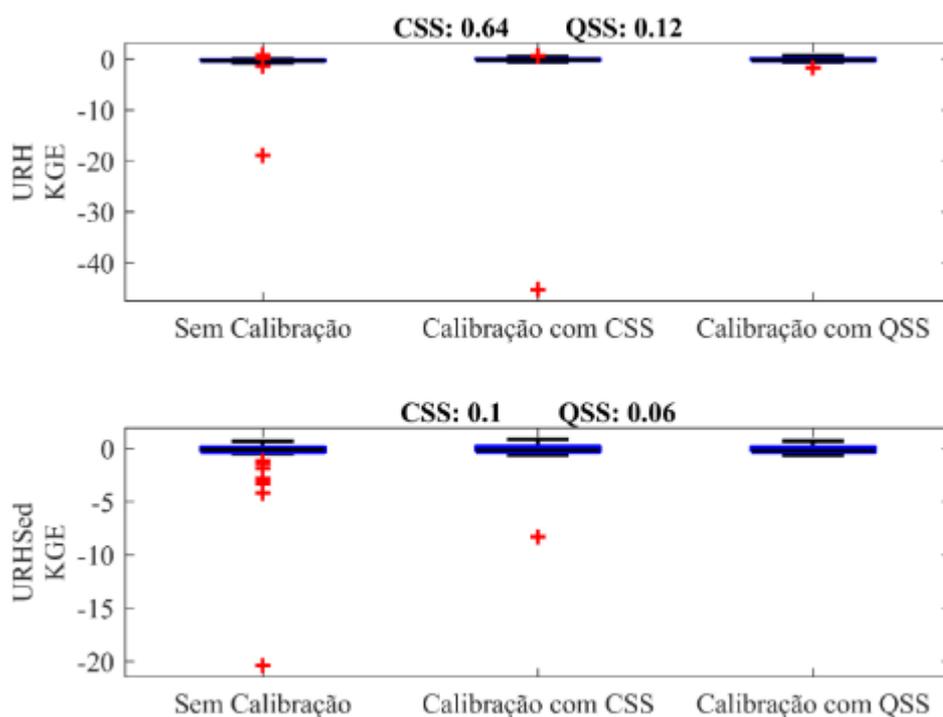


Figura 23. Resultados comparativos entre os mapas para a descarga sólida em suspensão. Os valores em destaque é o p-value do teste de significância realizado com os resultados obtidos pelas calibrações em relação aos valores encontrados sem calibração.

Para visualização espacial dos resultados obtidos pelas calibrações com ambos os mapas, a Figura 24 apresenta os resultados de KGE obtidos para a variável CSS. A Figura 25 apresenta os resultados de KGE obtidos para a variável QSS.

Para os resultados de concentração de sedimentos em suspensão, o mapa de URHSed apresentou desempenho melhor espacialmente, utilizando ambas as calibrações com as variáveis CSS e QSS. Para os resultados de descarga sólida em suspensão, os valores distribuídos espacialmente se apresentaram mais homogêneos. Isso pode ocorrer devido a uma melhor representação dos processos hidrossedimentológicos, pois foram unificadas regiões que possuem solos com erodibilidade semelhante. Contudo, os resultados mostram uma potencialidade, e que a utilização da URHSed pode ser interessante, entretanto, não explica todas as particularidades da discretização do modelo, sendo necessário mais ensaios com diferentes escalas, que estavam fora do escopo desse trabalho, para obter maiores conclusões.

Concentração de sedimentos em suspensão

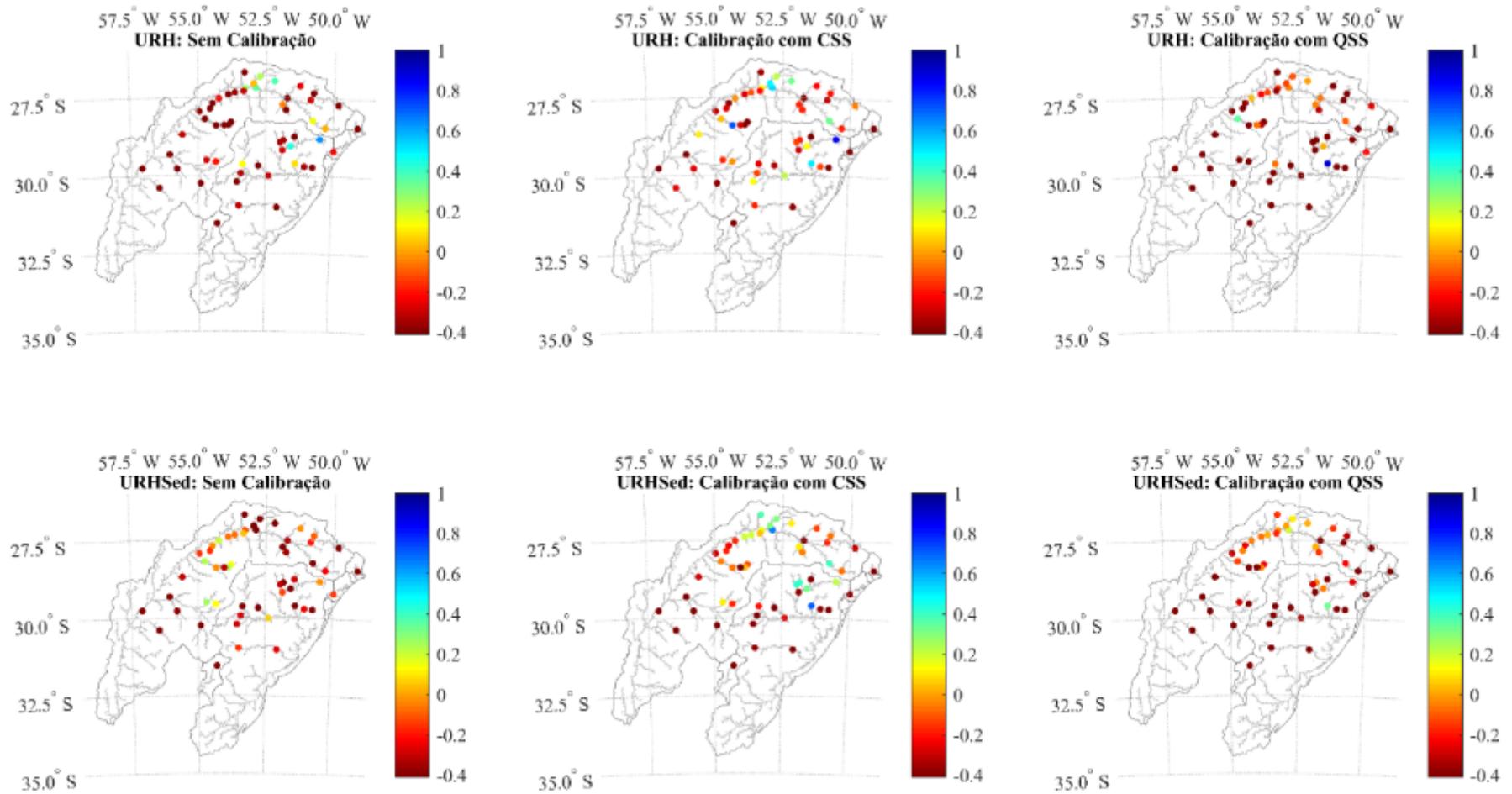


Figura 24. Valores de KGE espacializados para a concentração de sedimentos em suspensão

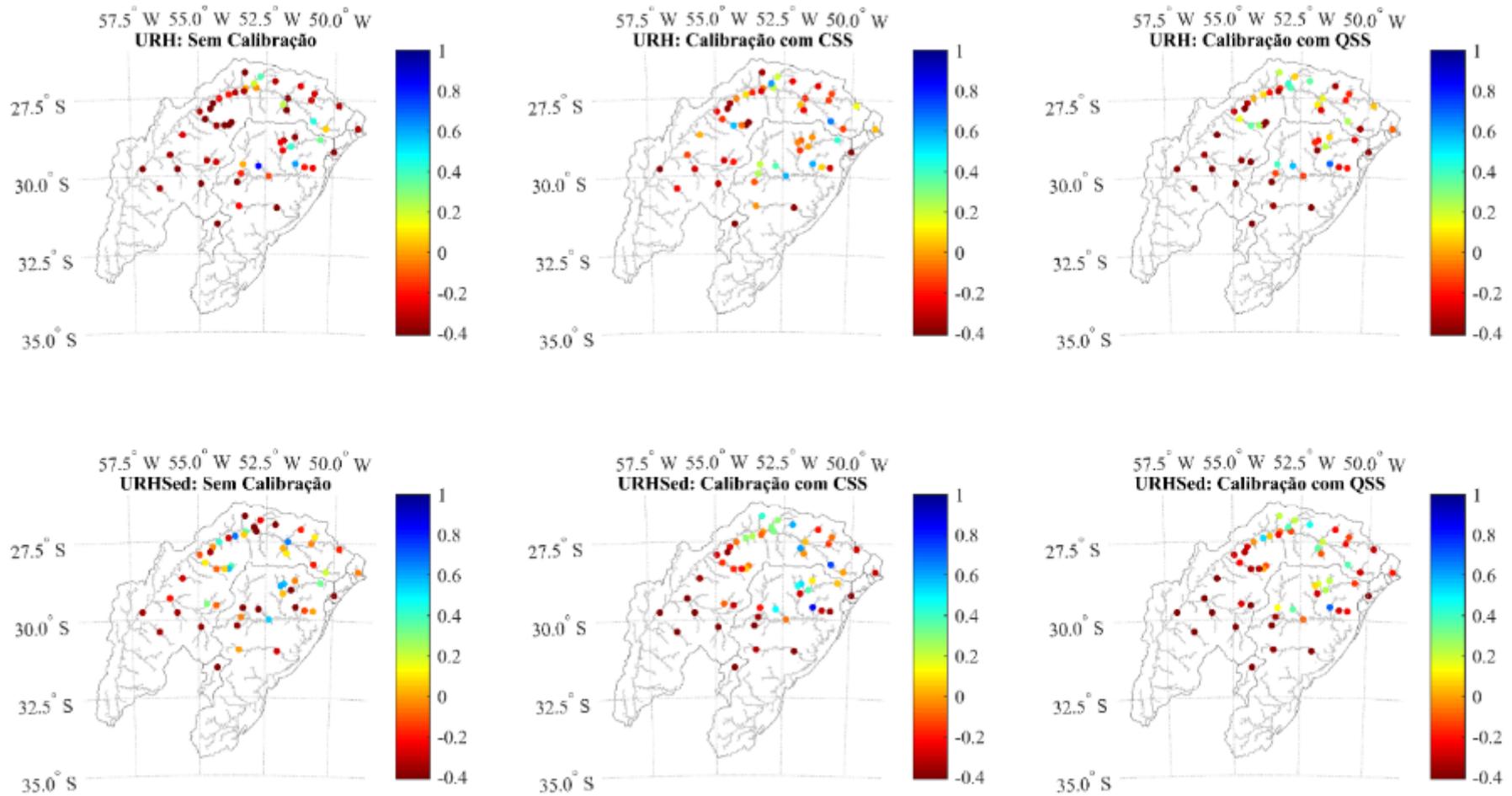
Descarga sólida em suspensão

Figura 25. Valores de KGE espacializados para a descarga sólida em suspensão

6.4 Ensaio 2: Modelagem hidrossedimentológica com diferentes variáveis de calibração

Para avaliar se utilizar dados in situ e dados de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas, foram realizados cinco testes com diferentes variáveis de calibração. A seguir são apresentados os resultados de calibração e validação hidrológica e hidrossedimentológica desse experimento.

6.4.1 Calibração do modelo hidrológico do RSH com mapa de URHSed

Para realizar os ensaios de calibração do modelo hidrossedimentológico, foi realizada uma calibração manual mais refinada do modelo hidrológico, utilizando o mapa de URHSed. Os parâmetros encontrados na calibração do modelo se encontram no Apêndice I.

A Tabela 6 apresenta a média das métricas utilizadas para avaliar o modelo hidrológico, para o período de 2000 até 2010, sem e com calibração. Pode-se observar que o modelo apresentou um desempenho médio melhor após o processo de calibração, principalmente relativo aos valores de NSE, que passaram de 0,25, em média, para 0,61, após a calibração. Além disso, os valores de BIAS apresentaram uma melhora no desempenho, em valores médios absolutos, de 17% de erro volumétrico para 10% de erro volumétrico após a calibração.

Tabela 6. Média das métricas de avaliação da modelagem hidrológica manual, realizada no segundo experimento, para o período de 2000 até 2010

| Média das Métricas de Avaliação | Sem Calibração | Com Calibração |
|--|-----------------------|-----------------------|
| Correlação | 0,74 | 0,81 |
| NSE | 0,25 | 0,61 |
| NSELog | 0,44 | 0,62 |
| BIAS | 17% | 10% |
| KGE | 0,52 | 0,65 |

Além disso, a Figura 26 apresenta as métricas de avaliação do modelo sem calibração de forma especializada, para toda região de estudo, enquanto a Figura 27 apresenta os resultados obtidos para o modelo após a calibração.

Modelagem Hidrológica – Sem Calibração

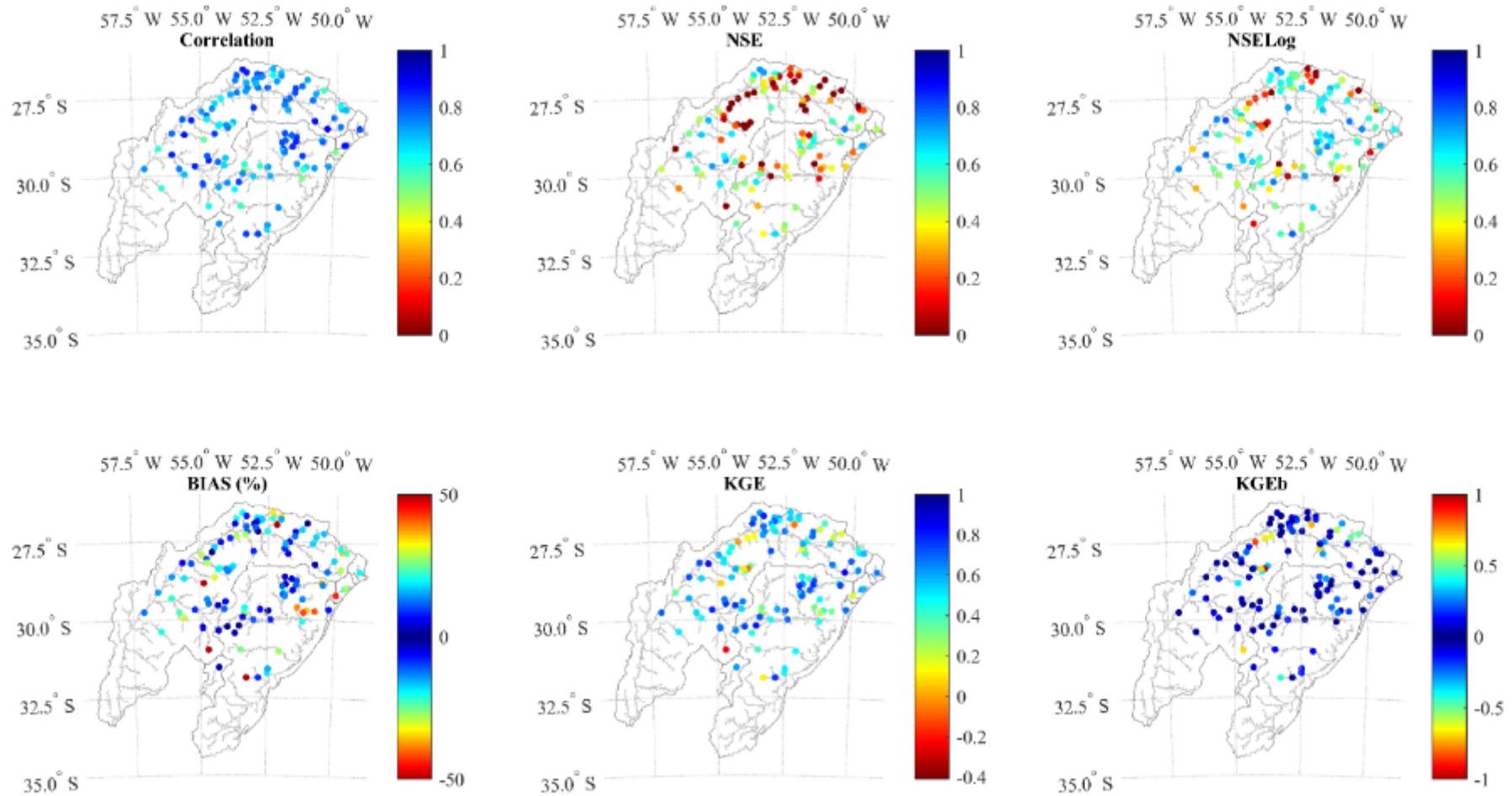


Figura 26. Modelagem hidrológica do RSH sem calibração para o período de 2000 até 2010

Modelagem Hidrológica – Com Calibração

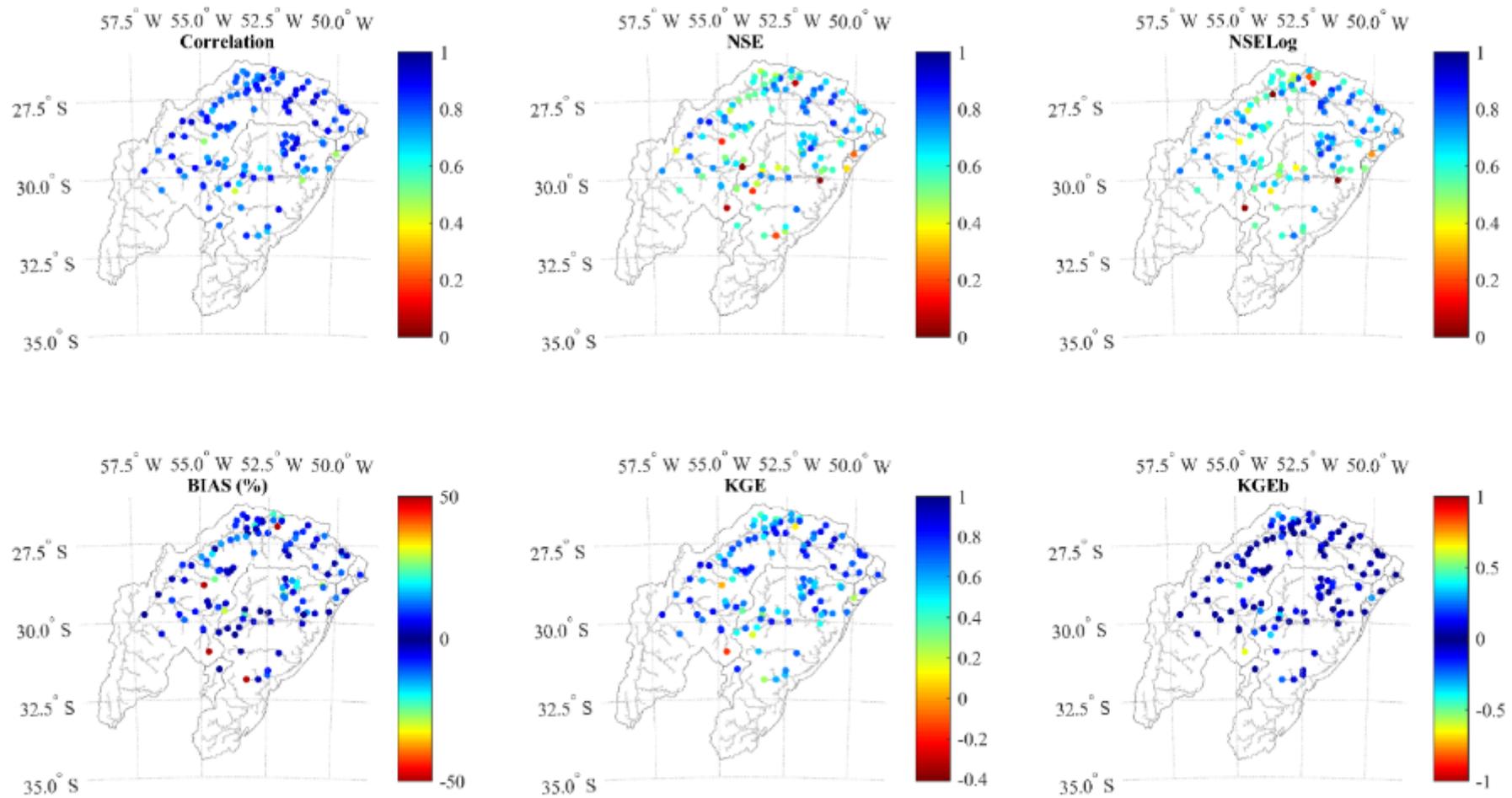


Figura 27. Modelagem hidrológica do RSH após calibração para o período de 2000 até 2010

Podemos verificar que as médias das métricas de avaliação corroboram com os resultados encontrados nas figuras, de que houve uma melhoria global, de forma especializada, no modelo após a calibração. Além disso, após a calibração, a maior parte dos postos fluviométricos apresentaram uma melhoria no desempenho do modelo, sendo que as localidades que não apresentaram um desempenho tão satisfatório se encontram em regiões de menores áreas de drenagem. Ao longo das etapas de calibração, foram realizadas análises qualitativas e quantitativas. Além de verificar as métricas estatísticas, também foram analisados os hidrogramas gerados pelo modelo, para verificar se há coerência com os resultados observados. Como o objetivo principal é analisar a dinâmica dos sedimentos, a calibração seguiu uma tendência de priorizar os picos de vazão, que são os momentos onde ocorre a maior produção dos sedimentos (XIA et al., 2013).

Entre a Figura 28 até a Figura 30 são apresentados hidrogramas de três estações fluviométricas, em regiões de relevância da bacia do rio Uruguai, após a calibração do modelo hidrológico. A estação fluviométrica 73550000 (Figura 28) está localizada numa região que possui uma área de drenagem de aproximadamente 53 mil km², localizada após a hidrelétrica de Itá, região mais ao norte do Rio Grande do Sul. Podemos verificar que as métricas de avaliação, após a calibração, apresentaram bom desempenho no modelo. Além disso, o hidrograma simulado apresenta coerência com o hidrograma observado.

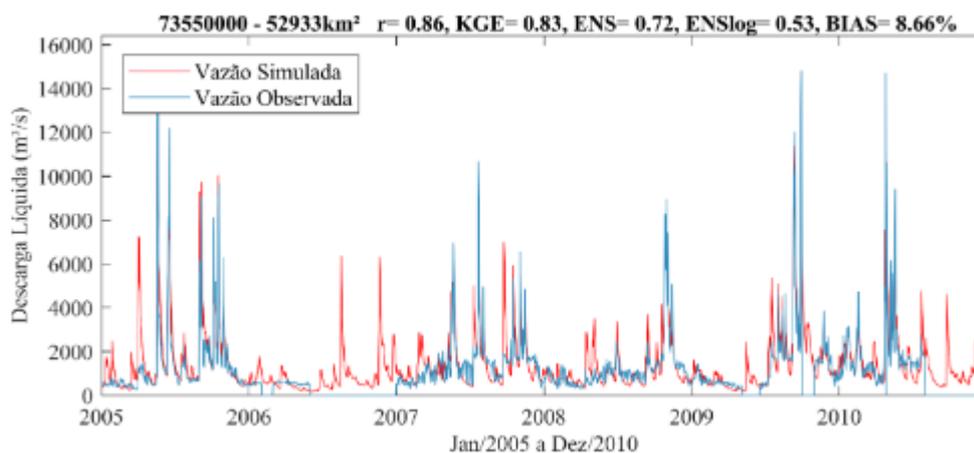


Figura 28. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 73550000 (após hidrelétrica de Itá)

As estações 75780000 (Figura 29), localizada próxima ao município de São Borja/RS, e 77150000 (Figura 30), localizada próxima ao município de Uruguaiana/RS, também apresentaram um desempenho melhor após a calibração do modelo. Além disso, os hidrogramas apresentaram coerência entre as vazões simuladas e observadas. Na bacia da Laguna dos Patos,

foram selecionadas as estações fluviométricas 85900000, 86720000 e 87905000. A estação fluviométrica 85900000 (Figura 31), fica localizada no rio mais importante da bacia, o rio Jacuí, em seu trecho baixo. Essa estação realiza medições numa área de drenagem de aproximadamente 40 mil km². O hidrograma simulado está coerente com o hidrograma observado nesse trecho. A estação 86720000 (Figura 32), fica localizada no Rio Taquari-Antas, e realiza medições numa localidade que possui uma área de drenagem de aproximadamente 20 mil km². Já a estação 87905000 (Figura 33), localizada no Rio Camaquã, realiza medições numa localidade que possui uma área de drenagem de 16 mil km². Como podemos observar pelas métricas de avaliação do modelo, após a calibração, e pelos hidrogramas, as vazões estão coerentes entre si, buscando representar da melhor forma possível os picos de vazão.

