

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Éderson Diniz Ebling

**MONITORAMENTO, DINÂMICA E MODELAGEM
HIDROSEDIMENTOLÓGICA DE DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS
RURAIS COM PRODUÇÃO DE LEITE E GRÃOS**

Santa Maria, RS
2022

Éderson Diniz Ebling

**MONITORAMENTO, DINÂMICA E MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA
DE DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS COM PRODUÇÃO
DE LEITE E GRÃOS**

Tese apresentada ao curso de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, área de concentração em processos físicos e morfogenéticos do solo, da Universidade Federal de Santa Maria, como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. José Miguel Reichert - PhD

Santa Maria, RS
2022

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com todos os dados fornecidos pelo autor.

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Diniz Ebling, Éderson
Monitoramento, dinâmica e modelagem
hidrossedimentológica de duas bacias hidrográficas rurais
com produção de leite e grãos / Éderson Diniz Ebling.-
2022.
133 p.; 30 cm

Orientador: José Miguel Reichert
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2022

1. Hidrologia e produção de sedimentos 2.
Fingerprinting approach 3. Modelagem hidrológica I.
Miguel Reichert, José II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, ÉDERSON DINIZ EBLING, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

© 2022

Todos os direitos autorais reservados a Éderson Diniz Ebling. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.


E-mail: ederdinize@gmail.com

Éderson Diniz Ebling


**MONITORAMENTO, DINÂMICA E MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA
DE DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS COM PRODUÇÃO
DE LEITE E GRÃOS**

Tese apresentada ao curso de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, área de concentração em Processos Físicos e Morfogenéticos do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria, como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.


Aprovado em 23 de Fevereiro de 2022

Documento assinado digitalmente
 JOSE MIGUEL REICHERT
Data: 15/06/2022 14:01:59-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>


**José Miguel Reichert, PhD. (UFSM)
(Presidente/Orientador)**

Documento assinado digitalmente
 ALEXANDRE SWAROWSKY
Data: 02/05/2022 07:59:32-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>


Alexandre Swarovsky, Dr. (UFSM)

Documento assinado digitalmente
 PEDRO DANIEL DA CUNHA KEMERICH
Data: 19/05/2022 11:55:16-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Pedro Daniel da Cunha Kemerish, Dr. (UNIPAMPA)

Documento assinado digitalmente
 JOSE CARLOS DE DEUS JUNIOR
Data: 24/05/2022 15:12:48-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

José Carlos de Deus Júnior, Dr. (CMPC)

Documento assinado digitalmente
 JEAN PIERRE CAVALLI
Data: 25/05/2022 22:44:12-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Jean Pierre Cavalli, Dr. (FLORACON)

Santa Maria, RS
2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço à família e aos amigos por compreenderem minha ausência durante o período de dedicação ao curso de doutorado, bem como o apoio e motivação recebidos para superar os momentos difíceis.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria, especialmente aos colegas e professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade, experiência e conhecimentos adquiridos durante o doutoramento.

Agradeço à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Câmpus de Santiago, RS, pela experiência e conhecimentos adquiridos durante o curso de graduação em agronomia.

Agradeço também o apoio recebido das instituições Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Conselho Brasileiro de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Apoio à Tecnologia e Ciência (FATEC) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS).

RESUMO

MONITORAMENTO, DINÂMICA E MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA DE DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS COM PRODUÇÃO DE LEITE E GRÃOS

Autor: Éderson Diniz Ebling
Orientador: José Miguel Reichert

A observação e utilização de dados hidrológicos representam a chave para a resiliência e a sustentabilidade do uso dos recursos hídricos e do solo. Além disso, técnicas de modelagem computacional podem ser utilizadas como estratégias complementares para investigar fluxos de água e sedimento em rios. Nesse contexto, a tese aborda o monitoramento dos processos hidrossedimentológico e a aplicação de ferramentas de modelagem em duas bacias hidrográficas rurais pareadas, com áreas de drenagem de 1,14 km² (bacia norte) e 0,67 km² (bacia sul), no sul do Brasil. A bacia sul possui 59% mais mata ciliar do que a bacia norte e também atividade leiteira mais intensiva. As drenagens das duas bacias são conectadas ao reservatório de água Passo Real, um dos maiores reservatórios do sul do Brasil, com grande importância para geração de energia e abastecimento. O primeiro capítulo desta tese aborda a investigação de processos hidrológicos e sedimentológicos em escala de eventos de chuva nas duas bacias hidrográficas pareadas. Investigamos o efeito da vegetação ribeirinha nas duas bacias sobre a hidrologia de superfície e transporte de sedimentos. Além disso, investigamos os aspectos da conectividade dessas bacias, representativa das condições regionais, com o reservatório Passo Real. A bacia hidrográfica sul, mesmo com tamanho menor, apresentou maior escoamento superficial e vazão de pico para a maioria dos eventos observados, mesmo apresentando usos do solo similares à bacia hidrográfica norte. Por outro lado, a produção total de sedimentos específica foi maior para a bacia norte. Esse comportamento pode ser explicado devido à prática de revolvimento mínimo do solo, o que significa maior perturbação, promovendo maior produção de sedimentos. O segundo capítulo aborda a identificação das fontes de sedimentos. Pois, conhecer a origem principal dos sedimentos é uma informação valiosa para a tomada de decisões. Os métodos de determinação de propriedades traçadoras de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado e fluorescência de raios-X confirmaram que as estradas apresentaram as maiores contribuições das fontes de sedimentos suspensos (entre 84,3% e 89,2%), seguido das lavouras e drenagens, para as duas bacias hidrográficas. O terceiro capítulo descreve os esforços inéditos e desafiadores para a aplicação do LISEM para simular o escoamento e a produção de sedimentos na área de estudo. Simulamos um conjunto robusto de vários eventos de chuvas, divididos em etapas de calibração e validação. O modelo representou satisfatoriamente a hidrologia e a produção de sedimentos dos eventos simulados para a etapa de calibração. Por outro lado, na etapa de validação, o modelo não representou adequadamente os processos, salvo em alguns eventos. Esse resultado é atribuído às incertezas relacionadas ao quanto às variáveis calibradas representam as variáveis observadas em campo e, principalmente, ao efeito da variabilidade espacial sobre a representação de processos hidrológicos. Estratégias de monitoramento em escala de bacias hidrográficas, apesar de ser um grande desafio nas ciências ambientais em países emergentes, também são investidas cruciais para identificar mudanças nos sistemas hidrológicos, principalmente diante dos efeitos das mudanças climáticas e ecossistêmicas.

Palavras-chave: Eventos pluviais, hidrogramas, produção de sedimentos, fingerprinting, modelagem, LISEM

ABSTRACT

HYDROSEDIMENTOLOGICAL MONITORING, DYNAMICS AND MODELING OF TWO WATERSHEDS WITH MILK AND GRAIN PRODUCTION

Author: Éderson Diniz Ebling

Advisor: José Miguel Reichert

The observation and use of hydrological data represents the key to the resilience and sustainability of the use of water resources and soil. Furthermore, computational modeling techniques can be used as complementary strategies to investigate water and sediment flows in rivers. In this context, the thesis addresses the monitoring of hydrosedimentological processes and the application of modeling tools in two paired rural watersheds, with drainage areas of 1.14 km² (northern watershed) and 0.67 km² (southern watershed), in the southern from Brazil. The southern watershed has 59% more riparian forest than the northern watershed and also more intensive dairy activity. The drainages of the two watersheds are connected to the Passo Real water reservoir, one of the largest reservoirs in southern Brazil, with great importance for energy generation and supply. The first chapter of this thesis deals with the investigation of hydrological and sedimentological processes at the scale of rainfall events in the two paired watersheds. We investigated the effect of riparian vegetation in the two watersheds on surface hydrology and sediment transport. In addition, we investigated the connectivity aspects of these watershed, representative of regional conditions, with the Passo Real reservoir. The southern watershed, even with a smaller size, presented higher surface runoff and peak flow for most of the observed events, even with similar land uses to the northern watershed. On the other hand, the total production of specific sediments was higher for the northern watershed. This behavior can be explained due to the practice of minimum soil disturbance, which means greater disturbance, promoting greater production of sediments. The second chapter addresses the identification of sediment sources. Therefore, knowing the main origin of sediments is valuable information for decision making. The methods for determining the optical emission tracer properties of inductively coupled plasma and X-ray fluorescence confirmed that roads presented the greatest contributions from suspended sediment sources (between 84.3% and 89.2%), followed by crops and drainages, for the two watersheds. The third chapter describes the unprecedented and challenging efforts to apply LISEM to simulate the flow and production of sediments in the study area. We simulated a robust set of various rainfall events, divided into calibration and validation steps. The model satisfactorily represented the hydrology and sediment production of the simulated events for the calibration step. On the other hand, in the validation stage, the model did not adequately represent the processes, except for some events. This result is attributed to the uncertainties related to how the calibrated variables represent the variables observed in the field and, mainly, to the effect of spatial variability on the representation of hydrological processes. Strategies for watershed-scale monitoring, despite being a major challenge in environmental sciences in emerging countries, are also crucial investments to identify changes in hydrological systems, especially in the face of the effects of climate and ecosystem changes.

Keywords: Rainfall events, hydrographs, sediment production, fingerprinting, modeling, LISEM

SUMÁRIO

RESUMO	15
ABSTRACT	16
SUMÁRIO	17
1 APRESENTAÇÃO	9
2 HIPÓTESES	13
3 OBJETIVOS	14
3.1 OBJETIVO GERAL.....	14
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
4 CAPÍTULO I	15
4.1 INTRODUÇÃO.....	17
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.2.1 Caracterização e instrumentação da área de estudo	19
4.2.2 Análise de eventos	22
4.2.3 Análise de histerese	23
4.3 RESULTADOS	25
4.3.1 Eventos observados: Variáveis hidrológicas e sedimentológicas	25
4.4 DISCUSSÃO	37
4.4.1 Variáveis hidrológicas	37
4.4.2 Variáveis sedimentológicas	40
4.4.3 Histerese	41
4.4.4 Implicações para a gestão conservacionista	42
4.5 CONCLUSÕES	43
4.6 REFERÊNCIAS	45
5 CAPÍTULO II	52
5.1 INTRODUÇÃO.....	54
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	56
5.2.1 Área de estudo	56
5.2.2 Amostragem	59
5.2.2.1 <i>Identificação e amostragem das fontes potenciais</i>	59
5.2.2.2 <i>Amostragem de sedimentos suspensos</i>	60
5.2.3 Análises das fontes e dos sedimentos suspensos	62
5.2.3.1 <i>Emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES)</i>	62
5.2.3.2 <i>Fluorescência de raios-X (XRF)</i>	63
5.2.3 Análises estatísticas	63
5.2.3.1 <i>Kruskal-Wallis</i>	63
5.2.3.2 <i>Função discriminante multivariada</i>	64
5.2.3.3 <i>Contribuição das fontes de sedimentos</i>	65
5.2.3.4 <i>Erro relativo médio (ERM)</i>	65
5.3 RESULTADOS	66
5.3.1 Emissão óptica de plasma indutivamente acoplado	66
5.3.1.1 <i>Kruskal-Wallis</i>	66
5.3.1.2 <i>Função discriminante multivariada</i>	68
5.3.1.3 <i>Contribuição das fontes e erro relativo médio (ERM)</i>	69
5.3.2 Fluorescência de raios-X (XRF)	70
5.3.2.1 <i>Kruskal-Wallis</i>	70
5.3.2.2 <i>Função discriminante multivariada</i>	71
5.3.2.3 <i>Contribuição das fontes e erro relativo médio (ERM)</i>	73

5.4 DISCUSSÃO	75
5.4.1 Determinação das variáveis traçadoras: Algumas considerações	75
5.4.2 Contribuição das fontes de sedimentos	78
5.4.3 Implicações para a agricultura e os recursos hídricos locais	81
5.5 CONCLUSÕES	82
5.6 REFERÊNCIAS	84
6 CAPÍTULO III.....	90
6.1 INTRODUÇÃO	92
6.2 MATERIAL E MÉTODOS	94
6.2.1 Caracterização da área de estudo.....	94
6.2.2 Parametrização do modelo: Calibração e validação.....	97
6.3 RESULTADOS.....	101
6.3.1 Calibração.....	101
6.3.2 Validação.....	107
6.4 DISCUSSÃO	113
6.4.1 Desempenho do modelo: Calibração e validação	113
6.4.2 Implicação regional.....	118
6.5 CONCLUSÕES	119
6.6 REFERÊNCIAS	121
7 DISCUSSÃO GERAL E CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
8. CONCLUSÕES GERAIS.....	129
9 REFERÊNCIAS	131

1 APRESENTAÇÃO

A influência do uso da terra sobre a dinâmica hidrológica em bacias hidrográficas não foi reconhecida e elucidada nas décadas anteriores. Agora, acredita-se que esses efeitos, quando conhecidos, podem produzir informação sobre o presente e servir de embasamento para inferências sobre o futuro (OLAOYE; CONFESOR; ORTIZ, 2021) conservacionista do solo e da água. As sociedades podem obter bem-estar de acordo com o uso racional dos ecossistemas. O funcionamento sustentável dos ecossistemas naturais representa um equilíbrio fundamental no desenvolvimento socioeconômico. Isso se mostra preocupante porque esses sistemas naturais estão sofrendo com a degradação causada pelas atividades humanas e pelas mudanças climáticas (CUI et al., 2021).

No âmbito da hidrologia, o aumento da preocupação e consciência global relacionada às mudanças do clima e riscos relacionados à água e ao solo desencadeou o desenvolvimento de técnicas modernas de monitoramento em bacias hidrográficas. Essas técnicas se estendem desde a hidrologia de satélite até estratégias de monitoramento direto no local de interesse. A observação e utilização de dados hidrológicos representam a chave para a resiliência e a sustentabilidade do uso dos recursos hídricos e do solo, apresentando oportunidades valiosas para governar o uso da água nas próximas décadas (SIT et al., 2020).

Uma das primeiras iniciativas para tentar manter os ecossistemas sustentáveis é buscar a compreensão de como e onde os possíveis processos degradadores ocorrem. As interações produtivas das sociedades ocorrem no ambiente de bacias hidrográficas, e essas têm influência quantitativa e qualitativa sobre os processos hidrológicos (ANDRADE; MELLO; BESKOW, 2013). Nesse contexto, as bacias hidrográficas são unidades consideradas essenciais para a análise e planejamento ambiental dentro de um contexto sistêmico, em diferentes áreas do conhecimento. A escala de avaliação em bacia hidrográfica serve para estudos integrados, considerando a dinâmica das vazões e da produção de sedimentos.

Nas bacias hidrográficas ocorrem os mais dinâmicos processos hídricos, tais como o deslocamento das águas, desagregação e transporte de partículas do solo (MINELLA; MERTEN, 2011). O monitoramento dos processos hidrológicos e sedimentológicos são complexos e dispendiosos. Contudo, essa técnica possibilita registrar dados de precipitação pluvial, escoamento superficial, escoamento de base e estimativa de produção de sedimentos em uma determinada bacia hidrográfica. O conhecimento dessas informações é de grande importância para o planejamento das áreas de produção, com a perspectiva da redução dos processos de erosão e para a contribuição de maior capacidade de armazenamento de água no

solo (KROLOW et al., 2017). Nesse sentido, bacias hidrográficas representam uma escala de avaliação para uma unidade geográfica ideal para se caracterizar, diagnosticar, avaliar e planejar o uso dos recursos. O conhecimento sobre o regime hídrico em uma bacia hidrográfica é essencial nos estudos hidrológicos e serve como base para projetos de diferentes usos de água, tornando-se uma ferramenta imprescindível para um gerenciamento sustentável dos recursos naturais (HOLLANDA et al., 2015), principalmente o solo e a água.

Além disso, técnicas de modelagem computacional podem ser utilizadas como estratégias complementares dentro de um programa de monitoramento de fluxos de água e sedimento em rios. A hidrologia de bacias hidrográficas e os modelos matemáticos são ferramentas importantes para a gestão hidrológica. Por outro lado, muitos dos modelos físicos são complexos e necessitam de vários parâmetros de entrada. Além disso, a modificação dos valores dos parâmetros pode revelar algum grau de incerteza. Para a aplicação de modelos hidrológicos são necessárias investigações de recursos hídricos embasados em monitoramento robusto e calibração cuidadosa. Nesse aspecto, a calibração de modelos hidrológicos é considerada desafiadora nos programas de monitoramento e modelagem, devido à incerteza envolvida na grande quantidade de parâmetros. A dificuldade aumenta ainda mais em regiões com alta variação sazonal de precipitação (SHEN; CHEN; CHEN, 2012), como no Brasil.

Mesmo diante das dificuldades, modelos hidrológicos baseados em processos são de grande importância para entender os processos hidrológicos e apoiar a tomada de decisão. Com o avanço das tecnologias de Sistemas de Informação Geográfica (GIS) e a gama cada vez maior de dados ambientais, os modelos hidrológicos e de erosão do solo estão desempenhando uma representação importante na adoção de estratégias de gestão e conservação do solo e da água. Por outro lado, um dos desafios das técnicas de modelagem hidrológica e de erosão do solo é a adoção de um método claro das aplicações de modelos. Além disso, é necessário desenvolver informações sobre quão bem os resultados do modelo são validados (BORRELLI et al., 2021; VARGAS et al., 2021a).

As redes de drenagem de todas as regiões do mundo estão enfrentando um aumento do assoreamento. Esse fenômeno é causado pelo aumento das taxas de erosão do solo a montante e transporte de sedimentos a jusante, ameaçando a qualidade da água e a sustentabilidade dos ecossistemas. A consequência direta do avanço desse processo é o comprometimento do bem-estar econômico da sociedade (WYNANTS et al., 2021). Nesse contexto, as técnicas de monitoramento contínuo dos processos hidrológicos e sedimentológicos podem ser integradas com técnicas complementares de rastreamento de fontes de sedimentos para

ampliar o entendimento da elevada complexidade envolvendo a dinâmica do transporte de sedimentos e das taxas de erosão do solo.

A técnica de rastreamento de fontes de sedimentos (também conhecida como tecnologia *fingerprinting approach*) é usada para identificar efetivamente áreas com elevadas taxas de erosão do solo. Essa alternativa é cada vez mais utilizada em todo o mundo para identificar e quantificar as contribuições das fontes de sedimentos com base na medição de propriedades biogeoquímicas em solos e sedimentos, por meio do uso de modelos e metodologias estatísticas complementares (EVRARD et al., 2020). Essa abordagem é baseada na coleta de sedimentos alvo e amostras de material de fonte de captação e, posteriormente, na comparação de suas propriedades para aferir a importância relativa de diferentes. Nesse sentido, as técnicas de rastreamento de fontes de sedimentos são instrumentos promissores para contribuir na elucidação de lacunas de conhecimento relacionadas aos processos de erosão do solo e transporte de sedimentos (COLLINS et al., 2020).

Diante do exposto, no final da década de 1970, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO, juntamente com a EMBRAPA Trigo, iniciaram no município de Quinze de Novembro, RS - à época município de Ibirubá - um projeto piloto de conservação do solo denominado Operação Guarda-Chuva. Para desenvolver o estudo, foram escolhidas duas pequenas bacias hidrográficas pareadas representativas das condições geomorfológicas da região, onde um dos objetivos principais do projeto era estudar a consequência do arraste de sedimentos dessas bacias para o reservatório Passo Real, cuja área é de aproximadamente 225 km² e, além disso, promover uma cultura conservacionista naquela região. A instrumentalização para a condução dos estudos contou com a construção de dois vertedores triangulares nos exutórios de duas pequenas bacias hidrográficas pareadas. Quatro décadas depois, aproveitando a existência dos vertedores triangulares outrora construídos, buscaram-se esforços conjuntos para a condução de um novo estudo de erosão do solo naquelas bacias hidrográficas, com instrumental de medição diferenciado. Esse novo estudo foi instrumento de pesquisa de uma dissertação de mestrado, conduzida em 2016 e 2017 (Ebling, 2018). A dissertação teve como objetivo principal instrumentalizar, monitorar e descrever as primeiras características dos processos hidrológicos e sedimentológicos. No período do mestrado, aplicamos pela primeira vez o Limburg Soil Erosion Model (LISEM) como tentativa de simular apenas a hidrologia.

Esta tese, portanto, é um seguimento do estudo do mestrado. Os diferenciais em relação ao mestrado são três pontos principais, a saber: (a) investigação detalhada da dinâmica da hidrologia e produção de sedimentos, por meio de um conjunto amplo de eventos pluviais

observados simultaneamente para as duas bacias pareadas, durante quatro anos (b) investigação das fontes potenciais de sedimentos suspensos por meio de duas estratégias de determinação e propriedades traçadoras e (c) aplicação da ferramenta de modelagem LISEM. O diferencial da modelagem foi a simulação de dois grupos amplos de eventos aplicados em etapas de calibração e validação do modelo. A fase de validação não foi aplicada durante o mestrado devido ao menor período de disponibilidade de dados. Adicionalmente, a tese apresenta as simulações da componente erosiva do modelo, o que também não foi investigado no mestrado. Existem poucos estudos na literatura apresentando simulações com a componente erosão em etapas de calibração e validação do LISEM.

Esta tese é dividida em três capítulos. O primeiro capítulo aborda a investigação de processos hidrológicos e sedimentológicos em escala de eventos de chuva, em duas bacias hidrográficas rurais, localizadas no planalto do Rio Grande do Sul. Esse capítulo apresenta as relações dos processos com os usos dominantes do solo nas bacias, caracterizado pela intensa produção de grãos e pecuária leiteira intensiva. Além disso, existe uma diferença importante na presença de vegetação ribeirinha entre as duas bacias cujos efeitos na hidrologia de superfície e transporte de sedimentos ainda não foram investigados. Esse estudo também aborda aspectos da conectividade dessas bacias, representativa das condições regional, com o reservatório de água Passo Real, de elevada importância energética e abastecimento regional.

O segundo capítulo investiga a identificação das fontes de sedimentos nas duas bacias pareadas, técnica denominada genericamente de *fingerpringtig*. O uso dessa técnica consiste na identificação e seleção das áreas de erosão em potencial, onde se assume estarem contribuindo com o desprendimento e transporte de sedimentos para a rede de drenagem. As bacias são caracterizadas por convergência de estradas íngremes e não pavimentadas, o que pode representar uma fonte de sedimentos predominante. O conhecimento das principais origens dos sedimentos, que saem de uma bacia hidrográfica e que chegam até reservatórios de água, é valioso para a tomada de decisões no âmbito do gerenciamento conservacionista e da gestão dos recursos hídricos.

O terceiro capítulo combina esforços desafiadores para a aplicação de uma ferramenta de modelagem para simular o escoamento e a produção de sedimentos em escala de bacia hidrográfica. O método de modelagem abordado nesse estudo envolveu um conjunto robusto de vários eventos de chuvas, divididos em etapas de calibração e validação do modelo. Após esse primeiro passo, no futuro, técnicas de modelagem poderão ser aplicadas na investigação de cenários relacionados ao escoamento e sedimentação em uma região frágil e representativa dos padrões tecnológicos de produção agrícola regional.

2 HIPÓTESES

A tese baseia-se nas seguintes hipóteses:

I) A avaliação da dinâmica hidrossedimentológica, em escala de eventos pluviais, demonstra que a bacia norte apresenta maior fluxo e produção de sedimentos devido à menor área de vegetação ripária (59%) e maior exposição das drenagens ao pisoteio de animais decorrente da grande concentração da unidade animal por hectare, visando à produção de leite.

II) A abordagem fingerprinting indica que as estradas vicinais (1,2% da área da bacia norte e 1,1% da área da bacia sul) representem o maior percentual de contribuição nas fontes de sedimentos devido ao tráfego intenso de veículos e à alocação na declividade da paisagem. Secundariamente, as drenagens apresentam o segundo maior aporte de sedimentos, devido ao tráfego animal e solapamento das margens. Por último, as lavouras representam a terceira maior contribuição de sedimentos em razão do déficit de cobertura do solo, mesmo com predominância do sistema de plantio direto.

III) O fluxo superficial e a produção de sedimentos são representados adequadamente por um modelo espacial para escoamento e erosão (LISEM) em pequenas bacias pareadas, caracterizadas por diferentes usos do solo e com a predominância de solos profundos e intemperizados, em relevo suavemente ondulado a ondulado, ocupado com produção leiteira, sendo uma condição diferente as quais o modelo vem sendo aplicado no mundo.