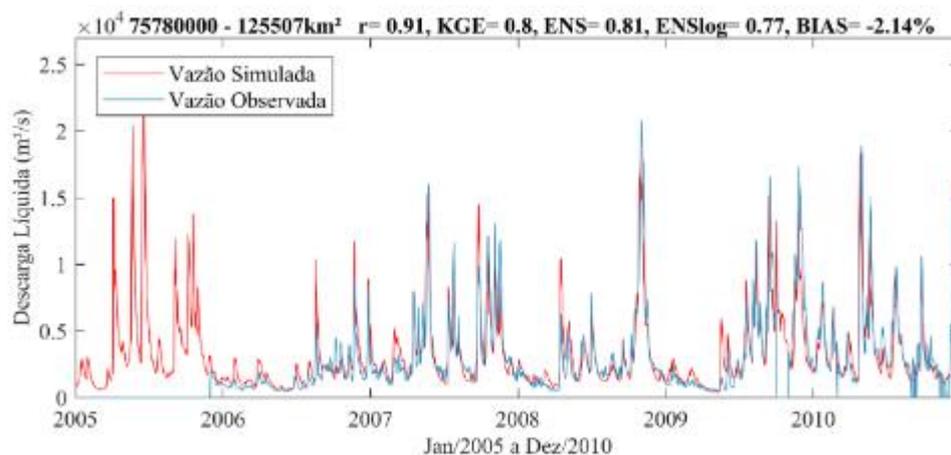


Figura 29. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 75780000 (São Borja)

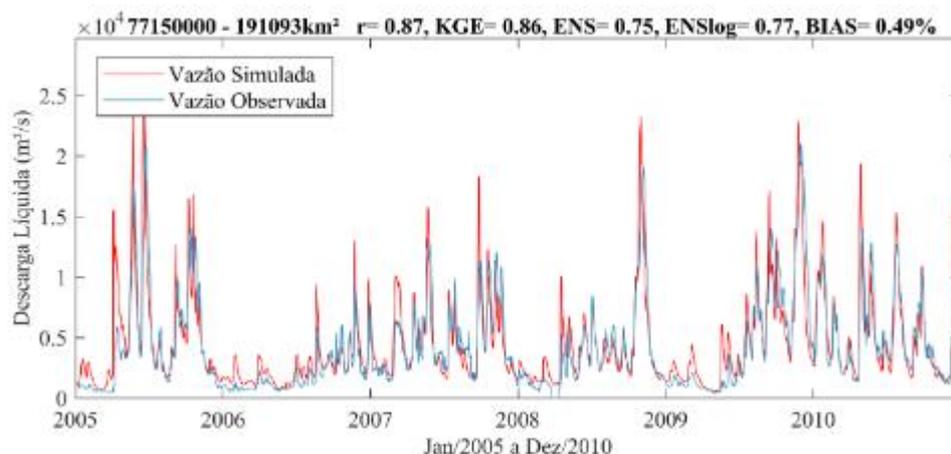


Figura 30. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 77150000 (Uruguaiana)

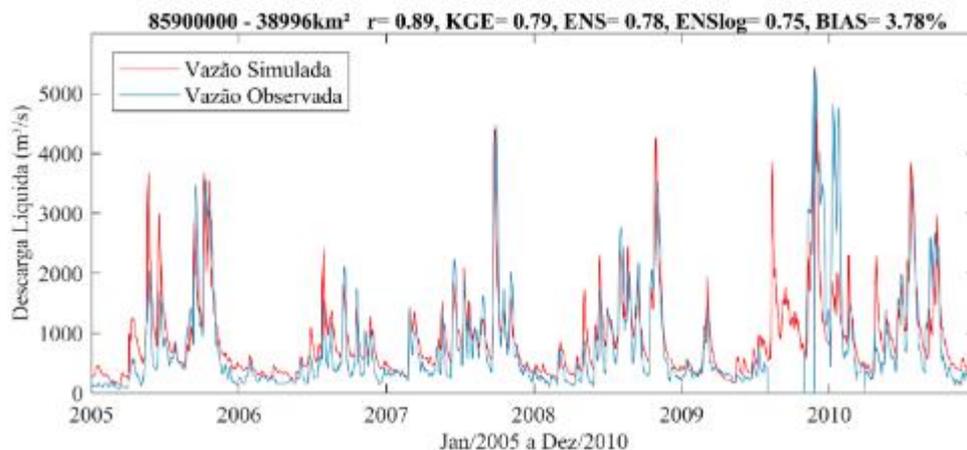


Figura 31. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 85900000 (Rio Jacuí)

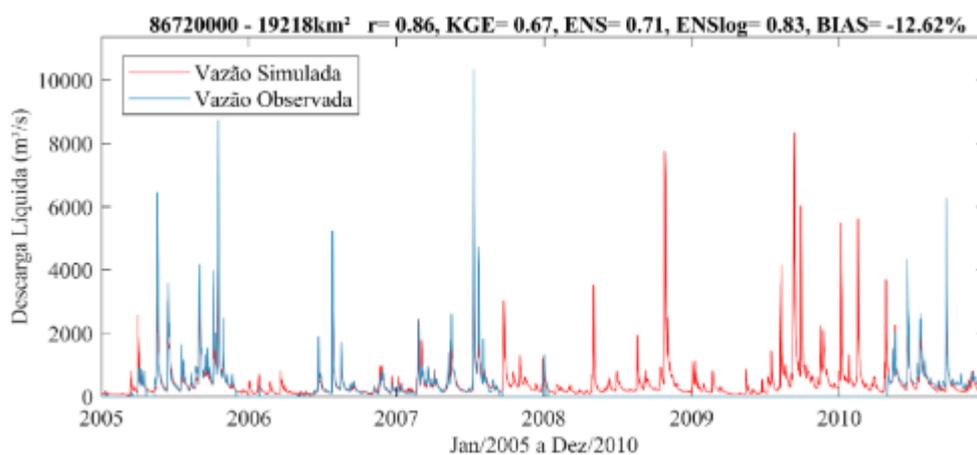


Figura 32. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 86720000 (Rio Taquari-Antas)

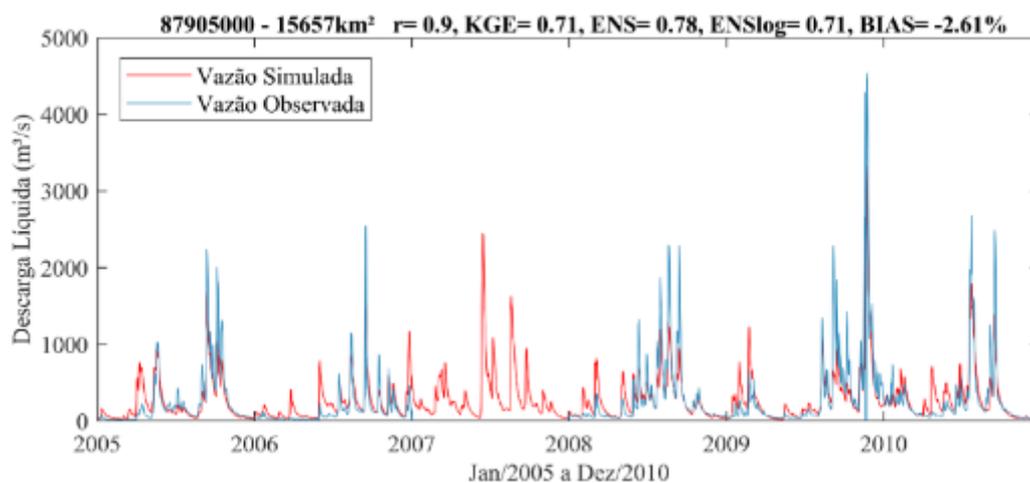


Figura 33. Hidrograma do modelo hidrológico regional do Rio Grande do Sul para estação 87905000 (Rio Camaquã)

6.4.2 Validação do modelo hidrológico do RSH com mapa de URHSed

A validação do modelo hidrológico foi realizada no período entre 1990 e 1999. A Tabela 7 apresenta a média das métricas de avaliação do modelo para o período. Pode-se observar, a partir dos dados estatísticos, que houve uma melhoria do modelo, após a calibração, no período de validação também. O BIAS, contudo, não apresentou uma melhora muito significativa no desempenho para o período de validação, como ocorreu no período de calibração.

Tabela 7. Média das métricas de avaliação utilizadas para verificar o modelo, para o período de 1990 até 1999

| Média das Métricas de Avaliação | Sem Calibração | Com Calibração |
|--|-----------------------|-----------------------|
| Correlação | 0,73 | 0,81 |
| NSE | 0,32 | 0,61 |
| NSELog | 0,47 | 0,61 |
| BIAS | 17% | 15% |
| KEGE | 0,54 | 0,61 |

De forma geral, o modelo hidrológico, apesar de apresentar uma calibração satisfatória para maior parte da bacia, ainda possui limitações, principalmente para bacias de áreas de drenagem menores de 1.000 km². Além disso, apesar de termos verificado que a maioria dos hidrogramas apresentavam coerência entre os dados simulados e observados, ainda foram verificadas estações fluviométricas nas quais os hidrogramas não representaram bem o regime hidrológico, principalmente nas épocas dos picos de vazão.

6.4.3 Ensaios de calibração do modelo hidrossedimentológico

Com os resultados do modelo hidrológico, apresentados anteriormente, realizamos os testes de calibração do modelo hidrossedimentológico, com a finalidade de que houvesse o mínimo de viés possível a partir do modelo hidrológico. Dessa forma, foi possível verificar o desempenho do modelo de sedimentos, a partir da calibração do modelo hidrossedimentológico.

Ao todo, foram realizados cinco ensaios de calibração do modelo hidrossedimentológico. Esses testes foram realizados de forma automática, utilizando informações de concentração de sedimentos em suspensão (CSS), descarga sólida em suspensão (QSS) e dados de reflectância da banda vermelha do sensor TM a bordo do Landsat 5 (Reflec). Além disso, foram realizados testes combinando dados de concentração ou descarga sólida em conjunto com os dados de

reflectância. A Figura 34 apresenta os resultados estatísticos dos testes de calibração do modelo hidrossedimentológico realizados de acordo com a Tabela 4. O resultado estatístico possibilita verificar o comportamento das métricas de avaliação do modelo hidrossedimentológico, representadas aqui pelo KGE, uma vez que seus termos foram utilizados nas funções objetivo, para as variáveis de calibração e comparação CSS e QSS, e pela correlação, para os resultados de Reflec.

Na primeira coluna, é apresentado os resultados para o modelo sem calibração. Nas colunas restantes, são apresentados os testes de calibração utilizando a concentração de sedimentos em suspensão (CSS), a descarga sólida em suspensão (QSS), a reflectância na banda do vermelho (Reflec), a concentração de sedimentos em suspensão em conjunto com a reflectância (CSS + Reflec) e a descarga sólida em suspensão em conjunto com a reflectância (QSS + Reflec).

Além disso, cada conjunto horizontal representa o dado observado (in situ ou sensoriamento remoto) que foi utilizado para realizar a comparação entre o dado observado e simulado, sendo os três dados utilizados: a concentração de sedimentos em suspensão (CSS), a descarga sólida em suspensão (QSS) e dados de reflectância. Por exemplo, o retângulo vermelho, em destaque representa, o resultado do KGE dos dados observados em comparação com os dados simulados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS), após a calibração com a variável CSS. Já o retângulo verde representa os resultados de concentração de sedimentos em suspensão para o modelo sem calibração.

A calibração do modelo utilizando a variável CSS apresentou as melhorias do modelo, de forma global, tanto para a concentração de sedimentos em suspensão, quanto para a descarga sólida em suspensão. Podemos verificar esse comportamento a partir da Tabela 8, onde o modelo calibrado com CSS apresentou as melhores médias de KGE, em relação aos outros testes de calibração. Calibrando o modelo com QSS, não houve melhorias do modelo para a concentração de sedimentos em suspensão, contudo, houve melhorias para a descarga sólida em suspensão. Podemos verificar a partir da Tabela 8, que a média do KGE, para a concentração de sedimentos em suspensão, diminuiu em relação ao modelo sem calibração, apesar do bom desempenho do modelo para a descarga sólida. Em relação aos testes de calibração utilizando apenas dados de reflectância, foram observadas melhorias para a concentração de sedimentos e para a descarga sólida em suspensão. Esse melhor desempenho do modelo pode ser observado na Tabela 8, onde é possível verificar que a média do KGE melhorou tanto para a concentração, quanto para a descarga sólida.

Calibração com:

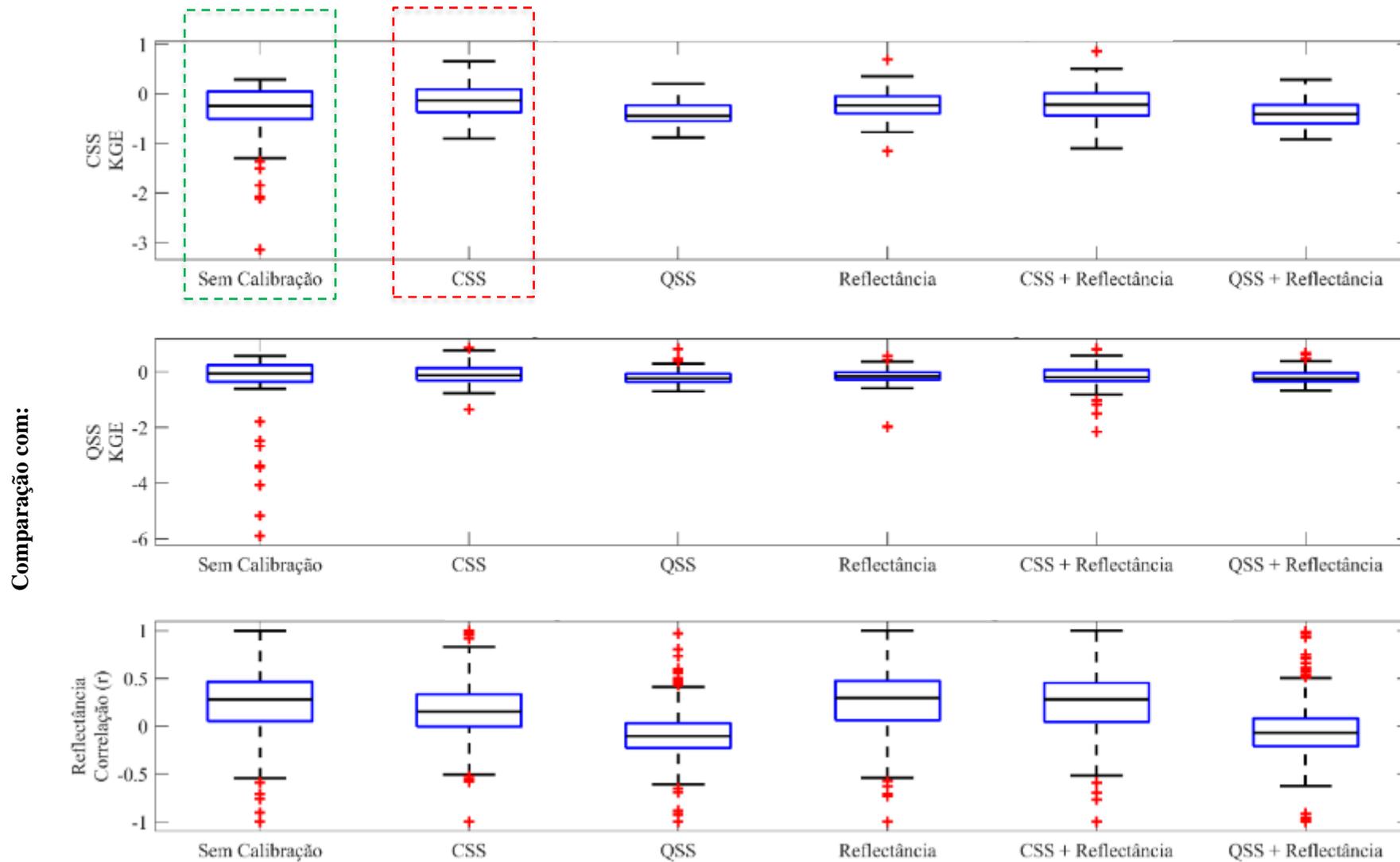


Figura 34. Resultados dos testes de calibração do modelo hidrossedimentológico

Para o teste de calibração utilizando CSS + Reflec, foram observadas melhorias para a concentração de sedimentos em suspensão e para a descarga sólida em suspensão. Pode-se verificar, pela Tabela 8, que o desempenho desse teste ficou entre os resultados encontrados pelo teste de calibração utilizando apenas CSS e utilizando apenas Reflec, sendo um resultado intermediário entre ambos. Por fim, o teste de calibração utilizando QSS + Reflec apresentou melhorias na calibração do modelo para a descarga sólida em suspensão, apresentando um desempenho melhor do que utilizando apenas QSS. Contudo, não apresentou melhorias para a concentração de sedimentos. Valores de KGE superiores a -0,41 significam que o modelo possui melhor desempenho do que utilizar a média dos dados observados (KNOBEN; FREER; WOODS, 2019). Para os valores de reflectância, nenhum dos ensaios de calibração apresentaram uma melhora no desempenho do modelo, à exceção da calibração com a própria.

Tabela 8. Média do KGE em cada ensaio de calibração para as variáveis CSS e QSS

| Ensaio | CSS | QSS |
|-----------------------------------|------------|------------|
| Sem Calibração | -0,40 | -0,51 |
| Calibração com CSS | -0,12 | -0,09 |
| Calibração com QSS | -0,41 | -0,17 |
| Calibração com Reflectância | -0,20 | -0,20 |
| Calibração com CSS + Reflectância | -0,18 | -0,20 |
| Calibração com QSS + Reflectância | -0,40 | -0,15 |

Além das métricas, foi avaliado o desempenho espacial do modelo, utilizando a métrica KGE para a concentração de sedimentos em suspensão (Figura 35) e para a descarga sólida em suspensão (Figura 36). Como podemos verificar nas figuras, as calibrações com CSS, reflectância ou CSS + Reflec apresentaram um desempenho espacializado melhor do que o modelo sem calibração, tanto para a concentração de sedimentos em suspensão, quanto para a descarga sólida. Utilizando apenas o CSS apresenta uma tendência a ter melhores resultados, contudo, está limitado pela abrangência espacial de sua calibração. Utilizando poucas estações fluviométricas para calibrar e comparar o modelo, ele tende a apresentar resultados melhores para esses pontos. Ao utilizar a reflectância em conjunto, que inclui uma análise de mais de mil localidades, percebemos que o modelo ainda apresenta um desempenho semelhante, em relação a calibração para as localidades apenas com estações fluviométricas, contudo, inclui informações de uma área maior. Dessa forma, apresentamos uma abrangência maior dos pontos de calibração e mais informações.

A calibração com a QSS ou QSS + Reflec, contudo, apresentaram um desempenho espacial inferior ao modelo sem calibração, para a concentração de sedimentos (Figura 35). Para a descarga sólida em suspensão (Figura 36), o modelo apresentou melhorias na região onde há maiores informações de dados observados, contudo em outras áreas houve uma diminuição do desempenho. Dessa forma, apesar de melhoras o desempenho para a descarga sólida, os dados de QSS não são tão eficientes para a calibração do modelo, devido ao fato de não apresentarem melhorias para a concentração de sedimentos em suspensão. Além disso, é possível verificar pela Figura 36 que calibrar o modelo regional apenas com dados de CSS ou QSS apresentam melhorias em regiões onde há a maior quantidade de informações. Contudo, ao calibrar o modelo com dados de Reflec, em conjunto, as melhorias do desempenho ocorrem de forma mais homogênea na área de estudo.

Entre a Figura 37 e a Figura 51, são apresentados os hidrossedimentogramas das simulações sem calibração (vermelho), com calibração (marrom) e os dados observados in situ e de sensoriamento remoto (asteriscos pretos), para cada um dos experimentos e para cada uma das variáveis (concentração de sedimentos em suspensão, descarga sólida em suspensão e reflectância). Foram escolhidas seis estações sedimentométricas para apresentação dos resultados. Na bacia do rio Uruguai, foi escolhida a estação 73550000, logo após o reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá, no norte do estado do Rio Grande do Sul, a estação virtual referente é a 8488. A estação 76800000, localizada no rio Ibicuí, com a estação virtual de número 8395. E a estação 77150000, localizada na cidade de Uruguaiana, com estação virtual de número 8597. Para a bacia da Laguna dos Patos, foram analisadas três estações sedimentométricas. No Rio Jacuí, foi utilizada a estação 85900000, com estação virtual 8428. No Rio Taquari-Antas, foi escolhida a estação sedimentométrica 86470000, com a estação virtual 8230. Por fim, foi escolhida a estação sedimentométrica 87905000, no Rio Camaquã, com a estação virtual 8317.

Em geral, os hidrogramas, em conjunto com os mapas mostrados anteriormente, mostram compatibilidade com a análise estatística apresentada na Figura 34. Podemos verificar que pontos que representam maiores outliers do KGE, como os encontrados antes da calibração para a estação fluviométrica 73550000, foram melhorados em todos os testes. Todavia, para alguns pontos, que já possuíam uma boa representação na avaliação estatística das métricas antes da calibração, como para a estação sedimentométrica 86470000 (rio Taquari), houve uma diminuição no desempenho da métrica após a calibração.

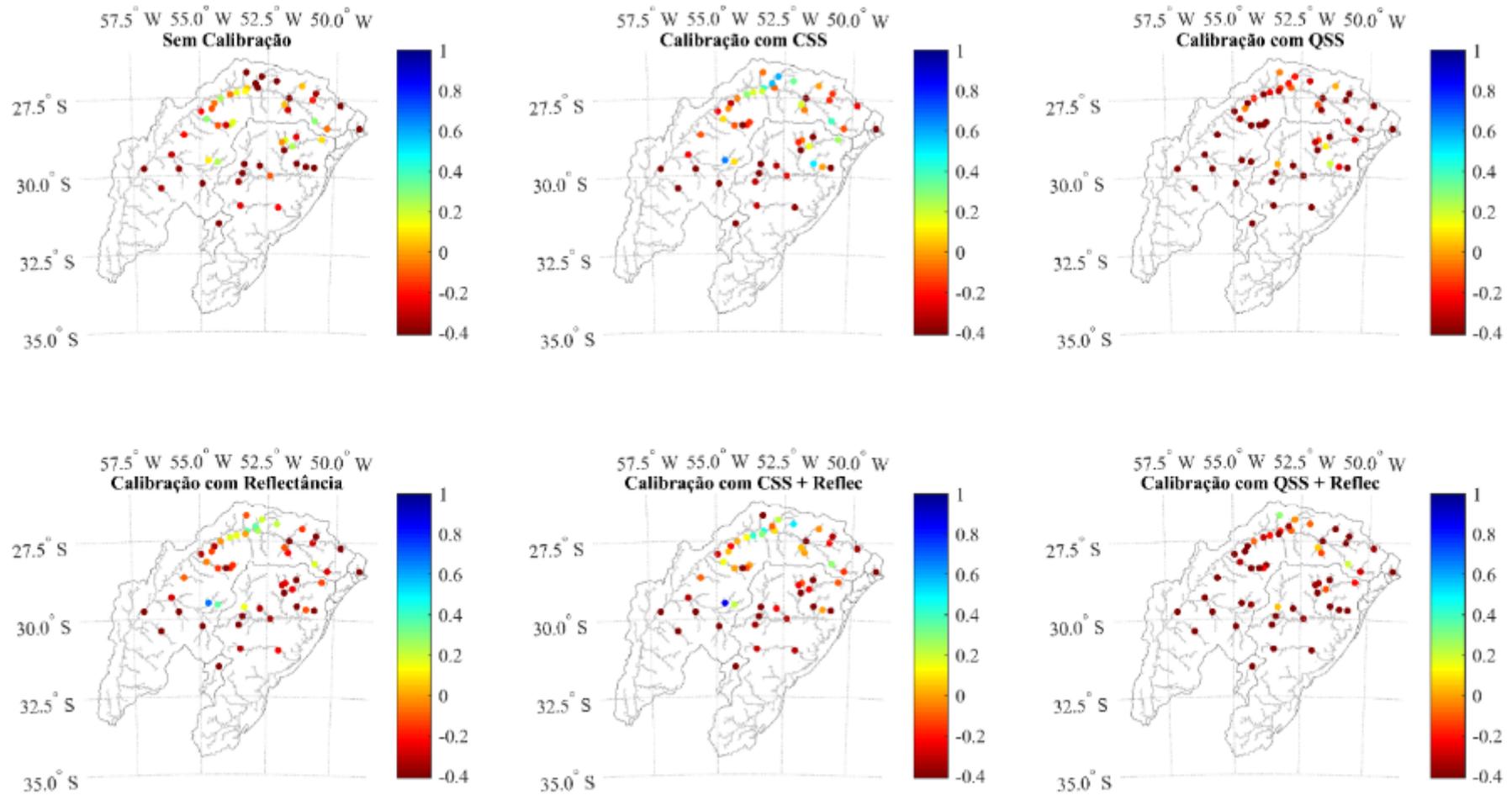
Concentração de sedimentos em suspensão

Figura 35. Avaliação do KGE para a concentração de sedimentos em suspensão para os ensaios de calibração

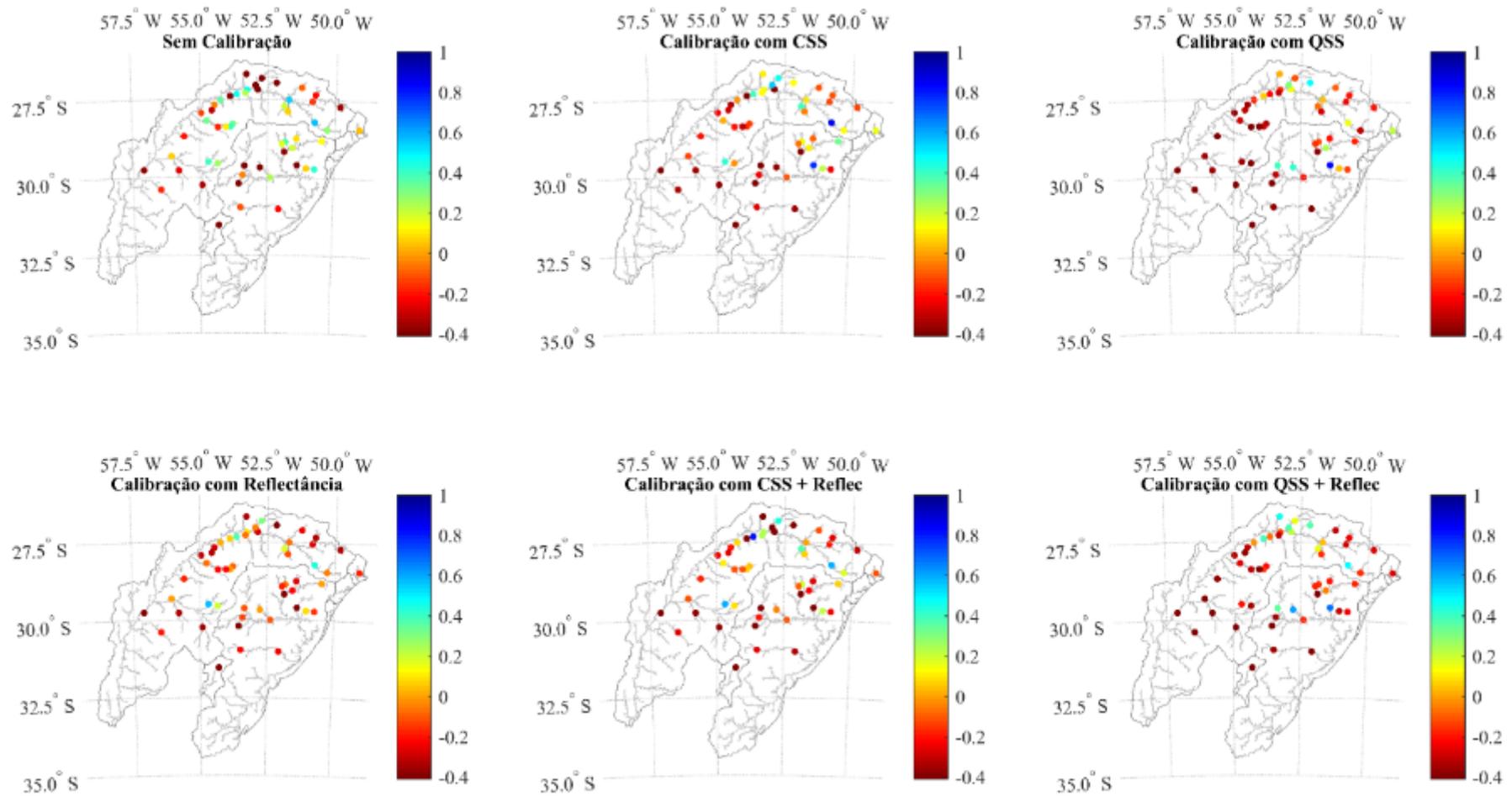
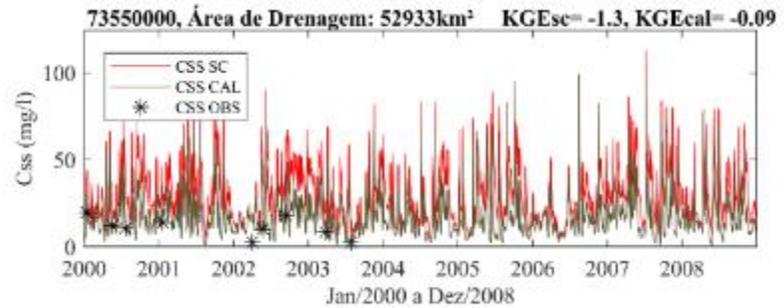
Descarga sólida em suspensão

Figura 36. Avaliação do KGE para a descarga sólida em suspensão para os ensaios de calibração

Concentração de sedimentos em suspensão: Calibração com CSS

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

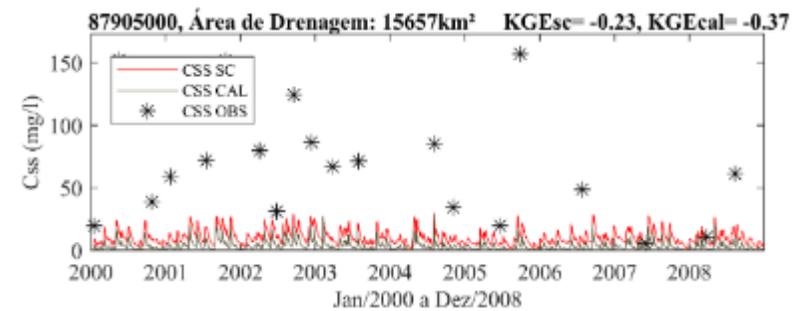
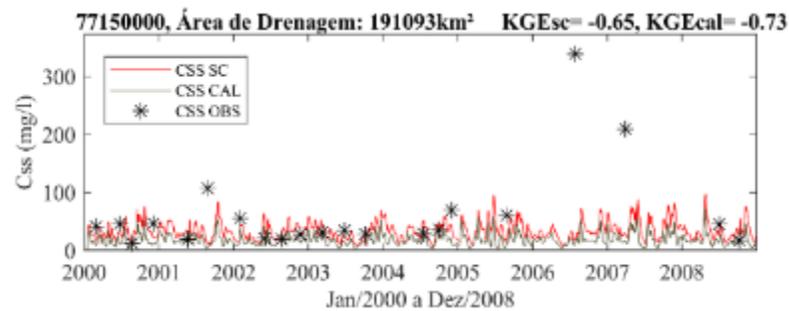
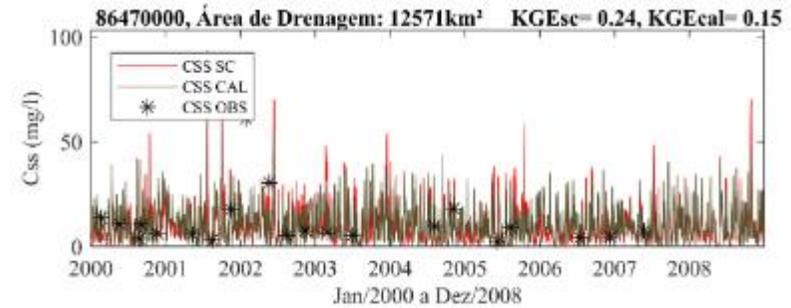
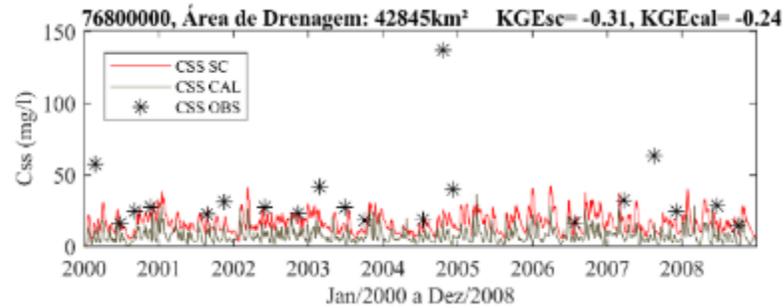
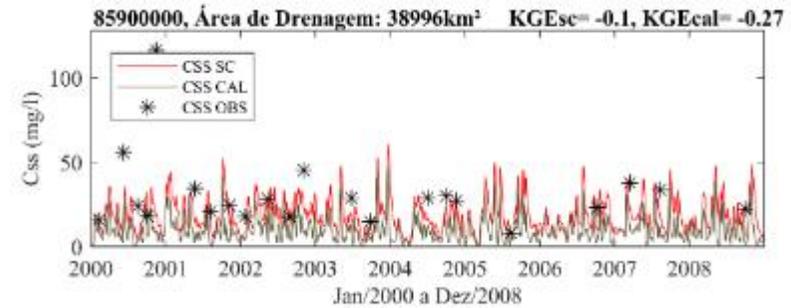
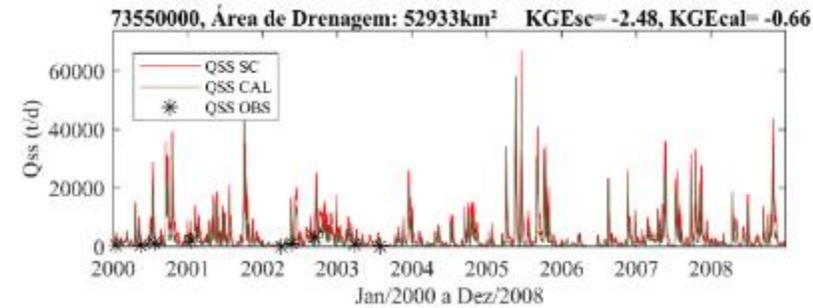