3 OBJETIVOS

Esta tese de estudo propõe os seguintes objetivos:

3.1 OBJETIVOS GERAIS

I) Descrição do comportamento dos processos hidrossedimentológicos por meio da escala de avaliação de eventos pluviiais, de duas bacias hidrográficas pareadas, ocupadas com produção leiteira e com intensa produção de grãos.

II) Estimativa da contribuição dos principais usos do solo, tais como convergência de estradas, canais e lavouras, sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas, ocupadas com produção leiteira e grãos.

III) Avaliação da eficiência e das limitações do LISEM para simular o escoamento superficial e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas, com predominância de solos altamente intemperizados e ocupados com produção leiteira e grãos.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Correlação da vazão de base, formação do escoamento superficial e produção total de sedimentos entre duas bacias hidrográficas pareadas, com usos do solo correspondentes e com diferente aporte de vegetação ciliar.
- Relação entre o comportamento da forma dos hidrogramas e as histereses sobre a dinâmica de mobilização e transporte de sedimentos;
- Correlação dos diferentes usos e manejos do solo sobre o eventual efeito no comportamento hidrológico e erosivo;
- Relação dos principais usos agrícolas como fontes produtoras de sedimentos por meio da técnica de espectrometria de massas com fonte de plasma acoplado indutivelmente (ICP OES) e por fluorescência de raio-X (DXF).
- Calibração e validação do LISEM para a representação do escoamento e produção de sedimentos.

4 CAPÍTULO I

Hidrologia e produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas com produção de leite e grãos em solos argilosos do sul do Brasil

Resumo

A atividade agropecuária é complexa porque é diretamente dependente do clima e tende a causar impacto sobre os recursos naturais. O monitoramento em escala de captação de bacias agrícolas tem implicação direta na possibilidade de analisar processos hidrológicos inerentes à formação antecipada do escoamento superficial. O impacto do escoamento é transferido para os reservatórios, como é o caso da barragem Passo Real, no sul do Brasil. No final da década de 1970, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), em conjunto com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) desenvolveram um projeto para estudar o efeito das práticas agrícolas sobre a produção de sedimentos para o reservatório de Passo Real. Quatro décadas depois, aproveitando algumas estruturas já existentes, realizamos monitoramento hidrossedimentométrico automático de 58 eventos entre março de 2018 e junho de 2021, nas duas bacias hidrográficas pareadas, canais cujos canais de drenagem são de primeira e segunda ordem. A hipótese inicial deste trabalho era de que a bacia norte apresentava maior fluxo e produção de sedimentos devido à menor área de vegetação ripária e maior exposição das drenagens ao pisoteio de animais, devido à grande concentração da unidade animal por hectare, visando à produção de leite. No entanto, a bacia hidrográfica sul, mesmo com tamanho menor, apresentou maior escoamento superficial para a maioria dos eventos observados. A produção total de sedimentos foi maior para a bacia norte, para os mesmos eventos. Esse resultado está relacionado com o manejo de técnicas de revolvimento mínimo do solo, o que explica a maior produção de sedimento observada nos eventos da bacia norte. O padrão dominante dos laços de histerese foi em sentido horário. Esse comportamento explica a chegada do pico do sedimentograma antes do pico da vazão, para a maioria dos eventos. Estratégias de monitoramento são estratégias cruciais para identificar mudanças nos sistemas hidrológicos e erosivos, principalmente em um mundo que sente os efeitos das mudanças climáticas e ecossistêmicas.

Palavras chave: eventos pluviais, produção de sedimentos, escoamento superficial, histerese, reservatório Passo Real

Hydrology and sediment production in paired watersheds with dairy and grain production in clayey soils in southern Brazil

Abstract

Agricultural activity is complex because it is directly dependent on the climate and tends to have an impact on natural resources. Monitoring the catchment scale of agricultural basins has a direct implication in the possibility of analyzing hydrological processes inherent to the anticipated formation of surface runoff. The impact of runoff is transferred to the reservoirs, as is the case of the Passo Real reservoir in southern Brazil. In the late 1970s, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), together with the Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) developed a project to study the effect of agricultural practices on the production of sediments for the reservoir of Passo Real. Four decades later, taking advantage of some existing structures, we carried out automatic hydrosedimentometric monitoring of 58 events between March 2018 and June 2021, in the two paired watersheds, channels whose drainage channels are of the first and second order. The initial hypothesis of this work was that the northern watershed had greater flow and production of sediments due to the smaller area of riparian vegetation and greater exposure of drainages to trampling by animals, due to the high concentration of the animal unit per hectare, aiming at milk production. However, the southern watershed, even with a smaller size, presented higher surface runoff for most of the observed events. The total production of sediments was higher for the northern watershed, for the same events. This result is related to the management of minimal soil disturbance techniques, which explains the higher sediment production observed in the events of the northern watershed. The dominant pattern of hysteresis loops was clockwise. This behavior explains the arrival of the sedimentogram peak before the flow peak, for most events. Monitoring strategies are crucial strategies to identify changes in hydrological and erosive systems, especially in a world that is feeling the effects of climate and ecosystem changes.

Keywords: rainfall events, sediment production, surface runoff, hysteresis, Passo Real reservoir.

4.1 INTRODUÇÃO

Existem previsões de que a população mundial chegue perto de 10 bilhões de pessoas ainda neste século devido ao atual crescimento acelerado. Diante desse rápido crescimento populacional, é de grande importância a busca pelo aumento da produtividade agrícola sustentável para suprimento da base alimentar da futura população mundial (LI et al., 2021).

Acredita-se que o clima está mudando constantemente devido às alterações antropogênicas dos últimos 200 anos sobre esses condicionantes. Esse paradigma está causando inquietação no meio científico e está promovendo diálogos sobre a política ambiental internacional (HICKMANN et al., 2021) devido à influência direta do clima sobre a produção de alimentos no mundo, uma vez que a agricultura é amplamente dependente do clima e altamente vulnerável às mudanças climáticas (MIKHAYLOV et al., 2020), principalmente no âmbito dos processos hidrológicos e erosivos.

As mudanças climáticas impactam na fragilização dos recursos hídricos e na capacidade produtiva do solo (LU et al., 2019), influenciando também a segurança alimentar mundial (SEIFE, 2021). Uma previsão de tendência da demanda global por alimentos mostra que o cultivo de safras globais de 2020 a 2050 diminuirá gradualmente após 2035, especialmente em alguns países da Ásia, Europa e América. Por outro lado, a demanda global de alimentos continuará com taxas de crescimento constantes (TIAN et al., 2021). Diante desse cenário, é de suma importância a elaboração de estratégias para entender as inter-relações entre segurança hídrica, produção de alimentos e energia (BEEKMA et al., 2021) para preservar a sustentabilidade da produção agrícola (CAMPI; DUEÑAS; FAGIOLO, 2021) e o planejamento e gestão ambiental (DE BASTOS et al., 2021; MINELLA et al., 2007; SANTOS et al., 2016), sobretudo relacionado ao uso racional dos aspectos hidrológicos e de uso do solo.

No âmbito mundial, a necessidade de produção de alimentos está diretamente conectada com a dinâmica hidrológica das superfícies. Nesse sentido, os recursos hídricos são responsáveis pela ocorrência, circulação e distribuição das águas superficiais e subterrâneas no meio ambiente, incluindo sua relação com todas as formas de organismos vivos. Além disso, os processos hidrológicos estão estreitamente relacionados com as bacias hidrográficas. As bacias hidrográficas são escalas de avaliação largamente usadas no âmbito investigativo de perdas de água e sedimentos em áreas agrícolas. A importância da hidrologia de superfície abrange várias áreas do conhecimento e também pode ser dedicada a investigar os problemas causados pelas chuvas excessivas, como a ocorrência do escoamento superficial e as

consequências desse processo no transporte de sedimentos das áreas agrícolas para as redes de drenagens. Essa dinâmica representa um dos maiores problemas em escala mundial relacionado à conservação do solo e da água. Isso porque além de envolver a perda de solo e degradação de áreas potencialmente utilizadas para a produção pecuária e de grãos, também integra problemas inerentes ao assoreamento e transporte de contaminantes para os reservatórios.

A pecuária brasileira é representada por pastagens forrageiras nativas, com produção sazonal, de acordo com o período do ano. Essas pastagens são a principal fonte de alimento para o gado no Brasil, principalmente bovinos de corte e de leite, que são criados sobre solos argilosos altamente intemperizados, em algumas regiões no sul do Brasil. A criação de gado de leite é uma alternativa para que os produtores diversifiquem o uso das áreas agrícolas em detrimento de maiores receitas com menores áreas e com menores custos. (SOARES; AGUILAR; OLIVEIRA, 2018; TELLES et al., 2020). A maioria das propriedades leiteiras da América do Sul e principalmente as fazendas leiteiras do sul do Brasil utilizam pastagens para produção de leite com sistemas de produção baseados em pastagem plantada e com suplementação alimentar (KOPPE et al., 2021). Por outro lado, embora seja uma atividade necessária e rentável, existem lacunas do conhecimento sobre a consequência desse sistema para a sustentabilidade agrícola e ambiental nas condições brasileiras, principalmente em relação aos efeitos sobre a compactação pelo pisoteio do gado (AMBUS et al., 2018; CECAGNO et al., 2016; HARGREAVES et al., 2019) ou por máquinas agrícolas pesadas (HOLTHUSEN et al., 2018a, 2018b; REICHERT et al., 2016a; SECCO et al., 2009; SUZUKI; REICHERT; REINERT, 2013), e também consequências à hidrologia de superfície e dinâmica da formação do escoamento superficial (MAGLIANO et al., 2019) e à produção de sedimentos (PULLEY; COLLINS, 2019).

Um estudo anterior conduzido nessas bacias hidrográficas foi objeto de uma dissertação (Ebling, 2018). Os resultados mostraram que ambas as bacias apresentam rápidas respostas a eventos pluviais. Eventos de maior magnitude, acima de 50 mm, formaram maiores volumes de vazão e concentração de sedimentos, sugerindo que poderiam ser utilizados como ferramentas promissoras para estudos futuros. Além disso, os resultados do mestrado mostraram que a análise em escala de eventos pluviais é mais adequada para analisar os dados, que parecem ser amortizados se analisados apenas em escala diária, quinzenal e mensal. Os resultados do mestrado corroboram com outros estudos em outras bacias hidrográficas sul brasileiras, que investigam processos em escala de eventos pluviais

(DE BARROS et al., 2021a; DEUSCHLE et al., 2019; EBLING et al., 2021; LONDERO et al., 2021; VALENTE et al., 2021).

As bacias estudadas são intensamente ocupadas com produção de grãos e com algumas peculiaridades, a saber: diferenças de quantidade de gado para a produção de leite e diferenças de área de vegetação ribeirinha. Nossos resultados contribuem com as lacunas do conhecimento em relação ao uso do solo e a condição pouco estudada de integração entre a produção de grãos e a produção leiteira no âmbito dos processos hidrológicos. A intensificação desses processos (chuva, escoamento e a produção de sedimentos) em bacias agrícolas, principalmente em áreas onde estão localizados grandes reservatórios, como o Passo real, é um problema desafiador que as comunidades internacionais enfrentam devido aos efeitos para o agro ecossistema, o bem estar das comunidades e à economia dos países. Os efeitos das técnicas de produção sobre os ecossistemas precisam ser elucidados com o objetivo de aumentar a eficiência e a produtividade sustentável, uma vez que as mudanças climáticas tendem a fragilizar ainda mais os recursos hídricos e a capacidade produtiva do solo (HATFIELD; DOLD, 2019; LI; FANG, 2016).

O objetivo do estudo foi monitorar e descrever o comportamento dos processos hidrossedimentológicos de duas bacias hidrográficas pareadas no sul do Brasil, por meio da escala de avaliação de eventos pluviais. A hipótese inicial deste trabalho era de que a bacia norte apresentava maior fluxo e produção de sedimentos devido à menor área de vegetação ripária e maior exposição das drenagens ao pisoteio de animais, devido à intensa produção leiteira.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização e instrumentação da área de estudo

A área de estudo abrange duas bacias hidrográficas rurais pareadas. Com base na posição espacial, são denominadas de bacia norte e bacia sul. As áreas de drenagem correspondem a 1,14 km² e 0,67 km², respectivamente, e drenam para a barragem do reservatório Passo Real, pertencente à bacia hidrográfica do Alto Jacuí e Baixo Jacuí, respectivamente. As bacias estão localizadas no município de Quinze de Novembro, na região fisiográfica do Planalto Meridional do estado do Rio Grande do Sul (Figura 1).

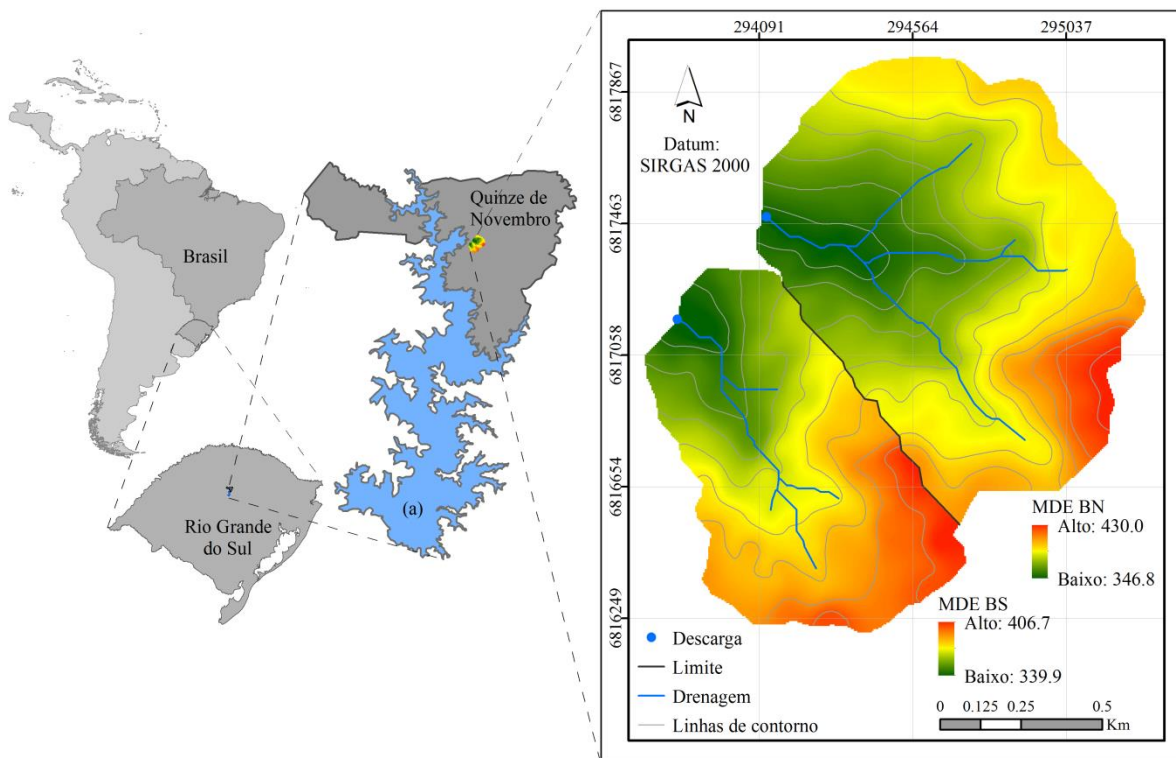


Figura 1: Área de estudo em Quinze de Novembro, sul do Brasil, reservatório Passo Real (a) e modelo digital de elevação (MDE) das bacias hidrográficas norte (BN) e sul (BS).

Embora as duas bacias sejam semelhantes em termos de uso do solo, a bacia sul possui 59% mais mata ciliar do que a bacia norte e também atividade leiteira mais intensiva, com maior quantidade de gado leiteiro e pisoteio de animais. Desse modo, essas bacias são representativas da região fisiográfica do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul, no sul do Brasil, pela sua ocupação para a produção de grãos e pecuária leiteira. Além disso, a descarga de suas drenagens está conectada ao reservatório Passo Real. O reservatório Passo Real foi construído na década de 1970, sendo considerado o maior lago artificial do Rio Grande do Sul e um dos maiores do Brasil, com grande importância para geração de energia e abastecimento (PEIXOTO; GUASSELLI; FILHO, 2017; PEIXOTO; FILHO; SANTOS, 2015; TRENTIN, 2009). As drenagens das duas bacias são caracterizadas por um córrego principal e permanente com largura e profundidade de aproximadamente dois metros.

O clima regional é classificado como subtropical úmido com verões quentes (Cfa) na classificação climática de Köppen (ALVARES et al., 2013). As classes de solos predominantes na bacia hidrográfica norte (BN) e bacia hidrográfica sul (BS) (Figura 2) são Latossolo Vermelho Distroférrico (46,2% em BN e 47,7% em BS), Argissolo Vermelho (24,7% em BN e 16,9% em BS) e Nitossolo Vermelho (14,9% em BN e 23,4% em BS), além de ocorrências de Neossolo Regolítico e Litólico (9,0% em BN e 6,6% em BS), Gleissolo

Háplico (5,1% em BN) e Associação Neossolo-Gleissolo (5,5% em BN) (SANTOS et al., 2018). Latossolos, Nitossolos e Argissolos são as classes predominantes e possuem uma característica comum relacionada à suscetibilidade à compactação, ainda mais intensificada pelo tráfego de máquinas agrícolas pesadas (AUGUSTIN et al., 2020; HOLTHUSEN et al., 2018a, 2018b; OBOUR; UGARTE, 2021) e pisoteio de animais (BATISTA et al., 2020; BOTTA et al., 2020) provenientes da pecuária leiteira extensiva (AGUIAR et al., 2020). Essas peculiaridades de tipo e uso do solo podem influenciar o comportamento hidrológico (DE ANDRADE; RIBEIRO, 2020; MARTÍNEZ-RETURETA et al., 2020; REICHERT et al., 2014, 2016b). O uso desses solos, em ambas as bacias hidrográficas, consiste majoritariamente de culturas de *Zea mays* (milho) e leguminosas como *Phaseolus vulgaris* (feijão), *Glycine max* (soja) e *Sorghum bicolor* (sorgo), enquanto a pastagem consiste em *Cynodon dactylon* (tifton 85 ou Bermuda grass), *Pennisetum americanum* (milheto), *Lolium multiflorum* (azevém) e *Avena sativa* (aveia) (Figura 2). Todas as lavouras são manejadas em sistema de plantio direto, enquanto o gado leiteiro se alimenta de pastagens e recebe suplementação alimentar.

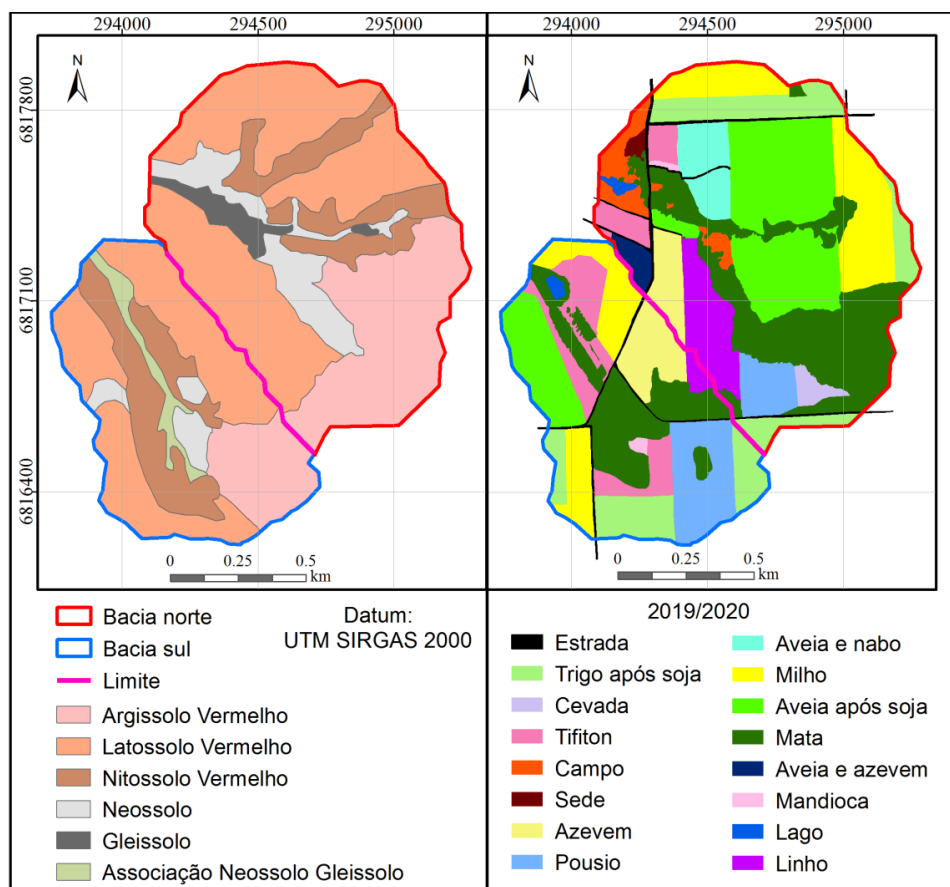


Figura 2: Classes de solos e usos dos solos nas bacias hidrográficas norte e sul.

4.2.2 Análise de eventos

O monitoramento hidrossedimentométrico automático de eventos (EBLING et al., 2021) foi realizado entre março de 2018 e junho de 2021. A estrutura de monitoramento das calhas foi composta por sensores. As estações de medição automatizada eram localizadas a aproximadamente 210 m do reservatório Passo Real. Essas estações eram compostas por um vertedouro triangular equipado com pluviômetro (marca e modelo Solar SL2010P), sensor de nível de água – linígrafo (Solar SL2000 NV) e turbidímetro (Solar SL2000/TS), todos conectados a um *datalogger* (Solar SL2000 PNV). Os dados de precipitação, nível e turbidez da água eram registrados e armazenados em intervalos fixos de dez minutos. O sensor de nível de água mediu a altura da água livre na saída do vertedouro pela pressão exercida pela coluna d'água. Uma régua milimétrica foi instalada próximo ao sensor para aferir os valores do nível de água registrados pelo sensor. A partir do nível d'água (h), para cada vertedouro (Figura 3), a vazão (Q), em $L s^{-1}$, foi calculada usando as Equações 1 e 2 para a bacia norte e 3 e 4 para a bacia sul. As unidades de h para as Equações 1 e 3 são 0,1 mm. Para as Equações 2 e 4, as unidades de h são cm.

$$Q = 0.0673 * h^{2.499} \text{ (para nível da água } < 200 \text{ mm)} \quad \text{(Equação 1)}$$

$$Q = 0.0366 * h^{2.711} \text{ (para nível da água } \geq 200 \text{ mm)} \quad \text{(Equação 2)}$$

$$Q = 0.0673 * h^{2.499} \text{ (para nível da água } < 200 \text{ mm)} \quad \text{(Equação 3)}$$

$$Q = 0.040457 * h^{2.679} \text{ (para nível da água } \geq 200 \text{ mm)} \quad \text{(Equação 4)}$$

Além do monitoramento automático com uso de sensores, também foi realizado monitoramento manual durante alguns eventos de chuva para coleta de sedimentos suspensos com uso de um amostrador USDH-48 (ARMIDO et al., 2020). Os sedimentos suspensos foram amostrados enquanto a turbidez foi medida continuamente para a estimativa de uma curva de calibração para o cálculo do rendimento de sedimentos. Dessa forma, hidrogramas e sedimentogramas foram examinados com base em sua forma e em relação à vazão e ocorrência de sedimentação.

A precipitação (P) e a intensidade máxima de precipitação em uma hora (IM_{1h}) foram originadas diretamente pelos dados armazenados nos pluviógrafos. O escoamento total (E_{Total}), o escoamento de base (E_{Base}) e o escoamento superficial (E_{Sup}) foram avaliados e quantificados pelo método de análise gráfica individual dos hidrogramas (PAPPENBERGER; BEVEN, 2004) de cada evento. O coeficiente de escoamento (C) foi definido como a razão

entre o volume de água de escoamento superficial e o volume de água precipitado (TUCCI, 2000). A concentração de sedimentos em suspensão máxima (C_{ss}) foi determinada de acordo com a equação de calibração elaborada por meio dos sedimentos suspensos amostrados e tratados pelo método de evaporação (SHREVE; DOWNS, 2005). A estimativa do rendimento total de sedimentos foi calculada pela propagação da vazão (Ls^{-1}); volume por unidade de tempo, e a concentração de sedimentos em suspensão ($mg L^{-1}$); massa por unidade de volume, integrados no tempo (MINELLA et al., 2009).