Figura 37. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com CSS (período 2000 até 2010)

Descarga sólida em suspensão: Calibração com CSS

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

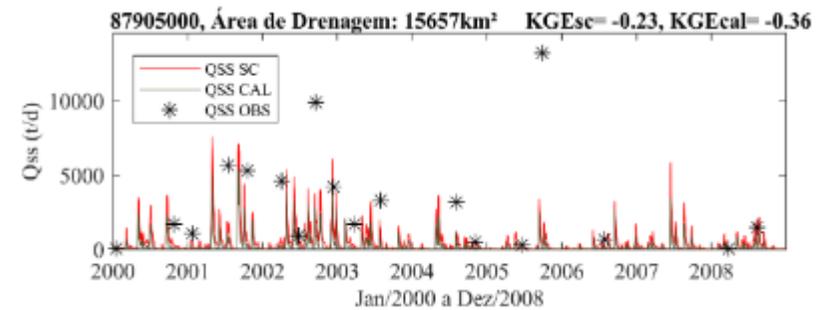
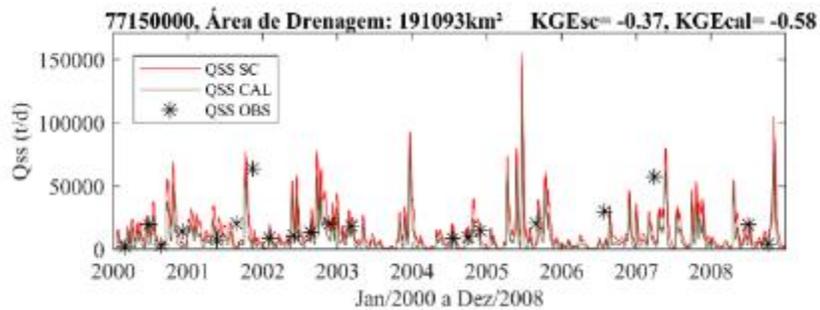
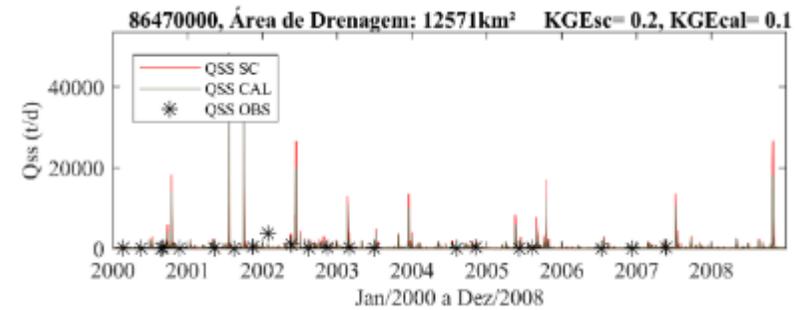
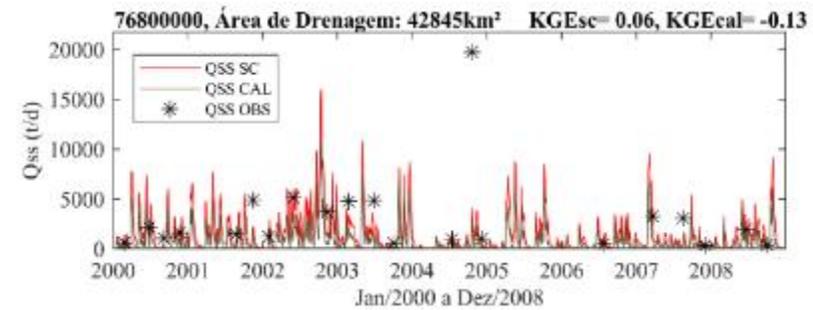
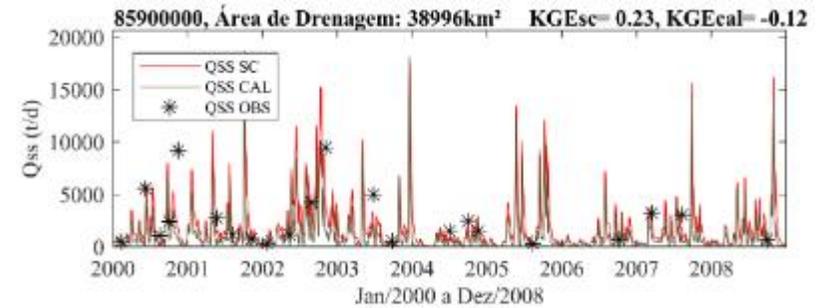
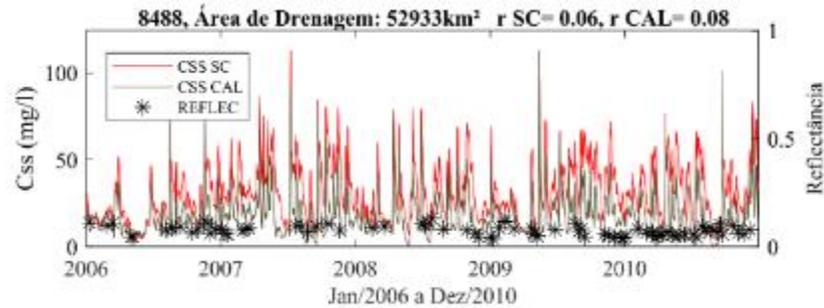


Figura 38. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com CSS (período 2000 até 2010)

Reflectância: Calibração com CSS

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

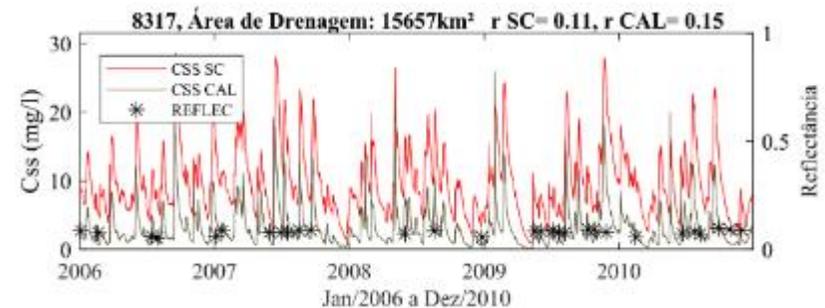
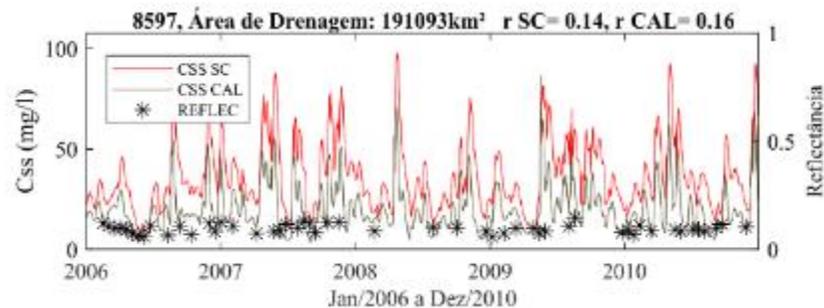
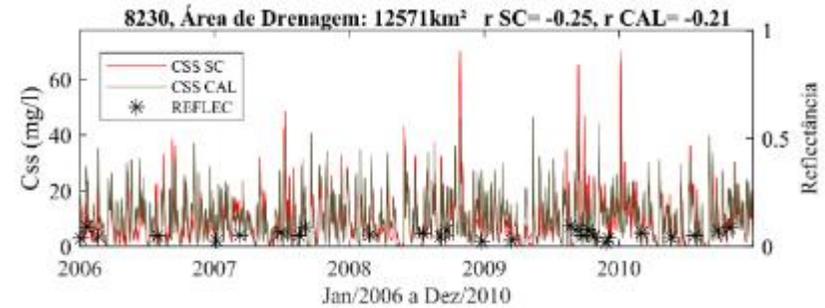
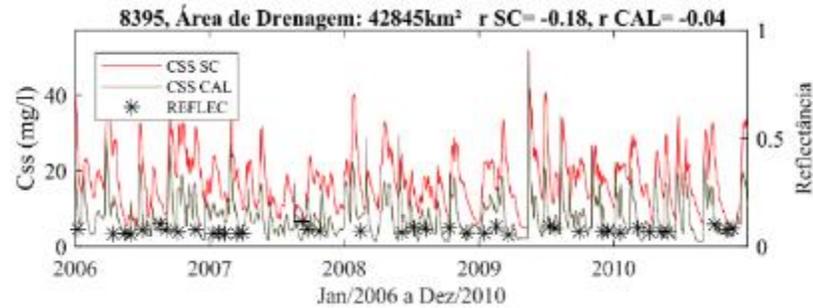
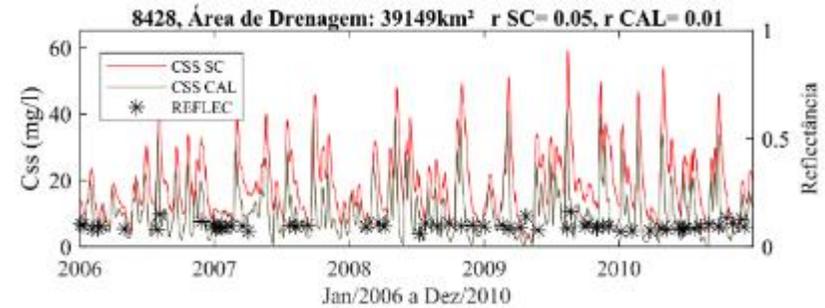


Figura 39. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com CSS (período 2000 até 2010)

Concentração de sedimentos em suspensão: Calibração com QSS

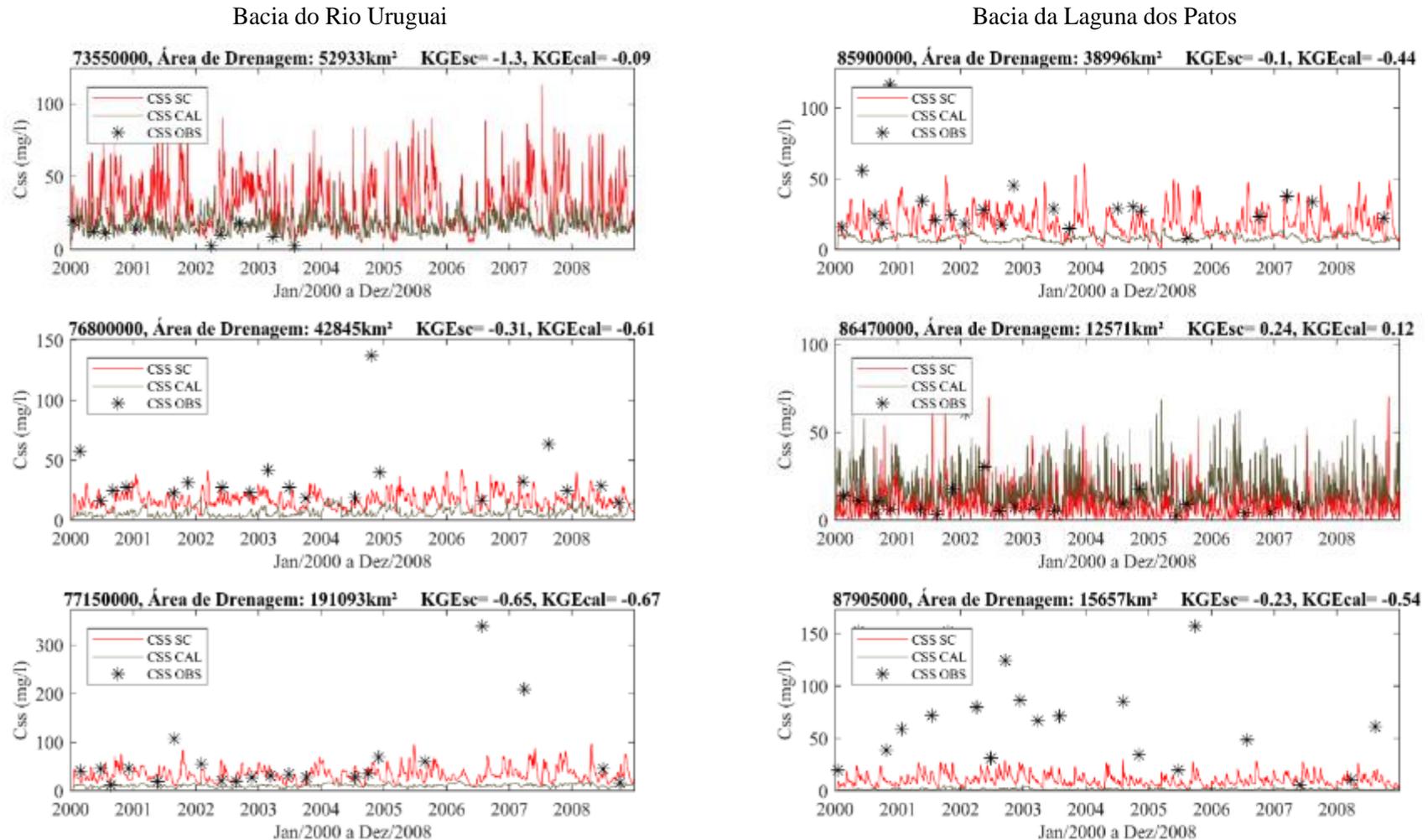
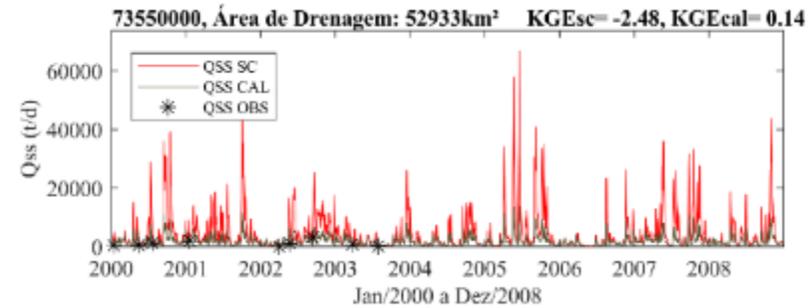


Figura 40. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com QSS (período 2000 até 2010)

Descarga sólida em suspensão: Calibração com QSS

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

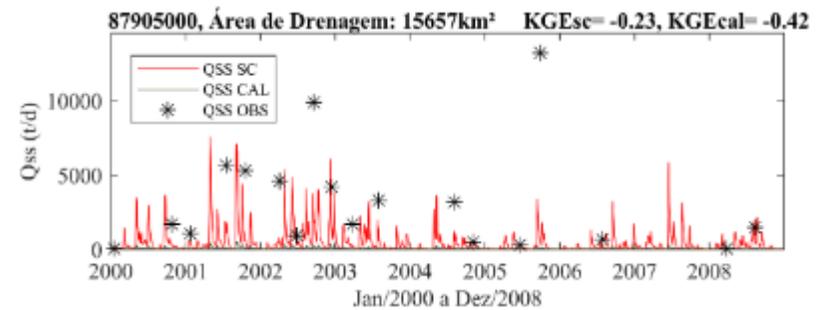
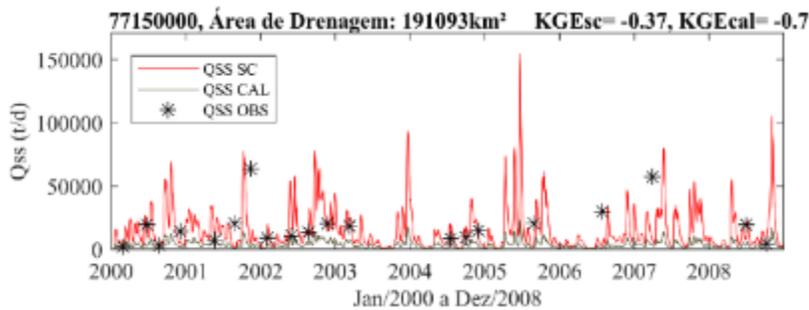
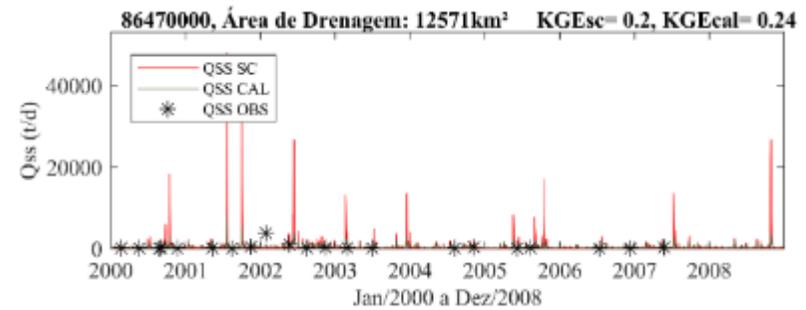
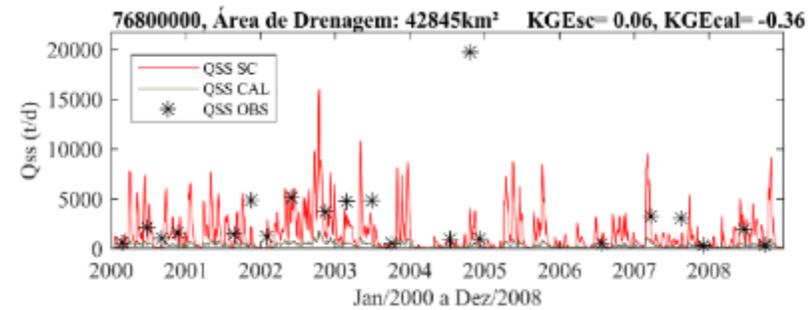
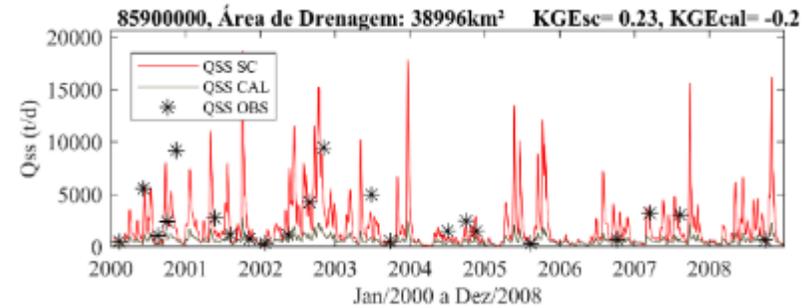
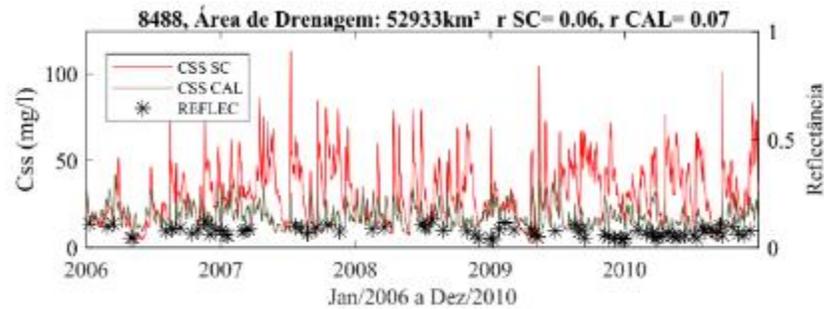


Figura 41. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com QSS (período 2000 até 2010)

Reflectância: Calibração com QSS

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

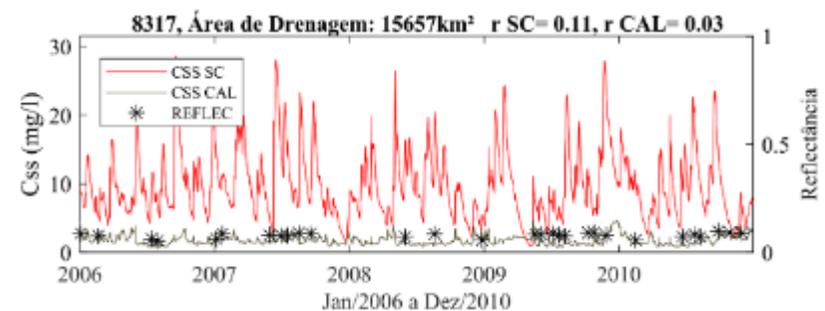
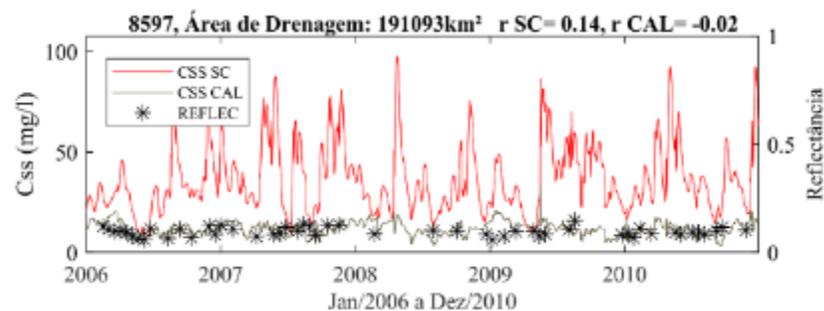
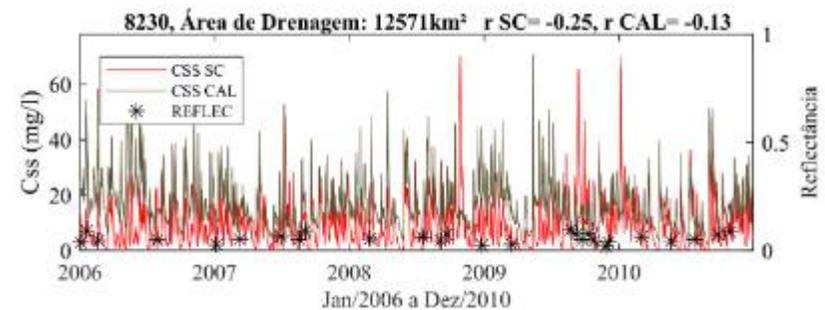
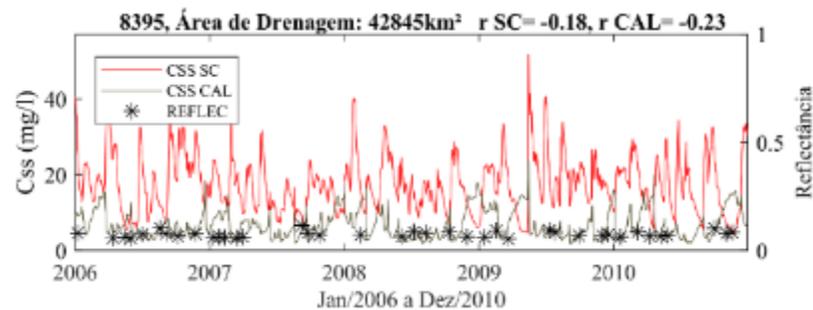
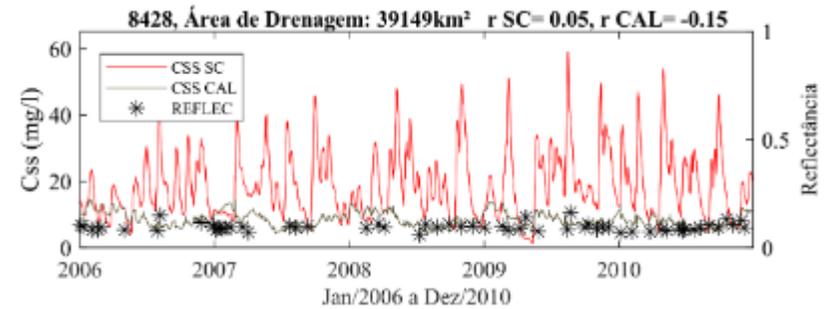
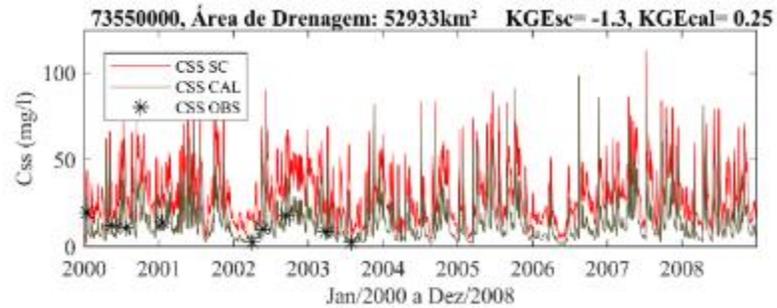


Figura 42. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com QSS (período 2000 até 2010)

Concentração de sedimentos em suspensão: Calibração com Reflectância

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

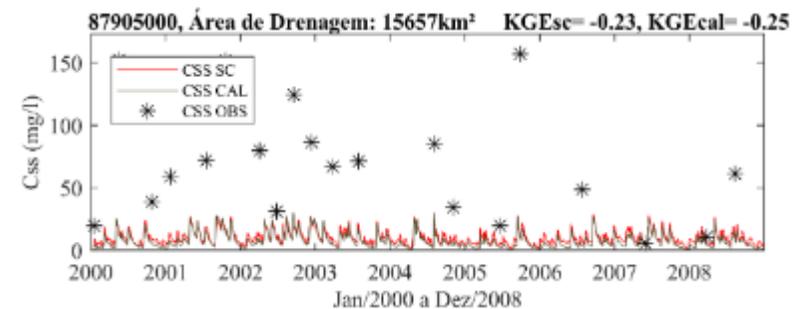
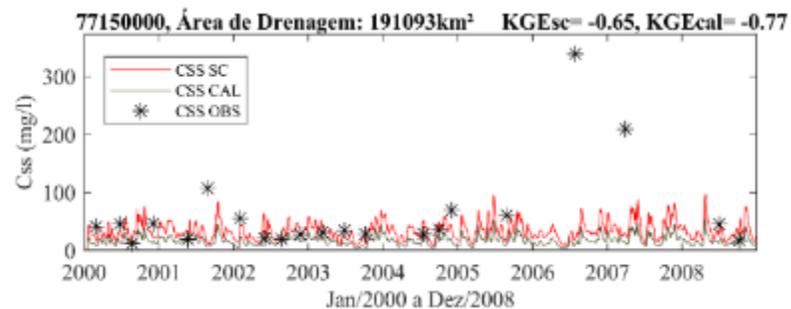
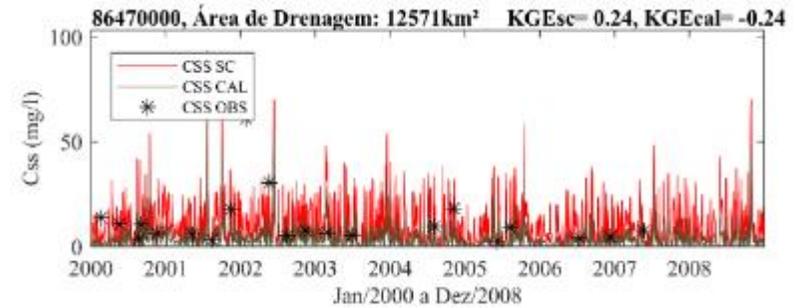
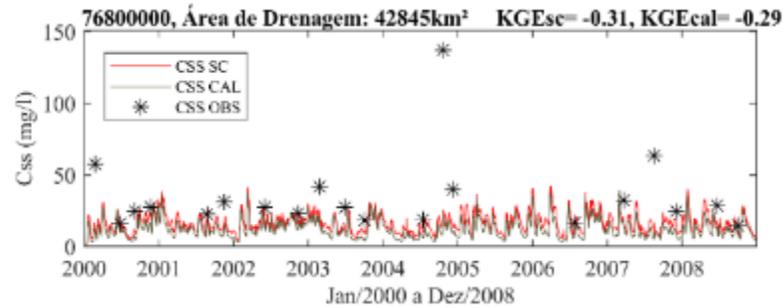
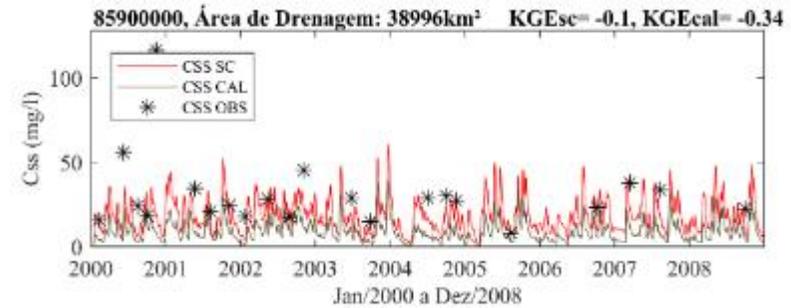
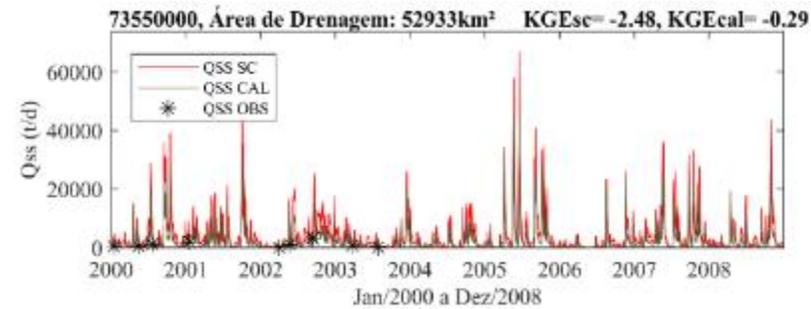


Figura 43. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com Reflec (período 2000 até 2010)

Descarga sólida em suspensão: Calibração com Reflectância

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

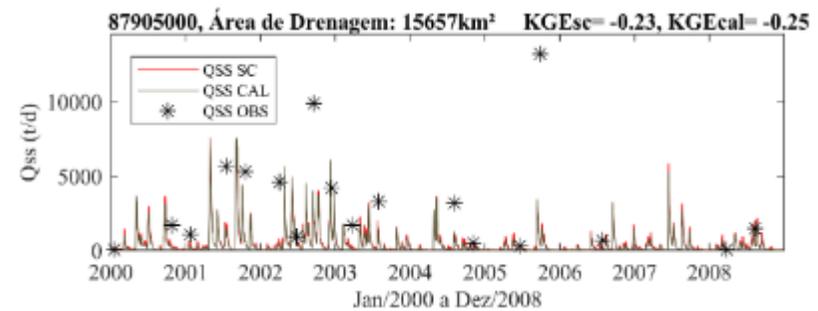
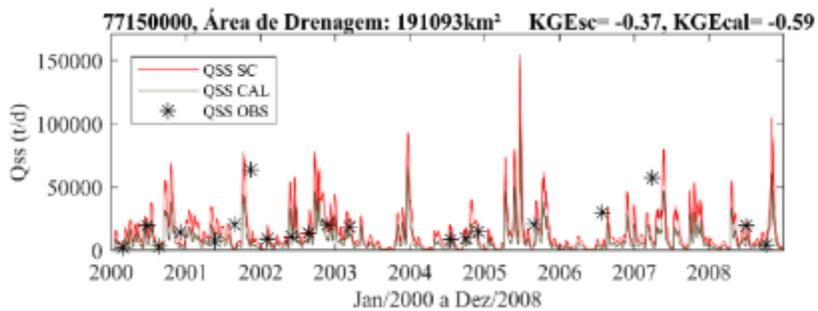
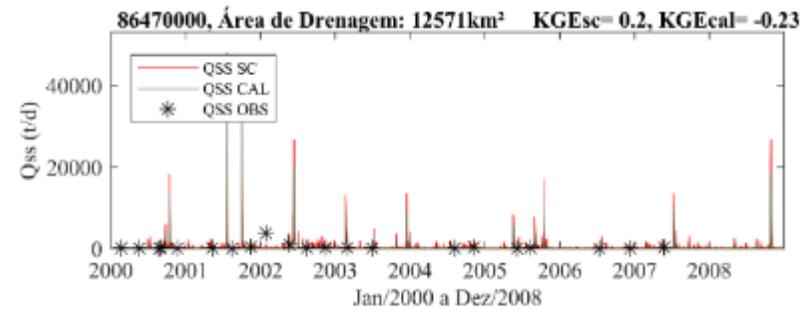
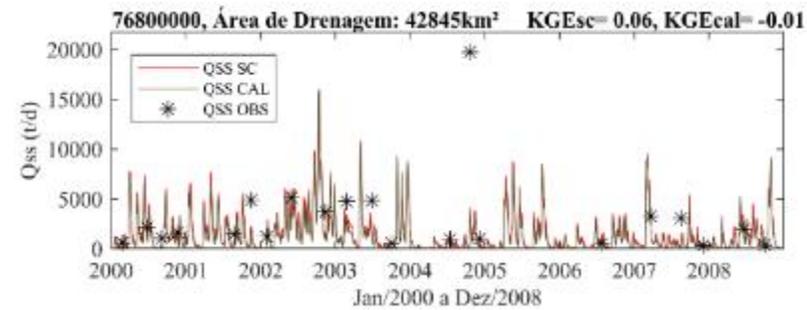
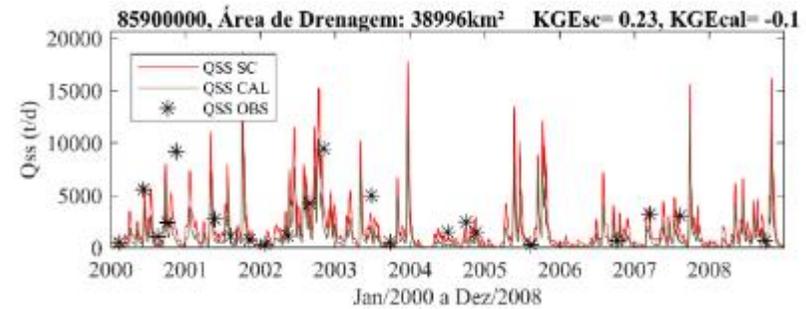
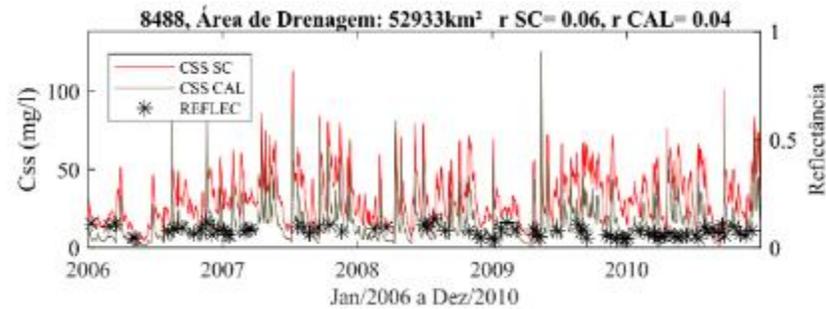


Figura 44. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com Reflec (período 2000 até 2010)

Reflectância: Calibração com Reflectância

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

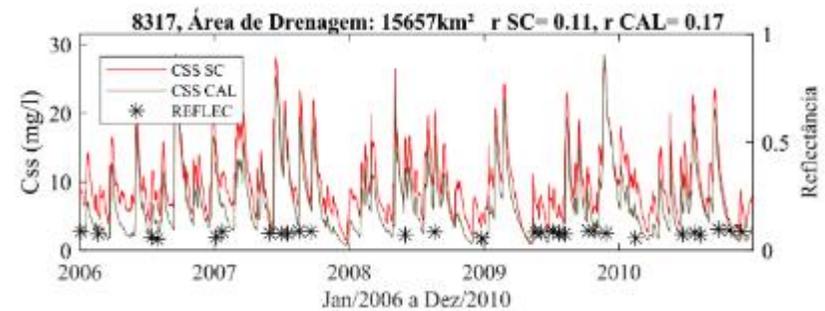
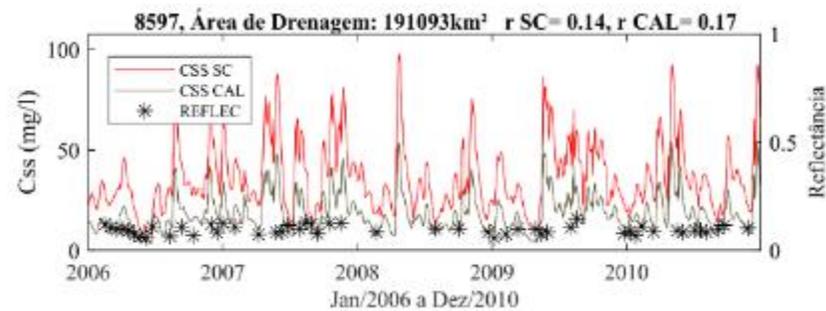
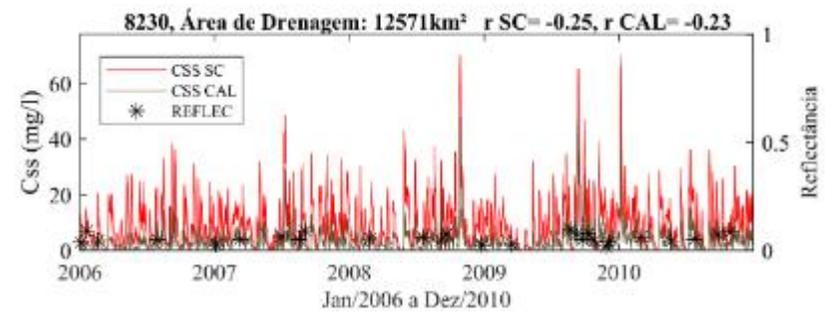
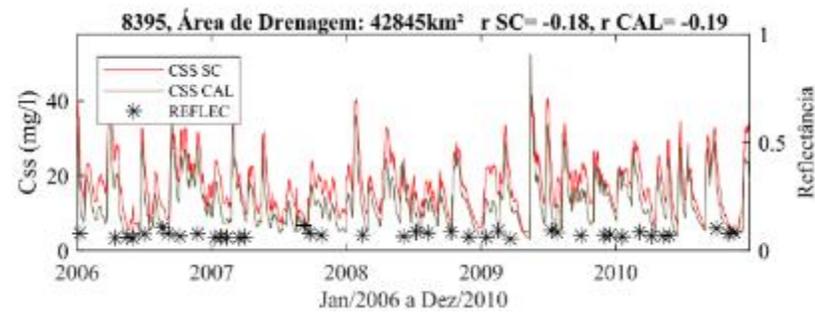
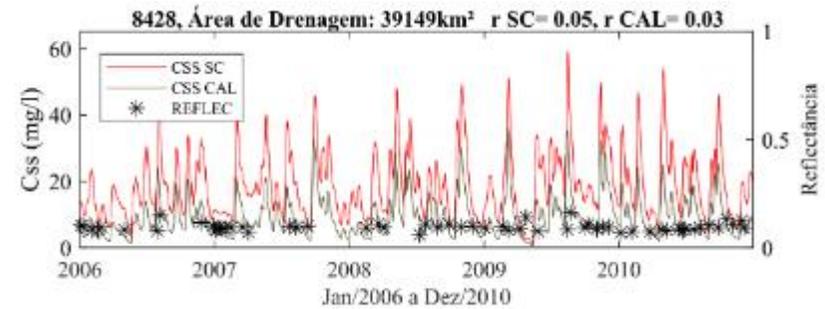
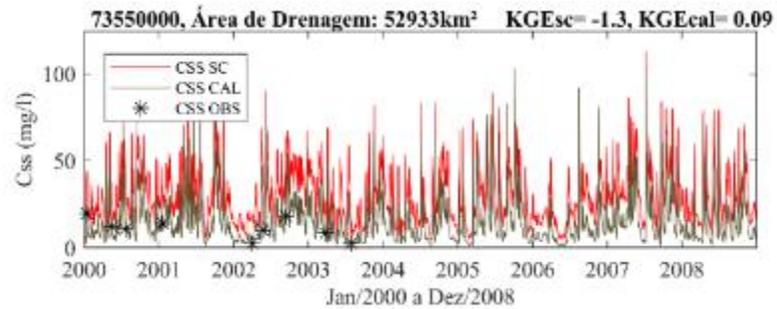


Figura 45. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com Reflec (período 2000 até 2010)

Concentração de sedimentos em suspensão: Calibração com CSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

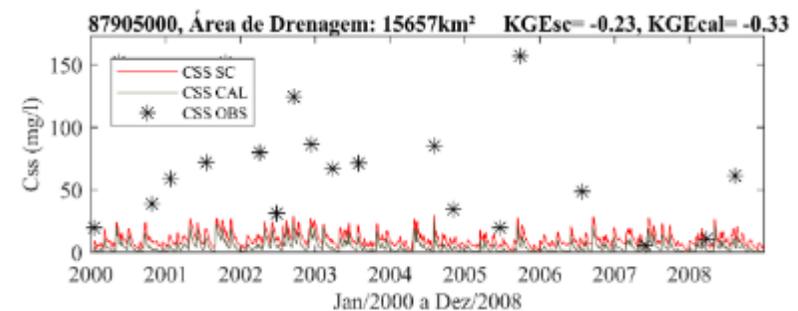
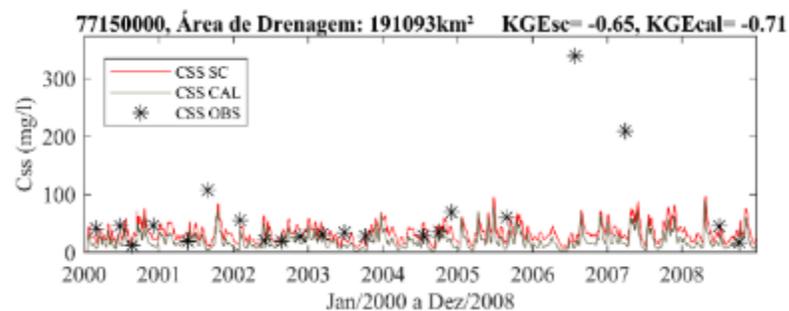
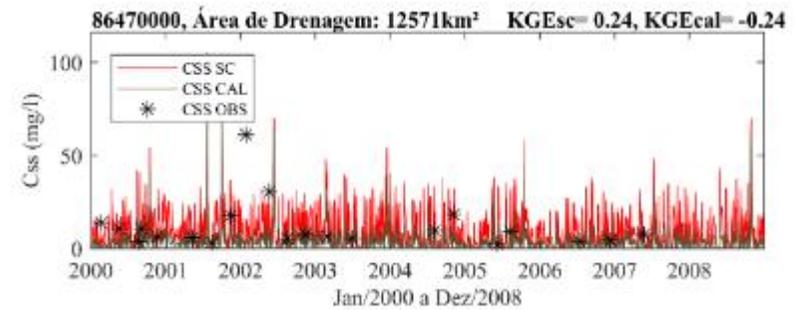
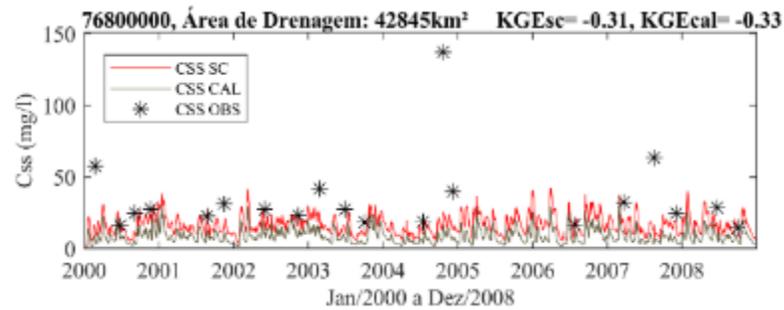
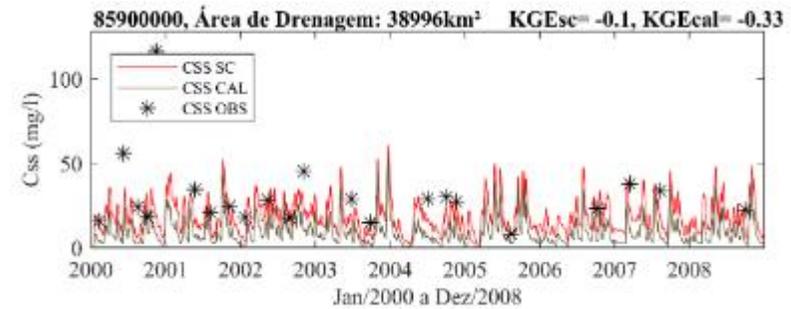
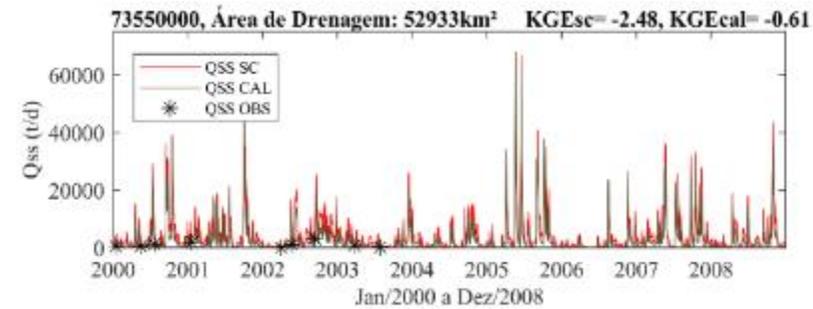


Figura 46. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Descarga sólida em suspensão: Calibração com CSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

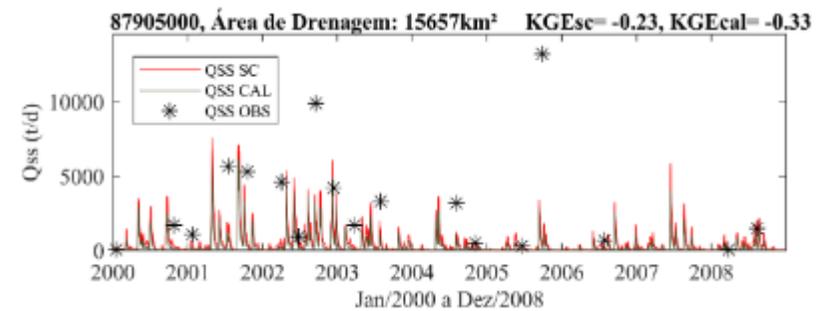
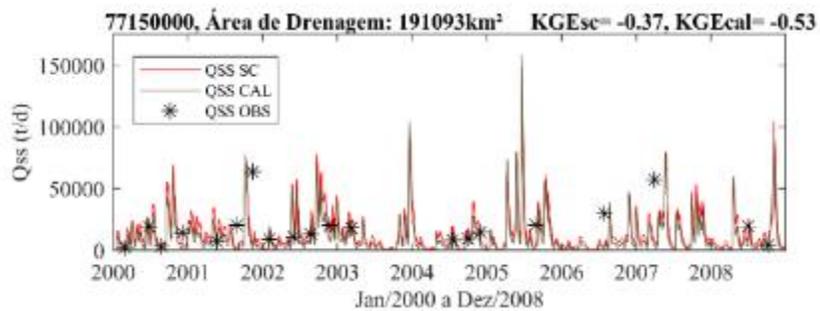
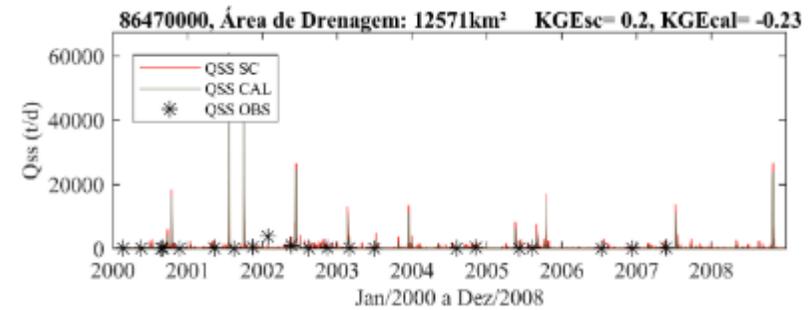
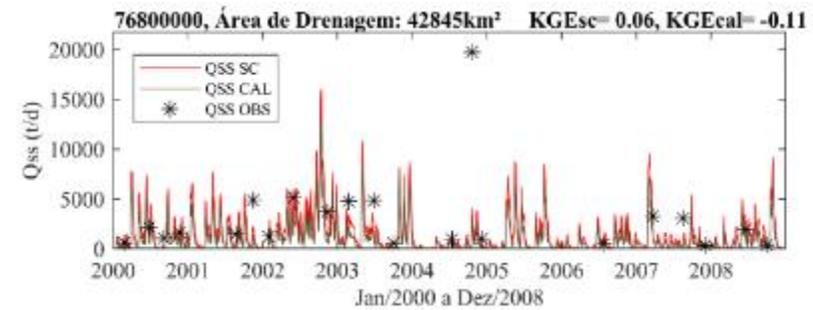
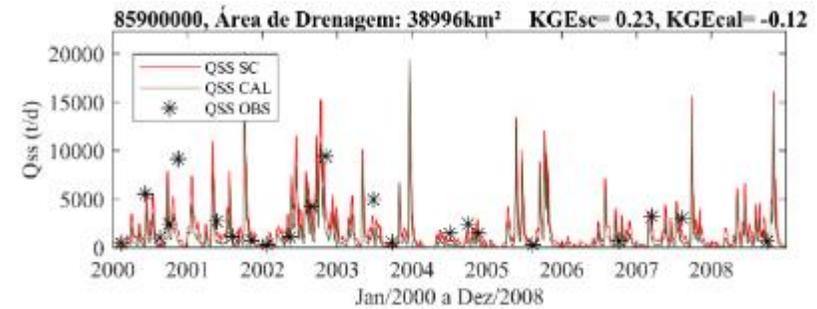
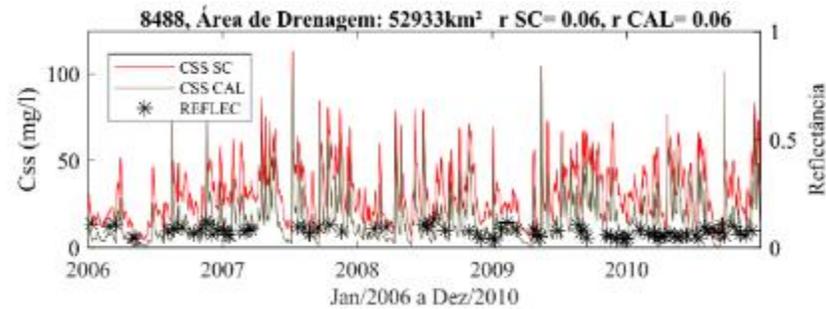


Figura 47. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Reflectância: Calibração com CSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

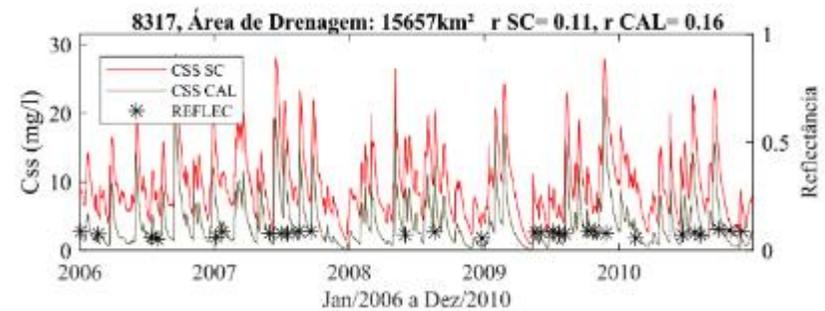
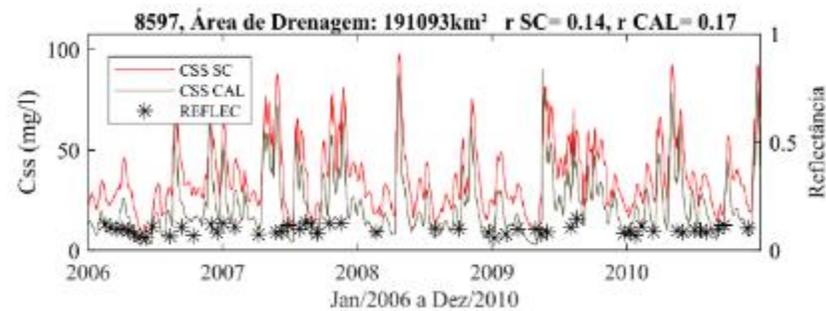
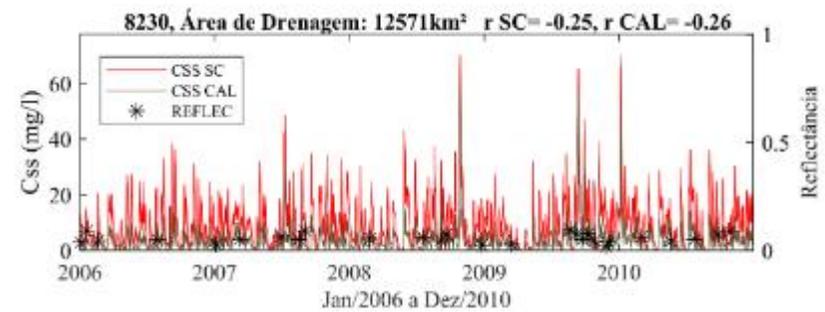
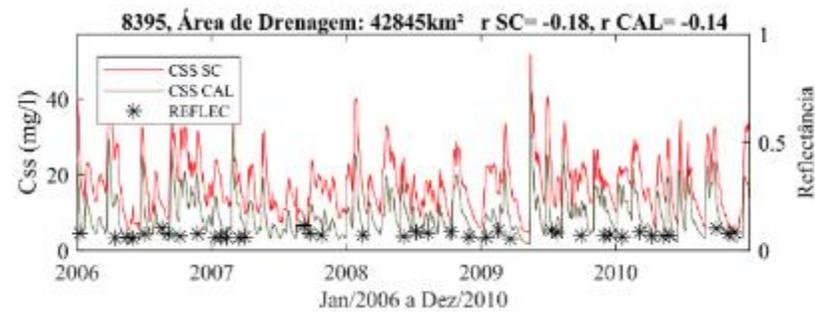
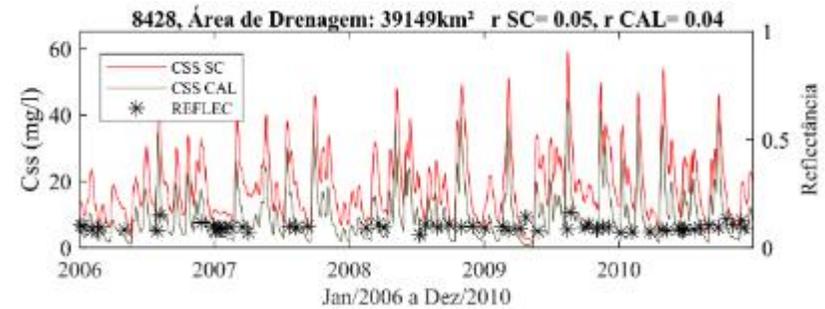
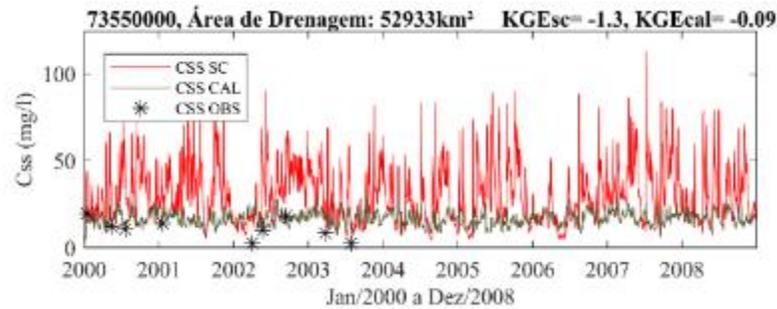


Figura 48. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com CSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Concentração de sedimentos em suspensão: Calibração com QSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