Figura 3: Vertedouro da bacia norte (direita) e vertedouro da bacia sul (esquerda), durante um evento de chuva (esquerda).

4.2.3 Análise de histerese

O conceito de histerese, no âmbito hidrológico, pode ser considerado como uma relação gráfica entre a vazão e a concentração de sedimentos suspensos. Essa relação apresenta padrões diferentes entre eventos de chuva devido às conformações das drenagens e da área de captação e dos usos e manejo do solo (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011a). Esses padrões de comportamento das histereses ainda apresentam lacunas no conhecimento sobre sua interpretação e quantificação e quanto de dados de monitoramento são imprescindíveis para ponderar e classificar uma histerese de sedimentos suspensos (AICH; ZIMMERMANN; ELSENBEER, 2014; MALUTTA et al., 2020).

A histerese foi empregada para caracterizar o comportamento hidrossedimentológico nas duas bacias hidrográficas pareadas. Primeiramente, adotou-se a análise qualitativa da histerese (BORTOLATTO; VESTENA, 2020), plotando os valores de média móvel das séries temporais de concentração de sedimentos suspensos (C_{ss}) versus vazão (Q), em função do tempo, obtendo-se os laços de histerese. De acordo com a análise gráfica qualitativa dos laços,

é possível identificar se a histerese representa sentido horário, sentido anti-horário ou ainda formato em oito. Se o laço de histerese for sentido horário, a concentração de sedimentos suspensos no ramo crescente (C_{ssRC}) é maior que a concentração de sedimentos no ramo decrescente (C_{ssRD}). Por outro lado, se o laço de histerese for sentido anti-horário, a concentração de sedimentos suspensos no ramo crescente (C_{ssRC}) é menor que a concentração de sedimentos no ramo decrescente (C_{ssRD}) (MALUTTA et al., 2020).

Posteriormente, adotou-se a análise quantitativa da histerese com o adjetivo de determinar um índice de histerese (AICH; ZIMMERMANN; ELSSENBEER, 2014; LAWLER et al., 2006; MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011b). Para a determinação desse índice, primeiramente identificamos os valores de vazão máxima (Q_{Máx}) e vazão mínima (Q_{Mín}) das séries temporais de cada evento. Conhecendo esses valores, calculamos o valor da vazão central (Q_{Cen}) por meio da Equação 5.

$$Q_{Cen} = 0,5 * (Q_{Máx} - Q_{Mín}) + Q_{Mín} \quad (5)$$

A partir do valor da vazão central (Q_{Cen}), os valores de concentração de sedimentos suspensos no ramo crescente (C_{ssRC}) e concentração de sedimentos suspensos no ramo decrescente (C_{ssRD}) foram calculados por meio da interpolação entre os pontos que possuem valores de concentração de sedimentos e vazão correspondentes acima e abaixo da vazão central (Q_{Cen}). Finalmente, o índice de histerese (IH) foi determinado por meio da Equação 6 para as histereses de sentido horário, e por meio da Equação 7, para as histereses de sentido anti-horário (AICH; ZIMMERMANN; ELSSENBEER, 2014; LAWLER et al., 2006; MALUTTA et al., 2020; MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011b; NORTHROP et al., 2021).

$$IH = \left(\frac{C_{ssRC}}{C_{ssRD}} \right) - 1 \quad (6)$$

$$IH = \left(\frac{-1}{\left(\frac{C_{ssRC}}{C_{ssRD}} \right)} \right) + 1 \quad (7)$$

Onde: Índice de histerese (IH); concentração de sedimentos suspensos do ramo crescente (C_{ssRC}); concentração de sedimentos suspensos do ramo decrescente (C_{ssRD}).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Eventos observados: Variáveis hidrológicas e sedimentológicas

Durante o período de monitoramento hidrossedimentológico automático ocorrido entre março de 2018 e junho de 2021 (Figura 4), foi possível observar a ocorrência de 58 eventos pluviais simultâneos para a bacia hidrográfica norte (BN) e a bacia hidrográfica sul (BS). Esses eventos apresentaram amplitudes de precipitações que resultaram em diferentes respostas na dinâmica da hidrologia de superfície entre as duas bacias hidrográficas (Tabelas 1 e 2). Essas respostas podem ser observadas nas variações de comportamentos de picos de ascensão e recessão dos hidrogramas e sedimentogramas (Figuras 6 e 7), demonstrando a complexidade dos processos envolvidos durante a ocorrência de eventos. Os eventos observados apresentaram diferentes características, como baixas e altas intensidades de precipitação, eventos extremos (SARCHANI; AWOL; TSANIS, 2021) com período de retorno superior a 10 anos, ascensão e recessão íngreme de picos hidrológicos e picos duplos.

Para os 58 ventos observados, as chuvas apresentaram amplitude que caracterizam eventos desde baixa intensidade, com precipitação total (P_{Total}) de 12 mm, até eventos extremos, com precipitação total de 155 mm, sendo que a intensidade máxima de precipitação em uma hora (IM_{1H}) variou entre 5 e 51 mm h⁻¹ (Tabela 1). Considerando o período de monitoramento, o ano hidrológico de 2018 foi caracterizado pela ocorrência dos maiores volumes de chuva, seguido de 2019. A representatividade dessas chuvas sobre a amplitude das respostas das variáveis hidrológicas de superfície para as duas bacias estudadas, o escoamento total (E_{Total}) apresentou amplitude entre 93,1 e 106.138,0 m³ para a bacia hidrográfica norte (BN) e entre 11,2 e 68.321,0 m³ para a bacia hidrográfica sul (BS). O escoamento de base (E_{Base}) foi caracterizado por uma variação entre 37 e 81.702 m³ para BN e entre 8,6 e 56.245 m³ para BS. O escoamento superficial (E_{Sup}) apresentou diferenças entre 2,4 e 24.436,5 m³ para BN e entre 2,6 e 16.791,4 m³ para BS. A vazão de pico específica ($Q_{Pico\ Esp}$) apresentou magnitudes entre 8,7 e 4.831,5 L s⁻¹ km⁻² para BN e entre 9,7 e 8.661,7 L s⁻¹ km⁻² para BS, e o coeficiente de escoamento superficial (C) apresentou diferenças entre 0,01 e 17,66% para BN e 0,01 e 20,84% para BS (Tabela 1).

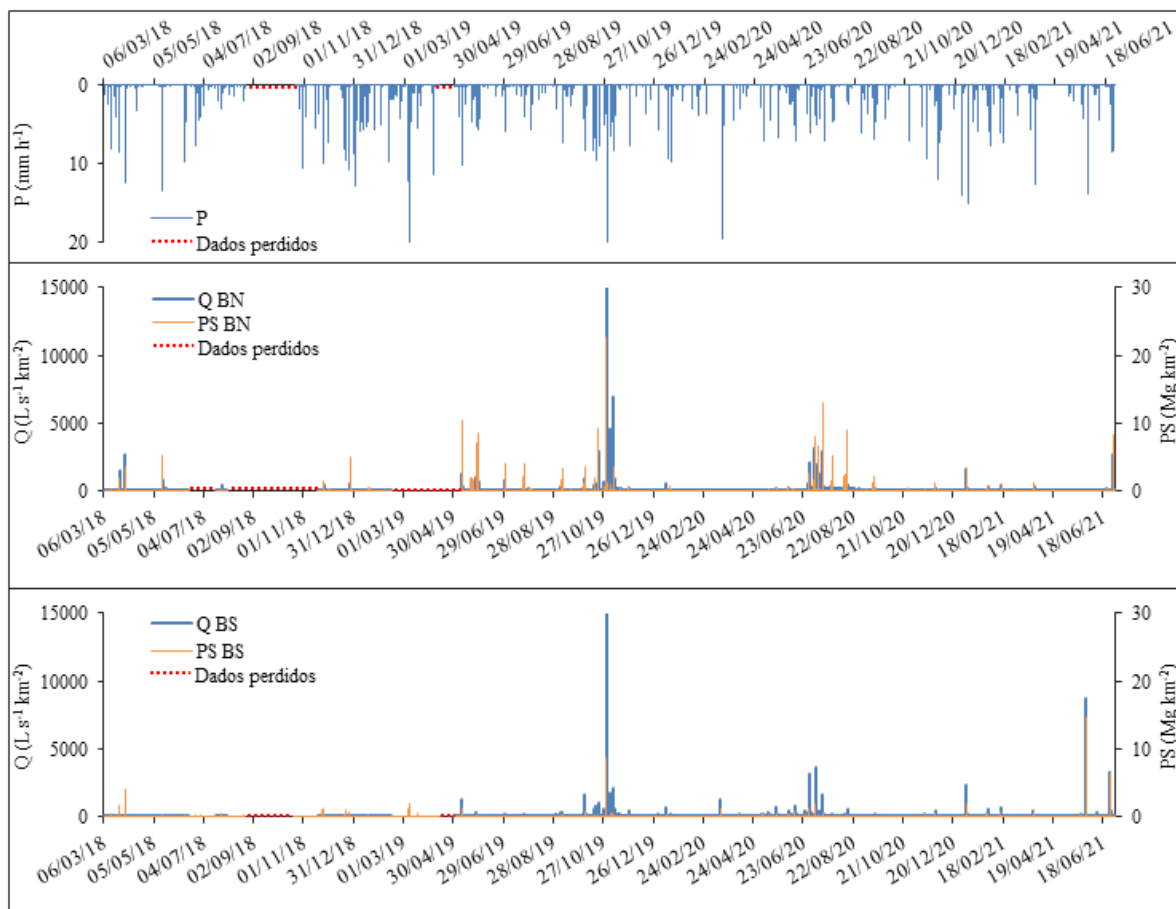


Figura 4: Precipitação (P), vazão (Q) e produção de sedimentos (PS) do período de monitoramento.

Em geral, para ambas as bacias monitoradas, baixas precipitações apresentaram altas produções de sedimentos. A concentração máxima de sedimentos suspensos ($C_{SS_{Máx}}$) apresentou variações entre 856,9 e 25.589,7 mg L⁻¹ para BN e entre 228,2 e 3.361,9 mg L⁻¹ para BS. Além disso, a produção total de sedimentos específica ($PS_{Total\ Esp}$) variou entre 0,06 e 148,94 Mg km² para BN e entre 0,01 e 98,80 Mg km² para BS. A maior $PS_{Total\ Esp}$ observada em BN foi no evento extremo de 145 mm, de 06/07/20. A maior $PS_{Total\ Esp}$ observada em BS foi durante o evento de 22/07/19, de 20 mm, seguido também do evento do dia 15/09/20, de 30 mm (Tabela 2).

Tabela 1: Variáveis hidrológicas dos eventos observados.

Data (d/m/aa)	P _{Total} (mm)	IM _{IH} (mm)	E _{Total} (m ³)		E _{Base} (m ³)		E _{Sup} (m ³)		Q _{Pico} (L s ⁻¹ km ⁻²)		C (%)	
			BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS
15/03/18	42,5	22,3	950,4	2.823,5	224,6	1.132,8	725,9	1.690,7	93,0	407,4	1,50	5,96
20/03/18	21,1	13,4	282,9	1.561,4	37,4	1.167,8	245,4	393,6	18,6	155,5	1,02	2,70
23/03/18	12,0	11,5	170,5	555,6	65,3	489,0	105,2	66,7	13,1	44,9	0,77	0,84
25/03/18	56,6	27,0	7.500,4	19.230,6	2.328,2	9.599,7	5.172,2	9.630,9	1.441,1	3.099,5	1,18	2,56
31/03/18	68,9	50,9	7.806,9	15.516,1	3.961,6	8.451,3	3.845,3	7.064,8	2.630,8	5.144,6	4,91	15,29
15/05/18	80,9	43,9	5.419,2	4.239,4	3.498,4	2.018,3	1.920,8	2.221,1	823,6	856,6	2,09	4,06
20/07/18	25,9	7,7	2.139,3	2.661,7	1.766,6	1.474,0	372,8	1.187,8	83,2	493,5	1,26	6,78
17/01/19	26,2	9,6	1.233,4	3.056,2	864,4	2.434,5	369,0	621,8	62,0	223,6	1,24	3,87
10/02/19	24,0	15,8	93,1	247,0	90,7	156,1	2,4	90,8	8,7	113,7	0,01	0,58
10/05/19	80,2	11,3	19.594,5	5.450,5	10.974,3	2.298,6	8.620,1	3.151,9	1.224,8	1.215,9	9,46	6,23
21/05/19	37,7	4,8	2.732,3	1.326,2	1.579,6	1.322,8	1.152,7	3,5	312,9	57,9	2,69	0,01
24/05/19	27,4	6,5	8.633,8	1.882,9	5.995,4	1.661,7	2.638,3	221,3	414,3	62,3	8,48	1,23
27/05/19	37,4	23,8	12.754,2	2.765,5	5.236,0	2.100,3	7.518,2	665,2	1.053,7	274,2	17,66	2,56
30/06/19	60,7	8,6	7.648,8	1.234,4	3.826,3	1.234,4	3.822,6	998,7	751,8	117,5	5,54	2,49
22/07/19	19,7	7,9	262,4	262,1	93,2	236,0	169,2	26,1	66,7	21,5	0,76	0,20
23/07/19	59,5	12,5	9.034,3	3.067,8	3.303,3	1.900,4	5.731,0	1.167,4	601,6	131,1	8,47	2,89
30/08/19	43,2	10,3	1.068,9	3.132,1	546,2	2.104,1	522,7	1.028,0	115,2	205,6	1,06	3,43
06/09/19	31,0	15,1	1.923,2	2.266,4	1.054,2	1.604,9	869,0	661,5	536,6	322,8	3,00	3,14
07/09/19	17,8	10,8	2.712,0	4.104,1	1.518,0	3.698,2	1.194,0	405,9	619,4	244,6	5,91	2,58
04/10/19	39,6	21,1	9.109,6	10.217,3	4.655,0	7.430,2	4.454,6	2.787,1	1.578,7	1.575,9	9,89	11,09
05/10/19	31,4	7,0	6.053,4	8.770,7	5.707,0	8.206,9	346,4	563,8	276,2	386,9	0,97	2,70
16/10/19	40,1	21,6	3.224,4	3.266,9	1.750,7	2.358,8	1.473,8	908,1	709,7	520,1	3,23	4,67
17/10/19	23,3	17,0	3.119,5	4.255,9	2.057,0	3.348,3	1.062,6	907,6	914,5	776,1	4,01	6,22
21/10/19	37,2	27,6	6.244,8	6.491,8	2.617,6	5.962,1	3.627,3	529,7	4.831,5	950,6	8,58	2,14
27/10/19	45,8	13,9	6.807,0	5.413,8	4.287,2	4.082,3	2.519,9	1.331,4	1.029,4	488,4	4,83	4,04
09/11/19	24,2	18,0	6.668,7	4.854,9	5.439,8	4.295,5	1.228,9	559,4	1.427,3	587,0	4,46	3,97
26/11/19	47,8	29,5	2.342,7	3.104,4	2.115,6	2.499,5	227,1	604,9	331,3	373,5	0,42	1,87
10/01/20	54,2	28,1	3.087,1	3.914,1	1.674,4	2.761,8	1.412,7	1.152,3	476,1	658,8	2,29	2,42
15/01/20	49,9	19,0	1.056,8	1.004,7	914,9	882,2	141,9	122,6	108,6	125,3	0,25	0,48
12/05/20	32,2	11,5	1.956,7	1.964,5	1.809,7	1.041,0	147,0	923,5	89,7	322,8	0,40	4,22
12/05/20	15,8	8,4	1.989,8	1.736,4	1.775,0	1.512,6	214,8	223,9	58,0	196,5	1,19	2,38
21/05/20	89,3	19,0	8.041,3	21.991,3	6.208,4	16.836,5	1.832,9	5.154,8	163,6	604,5	1,81	8,32
05/06/20	64,8	10,3	10.358,9	13.263,2	9.355,9	11.647,7	1.003,0	1.615,4	136,5	428,7	1,36	3,77
29/06/20	154,8	15,8	63.247,7	68.321,0	44.152,2	56.245,1	19.095,4	12.076,0	2.031,7	3.097,6	10,85	11,67
05/07/20	41,8	10,6	15.077,0	3.695,6	14.912,4	3.042,0	164,6	653,6	304,8	137,9	0,35	2,36
06/07/20	144,7	18,0	106.138,0	30.545,9	81.701,5	17.029,9	24.436,5	13.516,0	3.170,2	3.630,1	14,85	13,99
11/07/20	22,6	9,1	16.323,7	8.245,0	14.440,0	7.461,2	1.883,7	783,8	1.269,4	469,8	7,34	2,64
16/07/20	85,7	20,6	54.068,1	13.093,6	40.532,3	10.090,9	13.535,9	3.002,7	2.943,3	1.632,5	13,89	5,32
28/07/20	21,8	14,9	5.413,5	2.159,2	4.844,7	1.876,2	568,9	283,0	598,0	194,6	2,29	1,49
11/08/20	75,4	9,8	34.640,4	5.473,8	30.955,9	4.391,3	3.684,5	1.082,5	449,4	177,2	4,30	2,01
14/08/20	48,5	9,4	21.547,0	5.900,4	15.435,5	4.058,6	6.111,5	1.841,9	1.167,8	516,6	11,09	5,62
14/09/20	23,0	12,2	2.640,8	554,8	2.580,6	477,8	60,2	77,0	110,1	98,3	0,23	0,49
15/09/20	29,5	10,6	10.745,2	2.792,9	10.124,6	2.459,9	620,6	333,0	175,1	117,1	1,85	1,28
26/10/20	60,0	20,2	1.723,7	398,4	1.548,4	283,3	175,2	115,0	92,7	110,6	0,26	0,29

Continua na página seguinte.

Continuação.

Data (d/m/aa)	P_{Total} (mm)	IM_{1H} (mm)	E_{Total} (m ³)		E_{Base} (m ³)		E_{Sup} (m ³)		Q_{Pico} (L s ⁻¹ km ⁻²)		C (%)	
			BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS
16/11/20	32,2	30,0	507,4	223,9	467,9	163,9	39,5	60,1	88,2	194,6	0,11	0,28
28/11/20	42,7	26,9	1.591,8	659,6	1.224,1	350,9	367,7	308,7	224,3	454,8	0,76	1,13
02/12/20	43,7	16,3	2.283,2	428,7	2.048,3	354,0	234,9	74,8	67,6	53,3	0,47	0,28
05/01/21	120,0	43,9	10.200,7	5.909,8	4.740,4	3.182,3	5.460,2	2.727,5	1.566,9	2.271,5	4,00	3,38
28/01/21	41,8	14,6	2.008,9	319,0	1.852,8	177,4	156,1	141,6	83,8	185,7	0,33	0,50
30/01/21	41,0	30,5	2.028,6	1.557,8	1.475,6	975,2	553,0	582,6	261,0	500,7	1,19	2,10
14/02/21	23,0	6,2	1.035,6	124,4	986,3	113,1	49,3	11,4	30,9	26,2	0,19	0,09
15/02/21	35,0	28,3	2.673,5	1.998,1	1.738,6	1.484,6	934,9	513,5	393,0	673,5	2,35	2,21
04/03/21	22,8	10,1	535,5	74,2	494,8	71,1	40,7	3,0	41,3	26,2	0,16	0,02
21/03/21	32,2	19,0	508,1	167,0	468,8	124,4	39,3	42,6	38,5	71,3	0,11	0,18
26/03/21	16,8	5,5	2.131,7	11,2	1.995,4	8,6	136,3	2,6	35,9	9,7	0,71	0,04
04/05/21	35,0	5,8	1.397,8	222,0	1.334,3	191,9	63,5	30,1	18,6	23,6	0,16	0,09
28/05/21	127,4	29,5	30.091,0	37.794,4	18.785,2	21.003,1	11.305,7	16.791,4	2.629,0	8.661,7	7,80	20,84
25/06/21	67,7	13,7	20.984,9	16.346,7	15.727,1	12.090,0	5.257,7	4.256,7	1.184,1	3.278,8	6,83	7,37
Mínima	12,0	4,8	93,1	11,2	37,4	8,6	2,4	2,6	8,7	9,7	0,01	0,01
Máxima	154,8	50,9	106.138,0	68.321,0	81.701,5	56.245,1	24.436,5	16.791,4	4.831,5	8.661,7	17,66	20,84
Média	47,5	17,2	9.854,6	6.425,0	7.101,7	4.580,3	2.752,9	1.861,9	723,8	824,2	3,68	3,64
Mediana	39,8	14,8	3.103,3	2.939,9	2.086,3	2.059,3	902,0	637,7	322,1	322,8	1,83	2,56

Bacia hidrográfica norte (BN); bacia hidrográfica sul (BS); precipitação total (P_{Total}); intensidade máxima em uma hora (IM_{1H}); escoamento total (E_{Total}); escoamento de base (E_{Base}); escoamento superficial (E_{Sup}) e vazão de pico específica ($Q_{\text{Pico Esp}}$).

Tabela 2: Variáveis sedimentológicas e de histerese dos eventos observados.

Data (d/m/aa)	P _{Total} (mm)	C _{SS} Máx (mg L ⁻¹)		P _S Total (Mg km ²)		C _{SS} RC (mg L ⁻¹)		C _{SS} RD (mg L ⁻¹)		IH		SH	
		BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS
15/03/18	42,5	3.871,3	1.694,1	1,11	0,02	1957,2	657,7	1265,7	259,3	0,55	1,54	H	H
20/03/18	21,1	1.434,9	1.759,8	0,11	0,92	535,9	335,0	381,4	1065,3	0,41	-0,69	H	AH
23/03/18	12,0	1.315,4	563,9	0,06	0,13	275,5	149,9	450,8	246,9	-0,39	-0,39	AH	8
25/03/18	57,0	3.153,9	1.430,1	10,75	12,15	2046,7	941,7	1458,7	330,5	0,40	1,85	H	H
31/03/18	68,9	2.854,9	960,5	12,96	12,32	2484,2	619,2	1533,9	377,4	0,62	0,64	H	H
15/05/18	80,9	10.522,9	433,7	18,69	1,42	274,5	302,1	413,2	225,7	-0,34	0,34	AH	H
20/07/18	25,9	856,9	314,2	0,56	0,49	547,5	267,3	283,3	54,3	0,93	3,92	H	H
17/01/19	26,2	18.714,0	1.763,6	4,31	0,91	13114,1	554,8	1910,0	44,5	5,87	11,46	H	H
10/02/19	24,0	4.065,7	280,8	0,08	0,04	1438,7	91,1	397,6	61,4	2,62	0,48	H	H
10/05/19	80,2	15.310,5	2.005,9	82,58	7,35	10411,7	3194,3	3944,9	1570,5	1,64	1,03	H	H
21/05/19	37,7	11.389,8	1.764,6	11,41	0,54	4828,3	860,2	5014,4	222,7	-0,04	2,86	AH	H
24/05/19	27,4	9.637,0	1.135,0	22,28	0,69	4607,3	460,9	2996,3	139,0	0,54	2,32	H	H
27/05/19	37,4	16.303,0	2.127,8	70,42	2,02	10629,4	1155,0	6264,0	412,8	0,70	1,80	H	H
30/06/19	60,7	14.110,2	394,3	29,90	0,58	5283,2	244,8	3806,9	32,8	0,39	6,47	8	H
22/07/19	19,7	25.589,7	991,6	2,23	0,08	8695,8	208,0	5526,7	273,1	0,57	-0,24	H	AH
23/07/19	59,5	15.829,2	940,8	47,88	1,18	21848,4	400,7	22937,9	309,8	-0,05	0,29	H	H
30/08/19	43,2	13.796,3	406,2	5,10	0,57	5772,9	137,5	1649,2	115,3	2,50	0,19	H	H
06/09/19	25,4	10.313,6	1.146,9	16,37	1,12	7141,7	629,1	5477,6	157,2	0,30	3,00	H	H
07/09/19	17,8	17.204,3	1.989,2	31,05	1,27	6918,9	537,9	8157,0	200,5	-0,15	1,68	AH	H
04/10/19	39,6	7.907,1	986,8	49,10	4,45	4714,0	397,2	2409,2	189,6	0,96	1,10	H	H
05/10/19	31,4	2.047,8	228,2	11,28	1,22	1577,9	153,5	1181,5	87,5	0,34	0,75	H	H
16/10/19	40,1	6.741,2	867,4	18,55	0,83	3704,9	274,1	3356,0	75,2	0,10	2,64	H	H
17/10/19	23,3	6.965,4	623,6	14,57	0,88	3968,5	208,4	3230,3	78,6	0,23	1,65	H	H
21/10/19	37,2	6.591,8	277,2	33,84	0,79	2338,3	102,6	3324,3	59,2	-0,30	0,73	AH	H
27/10/19	45,8	4.469,2	247,3	19,26	0,80	2822,3	154,9	1335,5	67,9	1,11	1,28	H	H
09/11/19	24,2	13.721,6	771,8	52,07	1,91	7308,8	355,5	7726,8	266,0	-0,05	0,34	AH	H
26/11/19	47,8	5.605,2	710,9	6,58	1,22	2867,1	403,6	1793,3	168,0	0,60	1,40	H	H
10/01/20	54,2	1.067,7	753,9	1,94	1,37	900,1	213,3	521,3	102,4	0,73	1,08	H	8
15/01/20	49,9	19.371,7	934,3	7,94	0,50	8249,1	222,7	8950,5	237,5	-0,08	-0,06	AH	AH
12/05/20	32,2	5.920,6	1.186,3	2,56	1,66	2320,4	392,5	2718,2	673,9	1,15	1,42	8	H
12/05/20	15,8	4.174,8	504,2	1,25	0,65	1803,6	188,8	370,6	291,9	3,87	1,35	H	8
21/05/20	89,3	7.705,9	1.573,4	6,00	9,71	361,0	1131,4	1823,2	199,3	1,80	4,68	H	H
05/06/20	64,8	9.613,3	947,4	23,28	5,18	5262,2	456,1	2727,4	89,2	0,07	4,11	H	H
29/06/20	154,8	2.572,4	1.060,9	38,04	28,48	1263,9	483,3	962,0	389,2	0,69	0,24	H	H
05/07/20	41,8	11.781,4	563,9	23,16	0,65	6995,9	365,9	330,4	64,7	20,18	4,65	H	H
06/07/20	144,7	19.909,8	819,6	145,63	17,37	4212,3	528,7	3611,5	598,7	0,17	-0,12	H	H
11/07/20	22,6	10.777,0	698,9	54,69	1,94	5874,0	262,4	2859,0	121,9	1,05	1,15	H	H
16/07/20	85,7	7.309,2	732,4	75,01	5,48	7826,4	422,5	7636,9	283,4	0,02	0,49	H	H
28/07/20	21,8	20.178,8	676,2	60,61	0,44	5052,7	317,8	849,3	99,0	4,95	2,21	H	H
11/08/20	75,4	12.615,5	301,1	46,97	0,74	7528,4	201,4	288,2	71,5	25,12	1,82	H	H
14/08/20	48,5	17.652,7	427,7	148,94	1,56	16109,9	322,4	1094,2	92,7	13,72	2,48	H	H
14/09/20	23,0	24.110,0	575,9	7,83	0,14	8886,1	256,3	1570,4	84,3	4,66	2,04	H	H
15/09/20	29,5	25.246,0	567,5	15,68	0,31	9786,1	176,1	652,9	52,5	13,99	2,35	H	H
26/10/20	60,0	7.937,8	743,1	2,98	0,15	2678,5	186,4	1930,1	261,9	0,39	-0,29	H	AH

Continua na página seguinte.