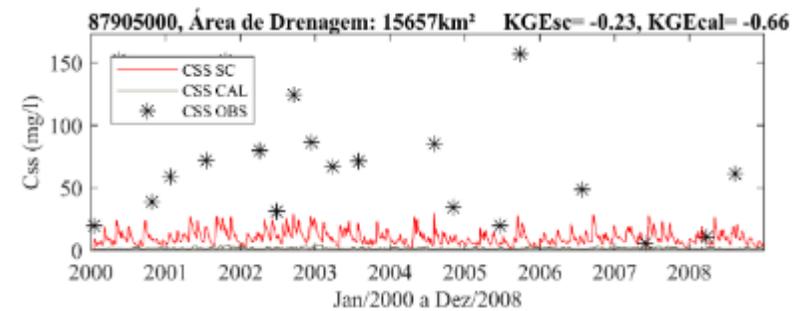
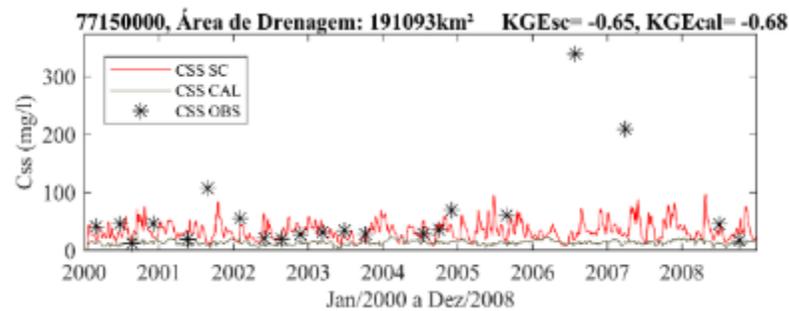
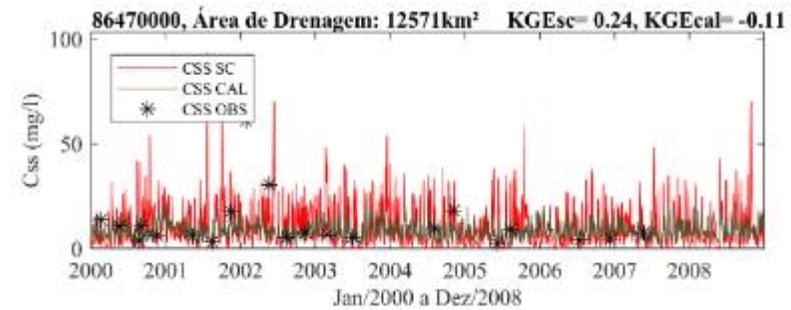
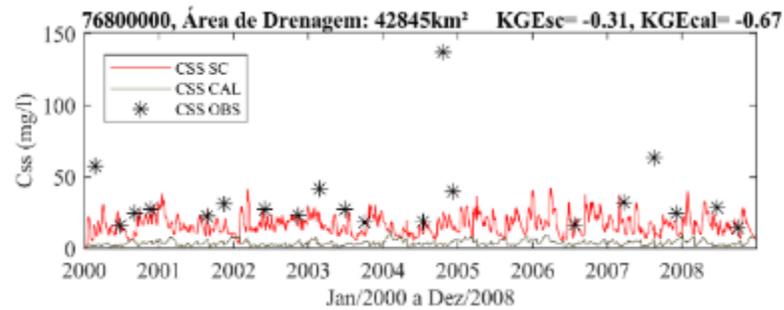
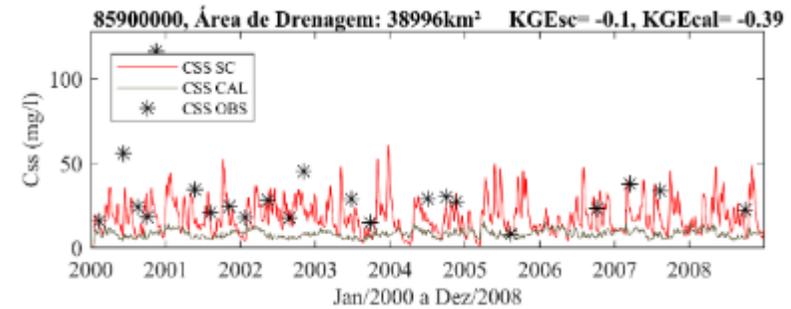
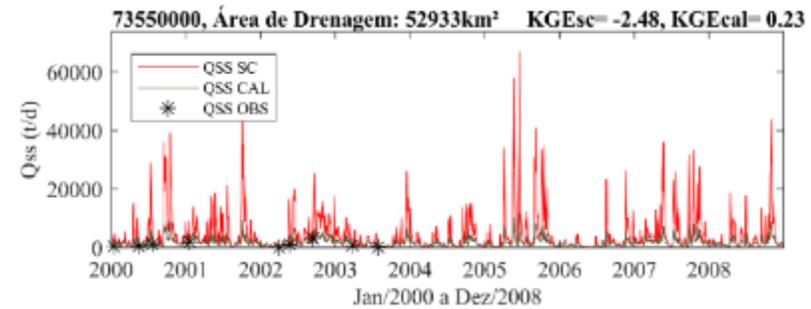


Figura 49. Hidrossedimentograma da concentração de sedimentos em suspensão para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Descarga sólida em suspensão: Calibração com QSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

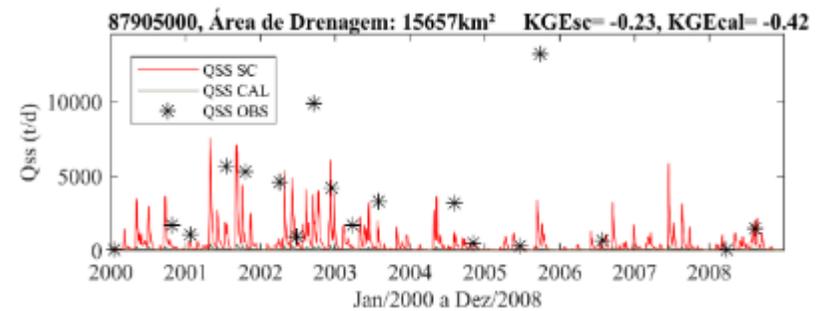
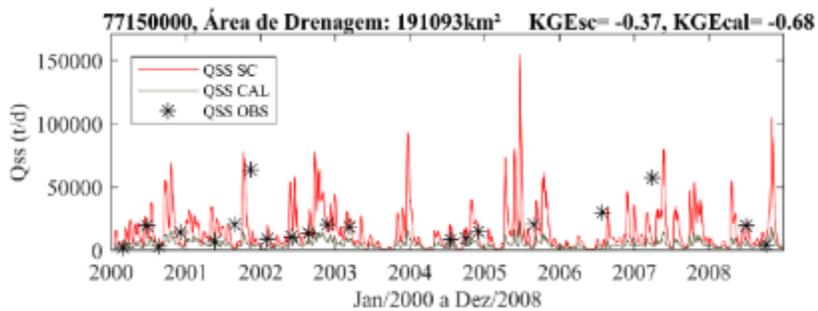
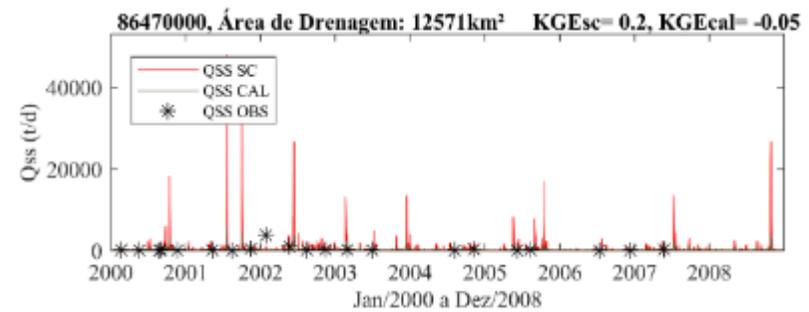
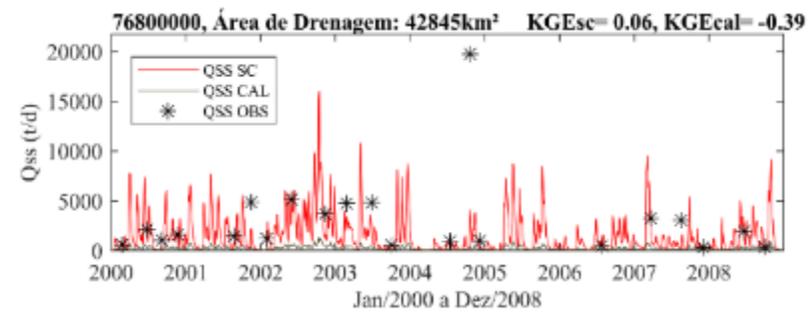
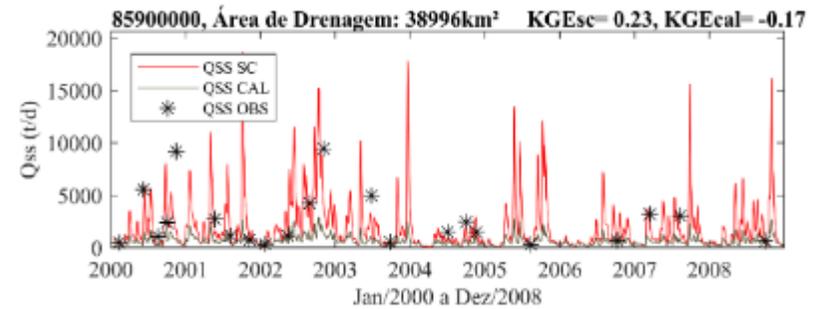
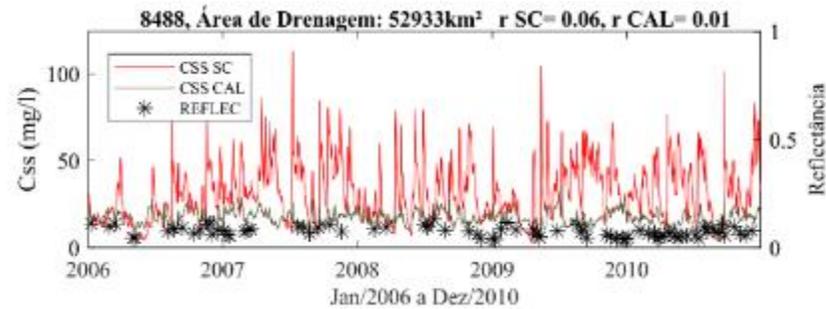


Figura 50. Hidrossedimentograma da descarga sólida em suspensão para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Reflectância: Calibração com QSS + Reflec

Bacia do Rio Uruguai



Bacia da Laguna dos Patos

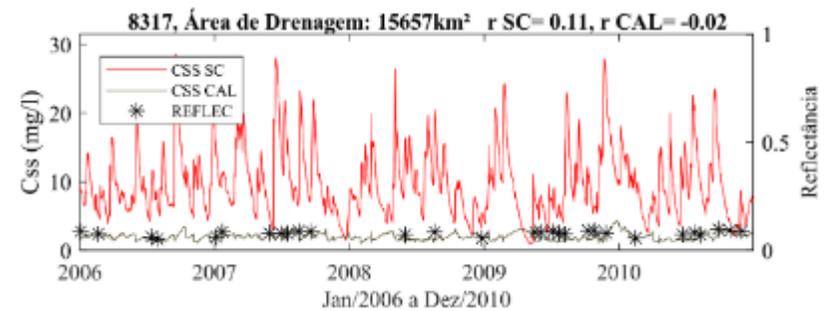
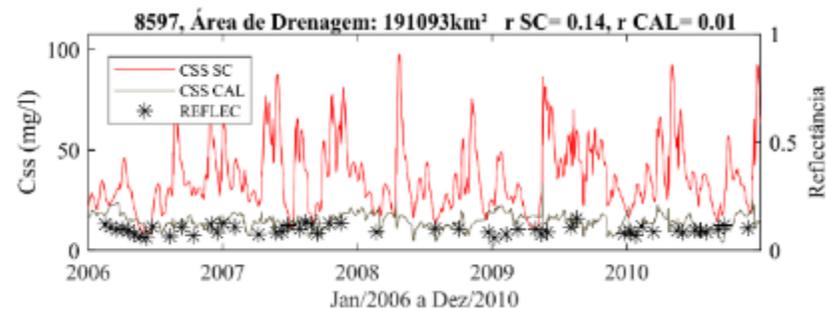
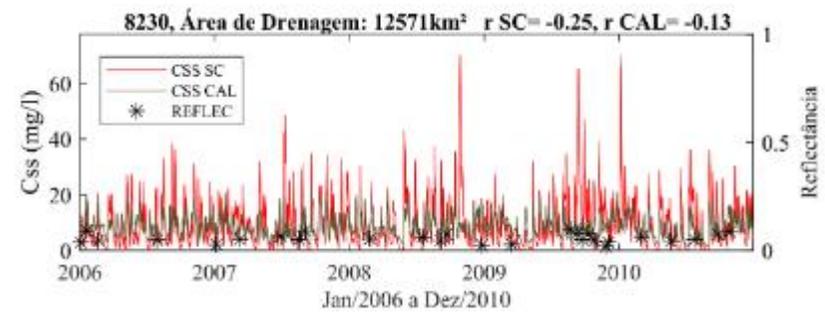
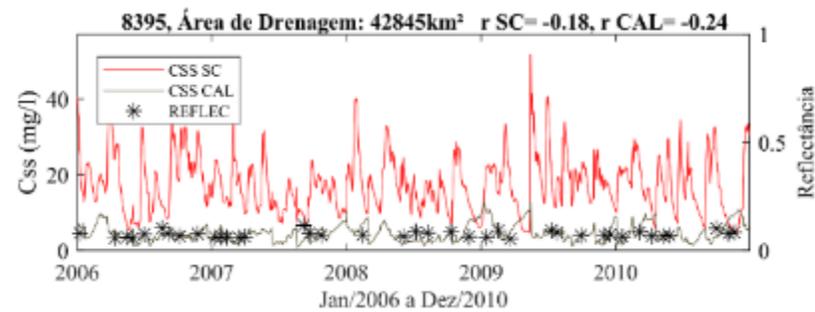
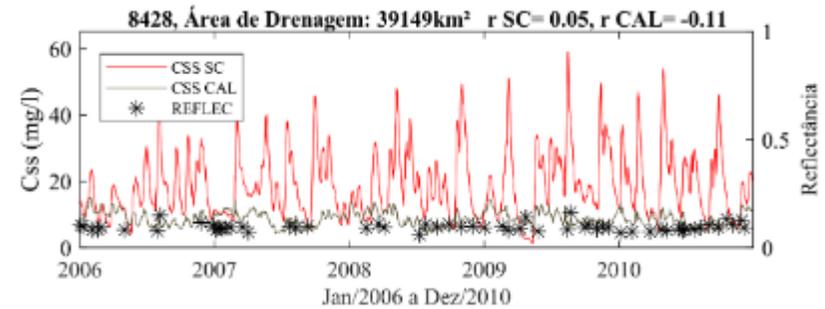


Figura 51. Hidrossedimentograma da reflectância para calibração com QSS + Reflec (período 2000 até 2010)

Dessa forma, verificamos que, ao realizar testes de calibração para o modelo com a influência de 55 estações sedimentométricas, ocasionou uma falta de representatividade espacial do comportamento do transporte de sedimentos ao longo da bacia. Não necessariamente bons resultados para 55 estações sedimentométricas podem ser considerados bons para o modelo regional espacialmente. Contudo, ao utilizar dados de CSS em conjunto com a reflectância, além de melhorar o desempenho para as estações sedimentométricas, ainda obtemos uma melhoria no desempenho da reflectância, que representa mais de 1.200 pontos distribuídos na região.

Assim, além da necessidade e relevância de se utilizar dados coletados em campo, ainda verificamos a necessidade de se utilizar dados de sensoriamento remoto. Essa prática possibilitou o aumento da representatividade espacial do comportamento hidrossedimentológico da bacia, utilizando grandes quantidades de estações virtuais, distribuídas de forma homogênea por toda a bacia. Dessa forma, reforça-se a importância de se utilizar o Google Earth Engine (GEE), a plataforma virtual que possibilitou o processamento de todas as imagens, ao longo de 1.237 pontos distribuídos de forma homogênea.

Ao utilizar CSS + Reflec para os testes de calibração do modelo, utilizamos informações de diversas fontes de dados, diminuindo a distorção na comparação dos dados observados e simulados. Foi possível controlar o viés entre os dados simulados e observados, por utilizar o termo referente ao viés do KGE na calibração. Ainda, foi possível manter o comportamento do transporte de sedimentos de forma sazonal, utilizando métricas de otimização relacionadas aos dados de sensoriamento remoto (correlação e termo do KGE referente a correlação), abrangendo mais localidades de forma homogênea. Por fim, a Figura 52 apresenta a função de distribuição cumulativa das métricas de avaliação do modelo para as estações fluviométricas, dos testes de calibração realizados.

Para a concentração de sedimentos em suspensão (Figura 52c), utilizando como benchmark do KGE a média dos dados observados ($KGE = -0,41$ (KNOBEN, et al., 2019)), obtemos 70% das estações fluviométricas com valores de KGE maiores do que $-0,41$, para o modelo sem calibração. Calibrando o modelo com QSS e QSS + Reflec, esse valor diminuiu para 44% das estações fluviométricas com valores maiores do que $-0,41$, para ambas as calibrações. Quando o modelo foi calibrado com CSS + Reflec, o modelo também apresentou 70% das estações fluviométricas com valores de KGE maiores do que $-0,41$. Por fim, ao calibrar o modelo com

CSS e Reflectância, foram obtidos resultados melhores do que o modelo sem calibração, sendo 76% das estações fluviométricas com valores de KGE maiores do que -0,41.

Calibração com:

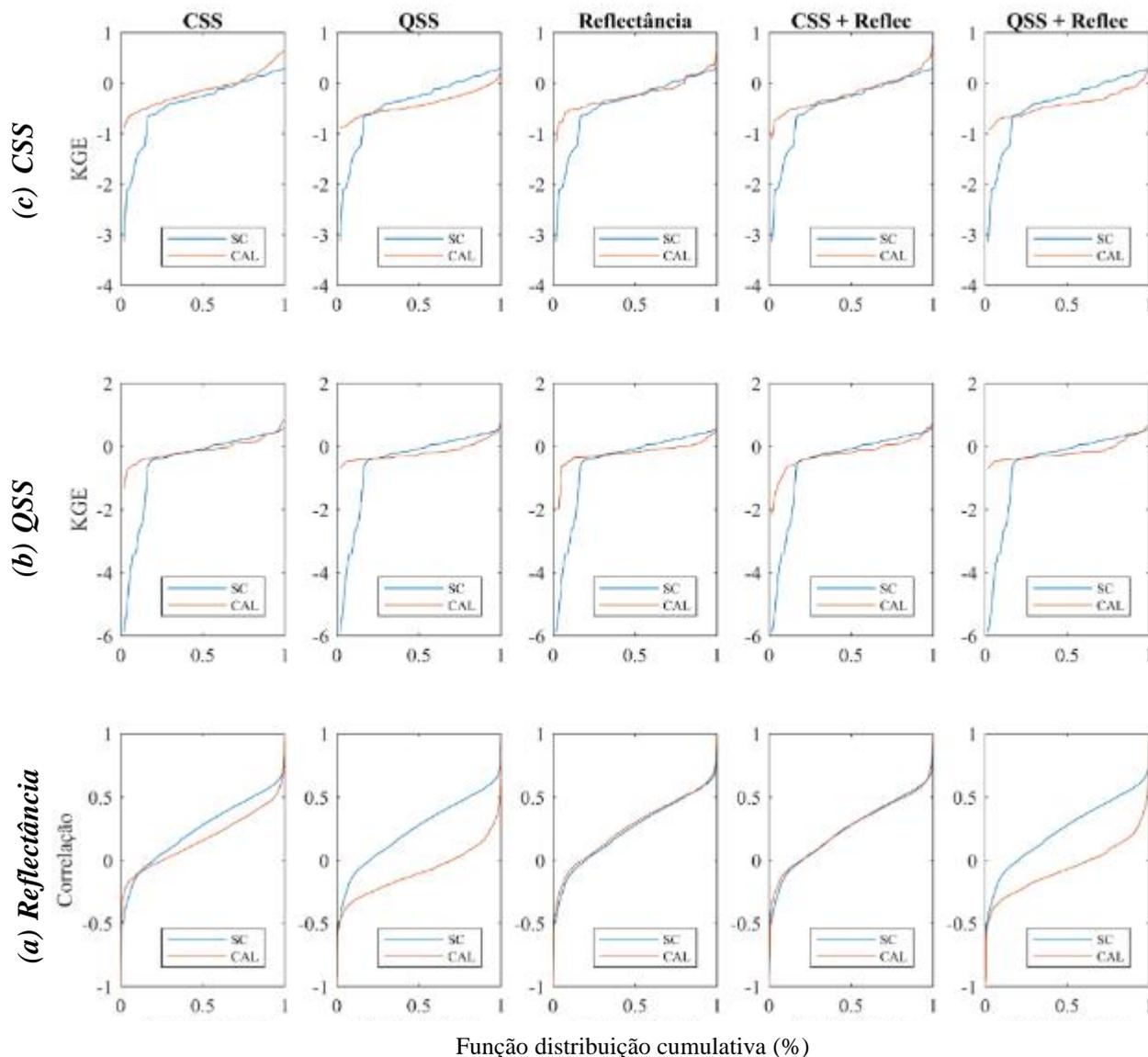


Figura 52. Função distribuição cumulativa da performance das métricas de avaliação do modelo KGE e Correlação

Além disso, para 50% das estações fluviométricas, foram obtidos valores de KGE maiores do que -0,26 para o modelo sem calibração e, após a calibração, maiores do que -0,15(CSS), -0,45 (QSS), -0,24 (Reflectância), -0,22 (CSS + Reflec) e -0,42 (QSS + Reflec). Já para 80% das estações fluviométricas, foram obtidos valores de KGE maiores do que 0,08 para o modelo sem calibração. Após a calibração, foram obtidos valores maiores do que 0,18 (CSS), -0,20 (QSS), 0,0 (Reflectância), 0,05 (CSS + Reflec) e -0,21 (QSS + Reflec).

Os valores de KGE mais baixos encontrados foram -3,14, para o modelo sem calibração, e, após a calibração, foram -0,90 (CSS), -0,88 (QSS), -1,16 (Reflectância), -1,10 (CSS + Reflec), -0,92 (QSS + Reflec). Os valores mais altos de KGE encontrados foram 0,29, para o modelo sem calibração, contudo, após a calibração o modelo encontrou performances de 0,66 (CSS), 0,20 (QSS), 0,69 (Reflec), 0,86 (CSS + Reflec) e 0,28 (QSS + Reflec). Os valores mínimos apresentaram melhorias em relação ao modelo sem calibração, demonstrando que a calibração é importante para aumentar o desempenho nas localidades em que os valores são muito incoerentes.

Para a descarga sólida em suspensão (Figura 52b), 78% das estações fluviométricas apresentaram valores de KGE acima de -0,41, para o modelo sem calibração. Após a calibração, foram encontrados valores de KGE acima de -0,41 em 85% das estações fluviométricas para a calibração com CSS, em 81% para calibração com QSS, em 87% para calibração com Reflectância, em 78% para calibração com CSS + Reflec, e 83% para calibração com QSS + Reflec. Assim, calibrar o modelo apresentou potencial de melhorias em relação ao modelo sem calibração. Foi possível chegar a 76% das localidades com um modelo que representa melhor a realidade, ao invés de utilizar a média dos dados observados para a concentração de sedimentos em suspensão e 87% para a descarga sólida em suspensão.

6.4.4 Ensaios de Validação Hidrossedimentológica

Foi realizada a validação no período entre 1990 e 1999. A Figura 53 apresenta a análise dos resultados de validação do modelo hidrossedimentológico, para cada um dos testes de calibração. Os resultados da validação foram coerentes com os resultados encontrados para o período de calibração. Para a concentração de sedimentos em suspensão, houve melhorias do modelo, utilizando as variáveis CSS, Reflectância, CSS + Reflec e QSS + Reflec para calibração. As análises feitas no período de validação confirmaram os resultados da calibração, de que utilizar a variável QSS para calibrar o modelo não apresenta melhorias. Para a descarga sólida, foram apresentadas melhorias do modelo, no período de validação, ao utilizar as variáveis CSS, QSS, CSS + Reflec e QSS + Reflec para calibrar o modelo. A Reflectância sozinha não apresentou melhorias. A Figura 54 e Figura 55 apresentam o mapa da performance do modelo para os valores de KGE espacializados, durante o período de validação, para a concentração de sedimentos em suspensão e descarga sólida em suspensão.

Calibração com:

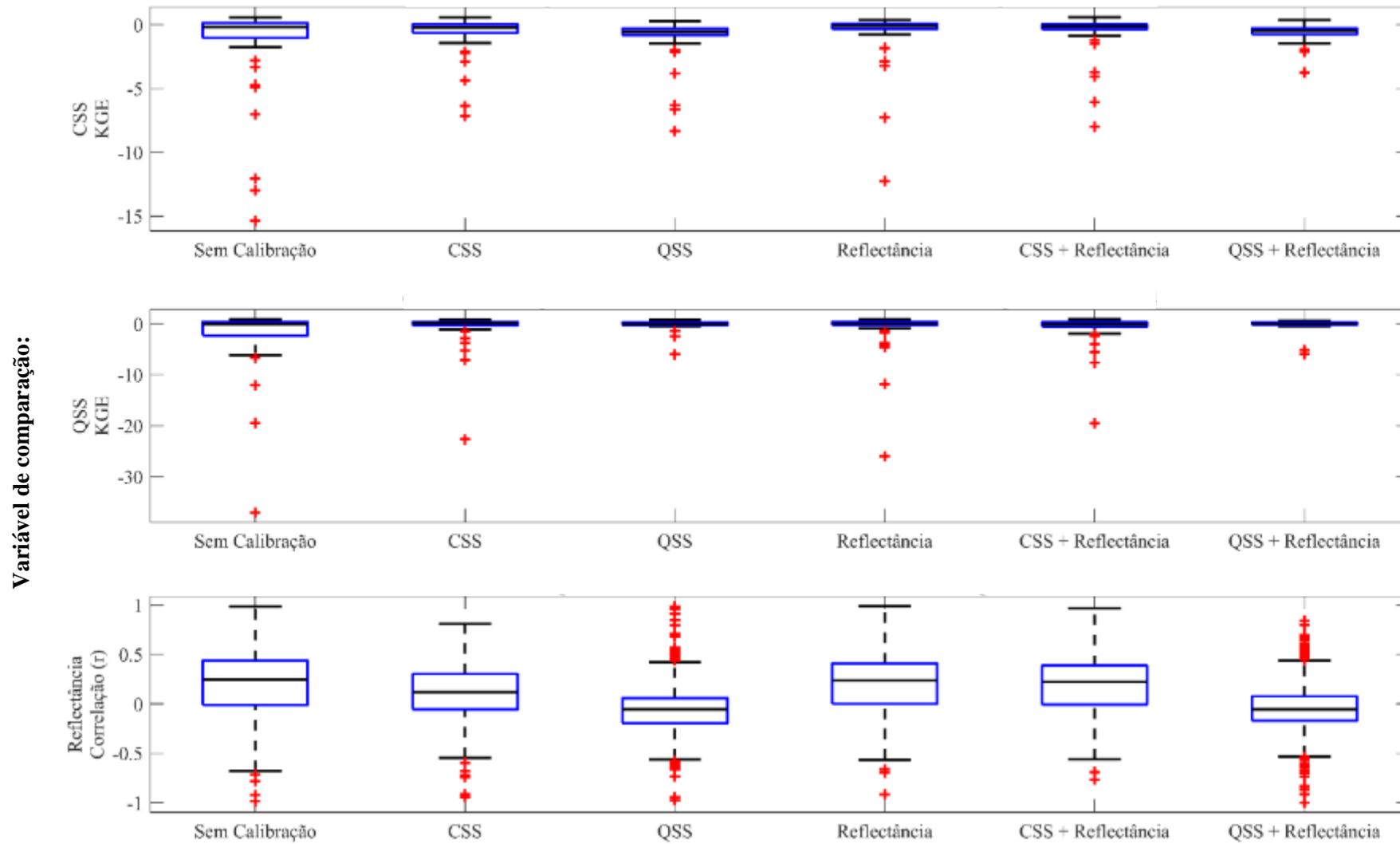


Figura 53. Análise estatística dos resultados de validação do modelo hidrossedimentológico