Continuação.

Data (d/m/aa)	P _{Total} (mm)	C _{SSMáx} (mg L ⁻¹)		P _{Total} (Mg km ²)		C _{SSRC} (mg L ⁻¹)		C _{SSRD} (mg L ⁻¹)		IH		SH	
		BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS	BN	BS
16/11/20	32,2	7.847,3	1.773,0	1,83	0,46	3834,2	718,9	3726,5	1106,7	0,03	1,35	H	H
28/11/20	42,7	8.026,7	2.541,2	4,79	1,76	4845,9	686,2	2574,9	1849,3	0,88	-0,63	H	H
02/12/20	43,7	6.890,7	1.338,1	3,58	0,51	4525,2	771,6	1080,3	675,9	3,19	0,14	H	8
05/01/21	120,0	4.588,8	2.071,6	19,12	9,71	3690,9	1548,2	1771,2	926,3	1,08	0,67	H	H
28/01/21	41,8	5.919,1	1.591,4	2,56	0,43	3122,9	561,8	2016,2	685,5	0,55	-0,18	H	AH
30/01/21	41,0	4.424,4	1.170,8	3,95	1,63	2415,0	590,0	2264,0	535,2	0,07	0,10	H	H
14/02/21	23,0	2.630,7	810,0	1,11	0,10	1140,7	334,4	2037,3	546,2	-0,44	-0,39	H	H
15/02/21	35,0	6.008,8	2.038,2	7,21	3,70	3656,9	1288,1	2691,6	1137,9	0,36	0,13	H	H
04/03/21	22,8	10.851,7	587,1	1,91	0,02	2072,9	417,4	7870,9	42,3	-0,74	8,87	H	H
21/03/21	32,2	6.741,2	2.977,2	1,48	0,17	1765,7	1453,3	3908,7	1096,5	-0,55	0,33	AH	H
26/03/21	16,8	1.315,4	2.602,1	0,85	0,01	420,3	1755,2	527,2	175,8	-0,20	8,98	AH	H
04/05/21	35,0	2.406,5	3.361,9	1,41	0,19	956,8	267,9	1552,0	457,0	-0,38	-0,41	AH	AH
28/05/21	127,4	6.023,8	2.880,5	81,50	98,80	5462,5	2253,8	3545,2	2005,2	0,54	0,12	H	H
25/06/21	67,7	10.507,9	3.226,9	85,98	35,76	9236,0	2175,9	8498,7	1946,0	0,09	0,12	H	H
Mínima	12,0	856,9	228,2	0,06	0,01	274,5	91,1	283,3	32,8	-0,7	-0,7		
Máxima	154,8	25.589,7	3.361,9	148,94	98,80	21.848,4	3.194,3	22.937,9	2.005,2	25,1	11,5		
Média	47,5	9.352,6	1.187,1	25,05	4,92	4.834,0	599,1	3.123,9	413,6	2,0	1,7		
Mediana	39,8	7.776,6	944,1	11,35	0,89	3.901,3	399,0	2.026,7	231,6	0,5	1,1		

Bacia hidrográfica norte (BN); bacia hidrográfica sul (BS); precipitação total (P_{Total}); concentração máxima de sedimentos em suspensão (C_{SSMáx}); produção total de sedimentos específica (P_{Total Esp}); concentração de sedimentos suspensos do ramo crescente (C_{SSRC}); concentração de sedimentos suspensos do ramo decrescente (C_{SSRD}); índice de histerese (IH); sentido da histerese (SH); histerese horária (H); histerese anti-horária (AH); formato de histerese em oito (8).

Considerando as respostas das variáveis hidrológicas, para todos os eventos simultâneos observados, geralmente a bacia norte (BN) apresentou escoamento total (E_{Total}), escoamento de base (E_{base}) e escoamento superficial (E_{Sup}) 55%, 45% e 46% maior que a bacia sul (BS), respectivamente. No entanto, BS apresentou vazão de pico específica ($Q_{Pico\ Esp}$) e coeficiente de escoamento superficial (C) 44% e 15% maior que BN (Tabela 1). Considerando também as respostas das variáveis relacionadas aos aspectos erosivos para todos os eventos monitorados, BN apresentou produção total de sedimentos específica ($PS_{Total\ Esp}$) de 51% maior que BS, (Tabela 2).

Em relação às amplitudes do comportamento das histereses, a concentração de sedimentos suspensos do ramo crescente (C_{SSRC}) apresentou diferenças entre 274,5 e 21.848,4 mg L⁻¹ para BN e entre 91,1 e 3.194,3 mg L⁻¹ para BS. O índice de histerese exibiu variação entre -0,7 e 25,1 para BN e entre -0,7 e 11,5 para BS. Sobre o aspecto qualitativo dos laços de histerese, a maioria dos 58 eventos monitorados apresentou laços de sentido de histerese (SH) horário (Tabela 2 e Figura 7). No entanto, a bacia norte apresentou 11 eventos com SH anti-horário e apenas dois eventos com SH em oito (8). Em média, BN apresentou índice de histerese (IH) 20% maior que BS (Tabela 2).

Foram observados quatro eventos extremos, com precipitações totais (P) de 155, 145, 120 e 127 mm, respectivamente (Tabelas 1; 2 e Figura 7). Esses eventos extremos proporcionaram intensidade máxima de precipitação em uma hora (IM_{1H}) de 16, 18, 44 e 30 mm h⁻¹, respectivamente. No entanto, outros eventos com precipitações totais (P) menores apresentaram IM_{1H} ainda maior. Um exemplo é o evento de 31/03/18, com a maior intensidade máxima em uma hora (IM_{1H}) de todos os eventos observados (69 mm h⁻¹), seguido do evento de 15/05/18, com IM_{1H} de 44 mm h⁻¹ (Tabela 1). Alguns eventos de magnitude extrema são apresentados na Figura 7. Um evento com precipitação total (P_{Total}) de 155 mm e intensidade máxima de precipitação em uma hora (IM_{1H}) de 16 mm h⁻¹, foi observado em 29/06/20, durante o inverno brasileiro. A amplitude desse evento mostrou que a bacia sul (BS), embora com área menor, apresentou vazão de pico específica ($Q_{Pico\ Esp}$) de 1.066 L s⁻¹ km⁻² maior que a bacia norte (BN). No entanto, a bacia norte (BN) apresentou produção total de sedimentos específica ($PS_{Total\ Esp}$) maior que BS, com valores de 38,0 e 28,5 Mg km², respectivamente. Lembrando que as duas bacias hidrográficas apresentaram sentido de histerese (SH) horária para esse evento (Tabelas 1, 2 e Figura 8). Outros eventos de menores magnitudes observados durante o verão sul brasileiro, em 26/10/20, 28/11/20 e 28/11/21, com IM_{1H} entre 43 e 60 mm h⁻¹ promoveram maior $Q_{Pico\ Esp}$ em BS, mas maior

$PS_{Total\ Esp}$ em BN, apresentando sentido de histerese (SH) horária para a bacia norte (BN) e SH anti-horária para a bacia sul (BS) (Tabelas 1 e 2; Figuras 6 e 7).

A relação entre as precipitações totais (P_{Total}) e as variáveis escoamento total (E_{Total}), escoamento de base (E_{Base}), escoamento superficial (E_{Sup}), coeficiente de escoamento superficial (C), vazão de pico específica ($Q_{Pico\ Esp}$) e produção total de sedimentos específica ($PS_{Total\ Esp}$) apresentou alta significância ($p < 0,001$), embora outras variáveis hidrossedimentológicas, como C , $Q_{Pico\ Esp}$ e $PS_{Total\ Esp}$ tenham apresentado coeficientes de determinação baixos. No entanto, a relação entre concentração de sedimentos suspensos (C_{ss}) amostrados durante eventos e a turbidez medida pelos sensores foi significativa ($p < 0,01$). Além disso, considerando as inclinações das equações de regressão, BN apresentou E_{Base} , E_{Sup} , $Q_{Pico\ Esp}$, e $PS_{Total\ Esp}$ maior que BS (Figura 5).

Gráficos de vazão de pico específica ($Q_{Pico\ Esp}$) e produção total de sedimentos específica ($PS_{Total\ Esp}$) mostram a amplitude de comportamento dos processos durante eventos. Geralmente os eventos apresentaram hidrogramas e sedimentogramas com picos bem definidos, com respostas rápidas de ascensão e recessão em relação às precipitações, característicos de bacias hidrográficas pequenas (Figuras 6 e 7). Embora a bacia hidrográfica norte (BN) tenha área de drenagem maior que a bacia hidrográfica sul (BS).

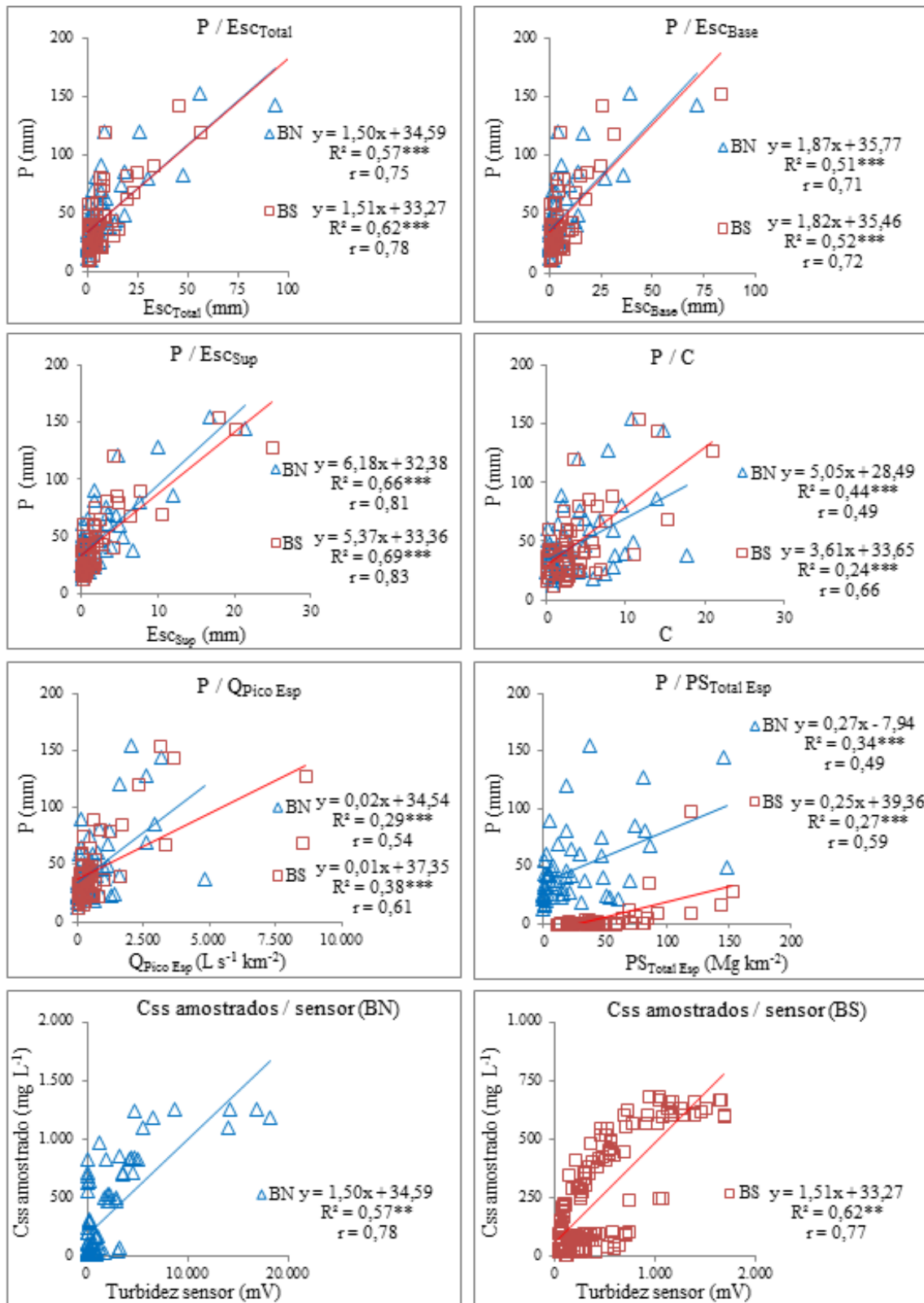


Figura 5: Relações entre precipitação (P) e escoamento total (E_{Total}), escoamento de base (E_{Base}), escoamento superficial (E_{Sup}), coeficiente de escoamento superficial (C), vazão de pico específica (Q_{Pico Esp}), produção total de sedimentos específica (PS_{Total Esp}) e curvas de calibração de produção de sedimentos suspensos (C_{ss}) para bacia norte (BN) e bacia sul (BS). ***($p < 0,001$); **($p < 0,01$).

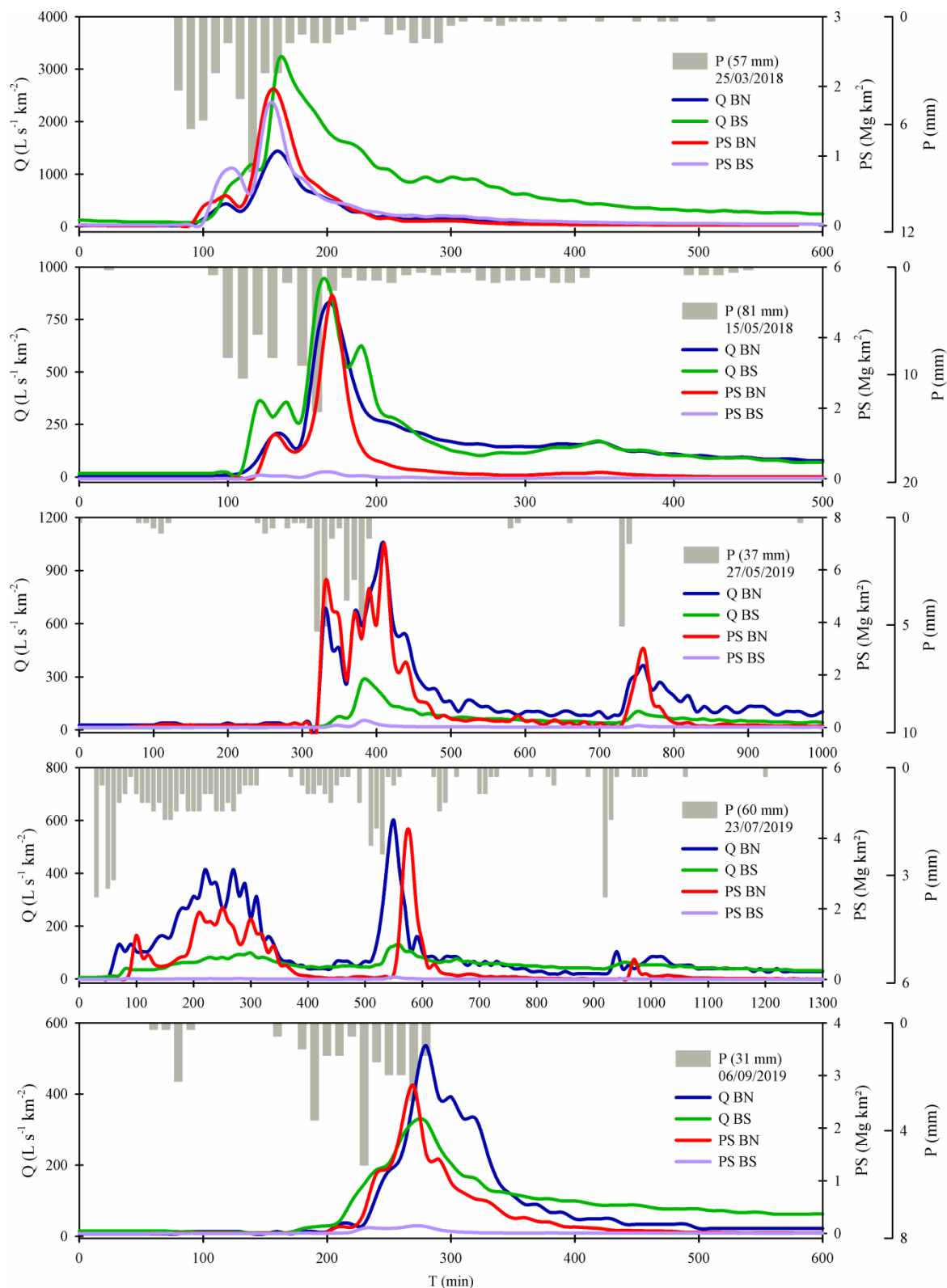


Figura 6: Eventos nas bacias hidrográficas norte (BN) e bacia hidrográfica sul (BS): Precipitação total (P); vazão (Q); produção total de sedimento (PS) e tempo, com medidas em 10 min (T).

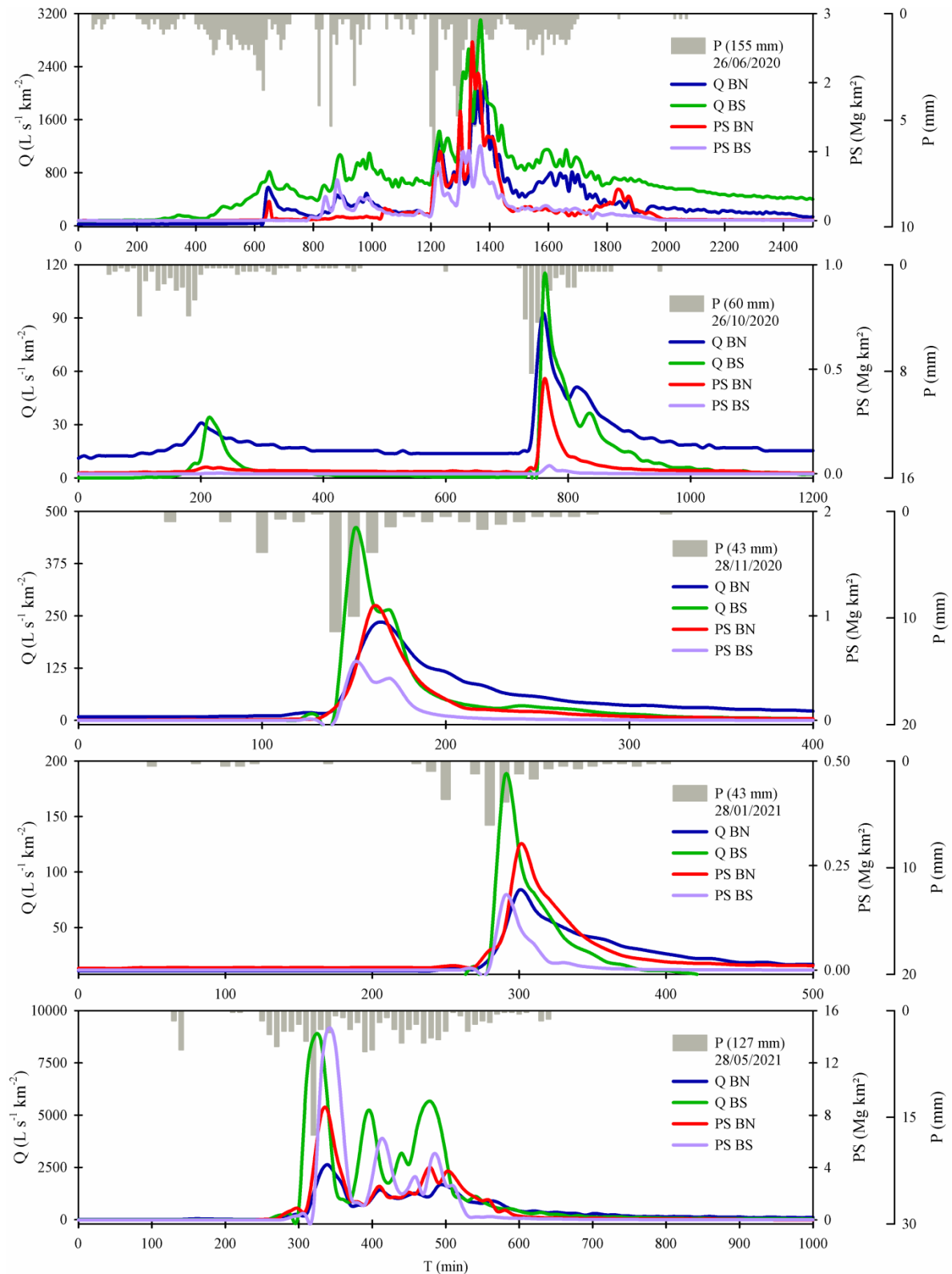


Figura 7: Eventos nas bacias hidrográficas norte (BN) e bacia hidrográfica sul (BS): Precipitação total (P); vazão (Q); produção total de sedimento (PS) e tempo, com medidas em 10 min (T).

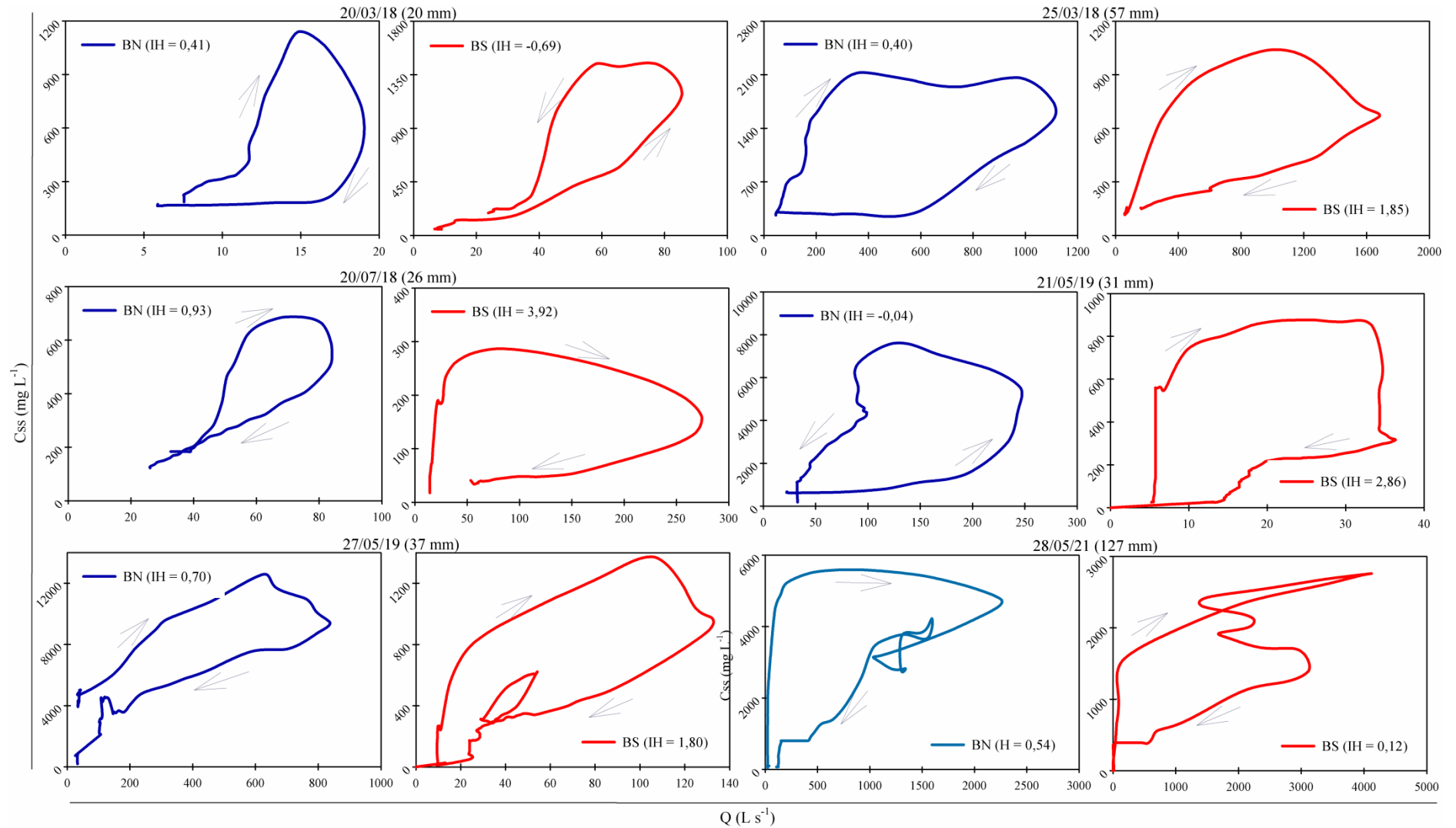


Figura 8: Laços de histereses e índice de histerese (IH).

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Variáveis hidrológicas

Os hidrogramas e sedimentogramas da bacia hidrográfica norte (BN) e da bacia hidrográfica sul (BS) apresentaram picos íngremes em relação às precipitações nos padrões de respostas hidrológicas, o que é característico da topografia de bacias hidrográficas com tempo de concentração menor e com elevada energia de escoamento (SCHROERS et al., 2021). O efeito dos eventos de chuva sobre as variáveis hidrológicas foi evidente tanto para a bacia norte quanto para a bacia sul. Embora tenham ocorrido eventos extremos durante o período de monitoramento, com precipitação total (P_{Total}) acima de 120 mm, as duas bacias geralmente produziram vazões maiores durante eventos com P_{Total} menor, mas com intensidade de precipitação em uma hora (IM_{1H}) maior, o que resulta na saturação rápida do solo e consequente antecipação da formação do escoamento superficial (MAGLIANO et al., 2019).

As bacias norte e sul possuem áreas de captação de 1,14 e 0,67 km², respectivamente. Ou seja, a bacia norte é 70% maior em área superficial em relação à bacia sul. A hipótese inicial deste trabalho era que a bacia norte apresentasse maior fluxo e produção de sedimentos devido à menor área de vegetação ripária e maior exposição das drenagens ao pisoteio de animais devido à intensa produção leiteira. No entanto, mesmo apresentando área superficial menor, a bacia sul exibiu maior escoamento superficial (E_{Sup}) e vazão de pico específica (Q_{Pico}) se comparado à bacia norte, em aproximadamente 31 dos 52 eventos observados. Esse comportamento pode ser um indicativo que, além da intensidade da chuva, outros fatores podem influenciar a capacidade de infiltração do solo (HE et al., 2020) na bacia sul, como exemplo, os usos agrícolas (ADHAMI et al., 2019), a compactação por máquinas agrícolas pesadas (HOLTHUSEN et al., 2018a, 2018b; REICHERT et al., 2016a; SECCO et al., 2009; SUZUKI; REICHERT; REINERT, 2013), o pisoteio de animais (AMBUS et al., 2018; CECAGNO et al., 2016; HARGREAVES et al., 2019), a umidade antecedente do solo (RUJNER et al., 2018) e a conformação do relevo (THIYAGARAJAN et al., 2020).

O uso do solo em regiões de potencial agrícola e florestal tende a influenciar a resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica (FERRETO et al., 2021; SRIVASTAVA; KUMARI; MAZA, 2020) devido às conexões dos usos com a densidade aparente e a capacidade de infiltração do solo. Esses condicionantes tendem a exercer influência sobre a condutividade hidráulica do solo e, por consequência, influencia na antecipação da formação do escoamento superficial (MARIE MIREILLE et al., 2019). As respostas das variáveis

hidrológicas dos eventos observados mostraram que a bacia hidrográfica sul, mesmo com tamanho menor, apresentou maior escoamento superficial e vazão de pico durante vários eventos observados, mesmo apresentando usos do solo similares à bacia norte. Além disso, a bacia sul apresenta aporte de vegetação ribeirinha ao longo dos canais principais de dragagens, o que deveria promover um efeito dominante na atenuação do escoamento e transporte de sedimentos. Embora a cobertura de plantações florestais possa influenciar na geração e na propagação do escoamento, a floresta não é um controle predominante, uma vez que características intrínsecas de solos e geologia podem exercer maior influência, especialmente para eventos maiores (LUCAS-BORJA et al., 2019; PESKETT et al., 2021).

As bacias hidrográficas norte e sul são caracterizadas por produção de grãos. Porém, a bacia sul é especialmente caracterizada pela gestão tecnológica de condução da propriedade focada em produção intensiva. Nessa bacia existe tráfego de máquinas pesadas mais intenso nas lavouras, cujos solos predominantes são os Latossolos Vermelhos. Esse fator pode apresentar conectividade com as respostas hidrológicas dos eventos observados porque os solos argilosos são mais suscetíveis à compactação pelo tráfego intenso de máquinas. Isso tem relação direta com a redução da porosidade, variações no tamanho dos poros e também grau de saturação, o que resulta na diminuição da capacidade de retenção de água (DE LIMA et al., 2017) e antecipação da formação do escoamento superficial. Esse fator pode justificar o escoamento maior na bacia sul, mesmo com área de captação menor que a bacia norte. A intensidade do tráfego se modifica tanto entre safras como entre metodologias de trabalho, mas geralmente mais de 80% da área agricultada sofre compactação durante um ciclo de produção (AUGUSTIN et al., 2020). Isso representa um desafio em buscar o equilíbrio entre a produção e a menor operacionalização de maquinaria pesada (MCPHEE et al., 2020), com a finalidade de diminuir a influência sobre a hidrologia de superfície dos solos cultivados.

A bacia hidrográfica sul (BS) também é caracterizada pela atividade leiteira intensiva, com grande quantidade de gado confinado em espaços menores. Essa atividade pode exercer influência na dinâmica hidrológica de superfície, e também pode justificar a ocorrência de escoamentos maiores na bacia sul (BS), mesmo com área superficial menor, em comparação com a bacia norte (BN), durante alguns eventos. Em BS, os rebanhos alimentam-se e caminham entre piquetes de acordo com a demanda disponível de pasto. Os piquetes localizam-se majoritariamente na metade inferior da bacia hidrográfica, ou seja, mais próximos do exutório. Os piquetes são espaços com localização pré-definidos e limitados ao campo de pastagens, onde a alimentação dos animais é feita com pastoreio e suplementação mineral em forma de rações.

A prática de aumentar as taxas de lotação é um procedimento comum da região estudada, sendo uma estratégia importante para oferecer benefícios financeiros e agronômicos aos produtores. Mas, por outro lado, tendem a promover maior compactação do solo. Algumas estratégias podem ser adotadas para evitar esse problema como, por exemplo, gerenciar a desocupação parcial do gado no campo, diminuindo a taxa de lotação, ou ainda confinar os animais fora do campo quando o conteúdo de água do solo atinge um nível crítico para a compactação, como a capacidade de campo. Essas estratégias podem garantir ao mínimo que a compactação seja limitada a profundidades mais rasas, ao ponto que possa ser atenuada pela operação de semeadura (BOTTA et al., 2020).

Parece lógico que a bacia norte (BN) deveria apresentar maior escoamento e produção de sedimentos do que a bacia sul (BS), em majoritariamente todos os eventos observados, uma vez que BN possui área superficial 70% maior que BS. No entanto, BS apresentou escoamento maior em pelo menos 31 dos 58 eventos estudados. Esses resultados demonstram que a dinâmica dos fatores que influenciam a formação do escoamento superficial pode depender também da umidade antecedente do solo dentro de uma bacia hidrográfica. A alta variabilidade espacial do solo em pequena escala é dependente da topografia local, e isso pode exercer diferenças na formação do escoamento (MERZ; BLÖSCHL, 2009), mesmo em bacias pareadas. A precipitação em determinadas áreas da bacia com alta umidade inicial do solo pode formar o escoamento mais rapidamente. Além disso, a formação do escoamento para o mesmo evento de chuva pode ser menor se a capacidade de armazenamento da bacia hidrográfica é alta devido à baixa umidade inicial do solo. A formação do escoamento é influenciada pela variabilidade local da umidade antecedente do solo. Outro fator importante a considerar é que, durante períodos sem chuva, a secagem progressiva leva ao aumento da variabilidade espacial do teor de umidade do solo (MEISSL; ZIEHER; GEITNER, 2020). A bacia sul (BS) apresenta maior vegetação ripária e áreas mais úmidas do que a bacia norte (BN). Em condições mais úmidas, o fluxo proveniente de eventos tende a atingir o pico antes da umidade do solo, o que pode ser explicado por maiores volumes de fluxo de superfície com maior umidade do solo em BS, para mesmos eventos.

Portanto, a umidade inicial é uma variável de controle dominante dos processos hidrológicos e é altamente variável no espaço e no tempo e também sob diferentes coberturas e usos do solo, topografia e clima, mesmo em bacias pareadas. As propriedades hidráulicas e estruturais do solo durante as precipitações governam a ocorrência de erosão e a formação de escoamento superficial, justificando os maiores valores de vazão máxima e rendimento de

sedimentos que ocorrem em solo mais úmido (SU; SHANGGUAN, 2019; ZAMBON et al., 2021).

A conformação do relevo e a declive de bacias hidrográficas estão diretamente associadas às conexões entre topográfica, vegetação, geologia e hidrologia. Essas características de cada bacia hidrográfica têm grande impacto sobre a retenção da água da chuva no solo e a formação do escoamento (KORALAY; KARA, 2021). Esses aspectos podem justificar a ocorrência de maiores escoamentos e vazões de pico na bacia sul (BS), mesmo de área superficial menor, durante alguns eventos. Além disso, a bacia sul apresenta pontos de confluências e declividades de estradas maiores do que a bacia norte (BN). As superfícies de estradas não pavimentadas podem induzir um aumento na frequência de escoamento de até quatro vezes mais do que em outras condições de uso do solo em bacias hidrográficas (RAMOS-SCHARRÓN, 2018). O tráfego intenso de veículos contribui para a magnitude do escoamento dos eventos ocorridos após a manutenção das estradas, devido às mudanças da conformação da rugosidade superficial. Essa dinâmica denota a importância da vegetação como cobertura disciplinadora na diminuição da conectividade entre os fluxos preferenciais das estradas não pavimentadas com a rede de drenagem em áreas de captação (LIMA FARIAS et al., 2019).

4.4.2 Variáveis sedimentológicas

As variáveis sedimentológicas podem fornecer informações importantes relacionadas à degradação do solo e alterações das conformações de cursos d'água. Portanto, essas variáveis requerem atenção devido aos problemas associados. Um desses problemas é que as características geomorfológicas podem ser alteradas com a retirada de camadas de solo. Esse material destacado e transportado pode promover uma redução significativa na capacidade do volume de um reservatório (COVELLI et al., 2020), como exemplo, o reservatório Passo Real, no qual as bacias estudadas deságuam. Além disso, o problema de assoreamento de reservatórios é agravado em alguns países pelo manejo ineficiente e também pela falta de projetos e de recursos econômicos para realização de estimativas de vida útil de reservatórios (FEBLES DÍAZ et al., 2021).

As estratégias de cultivo relacionadas à adoção do plantio direto podem ser consideradas como um dos principais componentes dos sistemas de produção. Essas estratégias devem ser direcionadas à conservação do solo e à redução da erosão, devido ao aumento da infiltração de água no solo, redução do escoamento (PEIXOTO et al., 2020) e,

consequentemente, diminuição dos riscos de carregamento e sedimentação de reservatórios. As duas bacias hidrográficas estudadas apresentam usos do solo semelhantes, mas com algumas diferenças importantes relacionadas ao sistema de cultivo de grãos. A saber, a bacia sul (BS) apresenta produção leiteira mais intensiva e maior lotação animal. Além disso, o sistema de plantio dessa bacia hidrográfica é caracterizado predominantemente por plantio direto, sem revolvimento do solo. Por outro lado, a bacia norte (BN) apresenta lotação animal menor, mas o sistema de preparo do solo é caracterizado por sistema de plantio direto, ou seja, é utilizada a técnica de revolvimento mínimo do solo, com grades de discos, em alguns locais da bacia. Essa dinâmica de usos nas duas bacias relaciona-se com os resultados das variáveis sedimentológicas do monitoramento porque a produção total de sedimentos específica (PS_{Total}) foi, predominantemente, maior para a bacia norte em 55 do total de 58 eventos observados.

O sistema de plantio direto aliado à retenção de cobertura de resíduos traz benefícios em termos de melhorias da capacidade de infiltração (XIAO; ZHAO; KUHN, 2020). No entanto, existem questões controversas, repleta de altas variabilidades ao longo do tempo e do espaço (SU; GABRIELLE; MAKOWSKI, 2021). Como exemplo, o uso de revolvimento mínimo pode provocar considerável perturbação do solo, o que explica a maior produção de sedimento observada nos eventos da bacia norte (BN). Além disso, essa forma de manejo tende a perturbar a camada de serapilheira, tornando-a menos eficaz na prevenção da erosão (BLANCO-SEPÚLVEDA; AGUILAR-CARRILLO; LIMA, 2021). O revolvimento, mesmo que superficial, pode aumentar as perdas de solo entre 2 a 4 vezes (DEUSCHLE et al., 2019). Além disso, outro fator que pode explicar a menor produção de sedimentos na bacia sul, é que essa bacia possui maior aporte de vegetação ciliar. A cobertura ciliar florestal representa mais eficiência na redução das perdas de solo, mesmo nas encostas mais íngremes (CHALISE; KUMAR, 2020), como é o caso da bacia sul (BS). A perda de solo e a exportação de sedimentos tendem a aumentar mesmo em áreas minimamente revolvidas, enquanto em áreas de floresta ciliar e nas pastagens, as perdas de solos diminuem (ANESEYEE et al., 2020).

4.4.3 Histerese

Ainda não está elucidada a relação entre as características das bacias hidrográficas e as aparências de padrões de histerese. Não é possível identificar quais tipos de bacias hidrográficas geram determinados padrões de histerese porque as diferenças nas vias

hidrológicas e na conectividade influenciam os padrões na saída da bacia. Para isso, ainda é necessário à inspeção visual para a percepção dos padrões predominantes de histerese (LIU et al., 2021; ROSE; KARWAN; GODSEY, 2018) sobre os processos de transporte de sedimentos de granulometria fina.

A análise de histerese identificou uma variedade de padrões de histerese, incluindo sentido horário, anti-horário, e sentido em 8. Contudo, o padrão de histerese dominante foi de sentido horário para 76% e 86% dos eventos observados nas bacias norte (BN) e sul (BS), respectivamente, apoiados pelos índices de histerese positivos. Esse padrão horário dominante representa a chegada do pico da concentração de sedimentos suspensos antes do pico de vazão (MALUTTA et al., 2020; MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011a). Esse comportamento sugere que as fontes de sedimentos podem ter conectividade maior com os canais de drenagem. Esse fator indica a rápida mobilização de sedimentos no início do evento, representado pela ascensão do hidrograma, e a exaustão de sedimentos, representado pela recessão do hidrograma (LONDERO et al., 2021). Além do padrão horário dominante, os índices de histerese (LAWLER et al., 2006) apresentaram ampla variação, apresentando valores máximos para a bacia norte (BN), onde houve as maiores produções totais de sedimentos (PS_{Total}), se comparados com a bacia sul (BS).

O padrão dominante de sentido dos laços de histerese também pode sofrer influência de diferentes intensidades de vegetação e fatores topográficos. Os padrões de histerese devem ser analisados com cuidado uma vez que podem sofrer mudanças, pois fatores instáveis podem desempenhar um papel na formação das direcionalidades de histerese. Quando o aporte de sedimentos de determinada fonte se esgota devido à maior conectividade ou às diferenças de intensidades de vegetação, a concentração pode diminuir durante os eventos sucessivos. Além disso, eventos de chuva mais intensos que ocorrem após um período de escassez hídrica prolongada, podem resultar em uma descarga rápida do material acumulado, o que pode mascarar as condições antecedentes ao evento considerado (AGUILERA; MELACK, 2018).

4.4.4 Implicações para a gestão conservacionista

O desencadeamento dos processos erosivos do solo está relacionado principalmente com as mudanças climáticas e os usos do solo. Em relação às mudanças climáticas, o aumento da temperatura e da frequência de eventos extremos, com precipitações superiores a 100 mm de chuva, está oferecendo um risco mais crescente para a propagação dos processos erosivos

dos solos agricultados (AN et al., 2022). Em relação aos usos, o solo agrícola tem experimentado a degradação severa e a erosão acelerada. Esse processo tende a ser deflagrado pelo excesso de escoamento superficial, que remove gradativamente a camada fértil. Esses são alguns dos fatores que levam ao declínio do rendimento das colheitas, às perdas econômicas e, em casos extremos, até mesmo ao abandono de áreas cultivadas e da propriedade (DU et al., 2021).

O cultivo agrícola é uma atividade muito complexa porque é diretamente dependente do clima, o que remete a vulnerabilidade dos produtores (ZHOU et al., 2021). Diante disso, o monitoramento em escala de captação de bacias agrícolas tem implicação direta na possibilidade de analisar processos hidrológicos e até mesmo possíveis aplicação de modelos baseados em processos. É crucial reconhecer as áreas propensas à erosão do solo para que seja possível tratar medidas preventivas relacionadas ao controle dos processos formadores do escoamento (MESHRAM et al., 2021). A formação antecipada do escoamento superficial está relacionada às limitações na capacidade de infiltração do solo. O impacto desse problema é transferido para as barragens de contenção, como é o caso da barragem Passo Real. O impacto da sedimentação de reservatórios, mesmo que em processo lento, ainda permanece obscuro (RAN et al., 2021a).

Contribuímos para preencher essas lacunas apresentando um conjunto de dados hidrológicos e erosivos monitorados continuamente. Estratégias de monitoramento, apesar de ser um grande desafio nas ciências ambientais em países emergentes, também são investidas cruciais para identificar mudanças nos sistemas hidrológicos, principalmente em um mundo que experimenta os efeitos das mudanças climáticas e ecossistêmicas. Isso justifica o investimento em estruturas de monitoramento de campo em longo prazo (LAUDON et al., 2021), buscando o aprimoramento da qualidade ambiental e o aumento dos benefícios sociais das bacias hidrográficas por meio da gestão conservacionista do solo.

4.5 CONCLUSÕES

Realizamos o monitoramento hidrossedimentométrico automático de 58 eventos entre março de 2018 e junho de 2021, em duas bacias hidrográficas pareadas, no sul do Brasil. O monitoramento envolveu uma estrutura de calhas equipadas com sensores e estações de medição automatizadas. O objetivo do estudo foi monitorar e descrever o comportamento dos processos hidrossedimentológicos e sedimentológicos de duas bacias hidrográficas pareadas, por meio da escala de avaliação de eventos pluviais. A hipótese inicial deste trabalho era de

que a bacia norte apresentava maior fluxo e produção de sedimentos devido à menor área de vegetação ripária e maior exposição das drenagens ao pisoteio de animais, devido à intensa produção leiteira.

As respostas das variáveis hidrológicas dos eventos observados mostraram que a bacia hidrográfica sul, mesmo com tamanho menor, apresentou maior escoamento superficial e vazão de pico em 31 dos 52 eventos observados, mesmo apresentando usos do solo similares à bacia hidrográfica norte. Esse comportamento indica que, além da intensidade da chuva, outros fatores podem influenciar a capacidade de infiltração do solo, como por exemplo, os usos agrícolas, a compactação por máquinas agrícolas pesadas, o pisoteio de animais, a umidade antecedente do solo e a conformação do relevo.

Em relação às variáveis sedimentológicas, a produção total de sedimentos específica (PS_{Total}) foi predominantemente maior para a bacia norte, em 55 do total de 58 eventos observados. O uso de revolvimento mínimo consiste em uma técnica de preparo mínimo do solo. No entanto, ao contrário do plantio direto, pode provocar considerável perturbação do solo, o que explica a maior produção de sedimento observada nos eventos da bacia norte. Além disso, essa forma de manejo tende a perturbar a camada de serapilheira, tornando-a menos eficaz na prevenção da erosão, pois a perda de solo e a exportação de sedimentos tendem a aumentar mesmo em áreas minimamente revolvidas. Já em áreas com predomínio de floresta ciliar, o que é característico da bacia sul, as perdas de solo foram menores.

O padrão dominante dos laços de histerese foi em sentido horário para 76% e 86% dos eventos observados nas bacias norte e sul, respectivamente, apoiados pelos índices de histerese positivos. Esse padrão horário representa a chegada do pico da concentração de sedimentos suspensos antes do pico de vazão. Esse comportamento sugere que as fontes de sedimentos podem estar mais conectadas aos canais de drenagem, devido à rápida mobilização de sedimentos no início do evento, representado pela ascensão do hidrograma.

O cultivo agrícola é uma atividade muito complexa porque é diretamente dependente das variabilidades climáticas, o que remete a vulnerabilidade dos produtores. O monitoramento em escala de captação de bacias agrícolas tem implicação direta na possibilidade de analisar processos hidrológicos e até mesmo possíveis aplicação de modelos baseados em processos. Estratégias de monitoramento, apesar de ser um grande desafio nas ciências ambientais em países emergentes, são investidas cruciais para identificar mudanças nos sistemas hidrológicos e erosivos, principalmente em um mundo que sente os efeitos das mudanças climáticas e ecossistêmicas.