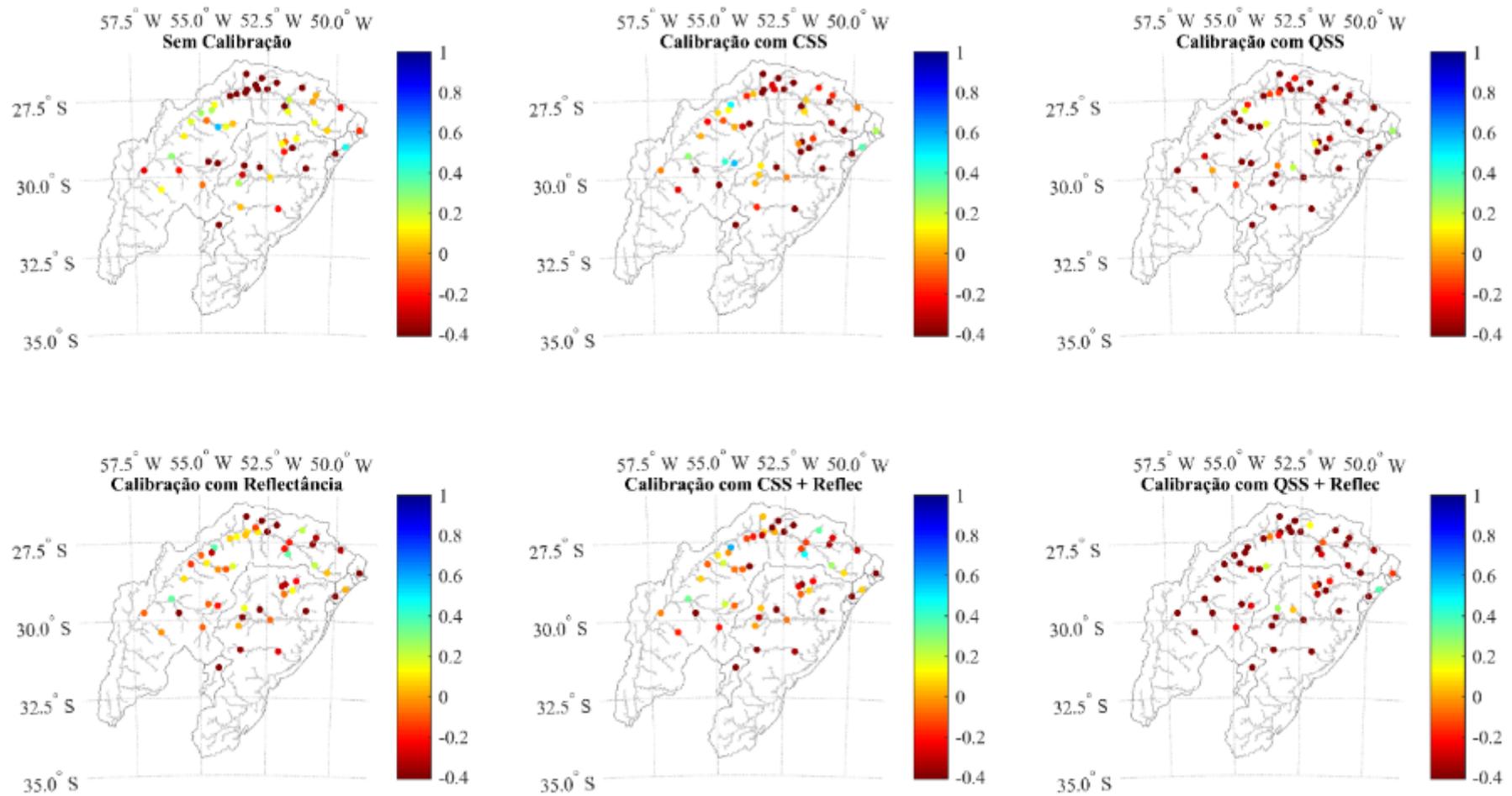
Concentração de sedimentos em suspensão

Figura 54. Análise espacial do KGE para o período de validação dos experimentos para a concentração de sedimentos em suspensão

Descarga sólida em suspensão

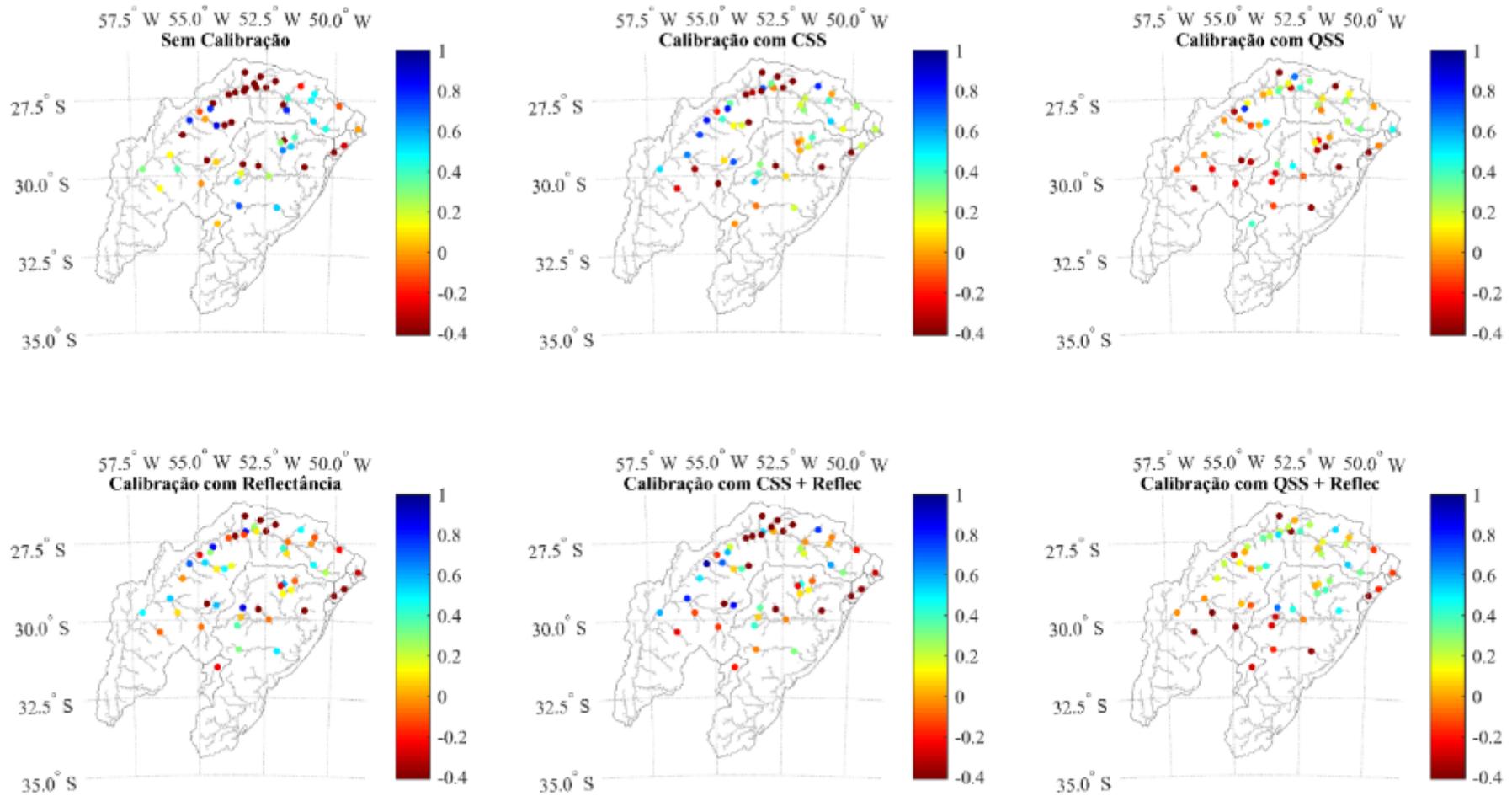


Figura 55. Análise espacial do KGE para o período de validação dos experimentos para a variável QSS

6.5 Ensaio 3: Ensaio de Calibração Hidrossedimentológica Regional versus Calibração por Bacia

Os ensaios realizados anteriormente utilizaram uma abordagem regional de calibração (a nível estadual). Neste item, o objetivo foi verificar se uma abordagem mais local, baseada em grandes bacias, comparada com a abordagem regional, poderia resultar em um melhor desempenho do modelo. Dessa forma, utilizamos a descarga sólida em suspensão (QSS) para realizar o teste.

Como podemos observar pela Figura 56, utilizando a QSS como variável de calibração, numa abordagem regional, ela não apresenta melhorias para a concentração de sedimentos em suspensão, apenas para a própria descarga sólida. Com uma abordagem de calibração por grandes bacias, houve melhorias tanto para a concentração de sedimentos em suspensão, quanto para a descarga sólida em suspensão. O que era um resultado esperado, visto o maior detalhamento e representação da heterogeneidade. A Figura 57 apresenta a análise espacial para a métrica KGE, tanto para a concentração de sedimentos em suspensão (CSS), quanto para a descarga sólida em suspensão (QSS). Os resultados apresentaram um melhor desempenho espacial para a calibração por bacia, principalmente para a CSS.

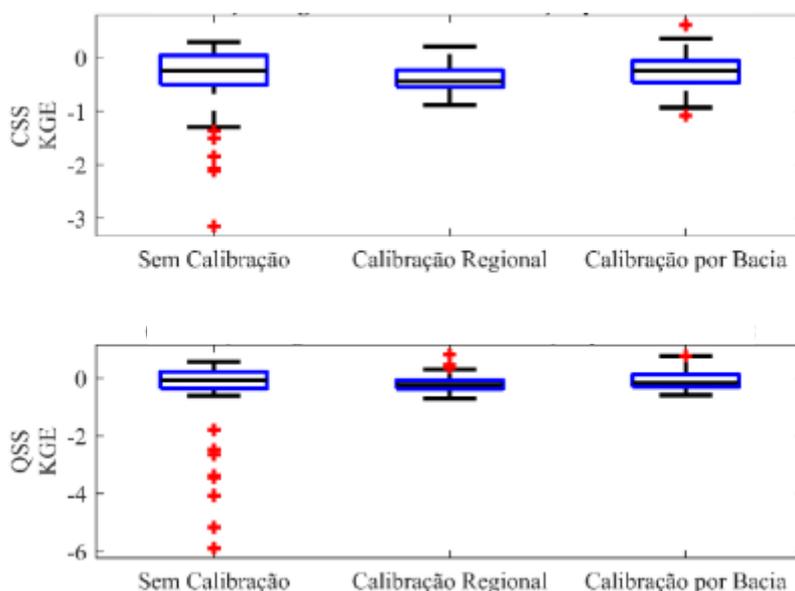


Figura 56. Resultado estatístico, utilizando QSS, para calibração regional versus por bacia

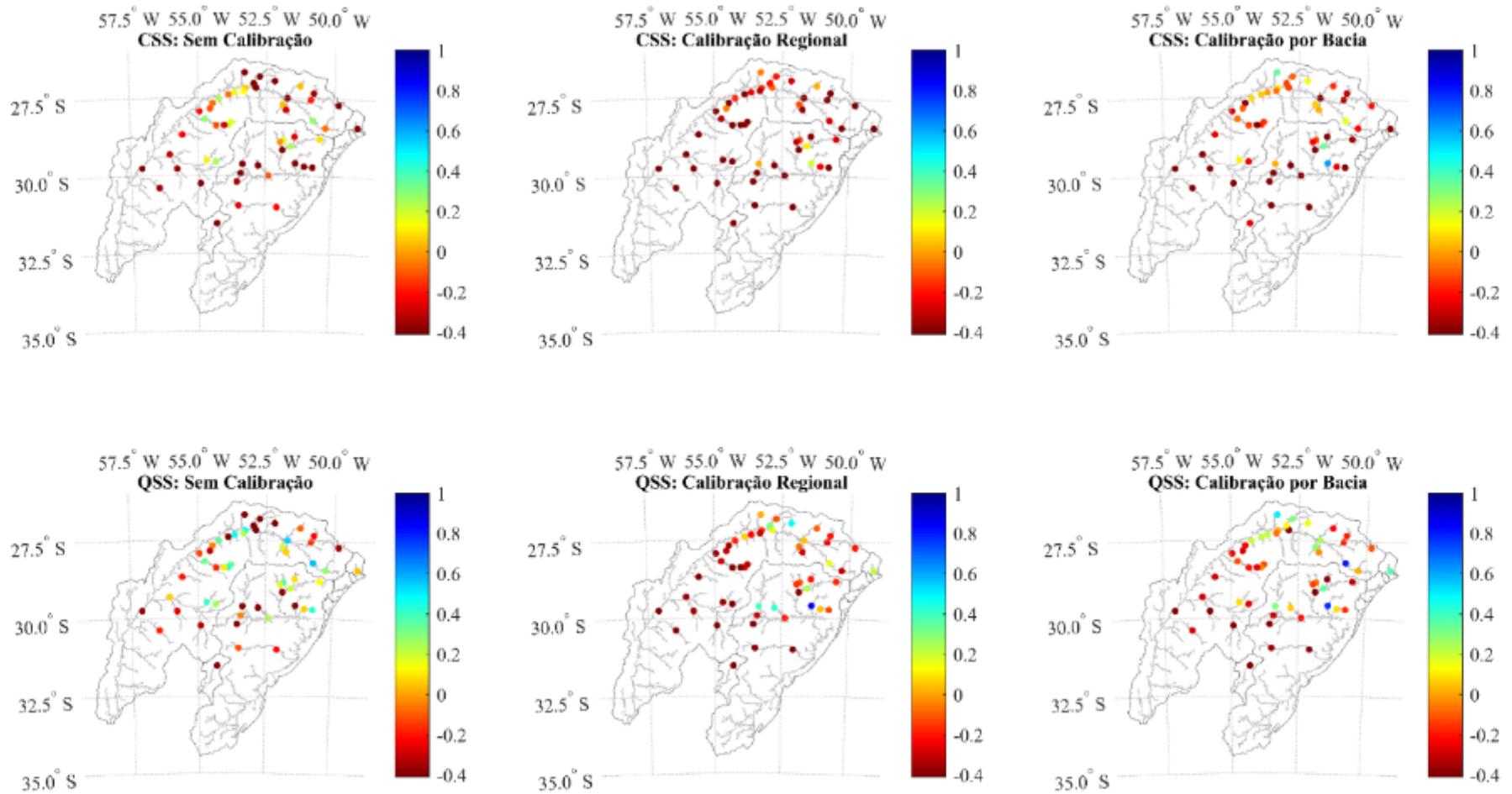
Concentração e descarga sólida para calibração regional versus por bacia

Figura 57. Análise espacial do KGE para a calibração regional versus calibração por bacia

6.6 Potencialidades do modelo: estudo da dinâmica de sedimentos em larga escala do estado do Rio Grande do Sul

Os potenciais resultados que podem ser obtidos com o modelo MGB-SED, para analisar os processos hidrossedimentológicos que acontecem em grande escala, são apresentados a seguir utilizando o teste de calibração com as variáveis CSS + Reflec. Ele foi escolhido por representar uma maior abrangência espacial da sazonalidade do transporte de sedimentos que ocorre na bacia, apesar de ter apresentado resultados com menor desempenho em comparação com a calibração com CSS. A Figura 58 apresenta as concentrações médias de sedimentos em suspensão, sem considerar os reservatórios, encontradas para o período de 1990 até 2010. Em média, as concentrações dos rios variaram entre próximas de 0 mg/L até 105 mg/L.

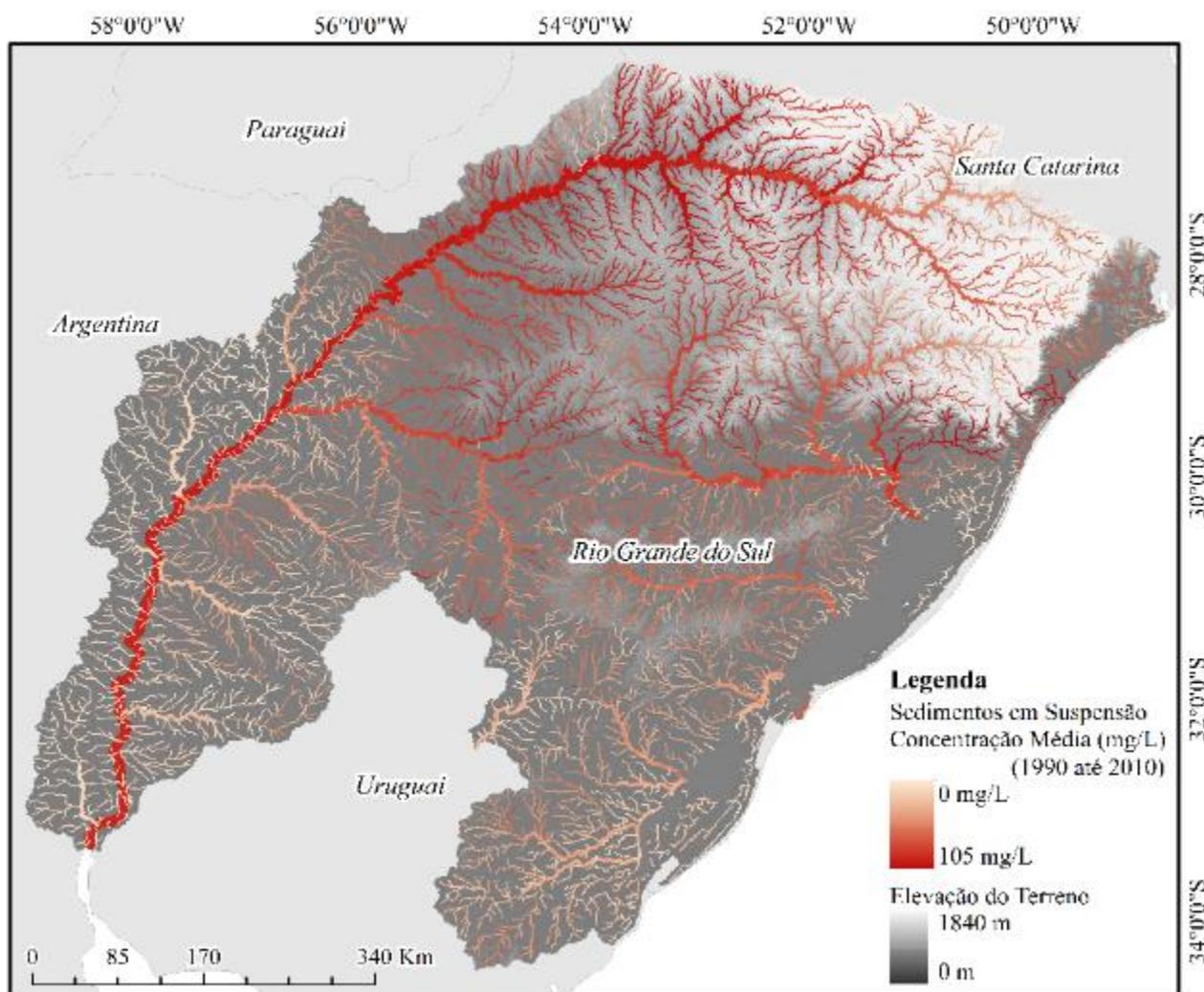


Figura 58. Concentração média de sedimentos em suspensão (mg/L), entre os anos de 1990 e 2010, utilizando a calibração com CSS + Reflec. Os valores mais claros são as menores concentrações, enquanto os valores mais avermelhados são as altas concentrações. Os rios mais finos são aqueles que drenam área menores, enquanto rios que possuem uma área de drenagem maior são mais grossos.

A Figura 59 apresenta as descargas sólidas em suspensão para os trechos de rio, entre o período de 1990 até 2010. Em média, as descargas sólidas em suspensão variaram entre próximas de 0 e 10.500 t/d, para a Região Hidrológica do Guaíba.

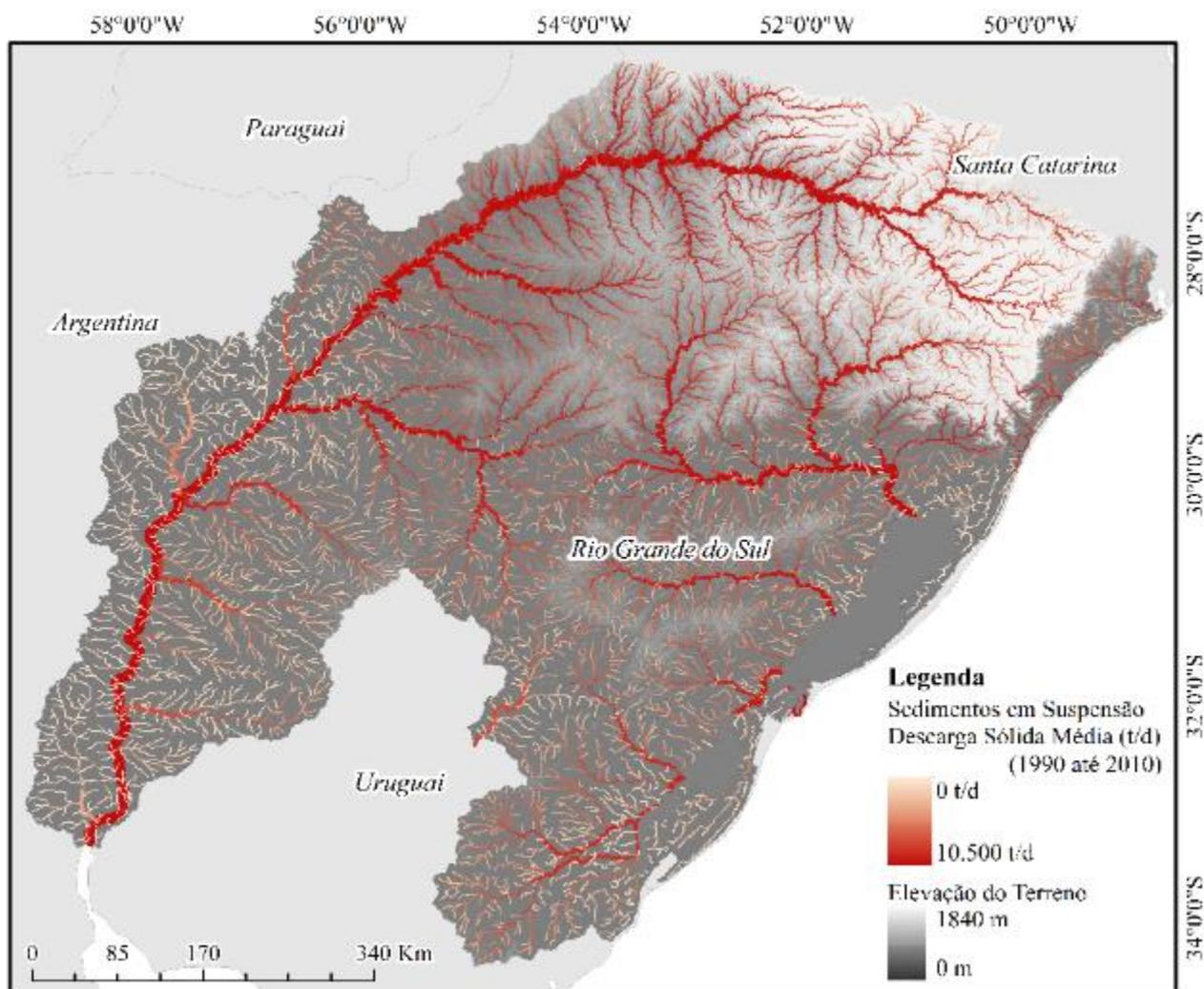


Figura 59. Descarga sólida média de sedimentos em suspensão (t/d), entre os anos de 1990 até 2010, utilizando a calibração com CSS + Reflec. A coloração mais clara representa as menores descargas, enquanto a coloração mais avermelhada representa as maiores descargas. A área de drenagem dos rios está sendo representada pela espessura da linha dos rios, ou seja, quando maior a área de drenagem mais grossa é a linha que representa o rio.

A seguir, serão apresentadas imagens do modelo com foco nas regiões onde foram realizadas as excursões de reconhecimento da área de estudo. Salienta-se que apenas uma campanha de campo não é suficiente para validação de um modelo hidrossedimentológico, uma vez que não apresenta disponibilidade temporal. Ainda, as épocas as quais ocorreram as saídas de campo foram no verão, o que pode causar modificações na sazonalidade do transporte de sedimentos devido à escassez/excesso de pluviosidade. Contudo, considerou-se importante a realização de excursões de reconhecimento de campo, para obter maiores informações da área de estudo, verificar se o relevo, usos do solo e outras informações estavam compatíveis com os dados

utilizados na modelagem. Além disso, foi importante realizar esse reconhecimento para compreender melhor a dinâmica de sedimentos em grande escala na Região Hidrológica do Rio Grande do Sul, podendo verificar se os resultados encontrados no modelo possuíam coerência, por menor que fosse a quantidade de informação disponível, com a realidade simulada.

6.6.1 Bacia da Laguna dos Patos: Região hidrológica do rio Guaíba

A Figura 60 apresenta em destaque a região leste da área de estudo. É nessa região onde se encontram os principais rios que drenam para o rio Guaíba e, a seguir, para a Laguna dos Patos.

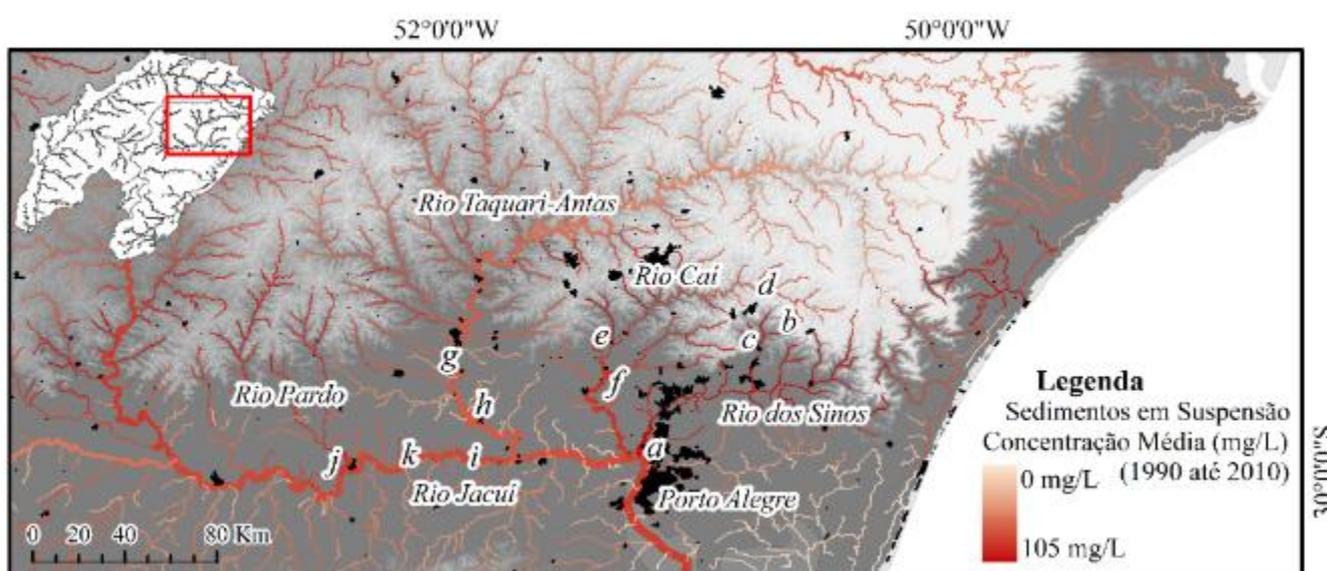


Figura 60. Concentração de sedimento em suspensão (mg/L), em destaque para as localidades com os principais rios que drenam para a Laguna dos Patos. A região foi visitada em 14 e 15 de janeiro de 2019. (a) Ponte sobre rio dos Sinos, (b) Rio Paranhana (bacia do rio dos Sinos), (c) Usina Hidrelétrica de Canastra, (d) Vale do rio Caí, (e) Rio Caí no município de Bom Princípio, (f) Posto fluviométrico sobre ponte do rio Caí em São Sebastião do Caí, (g) Rio Taquari em Lajeado, (h) Rio Taquari em Venâncio Aires, (i) Eclusa de Amarópolis no rio Jacuí no município de General Câmara, (j) Ponte sobre rio Pardo no município de Rio Pardo, e (k) Rio Jacuí no município de Rio Pardo. Em preto são as áreas urbanas. A espessura dos rios representa a sua área de drenagem.

A Figura 61 apresenta uma imagem da localidade *a*, na foz do rio dos Sinos. Para essa região, o modelo estimou uma concentração média entre 30 e 50 mg/L, como para a maior parte da bacia do rio dos Sinos. A Figura 62 e a Figura 63 apresentam imagens da localidade *b*. Fica localizada na bacia do rio dos Sinos, numa região de cabeceira, com relevo montanhoso como é possível verificar pela Figura 63. O rio Paranhana (Figura 62) teve sua concentração de sedimentos em suspensão estimada pelo modelo entre 15 e 30 mg/L. A localidade *c*, encontra-se na região de cabeceira da bacia do rio dos Sinos. É uma região com solo argiloso com relevo montanhoso. Para a região, o modelo apresentou uma elevada concentração de sedimentos em

suspensão, em média entre 75 e 105 mg/L. Para toda bacia do rio dos Sinos, o modelo estimou uma descarga sólida em suspensão média entre 0 e 500 t/d.