4.6 REFERÊNCIAS

- ADHAMI, M. et al. Changes in watershed hydrological behavior due to land use comanagement scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 577, n. February, p. 124001, 2019.
- AGUIAR, S. C. et al. Sustentabilidade da pecuária leiteira do semiárido brasileiro com base em vulnerabilidade e resiliência socioecológica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 236–248, 2020.
- AGUILERA, R.; MELACK, J. M. Concentration-Discharge Responses to Storm Events in Coastal California Watersheds. **Water Resources Research**, v. 54, n. 1, p. 407–424, 2018.
- AICH, V.; ZIMMERMANN, A.; ELSENBEEER, H. Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? **Catena**, v. 122, p. 120–129, 2014.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AMBUS, J. V. et al. Changes in composition and functional soil properties in long-term no-till integrated crop-livestock system. **Geoderma**, v. 330, n. March, p. 232–243, 2018.
- AN, Y. et al. Temporal changes on soil conservation services in large basins across the world. **Catena**, v. 209, n. P1, p. 105793, 2022.
- ANESEYEE, A. B. et al. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138776, 2020.
- ARMIDO, A. et al. The sedimentation datasets of Keuliling reservoir. **Data in Brief**, v. 32, p. 106181, 2020.
- AUGUSTIN, K. et al. Wheel load and wheel pass frequency as indicators for soil compaction risk: A four-year analysis of traffic intensity at field scale. **Geosciences (Switzerland)**, v. 10, n. 8, p. 1–15, 2020.
- BATISTA, P. H. D. et al. Hydro-physical properties of soil and pasture vegetation coverage under animal trampling. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 12, p. 854–860, 2020.
- BEEKMA, J. et al. Enabling policy environment for water, food and energy security. **Irrigation and Drainage**, v. 70, n. 3, p. 392–409, 2021.
- BLANCO-SEPÚLVEDA, R.; AGUILAR-CARRILLO, A.; LIMA, F. Impact of weed control by hand tools on soil erosion under a no-tillage system cultivation. **Agronomy**, v. 11, n. 5, p. 1–11, 2021.
- BORTOLATTO, F.; VESTENA, L. R. Dinâmica Hidrossedimentológica Na Bacia Do Rio Guabiroba, Guarapuava, Paraná. **Geosciences = Geociências**, v. 39, n. 04, p. 1059–1067,

2020.

BOTTA, G. F. et al. Effect of cattle trampling and farm machinery traffic on soil compaction of an entic haplustoll in a Semiarid region of Argentina. **Agronomy Research**, v. 18, n. Special Issue 2, p. 1163–1176, 2020.

CAMPI, M.; DUEÑAS, M.; FAGIOLO, G. Specialization in food production affects global food security and food systems sustainability. **World Development**, v. 141, p. 105411, 2021.

CECAGNO, D. et al. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 54–62, 2016.

CHALISE, D.; KUMAR, L. Land use change affects water erosion in the Nepal Himalayas. **PLoS ONE**, v. 15, n. 4, 2020.

COVELLI, C. et al. Assessment of erosion in river Basins: A distributed model to estimate the sediment production over watersheds by a 3-dimensional LS factor in RUSLE model. **Hydrology**, v. 7, n. 1, 2020.

DE ANDRADE, M. P.; RIBEIRO, C. B. DE M. Impacts of land use and cover change on paraíba do sul watershed streamflow using the swat model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 25, 2020.

DE BASTOS, F. et al. Strategies for identifying pollution sources in a headwater catchment based on multi-scale water quality monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 1–24, 2021.

DE LIMA, R. P. et al. Changes in soil compaction indicators in response to agricultural field traffic. **Biosystems Engineering**, v. 162, p. 1–10, 2017.

DEUSCHLE, D. et al. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, n. July 2018, p. 157–163, 2019.

DU, X. et al. Conservation management decreases surface runoff and soil erosion. **International Soil and Water Conservation Research**, 2021.

EBLING, É. D. et al. Event-based hydrology and sedimentation in paired watersheds under commercial eucalyptus and grasslands in the Brazilian Pampa biome. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 180–194, 2021.

FEBLES DÍAZ, J. M. et al. A method for the economic estimation of dam siltation: a case study in Mexico. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2021.

FERRETO, D. O. C. et al. Water budget fluxes in catchments under grassland and eucalyptus plantations of different ages. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 51, n. 4, p. 513–523, 2021.

HARGREAVES, P. R. et al. Soil compaction effects on grassland silage yields and soil structure under different levels of compaction over three years. **European Journal of**

Agronomy, v. 109, n. May, p. 125916, 2019.

HATFIELD, J. L.; DOLD, C. Water-use efficiency: Advances and challenges in a changing climate. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 103, 2019.

HE, Z. et al. Field studies on the influence of rainfall intensity, vegetation cover and slope length on soil moisture infiltration on typical watersheds of the Loess Plateau, China. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 25, p. 4904–4919, 2020.

HICKMANN, T. et al. The United Nations framework convention on climate change secretariat as an orchestrator in global climate policymaking. **International Review of Administrative Sciences**, v. 87, n. 1, p. 21–38, 2021.

HOLTHUSEN, D. et al. Soil functions and in situ stress distribution in subtropical soils as affected by land use, vehicle type, tire inflation pressure and plant residue removal. **Soil and Tillage Research**, v. 184, n. July, p. 78–92, 2018a.

HOLTHUSEN, D. et al. Soil porosity, permeability and static and dynamic strength parameters under native forest/grassland compared to no-tillage cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 177, n. December 2017, p. 113–124, 2018b.

KOPPE, E. et al. Physical recovery of an oxisol subjected to four intensities of dairy cattle grazing. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104813, 2021.

KORALAY, N.; KARA, Ö. Effects of morphometric characteristics on flood in Degirmendere sub-watersheds, Northeastern Turkey. **International Journal of River Basin Management**, p. 1–11, 23 set. 2021.

LAUDON, H. et al. Northern landscapes in transition: Evidence, approach and ways forward using the Krycklan Catchment Study. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 4, p. 1–15, 2021.

LAWLER, D. M. et al. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. **Science of the Total Environment**, v. 360, n. 1–3, p. 109–126, 2006.

LI, N. et al. Plant Hormone-Mediated Regulation of Heat Tolerance in Response to Global Climate Change. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, n. February, p. 1–11, 2021.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, 2016.

LIMA FARIAS, T. R. et al. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 5, p. 475–485, 2019.

LIU, W. et al. Event-scale hysteresis metrics to reveal processes and mechanisms controlling constituent export from watersheds: A review. **Water Research**, v. 200, p. 117254, 2021.

LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on sediment yield in southern Brazil at the hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 7, p. 1–16, 2021.

LU, S. et al. Impacts of climate change on water resources and grain production. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 143, n. January, p. 76–84, 2019.

LUCAS-BORJA, M. E. et al. Effects of different land uses (abandoned farmland, intensive agriculture and forest) on soil hydrological properties in Southern Spain. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 3, p. 1–14, 2019.

MAGLIANO, P. N. et al. Hydrological functioning of cattle ranching impoundments in the Dry Chaco rangelands of Argentina. **Hydrology Research**, v. 50, n. 6, p. 1596–1608, 2019.

MALUTTA, S. et al. Hysteresis analysis to quantify and qualify the sediment dynamics: State of the art. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 12, p. 2471–2487, 2020.

MARIE MIREILLE, N. et al. Analysis of Land Use Change and Its Impact on the Hydrology of Kakia and Esamburmbur Sub-Watersheds of Narok County, Kenya. **Hydrology**, v. 6, n. 4, p. 86, 2019.

MARTÍNEZ-RETURETA, R. et al. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 1, p. 1–21, 2020.

MCPHEE, J. E. et al. Managing soil compaction – A choice of low-mass autonomous vehicles or controlled traffic? **Biosystems Engineering**, v. 195, p. 227–241, 2020.

MEISSL, G.; ZIEHER, T.; GEITNER, C. Runoff response to rainfall events considering initial soil moisture – Analysis of 9-year records in a small Alpine catchment (Brixenbach valley, Tyrol, Austria). **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 30, n. July, p. 100711, 2020.

MERZ, R.; BLÖSCHL, G. A regional analysis of event runoff coefficients with respect to climate and catchment characteristics in Austria. **Water Resources Research**, v. 45, n. 1, p. 1–19, 2009.

MESHARAM, S. G. et al. Identification of critical watershed for soil conservation using game theory-based approaches. **Water Resources Management**, v. 35, n. 10, p. 3105–3120, 2021.

MIKHAYLOV, A. et al. Global climate change and greenhouse effect. **Entrepreneurship and Sustainability Issues**, v. 7, n. 4, p. 2897–2913, 2020.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1637–1648, 2007.

MINELLA, J. P. G. et al. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 228–236, 2009.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1306–1313, 2011a.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Qualitative and quantitative

analysis of hysteresis between sediment concentration and flow rate during hydrologic events. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1306–1313, 2011b.

NORTHROP, A. C. et al. Clockwise and counterclockwise hysteresis characterize state changes in the same aquatic ecosystem. **Ecology Letters**, v. 24, n. 1, p. 94–101, 2021.

OBOUR, P. B.; UGARTE, C. M. A meta-analysis of the impact of traffic-induced compaction on soil physical properties and grain yield. **Soil and Tillage Research**, v. 211, n. August 2020, p. 105019, 2021.

PAPPENBERGER, F.; BEVEN, K. J. Functional classification and evaluation of hydrographs based on multicomponent mapping (Mx). **International Journal of River Basin Management**, v. 2, n. 2, p. 89–100, 2004.

PEIXOTO, D. S. et al. Occasional tillage in no-tillage systems: A global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140887, 2020.

PEIXOTO, D. W. B.; GUASSELLI, L. A.; FILHO, W. P. Influência da precipitação pluviométrica nos valores de reflectância da água, no reservatório Passo Real - RS. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 3, p. 495–503, 2017.

PEIXOTO, D. W. B.; PEREIRA FILHO, W.; SANTOS, F. C. DOS. Transparência da água do reservatório Passo Real e fator de reflectância em imagens do sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer – Modis. **Geo UERJ**, v. 0, n. 26, p. 288–300, 2015.

PESKETT, L. M. et al. Tracers reveal limited influence of plantation forests on surface runoff in a UK natural flood management catchment. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 36, n. March, p. 100834, 2021.

PULLEY, S.; COLLINS, A. L. Field-based determination of controls on runoff and fine sediment generation from lowland grazing livestock fields. **Journal of Environmental Management**, v. 249, n. February, p. 109365, 2019.

RAMOS-SCHARRÓN, C. E. Land disturbance effects of roads in runoff and sediment production on dry-tropical settings. **Geoderma**, v. 310, n. August 2017, p. 107–119, 2018.

RAN, Q. et al. Numerical modeling shows an old check-dam still attenuates flooding and sediment transport. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 46, n. 8, p. 1549–1567, 2021.

REICHERT, J. M. et al. Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: Hydraulic and mechanical soil properties. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 192, p. 47–60, 2014.

REICHERT, J. M. et al. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, p. 123–136, 2016a.

REICHERT, J. M. et al. Fire-free fallow management by mechanized chopping of biomass for sustainable agriculture in eastern amazon: Effects on soil compactness, porosity, and water

retention and availability. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 5, p. 1403–1412, 2016b.

ROSE, L. A.; KARWAN, D. L.; GODSEY, S. E. Concentration–discharge relationships describe solute and sediment mobilization, reaction, and transport at event and longer timescales. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 18, p. 2829–2844, 2018.

RUJNER, H. et al. The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 5, p. 644–654, 2018.

SANTOS, A. DA S. et al. Coefficient of permeability for fluid in saturated means (Ks): estimate by flow columns and variable matrix potential. **Ambiência**, v. 12, n. 2, p. 599–613, 2016.

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 5. ed. 353 p. Brasília, DF, 2018.

SARCHANI, S.; AWOL, F. S.; TSANIS, I. Hydrological analysis of extreme rain events in a medium-sized basin. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 11, n. 11, p. 2–29, 2021.

SCHROERS, S. et al. Morphological controls on Hortonian surface runoff: An interpretation of steady-state energy patterns, maximum power states and dissipation regimes within a thermodynamic framework. **Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.**, v. 1, n. September, p. 1–31, 2021.

SECCO, D. et al. Atributos físicos e rendimento de grãos de trigo, soja e milho em dois Latossolos compactados e escarificados. **Ciência Rural**, v. 39, n. 1, p. 58–64, 2009.

SEIFE, T. K. The impact of climate change on agriculture and food security in the greater horn of Africa. **Politikon**, v. 48, n. 1, p. 1–17, 2021.

SHREVE, E. A.; DOWNS, A. C. Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory. **Geological Survey Open-File Report 2005-1230**, n. Geol. Surv. Open-File Rep. 2005-1230, p. 28 p., 2005.

SOARES, M. S.; AGUILAR, P. B.; OLIVEIRA, F. M. DE. Produção de bovinos de corte e leite em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 16, n. 1, p. 1–13, 2018.

SRIVASTAVA, A.; KUMARI, N.; MAZA, M. Hydrological Response to Agricultural Land Use Heterogeneity Using Variable Infiltration Capacity Model. **Water Resources Management**, v. 34, n. 12, p. 3779–3794, 2020.

SU, B.; SHANGGUAN, Z. Decline in soil moisture due to vegetation restoration on the Loess Plateau of China. **Land Degradation and Development**, v. 30, n. 3, p. 290–299, 2019.

SU, Y.; GABRIELLE, B.; MAKOWSKI, D. A global dataset for crop production under conventional tillage and no tillage systems. **Scientific Data**, v. 8, n. 1, p. 1–17, 2021.

SUZUKI, L. E. A. S.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Degree of compactness, soil

physical properties and yield of soybean in six soils under no-tillage. **Soil Research**, v. 51, n. 4, p. 311–321, 2013.

TELLES, T. S. et al. Milk production systems in Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1–10, 2020.

THIYAGARAJAN, G. et al. Hydrological evaluation of Koraiyar watershed by morphometric analysis. **Pharmacognosy and Phytochemistry**, v. 9, n. 1, p. 1521–1525, 2020.

TIAN, X. et al. Will reaching the maximum achievable yield potential meet future global food demand? **Journal of Cleaner Production**, v. 294, p. 126285, 2021.

TRENTIN, A. B. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real, RS**. Universidade Federal de Santa Maria, 2009.

TUCCI, C. E. M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. **Rbrh**, v. 5, n. 1, p. 61–68, 2000.

VALENTE, M. L. et al. Afforestation of degraded grasslands reduces sediment transport and may contribute to streamflow regulation in small catchments in the short-run. **Catena**, v. 204, n. June 2020, 2021.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L. Integrated assessment of catchment sediment budgets: A technical manual. University of Exeter, **School of Geography and Archeology**, 2000.

XIAO, L.; ZHAO, R.; KUHN, N. J. No tillage is not an ideal management for water erosion control in China. **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 139478, 2020.

ZAMBON, N. et al. Splash erosion affected by initial soil moisture and surface conditions under simulated rainfall. **Catena**, v. 196, n. December 2019, p. 104827, 2021.

ZHOU, Y. et al. Developing a hydrological monitoring and sub-seasonal to seasonal forecasting system for South and Southeast Asian river basins. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, n. 1, p. 41–61, 2021.

5 CAPÍTULO II

Fontes de sedimentos em bacias hidrográficas com produção de leite e grãos identificadas por técnicas de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado e fluorescência de raios-X (XRF)

Resumo

A demanda por alimentos leva à ampliação das áreas agrícolas, aumentando o problema do transporte de sedimentos e contaminantes das lavouras para as redes de drenagens, em todo o mundo. A técnica de impressão digital de sedimentos é uma alternativa importante para o desenvolvimento de estratégias que visam diminuir os riscos de assoreamento dos reservatórios. Investigamos a contribuição dos principais usos do solo, tais como convergência de estradas, canais e lavouras, sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas, ocupadas com produção leiteira e grãos, no sul do Brasil. As bacias são caracterizadas pela grande energia de escoamento e deságuam em um dos maiores lagos do sul do Brasil. A hipótese inicial deste trabalho era de que a abordagem *fingerprinting approach* indicaria que as estradas vicinais representam o maior percentual de contribuição nas fontes de sedimentos, seguido das drenagens e das lavouras. Coletamos os sedimentos suspensos e amostras das fontes em campanhas entre 2016 e 2020. Determinamos as propriedades traçadoras empregando o método de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado e fluorescência de raio-X. Seguimos uma rotina de análises estatísticas envolvendo o teste Kruskal-Wallis, seguido de uma função discriminante multivariada para a classificação das fontes de sedimentos. Considerando as amostragens com erro relativo médio satisfatório ($ERM < 15\%$), o primeiro método de terminação mostrou que as estradas apresentaram as maiores contribuições de sedimentos (84,3% e 89,2%), seguido das drenagens (9,7% e 3,6%) e das lavouras (6,1% e 7,2%), para as bacias norte e sul, respectivamente. O segundo método de determinação confirmou a maior contribuição das estradas (77,7% e 83,9%), seguido das drenagens (11,7% e 14,7%) e das lavouras (10,9% e 1,9%), também para as bacias norte e sul, respectivamente. Esses resultados revelam os riscos de sedimentação e contaminação do reservatório de água Passo Real, implicando na perda de capacidade de armazenamento de um reservatório de elevada importância para abastecimento e produção de energia regional.

Palavras chave: fingerprinting approach, geoquímica, fluorescência de raios X, estradas não pavimentadas.

Sources of sediments in watersheds with milk and grain production identified by inductively coupled plasma optical emission and X-ray fluorescence (XRF) techniques

Abstract

The demand for food leads to the expansion of agricultural areas, increasing the problem of transporting sediments and contaminants from crops to drainage networks around the world. The technique of fingerprinting sediments is an important alternative for the development of strategies that aim to reduce the risks of silting of reservoirs. We investigated the contribution of the main land uses, such as the convergence of roads, canals and crops, on the production of sediments in paired watersheds, occupied with dairy and grain production, in southern Brazil. The watersheds are characterized by high energy flow and flow into one of the largest lakes in southern Brazil. The initial hypothesis of this work was that the fingerprinting approach would indicate that the side roads represent the highest percentage of contribution to the sediment sources, followed by drainages and crops. We collected suspended sediments and source samples in campaigns between 2016 and 2020. We determined the tracer properties using the inductively coupled plasma optical emission method and X-ray fluorescence. We followed a routine of statistical analysis involving the Kruskal-Wallis test, followed by a multivariate discriminant function for the classification of sediment sources. Considering the samples with a satisfactory mean relative error ($ERM < 15\%$), the first termination method showed that the roads presented the highest contributions of sediments (84.3% and 89.2%), followed by drainages (9.7% and 3.6%) and crops (6.1% and 7.2%), for the north and south watersheds, respectively. The second method of determination confirmed the major contribution of roads (77.7% and 83.9%), followed by drainage (11.7% and 14.7%) and crops (10.9% and 1.9%), also for the northern and southern watersheds, respectively. These results reveal the risks of sedimentation and contamination of the Passo Real water reservoir, implying in the loss of storage capacity of a reservoir of high importance for the supply and production of regional energy.

Keywords: fingerprinting approach, geochemistry, X-ray fluorescence, unpaved roads.

5.1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios da ciência é estudar e compreender o ciclo sedimentar de produção, transporte e deposição de sedimentos. A compreensão dessa dinâmica é fundamental para entender a origem das paisagens e também os efeitos das mudanças climáticas e ambientais em bacias hidrográficas (KÖLTRINGER et al., 2022). Investigar e conhecer a origem dos sedimentos e como os processos de desagregação ocorrem é essencial para a elaboração de planos conservacionistas e de mitigação dos impactos da erosão acelerada. Esses impactos podem ser refletidos diretamente sobre os sistemas de produção agrícola e os recursos naturais, principalmente em áreas de captação com conectividade direta para grandes reservatórios de água.

A produção e transporte de sedimentos em escala de bacia hidrográfica é um processo que envolve a conectividade entre as fontes de sedimento, o caminho percorrido e, em particular, a conexão e o destino final dos sedimentos no sistema fluvial (LEE; CHU; GUZMAN, 2021). Investigar a conectividade e origem das fontes de sedimentos representa um desafio, sendo necessária uma compreensão da natureza *in situ* em relação ao comportamento do escoamento e da variabilidade geomorfológica dentro de um sistema de captação (ZINGARO et al., 2019). As taxas de erosão agrícola são um problema desafiador em todo o mundo, particularmente no Brasil, onde a ampliação das áreas agrícolas aumentou o problema do transporte de sedimentos e contaminantes das lavouras para as redes de drenagens. Diante desse problema, técnicas de identificação de fontes de sedimentos são cada vez mais usadas para contribuir no planejamento de estratégias mitigadoras da erosão e proteger os sistemas agrícolas e ambientes ribeirinhos (LE GALL et al., 2017).

A técnica *fingerprinting approach*, comumente chamada de abordagem de impressão digital de sedimentos, é uma metodologia importante e assistencial para o desenvolvimento de estratégias para diminuir a erosão local e os riscos de assoreamento dos reservatórios de água. A metodologia é usada para identificar e quantificar a porcentagem de contribuição de fontes de sedimentos por meio do uso de traçadores naturais concordados com procedimentos estatísticos rígidos. (TIECHER et al., 2017). A aplicação da abordagem *fingerprinting* é muito importante, principalmente em áreas de captação caracterizadas por altos coeficientes de escoamento e produção de sedimentos. Conhecer pontualmente os usos do solo com os maiores percentuais de contribuição de produção de sedimentos possibilita aplicar medidas mitigadoras para evitar uma degradação irreversível dos recursos hídricos locais (TIECHER et al., 2017b).

Diferentes metodologias para a investigação de impressão digital de sedimentos têm sido abordadas no Brasil e no mundo. Dentre algumas dessas metodologias, destaca-se a abordagem geoquímica de elementos químicos (AHMAD MIR; BRENDA LUZIA MASCARENHAS; KHARE, 2022; BÉGORRE et al., 2021; FANG et al., 2021; MINELLA; MERTEN; CLARKE, 2009; RODRIGUES et al., 2018; SHARIFI et al., 2021; SONFACK et al., 2021; TAKESUE et al., 2021; VALENTE et al., 2020; WANG; ZHANG, 2022) e a abordagem pelo método de fluorescência de raios-X (AKAYEZU et al., 2020; BISPO et al., 2020; COLLINS et al., 2020; DE BORBA et al., 2020; GARCIAS et al., 2021; NUKAZAWA et al., 2021; SELLIER et al., 2021; UBER et al., 2019).

O conceito de abordagem geoquímica de sedimentos é que um conjunto mínimo de elementos químicos naturais contidos nos sedimentos pode ser usado para identificar e estimar a contribuição de cada fonte de sedimento em uma área de captação (SHI et al., 2021). O princípio do método é de que a herança geológica, atuação do clima, uso do solo e processos pedogenéticos fornecem propriedades geoquímicas específicas aos solos. Essa propriedade pode ser usada para estimar a contribuição das fontes de sedimentos potenciais em uma bacia hidrográfica (WYNANTS et al., 2021). No entanto, a abordagem geoquímica é uma alternativa que necessita de etapas onerosas de processamento de amostras, além de ser considerado um método caro e conservativo que depende de estruturas laboratoriais complexas. Por outro lado, a fluorescência de raios-X (XRF) é um método espectroscópico de energia dispersiva de raios-X de grande sensibilidade de detecção. Representa um recurso não conservativo e de custos de operação menores se comparado ao método geoquímico. A XRF é uma alternativa auxiliar devido à facilidade de operação e aos pequenos volumes de amostras necessárias (RAVANSARI; WILSON; TIGHE, 2020). A espectrometria de fluorescência de raios-X é capaz de determinar os conteúdos dos elementos químicos em amostras de sedimentos e de solos em grandezas de partes por milhão (MANCINI et al., 2019). Os resultados podem ser correlacionados pelo mesmo método estatístico empregado para o método geoquímico para a estimativa das fontes de sedimentos em determinada área de captação.

O objetivo deste estudo foi estimar a contribuição dos principais usos do solo, tais como convergência de estradas, canais e lavouras, sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas, ocupadas com produção leiteira e grãos. As bacias são representativas das principais condições agrícolas do sul brasileiro em relação ao padrão tecnológico de usos do solo e de condução da propriedade. A hipótese inicial deste trabalho era de que a abordagem *fingerprinting approach* indicaria que as estradas vicinais representam o maior

percentual de contribuição nas fontes de sedimentos devido ao tráfego intenso de veículos e sua alocação na declividade da paisagem. Secundariamente, as drenagens apresentariam o segundo maior aporte de sedimentos, devido ao tráfego animal e solapamento das margens. E, por último, as lavouras representam a terceira maior contribuição de sedimentos em razão do déficit de cobertura do solo, mesmo com predominância do sistema de plantio direto.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

A área de estudo abrange duas bacias hidrográficas rurais pareadas. Com base em suas posições espaciais, as áreas de captação são denominadas de bacia hidrográfica norte (BN), com área de 1,14 km², e bacia hidrográfica sul (BS), com 0,67 km² (Figura 1). As duas bacias estão localizadas no município de Quinze de Novembro, na região do Planalto Meridional do estado do Rio Grande do Sul. Informações detalhadas sobre o relevo, clima, característica dos canais de drenagem, geologia, classes de solos predominantes, usos do solo e estratégias de monitoramento hidrossedimentológico podem ser consultadas no Capítulo I desta tese.

As estradas não pavimentadas representam 1,2% da área total da bacia norte e 1,1% da área total da bacia sul. Uma característica marcante das estradas é que elas são alocadas perpendicularmente às principais linhas de contorno, aos canais de acumulações de fluxo, direções de fluxo e declividades da paisagem (Figura 2).

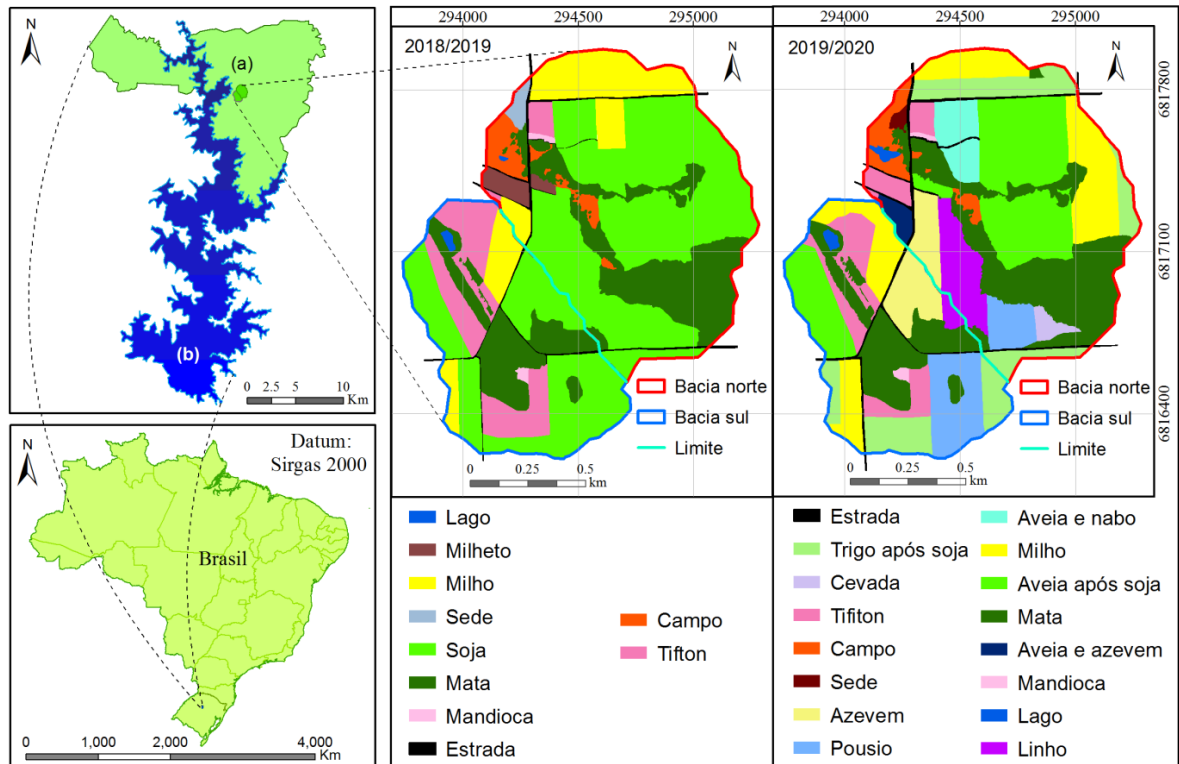


Figura 1: Localização das bacias norte e sul em Quinze de Novembro (a) e do reservatório Passo Real (b).

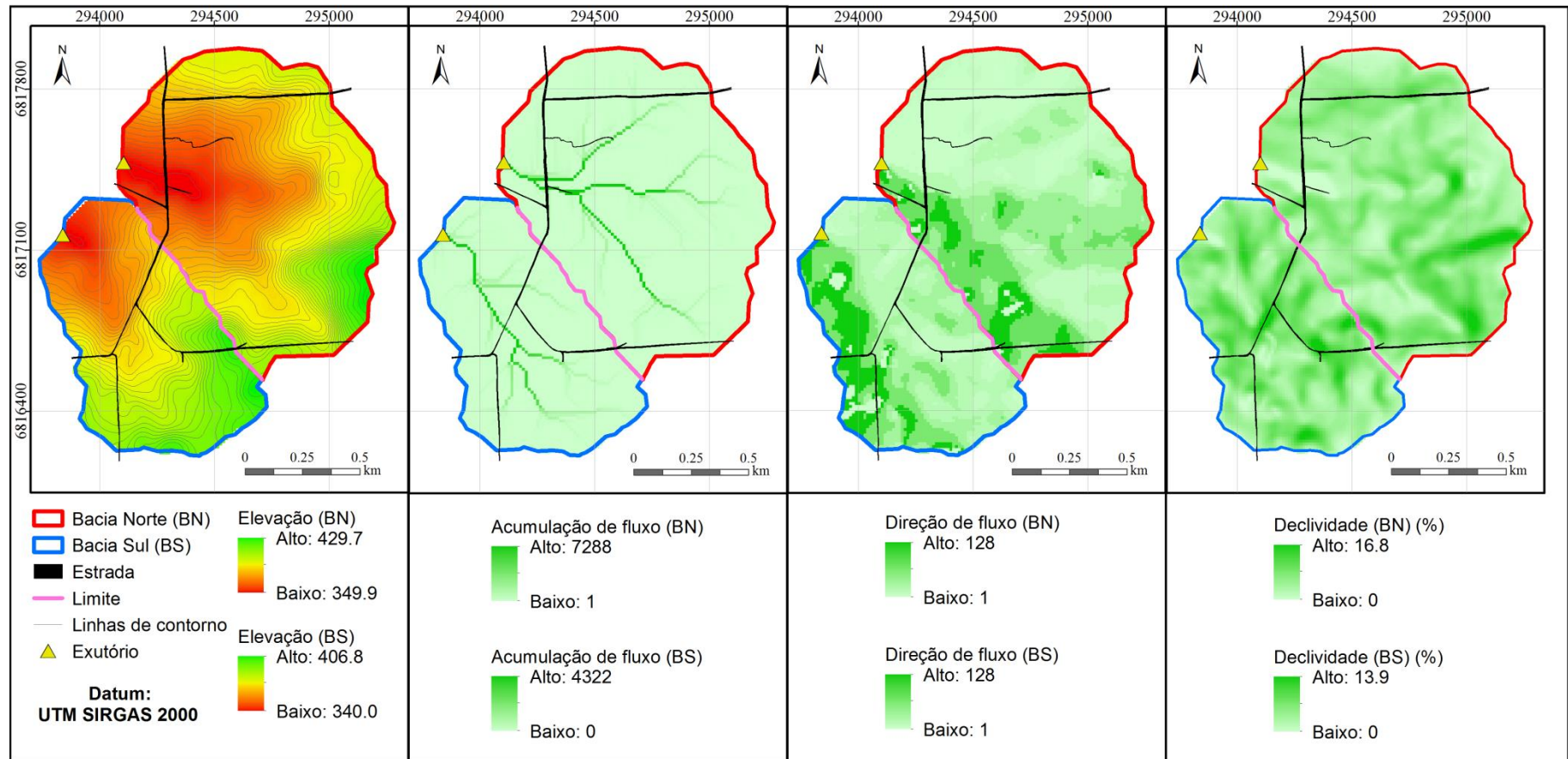


Figura 2: Atributos topográficos da área de estudo.

5.2.2 Amostragem

5.2.2.1 Identificação e amostragem das fontes potenciais

Adotamos a estratégia de investigar e definir as fontes potenciais por meio de inspeções visuais em campo, durante e após alguns eventos de chuva. Essa estratégia permite visualizar, *in situ*, as conectividades dos fluxos superficiais e os locais de potencial erosivo, bem como suas relações com os usos do solo predominantes. Além disso, também mapeamos os usos do solo durante o período de estudo por vistorias em campo e mapeamento por meio do Google Earth. Identificamos três tipos potenciais de fontes de sedimentos, a saber: estradas, lavouras e canais de drenagem (TIECHER et al., 2014) (Figura 3) e amostramos os locais com processo erosivo visível ou potencialmente conectados à rede fluvial. Para caracterizar o material de origem de cada fonte potencial, simulamos uma malha de amostragem para representar a variabilidade espacial das fontes.

Definimos o conjunto de amostras das fontes de origem em dois grupos, de acordo com o tipo de análise, a saber: (a) estradas (n=14), lavouras (n=18) e canais de drenagem (n=14), para as bacias norte (BN) e sul (BS), destinadas às análises de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado; e (b) estradas (n=20), lavouras (n=12) e canais de drenagem (n=16), para as bacias norte (BN) e sul (BS), destinadas às análises envolvendo a técnica de fluorescência de raios-X (XRF).

Coletamos as amostras das fontes candidatas usando pás de polietileno, raspando-se o local de amostragem em profundidades entre 0,05 e 0,08 m para os canais de drenagem e para as lavouras. Por outro lado, devido à compactação das estradas, foram coletadas amostras dessa fonte candidata em horizontes subsuperficiais consolidados, atentando-se para não coletar material depositado que, eventualmente, pudesse ser proveniente das outras fontes. Atentamos também para não coletar excesso de outros materiais presentes no ponto de amostragem, como por exemplo, raízes e serapilheiras. Para todas as três fontes, arranjamos cada amostra final em aproximadamente 400g composta entre três e oito amostras menores, todas coletadas próximo ao ponto determinado na malha de amostragem.

Todas as amostras das fontes das duas bacias hidrográficas foram secas ao ar. Após a secagem desagregamos o material moderadamente usando um pilão de cerâmica. Após essa etapa, as amostras foram tamisadas em peneira de 2 mm e depois em peneira de 0,063 mm (LE GALL et al., 2017; RODRIGUES et al., 2018). Após essa etapa, separamos e organizamos cada amostra em dois recipientes diferentes, a saber: (a) um grupo e amostras em

tubos de Eppendorf, contendo amostras na fração de 0,063mm, destinadas à análise de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES); e (b) outro grupo de amostras acondicionados em frascos coletores contendo amostras na fração de 2 mm, destinados às análises de fluorescência de raios-X (XRF).

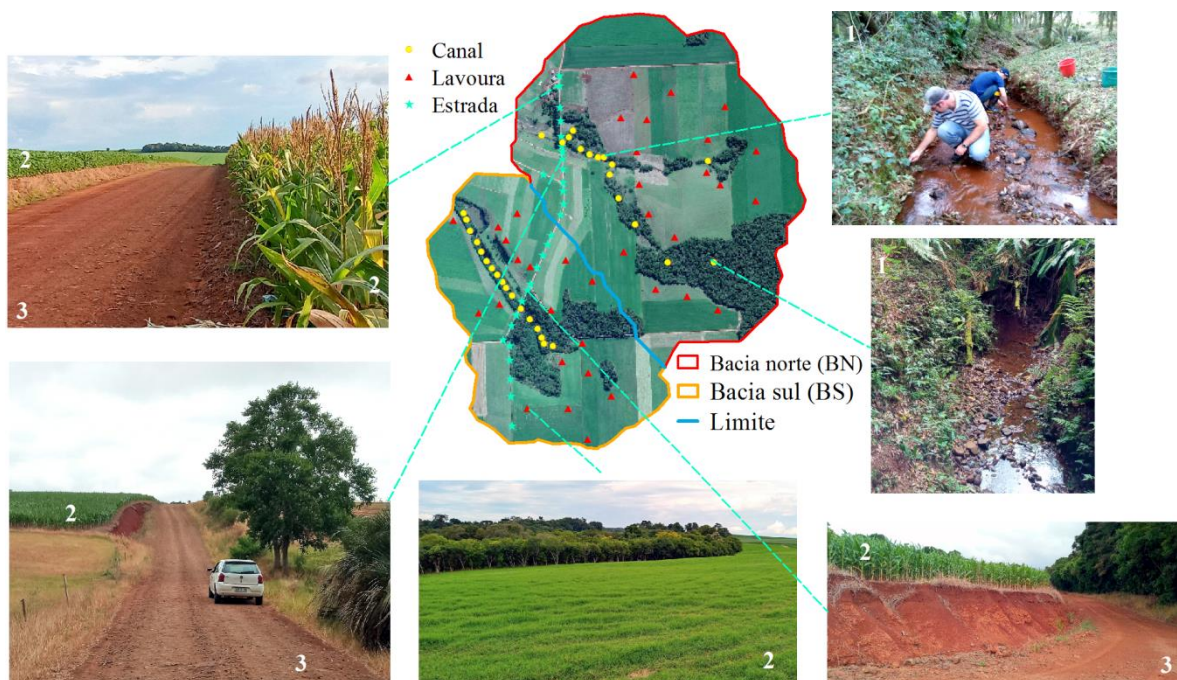


Figura 3: Fontes de sedimentos investigadas nas bacias norte e sul. Canal (1), lavouras (2) e estradas (3).

5.2.2.2 Amostragem de sedimentos suspensos

Coletamos os sedimentos suspensos nas duas bacias hidrográficas pareadas em campanhas entre 2016 e 2020, período envolvendo as principais mudanças de uso do solo e retificação de estradas. Recolhemos as amostras durante os fluxos dos leitos das drenagens principais nas duas bacias por meio de duas estratégias descritas a seguir.

A primeira estratégia adotada para a amostragem de sedimentos suspensos foi por meio de armadilhas com amostradores integradores de sedimentos no tempo, proposto por PHILLIPS, J. M.; RUSSELL, M. A.; WALLING (2000), mas com algumas adequações importantes. Cada amostrador foi constituído por um cano de polietileno com 75 mm de diâmetro e 800 mm de comprimento e fechado nas duas extremidades por tampas. Instalamos no centro e através das tampas canos de 30 mm de comprimento e 3 mm de diâmetro. Instalamos três amostradores próximos ao exutório de cada bacia hidrográfica, separados

entre si em aproximadamente 20 m de distância. Fixamos cada amostrador abaixo do nível da água e paralelos ao sentido do fluxo do rio, presos em hastes de madeira (Figura 4). Essa posição de instalação permitia a entrada de água e sedimentos no orifício superior, durante eventos de chuva, quando os fluxos estão elevados. No orifício inferior do amostrador, a água saía em velocidade menor, facilitando a deposição dos sedimentos suspensos no interior do amostrador. Ao final de cada coleta, no campo, as amostras de água e sedimentos coletadas com amostradores integradores de sedimentos no tempo eram acondicionadas em galões com capacidade de 20L. Após esse processo transportamos os galões para o laboratório, onde permaneceram em repouso para sedimentação, durante 15 dias. Após a sedimentação retiramos o sobrenadante com auxílio de uma bomba de sucção. Recolhemos os sedimentos acumulados no fundo dos galões e os secamos em estufa de recirculação de ar forçado entre 25 e 30 graus. Após o processo de secagem separamos as frações de 2 mm e 0,063 mm para as análises posteriores.

A segunda estratégia de amostragem de sedimentos suspensos foi por meio de monitoramento manual durante alguns eventos de chuva, onde utilizamos um amostrador USDH-48 (ARMIDO et al., 2020). O principal objetivo dessa estratégia era obter amostras de sedimentos suspensos representativa de todo o perfil vertical do fluxo durante os eventos de chuva observados. As amostras de água e sedimentos coletadas durante eventos de chuva foram processadas pelo método de evaporação (SHREVE; DOWNS, 2005). Posteriormente, peneiradas na fração de 0,063 mm para as análises posteriores.

Por fim, de acordo com as duas estratégias de amostragens, recolhemos um total de 15 amostras de sedimentos suspensos para a realização das análises relacionadas à emissão óptica de plasma indutivamente acoplado; e 16 amostras para os diagnósticos de testes de fluorescência de raios-X (XRF), para as duas bacias hidrográficas.

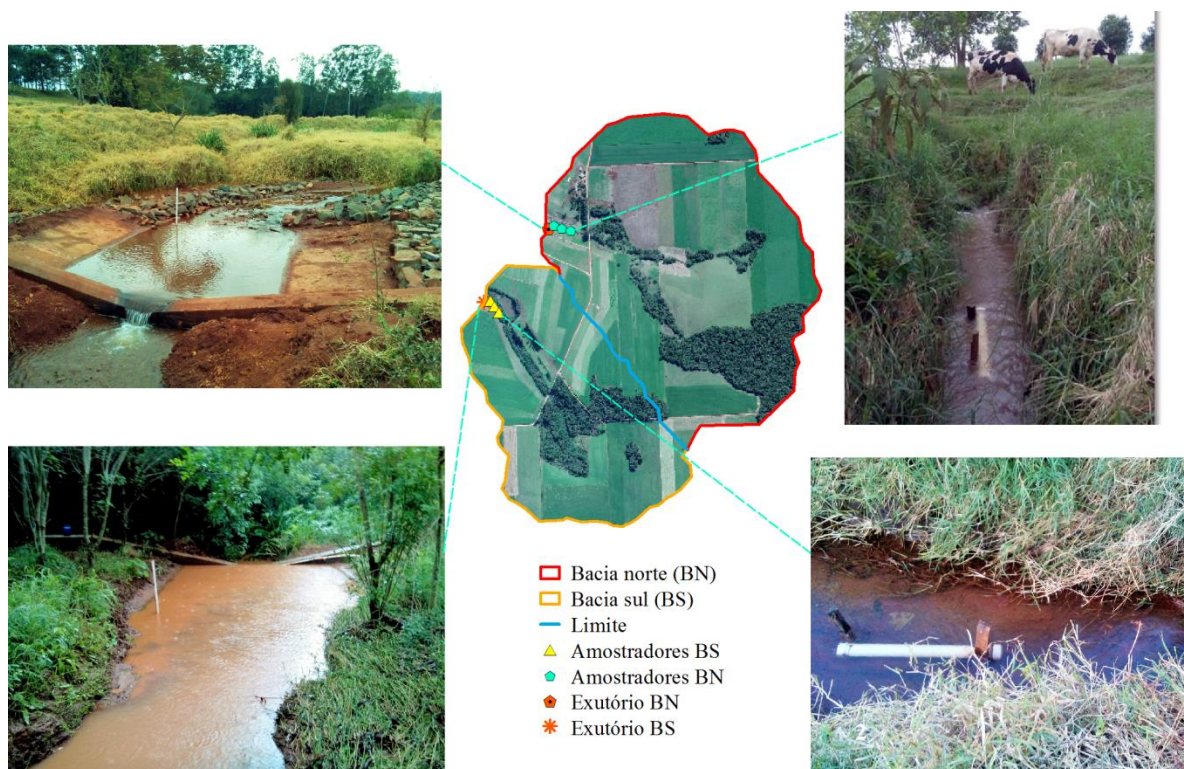


Figura 4: Posição de instalação dos amostradores integradores de sedimentos no tempo para a bacia hidrográfica norte (BN) e a bacia hidrográfica sul (BS).

5.2.3 Análises das fontes e dos sedimentos suspensos

5.2.3.1 Emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES)

Para realizar as análises no ICP-OES, separamos 0,5 g de cada amostra de 0,063 mm das amostras das fontes e dos sedimentos suspensos e transferimos para tubos digestores. Acrescentamos em cada tubo 1 ml de HNO_3 e 3 ml de HCl . Digerimos as amostras com auxílio de micro-ondas a 182° por 9,5 min (EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996). Após essa etapa, transferimos as soluções digeridas para balões volumétricos de 50 ml, onde aferimos com solução água régia. As soluções digeridas permaneceram em repouso por 12 horas para decantação. Após esse período, filtramos o sobrenadante com compressor o vácuo e membranas de acetato de celulose lisa, com malha de $0,22 \mu\text{m}$ e 47 mm de diâmetro. Finalmente, analisamos as concentrações totais de B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Sr, Ti, V e Zn, por emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES), no Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

5.2.3.2 Fluorescência de raios-X (XRF)

A espectrometria de fluorescência de raios-X (XRF) é uma técnica destinada a estimar as principais composições de elementos em amostras sólidas de forma não destrutiva, por meio da radiação-X, em nível de partes por milhão (ppm). A técnica é baseada na dispersão do comprimento de onda que os átomos emitem e que pode ser estimado. O procedimento envolve os raios-X recebidos de um instrumento de XRF que banem um elétron de um átomo do orbital interno. A saída do elétron resulta na excitação do átomo e na produção de radiação com níveis variáveis de intensidade, que pode ser detectado e estimado pelo instrumento. Em geral, o método requer pouca preparação da amostra, sendo uma tecnologia conservacionista, se comparado às técnicas de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (OYEDOTUN, 2018).

Para a determinação dos espectros de reflectância das amostras, baseado na tecnologia de fluorescência de raios-X, primeiramente distribuimos as amostras peneiradas em 2mm homogeneamente em placas de Petri. Obtivemos os espectros de reflectância utilizando um equipamento portátil S1 TURBO SD (produzido pela Bruker), no Laboratório de Lavra, Planejamento e Tratamento Ambiental de Minérios (LATRAM), da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), campus de Caçapava do Sul, RS. O equipamento usa a tecnologia de detecção por variação de silício para aumentar a capacidade de contagem e resolução. O equipamento era calibrado com uma matriz de SiO₂, com base no método *Fundamental Parameters* (FP) no tempo de detecção de 120s (DE BORBA et al., 2020).

5.2.4 Análises estatísticas

Aplicamos os mesmos métodos de análise estatística e seleção do traçador para ambas as técnicas. Traçamos a rotina de análises estatísticas por meio de quatro etapas, começando com a aplicação do teste Kruskal-Wallis, seguido de uma função discriminante multivariada. Após essas duas etapas, determinamos a contribuição das fontes de sedimentos e o erro relativo médio (ERM) das determinações.

5.2.4.1 Kruskal-Wallis

O teste Kruskal-Wallis (WALLING & COLLINS, 2000) é uma metodologia estatística não paramétrica, ou seja, não assume uma distribuição normal dos resíduos, sendo

usado com o objetivo de comparar duas ou mais amostras independentes de tamanhos diferentes ou iguais. O teste Kruskal-Wallis também é denominado teste H, equivalente à análise de variância (ANOVA). Aplicamos o teste Kruskal-Wallis (Equação 1), com o propósito de identificar o poder de cada elemento de se diferenciar dos demais. Esse teste permite testar uma hipótese nula (H_0), em que as medianas das fontes não diferem entre si; ou a hipótese alternativa (H_1), em que as medianas das fontes se diferem. Esse procedimento foi realizado em ambiente R. O elemento químico (também denominado de variável) apresenta capacidade de discriminar as fontes quando a hipótese nula (H_0) for rejeitada e prevalecer a hipótese alternativa (H_1). Ou seja, quando os elementos apresentam diferenças nas concentrações das amostras entre as fontes, ao nível de 5% de probabilidade.

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{s=1}^k \frac{R_s^2}{n_s} - 3(n+1) \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: Teste Kruskal-Wallis (H); somatório dos *ranks* ocupados pela fonte s (R_s); número de observações da fonte s (n_s); soma dos valores de n_s (n) e número de fontes (k).

5.2.4.2 Função discriminante multivariada

Após a primeira etapa, em que definimos quais elementos apresentavam diferenças nas concentrações das amostras entre as fontes (H_1), realizamos a segunda etapa dos testes por meio de uma função discriminante multivariada. O objetivo dessa segunda etapa foi verificar qual o melhor conjunto de elementos seriam necessários para diminuir as incertezas e separar as fontes estatisticamente. A análise discriminante multivariada é baseada no valor do parâmetro Lambda de Wilks (Λ) (Equação 2), onde o objetivo estatístico dessa análise é a minimização de Λ (JOHNSON; WICHERN, 1992). Quanto mais próximo de 1 for o valor de Λ , menor é a capacidade do elemento em discriminar a fonte. Por outro lado, quanto mais próximo de zero for o valor de Λ , maior é a capacidade do elemento em discriminar as fontes (MIGUEL et al., 2014). Esse procedimento foi realizado usando o software IBM® SPSS® com um algoritmo do tipo *stepwise*.

$$\Lambda = \frac{|W|}{|B+W|} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: Lambda de Wilks (Λ), determinante da matriz da soma dos quadrados em razão do erro (W) e determinante da matriz da soma dos quadrados totais (B+W).