Figura 61. Localidade a: foz do rio dos Sinos



Figura 62. Localidade b: Rio Paranhana, na bacia do rio dos Sinos



Figura 63. Localidade b: Relevo montanhoso da cabeceira do rio dos Sinos



Figura 64. Localidade c: Solo da região da cabeceira do rio dos Sinos



Figura 65. Localidade c: Relevo montanhoso na região, próximo a hidrelétrica de Canastra

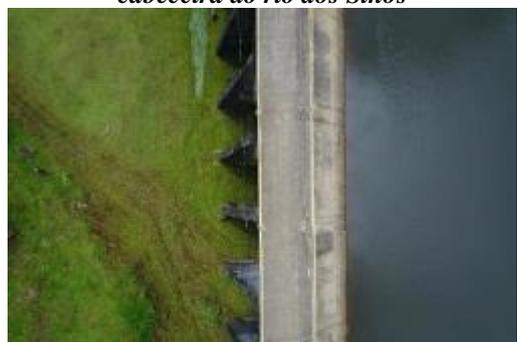


Figura 66. Localidade c: Barragem da Hidrelétrica de Canastra



Figura 67. Localidade c: Reservatório da Hidrelétrica de Canastra, sedimentos em suspensão

A localidade *d* se encontra na região de cabeceira da bacia do rio Caí. Como pode ser observado pela Figura 68 e pelo MDE da região, é caracterizada por ser uma localidade com relevo montanhoso. O modelo estimou uma concentração de sedimentos em suspensão, em média, entre 5 e 15 mg/L para essa localidade. A localidade *e* se encontra na bacia do rio Caí, numa região mais a jusante. A Figura 70 apresenta o rio Caí, próximo ao município de Bom Princípio. Para o trecho, o modelo estimou uma concentração de sedimentos em suspensão entre 5 e 15 mg/L.



Figura 68. Localidade d: Vale do rio Caí



Figura 69. Localidade d: Rio Caí, na cabeceira



Figura 70. Localidade e: Rio Caí, no município de Bom Princípio

A localidade *f*, a jusante no rio Caí, apresenta um exemplo de localidade onde o modelo hidrossedimentológico não apresentou bom desempenho. Como podemos observar na Figura 71 e Figura 72, o rio Caí nessa estação sedimentométrica, o rio apresenta uma coloração marrom turva. O modelo, contudo, indicou uma concentração média entre 5 e 15 mg/L, como no trecho anterior, onde a coloração do rio é mais claro. Isso se deve, contudo, ao fato de o modelo não ter sido bem calibrado nessa região, sendo o KGE para essa estação de -0,43, o que significa que o modelo é menos eficiente do que usar a média dos dados observados. A localidade *g*, apresentada na Figura 73, fica localizada no rio Taquari, entre os municípios de Lajeado e Estrela. O modelo estimou uma concentração média de sedimentos em suspensão entre 5 e 15 mg/L para o trecho.



Figura 71. Localidade f: Rio Caí, próximo ao município São Sebastião do Caí, estação sedimentométrica 87170000



Figura 72. Localidade f: Rio Caí, sedimentos em suspensão, próximo ao município São Sebastião do Caí, estação sedimentométrica 87170000



Figura 73. Localidade g: Rio Taquari, entre os municípios de Lajeado e Estrela



Figura 74. Localidade g: Rio Taquari, sedimento em suspensão, entre os municípios de Lajeado e Estrela

A localidade *h* se encontra no rio Taquari, próximo ao município de Venâncio Aires, a jusante do trecho anterior. Pela Figura 75, podemos verificar que o rio possui uma coloração turva. A Figura 76 apresenta os usos do solo na região. Para o trecho mais a jusante na bacia do Taquari-Antas, a estimativa média de descarga sólida pelo modelo foi entre 500 e 1.500 t/d.



Figura 75. Localidade h: Rio Taquari, próximo ao município de Venâncio Aires



Figura 76. Localidade h: Usos do solo próximo a região da localidade h

A localidade *i*, encontra-se no município de General Câmara, na Eclusa de Amarópolis. Como podemos observar pelas imagens e, a partir da concentração de sedimentos em suspensão média estimada pelo modelo (entre 5 e 15 mg/L), esse trecho do rio Jacuí apresenta uma concentração mais baixa de sedimentos em suspensão.



Figura 77. Localidade i: Rio Jacuí, no município de General Câmara



Figura 78. Localidade i: Rio Jacuí, no município de General Câmara, imagem da Eclusa de Amarópolis

A localidade *j* fica situada no rio Pardo, um dos afluentes do rio Jacuí. Como podemos observar pela Figura 79 e **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, sua cor é turva, com uma grande quantidade de sedimentos. A concentração média de sedimentos em suspensão estimada para o trecho é entre 5 e 15 mg/L. Para a região do rio Pardo, o modelo apresentou um KGE de -0,05, o que significa que utilizar o modelo é melhor do que utilizar a média dos dados observados. O BIAS, contudo, para essa região foi de -62%, o que significa que o modelo está subestimando os valores reais. Isso é coerente, uma vez que o modelo apresenta valores baixos de concentração de sedimentos em suspensão, contudo, as imagens verificadas em campo nos mostram um trecho de rio com alta concentração de sedimentos.



Figura 79. Localidade j: Rio Pardo



Figura 80. Localidade k: Rio Jacuí, próximo ao município de Rio Pardo, sedimentos em suspensão

A localidade *k*, no rio Jacuí fica a jusante da confluência do rio Pardo e a montante da Eclusa Amarópolis (localidade *i*). Como pode ser observado a partir da Figura 80, possui uma coloração marrom intermediária. A concentração média de sedimentos em suspensão estimada pelo modelo é entre 5 e 15 mg/L. Após a confluência do rio Taquari-Antas no rio Jacuí, foi estimado pelo modelo que a descarga sólida em suspensão média que aporta no rio Guaíba é entre 1.500 e 5.000 t/d, sendo um valor próximo de 1.900 t/d. Ainda, após a confluência do Delta do Jacuí, estima-se que o aporte de sedimentos, provindos dos principais rios, seja de aproximadamente 2.500 t/d.

6.6.2 Bacia do rio Uruguai: Alto Uruguai

A seguir, são apresentados os resultados para a bacia do rio Uruguai, na região do Alto Uruguai (Figura 81). O rio Uruguai é formado pela confluência dos rios Pelotas e Canoas e, ao longo do seu curso, estão instaladas algumas Usinas Hidrelétricas mais importantes do estado. As imagens foram captadas entre os dias 27 e 31 de janeiro de 2020, numa saída de campo realizada para reconhecimento da área. O modelo apontou essa região com uma alta produção de sedimentos, uma vez que é uma localidade inserida numa região alta da bacia, com relevo montanhoso, como podemos observar pelas imagens e pelo MDE da região.

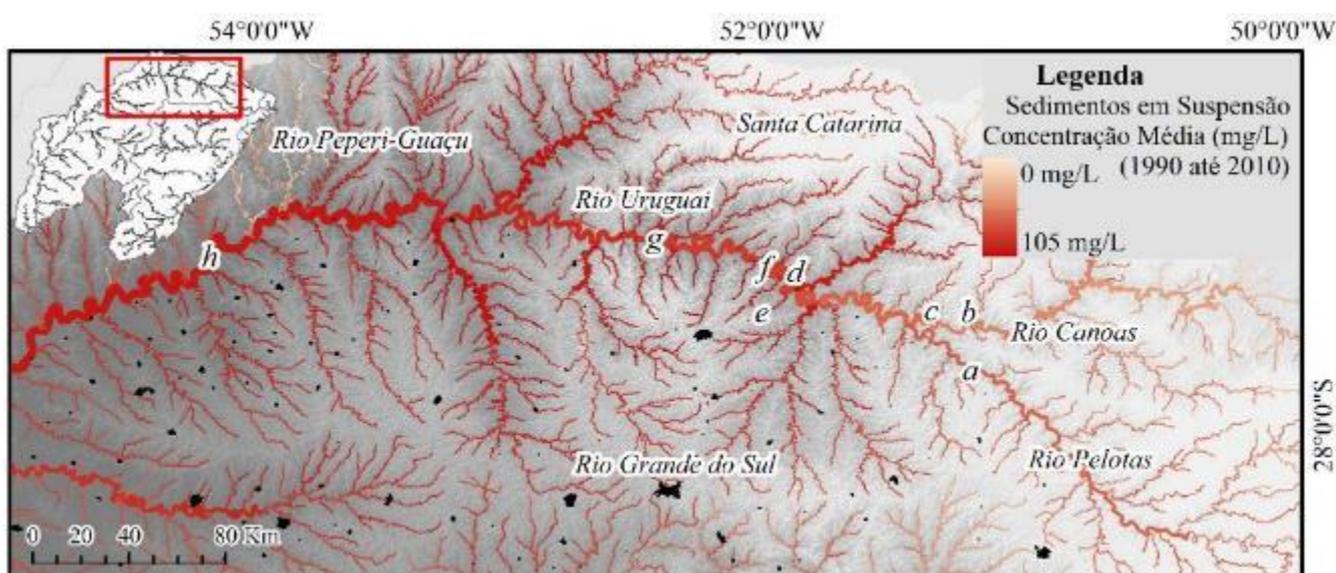


Figura 81. Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) para a região do Alto Uruguai. As localidades em destaque são: (a) Usina Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas; (b) Usina Hidrelétrica de Campos novos, no rio Canoas; (c) Rio Canoas, trecho de rio a jusante da Usina de Campos Novos; (d) Usina Hidrelétrica de Machadinho, no rio Uruguai; (e) Rio Apuaê, afluente do rio Uruguai; (f) Rio Uruguai, próximo ao município de Marcelino Ramos; (g) Usina Hidrelétrica de Itá, no rio Uruguai; (h) Rio Uruguai, próximo ao município de Tiradentes do Sul. Os detalhes em preto são as zonas urbanas. A área de drenagem dos rios está representada pela grossura da linha do rio.

A localidade *a*, fica localizada no rio Pelotas, sendo ela a Usina Hidrelétrica de Barra Grande. Para essa região, o modelo apresentou uma concentração média de sedimentos em suspensão entre 5 e 15 mg/L, sendo um valor mais próximo de 6 mg/L. A localidade *b* é a Usina de Campos Novos, localizada no rio Canoas. As imagens apresentam um rio com uma concentração mais baixa de sedimentos. O modelo apresentou para essa região uma concentração de sedimentos em suspensão média entre 0 e 5 mg/L.



Figura 82. Localidade a: Reservatório da Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas



Figura 83. Localidade a: Usina Hidrelétrica de Barra Grande, no rio Pelotas



Figura 84. Localidade a: Rio Pelotas, a jusante da Usina Hidrelétrica de Barra Grande



Figura 85. Localidade a: Exemplo de usos do solo para a região



Figura 86. Localidade b: Reservatório da Usina Hidrelétrica de Campos Novos, no rio Canoas

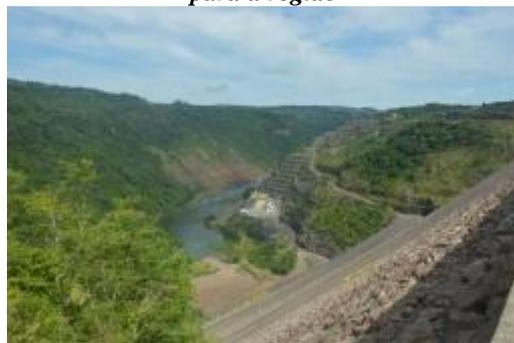


Figura 87. Localidade b: Usina Hidrelétrica de Campos Novos, no rio Canoas

A localidade *c* fica no rio Canoas, próxima a confluência com o rio Pelotas, que irão formar o rio Uruguai. O modelo estimou, para o trecho, uma concentração de sedimentos em suspensão média entre 0 e 5 mg/L. A localidade *d* é no rio Uruguai, na Usina Hidrelétrica de Machadinho, após a confluência dos rios Pelotas e Canoas. Como podemos observar pelas imagens, a concentração de sedimentos em suspensão ainda mantém um padrão mais baixo nesse trecho. A concentração de sedimentos em suspensão média estimada pelo modelo ficou entre 5 e 15 mg/L. A localidade *e* é um afluente do rio Uruguai, o rio Apuaê. Pela Figura 92, podemos observar que é um rio com uma produção maior de sedimentos. Para essa região, o modelo estimou concentrações altas para o trecho, sendo entre 30 e 50 mg/L, mais próximo de 37 mg/L. A localidade *f* é no rio Uruguai. A concentração de sedimentos em suspensão média estimada pelo modelo para o trecho ficou entre 5 e 15 mg/L.

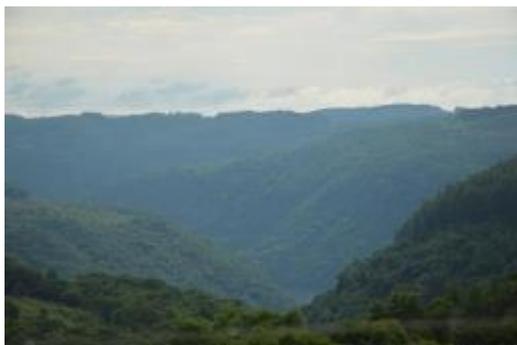


Figura 88. Localidade c: Relevo montanhoso da região do Alto Uruguai



Figura 89. Localidade c: Rio Canoas, próximo a confluência com o rio Pelotas

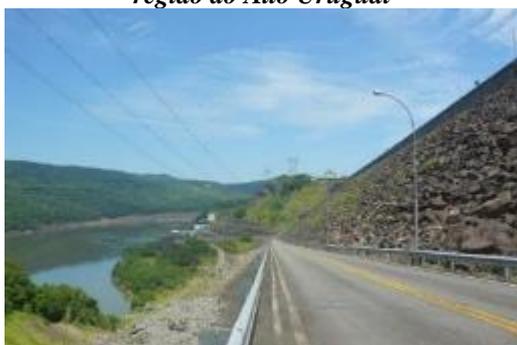


Figura 90. Localidade d: Usina Hidrelétrica de Machadinho, no rio Uruguai



Figura 91. Localidade d: Rio Uruguai, na Usina de Machadinho



Figura 92. Localidade e: Rio Apuaê, afluente do rio Uruguai



Figura 93. Localidade f: Rio Uruguai, próximo ao município de Marcelino Ramos



Figura 94. Localidade f: Relevo da região

A localidade g é na Usina Hidrelétrica de Itá, no rio Uruguai. As concentrações de sedimentos em suspensão médias foram estimadas entre 5 e 15 mg/L (Figura 95 e Figura 96). O último trecho visitado no Alto Uruguai foi a localidade h, próximo ao município de Tiradentes do Sul (Figura 97 e Figura 98). A concentração de sedimentos em suspensão média estimada pelo modelo ficou entre 15 e 30 mg/L.



Figura 95. Localidade g: a montante do reservatório de Itá e a montante da estação fluviométrica 73550000, remando do reservatório



Figura 96. Localidade g: Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá



Figura 97. Localidade h: Rio Uruguai



Figura 98. Localidade h: Rio Uruguai



Figura 99. Localidade h: Rio Uruguai, sedimentos em suspensão



Figura 100. Localidade h: Sedimentos de fundo (cascalhos) na planície de inundação

6.6.3 Bacia do rio Uruguai: Baixo Uruguai

A seguir, são apresentados os resultados para a região do Baixo Uruguai. Essa região vai ser caracterizada por um maior transporte de sedimentos no rio principal, o rio Uruguai e menor produção de sedimentos dos afluentes, uma vez que é uma região mais plana.

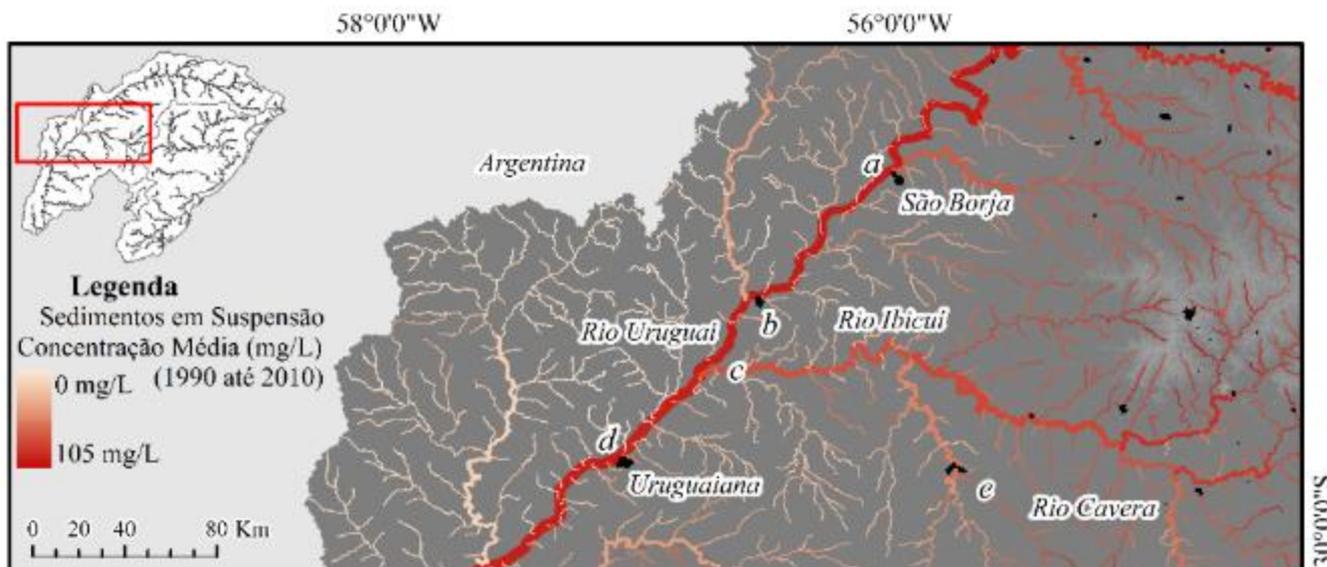


Figura 101. Concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) para a região do Baixo Uruguai. As localidades em destaque são: (a) Rio Uruguai, na cidade de São Borja; (b) Rio Uruguai, na cidade de Itaqui; (c) Rio Ibicuí, próximo a confluência com o rio Uruguai; (d) Rio Uruguai, na cidade de Uruguaiana; (e) Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, na cidade de Alegrete. As manchas pretas representam as áreas urbanizadas. A área de drenagem dos rios é representada pela espessura da linha dos rios na imagem.

A localidade a, é localizada no rio Uruguai, no município de São Borja, onde há a estação sedimentométrica 75780000. Como podemos observar pelas imagens, esse trecho do rio Uruguai apresenta uma extensa planície de inundação, onde ficam depositados sedimentos finos, mas também sedimentos de fundo, como cascalhos. A concentração de sedimentos em suspensão média, no trecho, é estimada entre 15 e 30 mg/L (Figura 105). A localidade b fica inserida no município de Itaqui. Nessa região, a concentração de sedimentos em suspensão média, estimada pelo modelo, é entre 15 e 30 mg/L. A localidade c se encontra no rio Ibicuí, um dos principais afluentes do rio Uruguai. Para os sedimentos em suspensão, o modelo estimou uma concentração média entre 5 e 15 mg/L. A localidade d é localizada no rio Uruguai, no município de Uruguaiana, estação sedimentométrica 77150000. A concentração de sedimentos em suspensão média foi estimada entre 15 e 30 mg/L. A descarga sólida em suspensão média, estimada pelo modelo, ficou entre 9.000 e 10.500 t/d, sendo um valor mais próximo de 10.300 t/d. Por fim, a localidade e é no rio Cavera. Para esse trecho, foi estimada uma concentração média de sedimentos em suspensão entre 0 e 5 mg/L.



Figura 102. Localidade a: depósito de sedimentos na planície de inundação próximo à estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS, no rio Uruguai



Figura 103. Localidade a: planície de inundação e sedimentos lamacentos, na estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS, no rio Uruguai

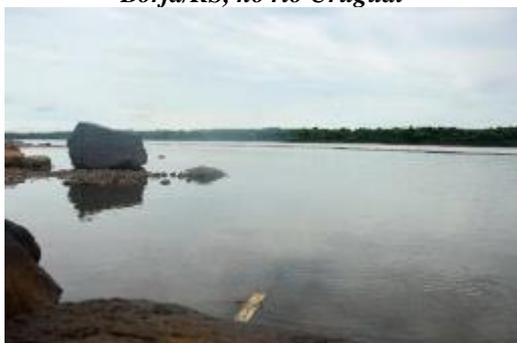


Figura 104. Localidade a: sedimentos em suspensão no rio Uruguai, na estação fluviométrica 75780000, no município de São Borja/RS



Figura 105. Localidade a: sedimentos em suspensão no rio Uruguai, no município de São Borja



Figura 106. Localidade b: Planície de inundação do rio Uruguai, no município de Itaqui



Figura 107. Localidade b: Sedimentos em suspensão no rio Uruguai, no município de Itaqui



Figura 108. Localidade c: Rio Ibicuí, margens com sedimentos arenosos



Figura 109. Localidade c: Ponte sobre o rio Ibicuí



Figura 110. Localidade c: Dragas de mineração de areia em operação no rio Ibicuí



Figura 111. Localidade c: Mineração de areia no rio Ibicuí

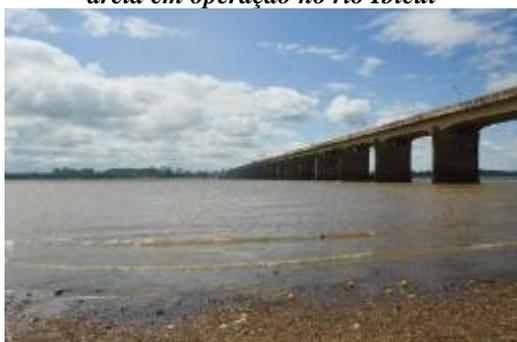


Figura 112. Localidade d: Sedimentos em suspensão no rio Uruguai, na estação fluviométrica 77150000, no município de Uruguai

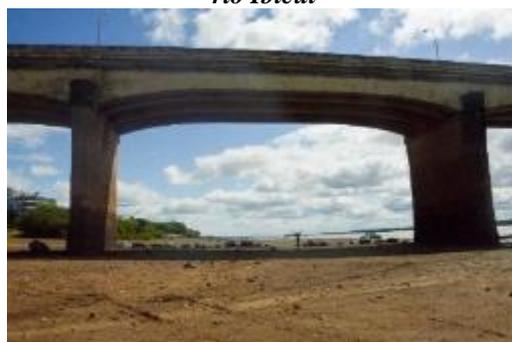


Figura 113. Localidade d: Planície de inundação do rio Uruguai, na estação fluviométrica 77150000, no município de Uruguai



Figura 114. Localidade d: Rio Uruguai, no município de Uruguai

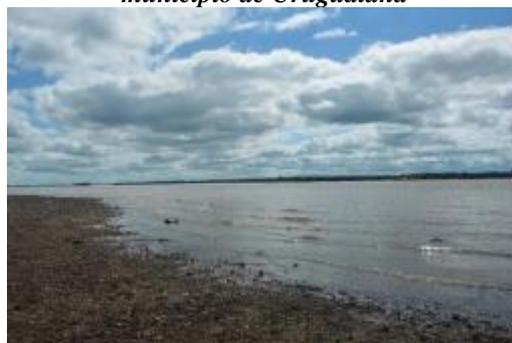


Figura 115. Localidade d: Sedimentos na planície de inundação do rio Uruguai, em Uruguai

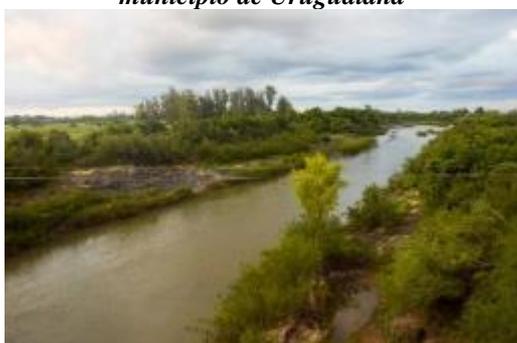


Figura 116. Localidade e: Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, no município de Alegrete



Figura 117. Localidade e: Rio Cavera, afluente do rio Ibicuí, no município de Alegrete, sedimento em suspensão e sedimentos nas margens

7 CONCLUSÕES

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar se é possível melhorar a performance de modelos hidrossedimentológicos em escala regional, propondo novas estratégias de calibração baseadas na discretização do modelo e em dados de sensoriamento remoto. Para isso, foram propostos três ensaios de calibração do modelo hidrossedimentológico, visando responder as perguntas e os objetivos específicos.

- *Há melhorias da abordagem de URHSed em relação a discretização por URHs para modelagem hidrossedimentológica?*

O objetivo 1 “Avaliar se a discretização do modelo com foco nos processos hidrossedimentológicos melhora a performance do modelo” visou responder essa questão. Pode-se observar, a partir dos resultados apresentados, que a nova discretização manteve o desempenho do modelo hidrológico. Para a modelagem hidrossedimentológica, observou-se uma tendência a obter melhorias no desempenho. Contudo, é necessário que sejam feitos testes em outras escalas de bacia. As limitações observadas de se utilizar esse mapa se devem ao fato de a escala dos mapas base para a textura do solo serem grandes e focados para modelagem de grande escala, podendo comprometer os resultados em bacias de escalas menores.

- *É possível utilizarmos dados de sensoriamento remoto, principalmente em bacias sem estações sedimentométricas, para calibração de um modelo hidrossedimentológico?*

O objetivo 2 “Avaliar se utilizar dados in situ e dados de sensoriamento remoto combinados podem melhorar ou tornar mais confiáveis as estimativas do modelo em escala regional” visou responder essa questão. A partir dos testes de calibração e validação realizados para o modelo hidrossedimentológico, podemos concluir que utilizar dados de sensoriamento permitem adicionar a modelagem informações em maiores quantidades e de forma mais homogênea. Além disso, calibrando o modelo apenas com dados de sensoriamento remoto, apresentou melhorias, após a calibração, entre os dados simulados e os dados observados *in-situ*, mesmo que eles não tenham sido utilizados para calibrar o modelo. Dessa forma, há um potencial para utilizar os dados de sensoriamento remoto, em grande escala com uma grande quantidade de estações virtuais distribuídas de forma homogênea, em localidades que não possuam estações sedimentométricas. Ainda são necessários mais testes para verificar quais as melhores técnicas para utilização desses dados.

- *É possível aplicar esses modelos em escala regional e ainda assim obter resultados coerentes com a realidade?*

O objetivo 3 “Avaliar se uma estratégia de calibração por bacia melhora os resultados em comparação com a abordagem regional adotada” visou responder essa questão. A abordagem regional utilizada para realizar os testes dos ensaios 1 e 2 apresentaram algumas melhorias após a calibração. Ao utilizar a descarga sólida em suspensão para calibrar o modelo regional, não foi possível obter melhorias em comparação ao modelo sem calibração. Contudo, ao utilizar a abordagem de calibração por bacia, o modelo apresentou um desempenho melhor. Assim, a calibração do modelo por bacias tende a apresentar resultados melhores do que a calibração regional, devido à maior discretização do modelo. Contudo, o modelo regional pode ser utilizado como uma estratégia, dependendo do objetivo do modelo e da acurácia necessária. Assim, ressaltamos a importância de se planejar a estratégia de calibração que será utilizada, uma vez que dependendo da necessidade de detalhamento, rapidez na elaboração dos resultados, desempenho computacional, precisão dos resultados e foco no parâmetro que será estudado, pode-se escolher utilizar uma ou outra abordagem.

Por fim, foi apresentada uma documentação simplificada dos processos hidrossedimentológicos na bacia, para exemplificar as potencialidades de se utilizar modelos matemáticos.

RECOMENDAÇÕES E TRABALHOS FUTUROS

O mapa proposto possui relevância ao focar nos processos hidrossedimentológicos, podendo ser utilizado não apenas no modelo escolhido para o presente estudo, mas também em outros modelos com uma proposta de grande escala, como o SWAT. Com esse mapa, será possível implementar a mesma metodologia utilizada neste trabalho em outras bacias hidrográficas da América Latina, inclusive para elaborar um modelo continental dos processos hidrossedimentológicos. Além disso, será possível realizar, em trabalhos futuros, testes sobre a mudança do uso e cobertura do solo e as consequências dessas variações ao longo da última década.

Ainda sobre a discretização do modelo, recomenda-se testes de URHSed dinâmicas, alterando o uso do solo para cada ano, a partir de mapas prontos, como o MapBiomas, ou classificação de usos do solo em grande escala, utilizando o GEE. Além disso, pretende-se testar, futuramente, a calibração do modelo hidrológico e hidrossedimentológico simultaneamente, o que poderia gerar resultados de descarga sólida com melhorias mais significativas. Também pretende-se documentar e discutir os parâmetros α e β .

Ainda, é recomendado que se realizem mais testes de calibração com dados de sensoriamento remoto, em outras localidades. Pode-se testar, também, outros sensores, como o Sentinel para localidades menores ou, ainda, o MODIS, para obter uma resolução temporal maior, para rios mais largos.

Para trabalhos futuros, pretende-se ainda realizar outros testes de calibração regional versus por bacia, como testar a calibração utilizando CSS + Reflec. Ainda, pretende-se realizar testes de outras estratégias, como calibração combinada do modelo hidrológico e hidrossedimentológico.

Além disso, espera-se futuramente desenvolver modelos que permitam a integração entre os processos hidrossedimentológicos entre pequenas e grandes bacias, com a utilização de modelagem bidimensional.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, [s. l.], v. 64, n. 2–3, p. 247–271, 2005.
- ALLAN JAMES, L. Ten conceptual models of large-scale legacy sedimentation – A review. **Geomorphology**, [s. l.], v. 317, p. 199–217, 2018.
- ALLEN, G. H.; PAVELSKY, T. M. Global extent of rivers and streams. **Science**, [s. l.], 2018.
- ALMAGRO, A. et al. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Nature Scientific Reports**, [s. l.], v. 7, n. 8130, p. 1–12, 2017.
- ANAND, J. et al. Regional scale hydrologic modeling for prediction of water balance, analysis of trends in streamflow and variations in streamflow: The case study of the Ganga River basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s. l.], v. 16, n. February, p. 32–53, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.02.007>>
- ARAÚJO, J. C. Assoreamento em Reservatórios do Semi-árido: Modelagem e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 39–56, 2003.
- ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model Development. **Journal of the American Water Resources Association**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 73–89, 1998.
- ASSELMAN, N. E. M.; VAN WIJNGAARDEN, M. Development and application of a 1D floodplain sedimentation model for the River Rhine in the Netherlands. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 268, n. 1–4, p. 127–142, 2002.
- BAI, J. et al. Assessing the impact of terraces and vegetation on runoff and sediment routing using the time-area method in the Chinese Loess Plateau. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 11, n. 4, 2019.
- BATES, P. D.; HORRITT, M. S.; FEWTRELL, T. J. A simple inertial formulation of the shallow water equations for efficient two-dimensional flood inundation modelling. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 387, n. 1–2, p. 33–45, 2010.
- BATJES, N. H. **SOTER-based soil parameter estimates for Latin America and the Caribbean (ver. 1.0)**. Wageningen: ISRIC - World Soil Information, 2005. a.
- BATJES, N. H. **SOTER-based soil parameter estimates for Latin America and the Caribbean (ver. 1.0)**, Wageningen: ISRIC - World Soil Information, 2005. b.
- BENAVIDEZ, R. et al. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 22, n. 11, p. 6059–6086, 2018.
- BERGER, C. et al. Rill development and soil erosion: A laboratory study of slope and rainfall intensity. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 35, n. 12, p. 1456–1467, 2010.

BLAINSKI, É. et al. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 22, n. 33, 2017.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de Engenharia de Sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. (Ed.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2001. p. 915–943.

BRUNTON, D. A.; BRYAN, R. B. Rill network development and sediment budgets. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 25, n. 7, p. 783–800, 2000.

BUARQUE, D. et al. Modelagem da produção e do transporte de sedimentos da bacia do rio Madeira. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS 2013, Brasília. **Anais...** Brasília: ABRH, 2013.

BUARQUE, D. C. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: Estudo de caso do rio Madeira**. 2015. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2015.

CAPRA, A.; PORTO, P.; SCICOLONE, B. Relationships between rainfall characteristics and ephemeral gully erosion in a cultivated catchment in Sicily (Italy). **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 105, n. 1, p. 77–87, 2009.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CASTILLO, C.; GÓMEZ, J. A. A century of gully erosion research: Urgency, complexity and study approaches. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 160, p. 300–319, 2016.

CHEN, L.; QIAN, X.; SHI, Y. Critical Area Identification of Potential Soil Loss in a Typical Watershed of the Three Gorges Reservoir Region. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 25, p. 3445–3463, 2011.

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**, [s. l.], v. 99, p. 58–69, 2015.

COLLISCHONN, W. et al. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, [s. l.], v. 52, n. 5, p. 878–895, 2007.

CONOSCENTI, C. et al. Gully erosion susceptibility assessment by means of GIS-based logistic regression: A case of Sicily (Italy). **Geomorphology**, [s. l.], v. 204, p. 399–411, 2014.

CURRAN, P. J. et al. Multispectral remote sensing of nearshore suspended sediments: A pilot study. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 103–112, 1987.

CURRAN, P. J.; NOVO, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: A Review. **Journal of Coastal Research**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 351–368, 1988.

DAI, Z. et al. Fluvial sediment transfer in the Changjiang (Yangtze) river-estuary depositional system. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 566, n. June, p. 719–734, 2018.

DANTAS, J. C. et al. Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. **Geociências**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 816–827, 2015.

DE ROO, A. et al. LISEM: A Physically-Based Hydrologic and Soil Erosion Catchment Model. In: BOARDMAN, J.; FAVIS-MORTLOCK, D. (Eds.). **Modelling Soil Erosion by Water**. NATO ASI ed. [s.l.] : Springer, Berlin, Heidelberg, 1998. v. 55.

DE VENTE, J. et al. The sediment delivery problem revisited. **Progress in Physical Geography**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 155–178, 2007.

DEAN, D. J. et al. Sediment supply versus local hydraulics. [s. l.], p. 1–29, 2016.

DEKKER, A. 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**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 15–35, 2002.

DENNIELOU, B. et al. Major modification of sediment routing by a large Mass Transport Deposit in the Gulf of Lions (Western Mediterranean). **Marine Geology**, [s. l.], v. 411, n. January, p. 1–20, 2019.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 51, n. 5, p. 427–433, 1996.

DI STEFANO, C. et al. Field investigation of rill and ephemeral gully erosion in the Sparacia experimental area, South Italy. **Catena**, [s. l.], v. 101, p. 226–234, 2013.

DIODATO, N. Estimating RUSLE's rainfall factor in the part of Italy with a Mediterranean rainfall regime. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 103–107, 2010.

DUAN, Q. Y.; GUPTA, V. K.; SOROOSHIAN, S. Shuffled complex evolution approach for effective and efficient global minimization. **Journal of Optimization Theory and Applications**, [s. l.], v. 76, n. 3, 1993.

DUNKERLEY, D. L. Rainfall intensity bursts and the erosion of soils: an analysis highlighting the need for high temporal resolution rainfall data for research under current and future climates. **Earth Surface Dynamics Discussions**, [s. l.], n. January, p. 1–30, 2019.

DURIGON, V. L. et al. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 441–453, 2014.

DYMOND, J. R.; VALE, S. S. An event-based model of soil erosion and sediment transport at the catchment scale. **Geomorphology**, [s. l.], v. 318, p. 240–249, 2018.

ECKHARDT, K. et al. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. **Physics and Chemistry of the Earth**, [s. l.], v. 27, n. 9–10, p. 641–644, 2002.

ENGESAT. **Sentinel-2**. 2018.

ESA. **User Guides - ESA Sentinel Online**. 2018a.

ESA. **GlobCover**. 2018b.

ESA. **Sentinel 3 - Overview**. 2019.

FAGUNDES, H. D. O. et al. Análise comparativa do transporte de sedimentos utilizando os modelos MGB-SED e HEC-RAS. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS 2018, Vitória/ES. **Anais...** Vitória/ES

FAGUNDES, H. de O. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com apoio de dados in situ e sensoariamento remoto**. 2018. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2018.

FAGUNDES, H. de O.; FAN, F. M.; DE PAIVA, R. C. D. Automatic calibration of a large-scale sediment model using suspended sediment concentration, water quality, and remote sensing data. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 24, n. May, 2019.

FAN, F. et al. Avaliação de um método de propagação de cheias em rios com aproximação inercial das equações de Saint-Venant. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 19, n. 4, p. 137–147, 2014.

FAN, F.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 243–254, 2014.

FAN, F. M. et al. Um mapa de Unidades de Resposta Hidrológica para a América do Sul. In: XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS 2015, **Anais...** [s.l: s.n.]

FAN, F. M. et al. Evaluation of upper Uruguay river basin (Brazil) operational flood forecasts. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 22, n. 0, 2017.

FANG, H.; SUN, L.; TANG, Z. Effects of rainfall and slope on runoff, soil erosion and rill development: An experimental study using two loess soils. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 29, n. 11, p. 2649–2658, 2015.

FASSONI-ANDRADE, A. C.; PAIVA, R. C. D. Remote Sensing of Environment Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 221, n. October 2018, p. 94–107, 2019.

FERREIRA, V.; PANAGOPOULOS, T. Seasonality of soil erosion under Mediterranean conditions at the Alqueva dam watershed. **Environmental Management**, [s. l.], v. 54, p. 67–83, 2014.

FERRO, V.; PORTO, P. Sediment Delivery Distributed (SEDD) Model. **Journal of Hydrologic Engineering**, [s. l.], v. 5, n. October, p. 411–422, 2000.

FLEISCHMANN, A. et al. Modelling hydrologic and hydrodynamic processes in basins with large semi-arid wetlands. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 561, n. August 2017, p. 943–959, 2018. a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.041>>

FLEISCHMANN, A. et al. Modelling hydrologic and hydrodynamic processes in basins with large semi-arid wetlands. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 561, n. August 2017, p. 943–959, 2018. b.

FOEGER, L. B. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com propagação inercial de vazão: Estudo de caso da bacia do rio Madeira**. 2019. Universidade Federal do Espírito Santo, [s. l.], 2019.

FÖEGER, L. B. et al. Geração e transporte de sedimentos na bacia Amazônica: análise preliminar com o modelo MGB-SED. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS 2018, Vitória/ES. **Anais...** Vitória/ES

FÖEGER, L. B. et al. Modelagem hidrossedimentológica com propagação inercial de vazões. In: XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS 2019, Foz do Iguaçu/PR. **Anais...** Foz do Iguaçu/PR: ABRH, 2019.

FOSTER, G. R. Modeling the erosion process. In: **Hydrologic modeling of small watersheds**. Michigan: American Society of Agricultural Engineers, 1982.

FOSTER, G. R.; TOY, T. E.; RENARD, K. G. Comparison of the USLE, RUSLE1.06c, and RUSLE2 for Application to Highly Disturbed Lands. **First Interagency Conference on Research in Watersheds**, [s. l.], v. 27, n. 30, p. 154–160, 2003.

FRASER, G. W. et al. A new empirical model of sub-daily rainfall intensity and its application in a rangeland biophysical model. **Rangeland Journal**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 37–48, 2011.

GARCÍA-RUIZ, J. M. et al. Ongoing and Emerging Questions in Water Erosion Studies. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 5–21, 2017.

GOLDBERG, D. E. **Genetic Algorithms in Search, Optimization and Machine Learning**. Reading: Addison-Wesley Publishing Co., 1989.

GOMES, A.; PAIVA, E. Acumulação e Transporte de Sedimentos na Microdrenagem: Monitoramento e Modelagem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 45–55, 2010.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 202, p. 18–27, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>>

GUERRERO, M. et al. The acoustic properties of suspended sediment in large rivers: Consequences on ADCP methods applicability. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1–22, 2016.

GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 297, n. 1–4, p. 136–161, 2004.

GUPTA, H. V. et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 377, n.

1–2, p. 80–91, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>>

HE, X. et al. Using geostationary satellite ocean color data to map the diurnal dynamics of suspended particulate matter in coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 133, p. 225–239, 2013.

HOLLAND, J. H. **Adaptation in Natural and Artificial Systems**. Ann Arbor, Michigan: The University of Michigan Press, 1975.

HUANG, Y.; WANG, J.; YANG, M. Unexpected sedimentation patterns upstream and downstream of the Three Gorges Reservoir: Future risks. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 108–117, 2019.

HUSSAIN, F. et al. Parameter evaluation for soil erosion estimation on small watersheds using SWAT model. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 96–108, 2019.

HUSSEIN, M. H. An analysis of rainfall, runoff and erosion in the low rainfall zone of northern Iraq. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 181, n. 1–4, p. 105–126, 1996.

IBGE. **Geografia do Brasil - Região Sul**. Rio de Janeiro. v. 5

IBGE. **Mapeamento dos Recursos Naturais do Brasil**. 2018.

INTA. **Suelos de la República Argentina**. 2013.

JAMES, W.; ROSSMAN, L. A.; JAMES, W. R. C. **User's guide to SWMM5**. Ontario: Chi Press, 2010.

JENSEN, J. R. **Remote Sensing of the Environment**. Harlow: Pearson, 2014.

JONAH, F. E. et al. The ecological effects of beach sand mining in Ghana using ghost crabs (ocypode species) as biological indicators. **Ocean and Coastal Management**, [s. l.], v. 112, p. 18–24, 2015.

JOSEPH, P.; TELES, V.; WEILL, P. Modelling approaches in sedimentology: Introduction to the thematic issue. **Comptes Rendus - Geoscience**, [s. l.], v. 348, n. 7, p. 473–478, 2016.

JULIEN, P. Y. **Erosion and Sedimentation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994.

KHALEGHPANAH, N. et al. Modeling soil loss at plot scale with EUROSEM and RUSLE2 at stony soils of Khamesan watershed, Iran. **Catena**, [s. l.], v. 147, p. 773–788, 2016.

KINNELL, P. I. A. Applying the RUSLE and the USLE-M on hillslopes where runoff production during an erosion event is spatially variable. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 519, n. PD, p. 3328–3337, 2014.

KINNELL, P. I. A.; RISSE, L. M. USLE-M: Empirical Modeling Rainfall Erosion through Runoff and Sediment Concentration. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 62, n. 6, p. 1667–1672, 1998.

KNOBEN, W. J. M.; FREER, J. E.; WOODS, R. A. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiency scores. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 23, n. 10, p. 4323–4331, 2019.

KOITER, A.; OWENS, P. N.; LOBB, D. A. The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. **Earth Science Reviews**, [s. l.], v. 125, n. October, p. 24–42, 2013.

KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BÄSE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, [s. l.], v. 5, p. 89–97, 2005.

KRYSANOVA, V. et al. **SWIM (Soil and Water Integrated Model), User Manual**. Temple: USDA, 2000.

KRYSANOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D. I.; BECKER, A. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 106, n. 2–3, p. 261–289, 1998.

KUMAR, T.; JHARIYA, D. C.; PANDEY, H. K. Comparative study of different models for soil erosion and sediment yield in Pairi watershed, Chhattisgarh, India. **Geocarto International**, [s. l.], v. 0, n. 0, p. 1–22, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1576779>>

LAFLEN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R. WEPP: a new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 46, p. 34–38, 1991.

LEGATES, D. R.; MCCABE JR., G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 233–241, 1999.

LIN, B. S. et al. Evaluation of soil erosion risk for watershed management in Shenmu watershed, central Taiwan using USLE model parameters. **Paddy and Water Environment**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 19–43, 2016.

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

LOPES, V. A. R. et al. A first integrated modelling of a river-lagoon large-scale hydrological system for forecasting purposes. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 565, n. February, p. 177–196, 2018. a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.011>>

LOPES, V. A. R. et al. A first integrated modelling of a river-lagoon large-scale hydrological system for forecasting purposes. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 565, n. February, p. 177–196, 2018. b.

MAGRIS, R. A. et al. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 659, p. 828–840, 2019.

MAIA, L. et al. Modelagem de processos sedimentológicos no estuário do Rio Paraíba do Norte, com foco nos acessos aquaviários do Porto de Cabedelo - PB. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS 2018, Vitória/ES. **Anais...** Vitória/ES

MARTINEZ, J. M. et al. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. **Catena**, [s. l.], v. 79, n. 3, p. 257–264, 2009.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software**, [s. l.], v. 18, n. 8–9, p. 761–799, 2003.

MILLER, R. L. et al. Using multi-temporal MODIS 250 m data to calibrate and validate a sediment transport model for environmental monitoring of coastal waters. In: PROCEEDINGS OF THE THIRD INTERNATIONAL WORKSHOP ON THE ANALYSIS OF MULTI-TEMPORAL REMOTE SENSING IMAGES 2005 2005, Biloxi. **Anais...** Biloxi: IEEE, 2005.

MILLER, R. L.; MCKEE, B. A. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 93, n. 1–2, p. 259–266, 2004.

MITASOVA, H. et al. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. **International Journal of Geographical Information Systems**, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 629–641, 1996.

MIZUGAKI, S.; NANKO, K.; ONDA, Y. The effect of slope angle on splash detachment in an unmanaged Japanese cypress plantation forest. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 24, n. January, p. 576–587, 2010.

MMA. **Caderno da Região Hidrográfica do Uruguai**. Brasília.

MMA. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e partição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: MMA, 2007.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 50, n. 5, p. 1294–1298, 1986.

MORGAN, R. P. C. et al. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 23, p. 527–544, 1998. a.

MORGAN, R. P. C. et al. **The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide**. [s.l.] : Cranfield University, 1998. b.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. Cornwall: Blackwell Publishing, 2005.

MORIASI, D. et al. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, [s. l.], v. 58, n. 6, p. 1763–1785, 2015.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook**. New York: McGraw-Hill

Book Co., 1998. a.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation Handbook**. New York: McGraw-Hill Book Co., 1998. b.

MUNSON, B. R.; YOUNG, D. F.; OKIISHI, T. H. **Fundamentos da Mecânica dos Flúidos**. Tradução d ed. São Paulo: Blucher, 2004.

NASA. **Landsat Science - Landsat 6**. 2019.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; NEUKERMANS, G. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters. In: PROCEEDINGS OF SPIE 2009, Berlin. **Anais...** Berlin: Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers, 2009.

NELDER, J. A.; MEAD, R. A Simplex Method for Function Minimization. **The Computer Journal**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 308–313, 1965.

NOVO, E. M.; HANSOM, J. D.; CURRAN, P. J. The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1283–1289, 1989.

NUNES, A. N.; DE ALMEIDA, A. C.; COELHO, C. O. A. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. **Applied Geography**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 687–699, 2011.

OLIVEIRA, J. A. et al. A GIS-based procedure for automatically calculating soil loss from the Universal Soil Loss Equation: GISus-M. **Applied Engineering in Agriculture**, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 907–917, 2015.

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 40, n. April, p. 1524–1532, 2015.

OWENS, P. N. Sediment behaviour, functions and management in river basins. In: **Sustainable Management of Sediment Resources**. Prince George: Elsevier, 2008. v. 4p. 1–29.

PAIVA, R. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias. Estudo de caso: Bacia do Rio Solimões**. 2009. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2009.

PAIVA, R. C. D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 406, n. 3–4, p. 170–181, 2011.

POESEN, J. An improved splash transport model. **Zeitschrift fur Geomorphologie**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 193–211, 1985.

POESEN, J. Field measurements of splash erosion to validate a splash transport model. **Zeitschrift fur Geomorphologie**, [s. l.], v. 58, p. 81–91, 1986.

POESEN, J.; SAVAT, J. Detachment and transportation of loose sediments by raindrop splash - Part II. **Catena**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 19–41, 1981.

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 and Software**, [s. l.], v. 94, p. 1–20, 2017.

POTES, M.; COSTA, M. J.; SALGADO, R. Satellite remote sensing of water turbidity in Alqueva reservoir and implications on lake modelling. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 1623–1633, 2012.

PRICE, W. L. Global optimization algorithms for a CAD workstation. **Journal of Optimization Theory and Applications**, [s. l.], v. 55, n. 1, p. 133–146, 1987.

QI, J. et al. SWAT Setup with Long-Term Detailed Landuse and Management Records and Modification for a Micro-Watershed Influenced by Freeze-Thaw Cycles. **Water Resources Management**, [s. l.], v. 31, n. 12, p. 3953–3974, 2017.

QUINTELA, R. S. et al. Development of a graphic interface and an automatic calibration module for MGB-SED model. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS 2018, Vitória/ES. **Anais...** Vitória/ES

RAHMATI, O. et al. Evaluating the influence of geo-environmental factors on gully erosion in a semi-arid region of Iran: An integrated framework. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 579, p. 913–927, 2017.

RENARD, K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703, 1997.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M. Comparison of measured suspended sediment concentrations with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 379–387, 1988.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; YONGQING, J. Using Landsat multispectral scanner data to estimate suspended sediments in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 23, p. 65–81, 1987. a.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; YONGQING, J. Using Landsat multispectral scanner data to estimate suspended sediments in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 23, p. 65–81, 1987. b.

ROSSONI, R. B. **Simulação Hidrossedimentológica de Grandes Bacias : O estudo de caso da bacia da Laguna dos Patos . Simulação Hidrossedimentológica de Grandes Bacias : O estudo de caso da bacia da Laguna dos Patos .** 2018. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2018.

ROSSONI, R. B.; FAN, F. M. A Hydrosedimentological Response Units map to South America. In: XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS 2019, Foz do Iguaçu/PR. **Anais...** Foz do Iguaçu/PR: ABRH, 2019.

ROSSONI, R. B.; FAN, F. M.; LOPES, V. A. Estimativa da descarga sólida de sedimentos em suspensão para o Lago Guaíba/RS através da modelagem hidrossedimentológica de grande escala. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS 2018a, Vitória/ES. **Anais...** Vitória/ES

ROSSONI, R. B.; FAN, F. M.; LOPES, V. A. L. Estimativa da descarga sólida de sedimentos em suspensão para o Lago Guaíba/RS através da modelagem hidrossedimentológica de grande escala. **XIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, [s. l.], p. 1–8, 2018. b.

RUST, S.; STAR, M. The cost effectiveness of remediating erosion gullies: a case study in the Fitzroy. **Australasian Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 233–247, 2017.

SADEGHI, S. H. R. et al. A review of the application of the MUSLE model worldwide. **Hydrological Sciences Journal**, [s. l.], v. 59, n. 2, p. 365–375, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2013.866239>>

SALLES, C.; POESEN, J. Performance of an Optical Spectro Pluviometer in measuring basic rain erosivity characteristics. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 218, n. 3–4, p. 142–156, 1999.

SALLES, C.; POESEN, J. Rain properties controlling soil splash detachment. **Hydrological Processes**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 271–282, 2000.

SALLES, C.; POESEN, J.; GOVERS, G. Statistical and physical analysis of soil detachment by raindrop impact: Rain erosivity indices and threshold energy. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 36, n. 9, p. 2721–2729, 2000.

SAMAD, N. et al. Sediment yield assessment and identification of check dam sites for Rawal Dam catchment. **Arabian Journal of Geosciences**, [s. l.], v. 9, n. 6, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s12517-016-2484-9>>

SANTOS, J. Y. G. et al. influência das alterações no uso e ocupação do solo na produção de sedimentos na bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. In: I CONGRESSO INTERNACIONAL DE HIDROSEDIMENTOLOGIA 2015, **Anais...** [s.l: s.n.]

SAVAT, J.; POESEN, J. Detachment and transportation of loose sediments by rainfall splash - Part I. **Catena**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1–17, 1981.

SEPLAG. **Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul**. 4 Ed. ed. [s.l.] : State Secretariat of Planning, Budget and Management, 2019. Disponível em: <<https://www.socioeconomicatlas.rs.gov.br/main-page>>. Acesso em: 1 fev. 2020.

SHAHZAD, A. et al. Mapping turbidity levels in the Lake's Water using satellite remote sensing technique. **International Journal of Economic and Environmental Geology**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 40–43, 2018.

SILVA, V. D. P. R. Da; SILVA, M. T.; SOUZA, E. P. De. Influence of land use change on sediment yield: A case study of the sub-middle of the São Francisco river basin. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1005–1015, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-

69162016000601005&lng=en&tlng=en>

SOHOULANDE DJEBOU, D. C. Assessment of sediment inflow to a reservoir using the SWAT model under undammed conditions: A case study for the Somerville reservoir, Texas, USA. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 222–229, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.03.003>>

STEVENSON, M.; BRAVO, C. Advanced turbidity prediction for operational water supply planning. **Decision Support Systems**, [s. l.], v. 119, n. February, p. 72–84, 2019.

STURM, T. W. **Open Channel Hydraulics**. 2nd. ed ed. New York: McGraw-Hill Education, 2010.

TADESSE, A.; DAI, W. Prediction of sedimentation in reservoirs by combining catchment based model and stream based model with limited data. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 27–37, 2019.

TEKWA, I. J.; LAFLEN, J. M.; KUNDIRI, A. M. Efficiency test of adapted EGEM model in predicting ephemeral gully erosion around Mubi, Northeast Nigeria. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 15–27, 2015.

THIEMIG, V. et al. Hydrological evaluation of satellite-based rainfall estimates over the Volta and Baro-Akobo Basin. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 499, p. 324–338, 2013.

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

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1998.

UMAR, M.; RHOADS, B. L.; GREENBERG, J. A. Use of multispectral satellite remote sensing to assess mixing of suspended sediment downstream of large river confluences. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 556, p. 325–338, 2018.

USGS. **Landsat Science – Technical Details**. 2018a.

USGS. **MODIS Specifications**. 2018b.

USGS. **Landsat Missions – What are band designations Landsat satellites**. 2018c.

VAN DER KNIJFF, J. M.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L. **Soil Erosion Risk Assessment in Europe**. [s.l.] : European Soil Bureau, 2000.

VENÂNCIO, S. S. **Simulação numérica aplicada ao assoreamento do Reservatório Represa Velha**. 2009. Universidade de São Paulo, [s. l.], 2009.

VERCRUYSSSE, K.; GRABOWSKI, R. C.; RICKSON, R. J. Earth-Science Reviews Suspended sediment transport dynamics in rivers Multi-scale drivers of temporal variation - Vercruyssen, Grabowski.pdf. [s. l.], v. 166, p. 38–52, 2017.

VIGIAK, O. et al. Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 538, p. 855–875, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.095>>

VIGIAK, O. et al. Modelling sediment fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 599–600, n. December, p. 992–1012, 2017.

WANG, D. et al. A three-dimensional cohesive sediment transport model with data assimilation: Model development, sensitivity analysis and parameter estimation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 206, p. 87–100, 2018. a.

WANG, J. et al. The coupling of bay hydrodynamics to sediment transport and its implication in micro-tidal wetland sustainability. **Marine Geology**, [s. l.], v. 405, n. August, p. 68–76, 2018. b.

WANG, Z. Y.; HU, C. Strategies for managing reservoir sedimentation. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 369–384, 2009.

WESSELMAN, D. et al. The effect of washover geometry on sediment transport during inundation events. **Geomorphology**, [s. l.], v. 327, p. 28–47, 2019.

WILKINSON, S. N. et al. Grazing impacts on gully dynamics indicate approaches for gully erosion control in northeast Australia. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 43, n. 8, p. 1711–1725, 2018.

WILLIAMS, J. R. **Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor**. 1975. Publication ARS-S-40. US Department of Agriculture, Washington, 1975.

WILLIAMS, J. R.; RENARD, K. G. EPIC—a new method for assessing erosions effect on soil productivity. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 38, p. 381–383, 1983.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning**. [s.l.] : U.S. Department of Agriculture, 1978. v. 537

WOODWARD, D. E. Method to predict cropland ephemeral gully erosion. **Catena**, [s. l.], v. 37, n. 3–4, p. 393–399, 1999.

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. **KINEROS, A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual**. ARS-77 ed. [s.l.] : U.S. Department of Agriculture, 1990.

WU, C. H. et al. Estimating sediment deposition volume in a reservoir using the physiographic soil erosion-deposition model. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 362–377, 2012.

WU, W. **Computational River Dynamics**. London: Taylor & Francis, 2007.

XIA, L. et al. Reducing nitrogen and phosphorus losses from arable slope land with contour hedgerows and perennial alfalfa mulching in Three Gorges Area, China. **Catena**, [s. l.], v. 110, p. 86–94, 2013.

YANG, C. T. **Sediment Transport: Theory and Practice**. New York: The McGraw-Hill Companies, 1996.

YANG, X. et al. Numerical simulation of suspended sediment transport merging with satellite derived data in coastal waters. In: PROCEEDINGS OF SPIE ASIA-PACIFIC REMOTE SENSING 2014 2014a, Beijin. **Anais...** Beijin: Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers, 2014.

YANG, X. et al. Numerical simulation of suspended sediment transport merging with satellite derived data in coastal waters. In: PROCEEDINGS OF SPIE ASIA-PACIFIC REMOTE SENSING 2014b, Beijing. **Anais...** Beijing: Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers, 2014.

YAPO, P. O.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S. Multi-objective global optimization for hydrologic models. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 204, n. 1–4, p. 83–97, 1998.

YOUNG, R. A. et al. AGNPS : A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 44, n. 2, p. 168–173, 1989.

ZABIHI, M. et al. Spatial modelling of gully erosion in Mazandaran Province, northern Iran. **Catena**, [s. l.], v. 161, n. October 2017, p. 1–13, 2018.

ZARZUELO, C.; LÓPEZ-RUIZ, A.; ORTEGA-SÁNCHEZ, M. Evaluating the impact of dredging strategies at tidal inlets: Performance assessment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 658, p. 1069–1084, 2019.