5.2.4.3 Contribuição das fontes de sedimentos

Após determinar um número representativo de elementos químicos que caracterizavam as amostras das fontes com a diminuição do valor de Lambda de Wilks (Λ), relacionamos as concentrações químicas dos elementos traçadores das fontes de sedimentos com as concentrações dos sedimentos suspensos. Essa terceira etapa foi determinada por meio da Equação 3 (COLLINS; WALLING; LEEKS, 1997; YU; OLDFIELD, 1989), correlacionando matematicamente as proporções das fontes e as proporções dos sedimentos. Essa etapa foi executada no software Matlab[®].

$$y_i = \sum_{s=1}^n a_{is} P_s \quad (s=1,2,\dots,n) \quad e \quad (i=1,2,\dots, m) \quad (\text{Equação 3})$$

Onde: Valor da variável i obtida no sedimento em suspensão (y_i); concentração do elemento químico i na fonte s (a_{is}); proporção da massa da fonte s (P_s), representando um conjunto de funções lineares de elementos químicos (m) e fontes de sedimentos (n).

Usamos uma função objetivo para calcular a contribuição de cada fonte (P_s) Equação 4), através de um procedimento iterativo de otimização pelo método dos mínimos quadrados (COLLINS; WALLING; LEEKS, 1997; WALLING; WOODWARD, 1995). Nessa etapa, os valores de P_s ficaram sujeitos a duas restrições, a saber: (a) os valores de P_s devem ser maiores ou iguais a zero e menores ou iguais a 1. Isso foi feito no software Matlab[®], onde os resultados foram apresentados em porcentagem da taxa respectiva de contribuição de cada fonte para cada amostragem de sedimento suspenso analisado.

$$f = \sum_{i=1}^m \left\{ \frac{(C_i - (\sum_{s=1}^n P_s C_{si}))^2}{C_i} \right\} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: Função objetivo (f); número de elementos químicos selecionados como variáveis traçadoras (m); número de fontes produtoras de sedimentos candidatas (n); concentração da variável traçadora i na amostra de sedimento em suspensão (C_i); proporção de contribuição da fonte s (P_s); valor médio da variável traçadora i obtido na fonte s (C_{si}) e fator de correção granulométrica da amostra da fonte s (Z_s).

5.2.4.4 Erro relativo médio (ERM)

Adotamos uma margem de erro médio relativo calculado (ERM) (Equação 5) para admitir que o processo de otimização da Equação 4 resultou em valores dentro da margem

aceitável de 15% (WALLING & COLLINS, 2000) para cada amostragem de sedimento suspenso.

$$ERM = \sum_{i=1}^m \left\{ \frac{C_i - \sum_{s=1}^n P_s C_{si}}{m} \right\} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: Erro relativo médio (ERM); concentração da variável traçadora i na amostra de sedimento em suspensão (C_i); número de fontes produtoras de sedimentos candidatas (n); proporção de contribuição da fonte s (P_s); valor médio da variável traçadora i obtido na fonte s (C_{si}) e número de elementos químicos selecionados como variáveis traçadoras (m).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES)

5.3.1.1 *Kruskal-Wallis*

Os resultados do teste Kruskal-Wallis para os elementos analisados pela estratégia de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado são mostrados na Tabela 1. O exame de Kruskal-Wallis foi o primeiro procedimento dos testes estatísticos aplicados para a classificação das fontes de sedimentos, tais como estradas, lavouras e drenagens. Nessa etapa, 14 elementos foram investigados simultaneamente (Ca, Co, Cu, Li, Mg, Mn, Ni, Sr, Zn, Cr, Ti, K, Na e Ba) para a bacia hidrográfica norte (BN) e para a bacia hidrográfica sul (BS).

Para as duas bacias hidrográficas, os elementos Mg, Mn, Ti e K apresentaram as maiores concentrações, enquanto Li, Ni, Sr, Zn e Cr apresentaram as menores concentrações. Para a bacia norte (BN), sete elementos foram consentidos no teste de Kruskal-Wallis (Mg, Mn, Zn, Cr, Ti, K e Na), os quais foram aplicados na análise estatística seguinte (função discriminante multivariada). Por outro lado, para a bacia sul (BS), nove elementos foram aprovados no teste (Co, Mg, Mn, Cu, Sr, Cr, K, Na e Ba). Esses elementos foram admitidos no teste de Kruskal-Wallis porque apresentaram diferenças significativas entre as fontes ($p < 0,05$), rejeitando a hipótese nula (H_0) e retendo a hipótese alternativa (H_1) de que as fontes se diferem (Tabela 1). Portanto, esses elementos poderiam ser usados como propriedades potenciais de traçadores para separar as fontes de sedimentos na análise discriminante (etapa seguinte).

Tabela 1: Resultados do teste de Kruskal-Wallis (H) para os elementos analisados pelo método de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado.

Elemento (mg kg ⁻¹)	Kruskal-Wallis		Estrada		Lavoura		Drenagem		Sedimentos		
	p-value	GL	Méd	Desv	Méd	Desv	Méd	Desv	Méd	Desv	
			n=14		n=18		n=14		n= 15		
Bacia hidrográfica norte (BN)											
Ca	0,1901	H ₀	2	3,28	1,87	2,50	0,80	2,25	0,57	12,36	10,53
Co	0,1198	H ₀	2	0,38	0,11	0,43	0,16	0,48	0,11	0,36	0,18
Cu	0,3780	H ₀	2	2,88	0,48	2,84	0,35	2,70	0,28	1,53	0,83
Li	0,4592	H ₀	2	0,24	0,08	0,25	0,06	0,25	0,03	0,31	0,15
Mg	0,0071	H ₁	2	42,50	17,90	26,10	3,73	28,20	4,35	60,60	30,58
Mn	0,0014	H ₁	2	14,00	4,75	20,30	4,27	16,70	4,59	21,24	10,75
Ni	0,4462	H ₀	2	0,48	0,11	0,44	0,06	0,42	0,06	0,34	0,18
Sr	0,8598	H ₀	2	0,17	0,06	0,16	0,04	0,16	0,03	0,54	0,37
Zn	0,0460	H ₁	2	0,44	0,09	0,52	0,11	0,43	0,03	0,44	0,19
Cr	0,0188	H ₁	2	0,62	0,13	0,74	0,12	0,72	0,04	0,49	0,24
Ti	0,0118	H ₁	2	20,20	9,34	12,30	5,86	11,20	6,67	8,40	16,35
K	0,0012	H ₁	2	44,40	13,30	36,30	9,72	30,10	5,56	56,38	27,97
Na	0,0000	H ₁	2	4,72	3,28	1,16	0,18	1,56	0,37	11,91	7,55
Ba	0,5687	H ₀	2	1,45	0,46	1,49	0,53	1,54	0,22	2,21	1,04
Bacia hidrográfica sul (BS)											
Ca	0,2632	H ₀	2	3,24	1,19	2,63	0,65	3,32	1,80	8,26	6,29
Co	0,0416	H ₁	2	0,45	0,08	0,59	0,19	0,57	0,21	0,31	0,18
Cu	0,0039	H ₁	2	2,47	0,40	2,95	0,50	2,78	1,05	1,41	1,02
Li	0,3223	H ₀	2	0,30	0,06	0,27	0,06	0,31	0,15	0,27	0,19
Mg	0,0036	H ₁	2	42,90	8,60	32,40	11,70	42,80	16,30	41,73	24,81
Mn	0,0001	H ₁	2	16,20	4,07	24,90	4,82	19,70	7,00	18,99	10,79
Ni	0,1395	H ₀	2	0,48	0,11	0,48	0,07	0,45	0,16	0,27	0,20
Sr	0,0003	H ₁	2	0,19	0,07	0,15	0,02	0,27	0,12	0,52	0,46
Zn	0,1530	H ₀	2	0,52	0,11	0,56	0,10	0,59	0,15	0,39	0,22
Cr	0,0002	H ₁	2	0,59	0,15	0,79	0,09	0,79	0,24	0,39	0,27
Ti	0,1754	H ₀	2	17,30	7,57	14,20	8,67	12,40	10,60	6,18	9,86
K	0,0009	H ₁	2	45,20	5,42	35,20	7,00	42,80	13,90	56,04	41,63
Na	0,0000	H ₁	2	4,69	2,57	1,04	0,05	2,34	2,52	8,61	6,26
Ba	0,0040	H ₁	2	1,74	0,42	1,62	0,39	2,16	0,47	2,10	1,26

Onde: Graus de liberdade (GL); média (Méd); desvio padrão (Desv); hipótese nula (H₀) e hipótese alternativa (H₁).

5.3.1.2 Função discriminante multivariada

Os resultados da função discriminante multivariada realizada com os elementos consentidos no teste anterior (Kruskal-Willis) são mostrados na Tabela 2. A função discriminante multivariada determinou os valores do parâmetro Lambda de Wilks (Λ) para a determinação do grupo de variáveis que melhora a discriminação das fontes. Isso ocorreu porque Λ representa a dimensão da variabilidade total das fontes em relação ao erro (MIGUEL et al., 2014). Nessa etapa da função discriminante multivariada, o software IBM® SPSS® indicou os elementos Cr, K, Mg e Na para comporem o modelo de classificação das fontes da bacia norte (BN), e os elementos Ba, Cr, Sr e Mn como variáveis para a classificação das fontes na bacia hidrográfica sul (BS), de acordo com a diminuição dos valores de Λ (Tabela 2).

Um gráfico do modelo de dispersão e separação das fontes de sedimentos mostra a relação entre o conjunto de elementos que maximizam a correlação entre as fontes, de acordo com as funções 1 e 2 (Figura 5). A classificação e agrupamento correto final das fontes para os elementos investigados como traçadores pela abordagem geoquímica (emissão óptica de plasma indutivamente acoplado) foram de 84,8% para a bacia norte e 89,6% para a bacia sul, respectivamente.

Tabela 2: Resultados da análise discriminante indicada pelos valores Lambda de Wilks (Λ) para os elementos analisados em emissão óptica de plasma indutivamente acoplado.

Elementos selecionados	Lambda de Wilks (Λ)	Z	GL1	GL2	p-value
Bacia hidrográfica norte (BN)					
Zn	0,804	5,25	2	43	0,009
Cr	0,794	5,58	2	43	0,007
K	0,751	7,12	2	43	0,002
Mg	0,661	11,00	2	43	<0,001
Na	0,558	17,01	2	43	<0,001
Bacia hidrográfica sul (BS)					
Cu	0,910	2,24	2	45	0,118
Co	0,880	3,07	2	45	0,056
Mg	0,845	4,13	2	45	0,023
K	0,791	5,93	2	45	0,005
Ba	0,769	6,75	2	45	0,003
Cr	0,736	8,07	2	45	0,001
Sr	0,706	9,37	2	45	<0,001
Mn	0,648	12,20	2	45	<0,001
Na	0,599	15,04	2	45	<0,001

Onde: Escore determinante crítico da variável dependente (Z); graus de liberdade (GL).

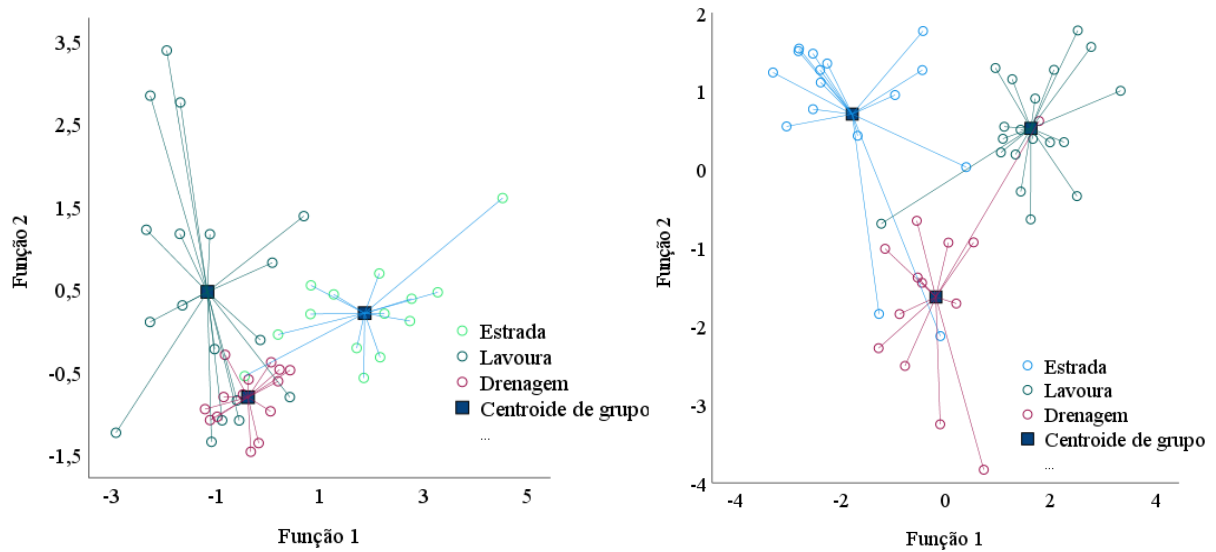


Figura 5: Plotagem das dispersões da análise de função discriminante para os elementos analisados em emissão óptica de plasma indutivamente acoplado, para as fontes de sedimentos da bacia hidrográfica norte (esquerda) e da bacia hidrográfica sul (direita).

5.3.1.3 Contribuição das fontes e erro relativo médio (ERM)

A classificação final dos sedimentos em suspensão, de acordo com as três fontes de sedimentos, é mostrada na Tabela 3. Para a bacia hidrográfica norte (BN), sete amostragens de sedimentos apresentaram classificação satisfatória, ou seja, com erro médio relativo menor que 15% ($EMR < 15\%$). Por outro lado, para a bacia hidrográfica sul (BS), a classificação da maioria das amostragens de sedimentos suspensos foi insatisfatória, ou seja, apenas as amostragens de 19/10/2016, 05/01/2017 e 02/02/2017 apresentaram EMR de 14,2%, 0,6% e 13,1% (Tabela 3).

Considerando as amostragens de sedimentos suspensos que apresentaram classificação satisfatória ($EMR < 15\%$), as fontes de maior contribuição de sedimentos suspensos da bacia hidrográfica norte (BN) foram, predominantemente, as estradas (84,3%), seguido das lavouras (9,7%) e das drenagens (6,1%). Para a bacia hidrográfica sul (BS), considerando também as amostragens de sedimentos que apresentaram $EMR < 15\%$, as estradas também representaram as fontes principais, com contribuição de 89,2% dos sedimentos suspensos, seguido das drenagens (7,2%) e das lavouras (3,6%). A margem de erro relativo médio calculado (ERM) do processo de classificação para as amostragens de sedimentos classificadas satisfatoriamente ($ERM < 15\%$) resultou em valores médios dentro da margem aceitável de 15%, com EMR médio final de 10,2% para BN e 9,3% para BS (Tabela 3).

Tabela 3: Resultado da contribuição relativa das fontes de sedimentos pelo método de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado.

Amostragem de sedimentos	Contribuição (%)			ERM (%)	Classificação
	Estrada	Lavoura	Drenagem		
	Bacia hidrográfica norte (BN)				
21/05/2016	61,6	38,4	0,0	43,8	I
16/06/2016	100,0	0,0	0,0	31,1	I
11/07/2016	60,8	39,2	0,0	12,5	I
16/08/2016	77,5	15,2	7,2	13,5	S
28/08/2016	100,0	0,0	0,0	36,1	I
23/09/2016	100,0	0,0	0,0	45,6	I
12/10/2016	100,0	0,0	0,0	8,5	S
15/10/2016	100,0	0,0	0,0	13,5	S
18/10/2016	51,7	13,2	35,2	14,6	S
19/10/2016	100,0	0,0	0,0	2,9	S
15/11/2016	100,0	0,0	0,0	20,0	I
05/01/2017	100,0	0,0	0,0	44,1	I
02/12/2017	100,0	0,0	0,0	8,2	S
18/04/2018	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
15/10/2018	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
Média (%)*	84,3	9,7	6,1	10,5	
	Bacia hidrográfica sul (BS)				Classificação
16/06/2016	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
11/07/2016	100,0	0,0	0,0	45,0	I
26/08/2016	20,9	0,0	79,1	18,7	I
28/08/2016	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
23/09/2016	100,0	0,0	0,0	26,4	I
15/10/2016	77,7	0,0	22,3	26,8	I
19/10/2016	100,0	0,0	0,0	14,2	S
15/11/2016	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
15/12/2016	15,8	0,0	84,2	19,0	I
05/01/2017	67,6	10,8	21,6	0,6	S
02/02/2017	100,0	0,0	0,0	13,1	S
21/01/2017	82,9	17,1	0,0	29,9	I
18/04/2018	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
15/10/2018	100,0	0,0	0,0	>100,0	I
Média (%)*	89,2	3,6	7,2	9,3	

Onde: Erro relativo médio (ERM); média das contribuições considerando ERM<15% (*); insatisfatório (I) e satisfatório (S).

5.3.2 Fluorescência de raios-X (XRF)

5.3.2.1 Kruskal-Wallis

Os resultados do teste Kruskal-Wallis para os elementos analisados pelo método de fluorescência de raios-X (XRF) são mostrados na Tabela 4. No exame de Kruskal-Wallis foram analisados simultaneamente seis elementos (Mg, Al, Si, Ti e Mn e Fe) como possíveis variáveis traçadoras para a bacia hidrográfica norte (BN). Para a bacia hidrográfica sul (BS),

cinco elementos (Mg, Al, Ti, Mn e Fe) foram analisados. Para as duas bacias hidrográficas, os elementos Mg e Fe apresentaram as maiores concentrações, enquanto que Mn apresentou as menores concentrações. Para as duas bacias hidrográficas, três elementos passaram no teste de Kruskal-Wallis (Ti, Mn e Fe) e foram aplicados na análise discriminante (análise posterior). Esses três elementos foram consentidos no teste de Kruskal-Wallis para as duas bacias porque apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$), restando a hipótese alternativa (H_1) de que as fontes se diferem (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados do teste de Kruskal-Wallis (H) para os elementos analisados pelo método de fluorescência de raios-X (XRF).

Elemento (ppm)	Kruskal-Wallis		Lavoura		Drenagem		Estrada		Sedimentos		
	p-value	GL	Méd	Desv	Méd	Desv	Méd	Desv	Méd	Desv	
			n=20		n=12		n=16		n= 21		
Bacia hidrográfica norte (BN)											
Mg	0,8530	H_0	2	95.114,3	15.175,5	97.166,7	20.272,2	94.533,3	15.356,3	92.600,0	16.123,2
Al	0,5420	H_0	2	7.190,0	4.381,3	5.673,3	5.398,0	5.578,0	4.875,6	8.664,3	3.431,0
Si	0,0320	H_0	2	2.142,4	1.712,4	3.205,6	2.304,6	1.610,0	2.424,2	345,7	884,6
Ti	0,0010	H_1	2	7.137,6	1.071,6	6.492,2	1.296,3	5.567,3	1.102,7	3.441,9	1.390,5
Mn	<0,001	H_1	2	1.177,0	216,9	787,2	307,8	970,3	213,7	853,8	280,1
Fe	0,0160	H_1	2	82.481,0	13.865,4	68.411,1	15.918,5	82.440,0	10.183,0	82.852,4	8.788,2
Bacia hidrográfica sul (BS)											
Mg	0,3120	H_0	2	94.875,0	15.077,9	98.941,7	17.479,0	90.950,0	13.939,3	94.743,8	18.551,7
Al	0,8420	H_0	2	6.735,5	4.810,2	6.033,3	4.703,9	6.558,1	4.200,7	8.183,1	3.513,9
Ti	0,0010	H_1	2	7.365,0	942,9	6.486,7	902,6	5.298,1	1.943,3	3.686,9	1.675,7
Mn	0,0150	H_1	2	941,9	273,0	690,3	146,7	863,9	190,7	725,4	249,4
Fe	0,0870	H_1	2	76.560,0	13.523,0	70.550,0	7.972,5	80.762,5	14.833,9	72.668,8	7.811,5

Onde: Onde: Graus de liberdade (GL); média (Méd); desvio padrão (Desv); hipótese nula (H_0) e hipótese alternativa (H_1).

5.3.2.2 Função discriminante multivariada

Após o teste Kruskal-Wallis, a função discriminante multivariada determinou os valores da variabilidade total do erro, definido pelo parâmetro Lambda de Wilks (Λ). Essa etapa determinou o grupo de elementos necessários para a discriminação das fontes de sedimentos. Nessa etapa da função discriminante, o Software IBM® SPSS® indicou os elementos Ti e Mn, para a bacia norte (BN), e os elementos Fe e Ti, para a bacia sul (BS) (Tabela 5). Esses elementos foram indicados pela função discriminante como as melhores variáveis para comporem o modelo de classificação das fontes.

A dispersão e separação das fontes de sedimentos mostra a relação entre os elementos que maximizam a correlação entre as fontes, de acordo com as funções 1 e 2 (Figura 6). A classificação e agrupamento correto final das fontes para os elementos investigados como traçadores pela abordagem fluorescência de raios-X (XRF) foi de 64,8% para a bacia norte (BN) e 68,8% para a bacia sul (BS), respectivamente.

Tabela 5: Resultados da análise discriminante indicada pelos valores Lambda de Wilks (Λ) para os elementos analisados pelo método de fluorescência de raios-X (XRF).

Elementos selecionados	Lambda de Wilks (Λ)	Z	GL1	GL2	p-value
Bacia hidrográfica norte (BN)					
Si	0,912	2,46	2	51	0,0960
Fe	0,802	6,29	2	51	0,0040
Ti	0,761	8,03	2	51	<0,001
Mn	0,683	11,83	2	51	<0,001
Bacia hidrográfica sul (BS)					
Mg	0,960	0,94	2	45	0,4000
Fe	0,913	2,15	2	45	0,1280
Ti	0,685	10,36	2	45	<0,001

Onde: Escore determinante crítico da variável dependente (Z) e graus de liberdade (GL).

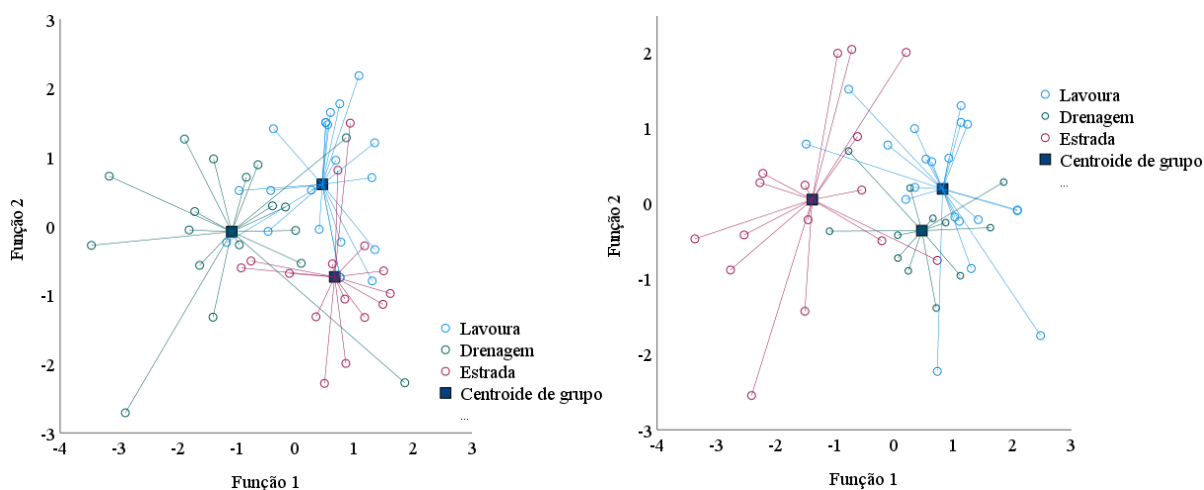


Figura 6: Plotagem das dispersões da análise de função discriminante para os elementos analisados pelo método de fluorescência de raios-X (XRF), para as fontes de sedimentos da bacia hidrográfica norte (esquerda) e da bacia hidrográfica sul (direita).

5.3.2.3 Contribuição das fontes e erro relativo médio (ERM)

A classificação final dos sedimentos em suspensão, de acordo com as três fontes de sedimentos, é mostrada na Tabela 6. Em geral, a classificação não foi satisfatória porque a maioria das amostragens de sedimentos suspensos apresentou erro relativo médio (ERM) acima de 15%. Por outro lado, do total de 16 amostragens, seis amostras apresentaram classificação satisfatória, ou seja, com ERM entre 0,8% e 13,1%. Na bacia hidrográfica sul (BS), a classificação da maioria das amostras de sedimentos suspensos também foi insatisfatória. Porém, sete amostragens apresentaram $ERM < 15\%$, ou seja, entre 1,5% e 14,9% (Tabela 6)

Considerando apenas as amostragens de sedimentos suspensos que apresentaram classificação satisfatória ($ERM < 15\%$), as fontes de maior contribuição de sedimentos suspensos da bacia hidrográfica norte (BN) foram, predominantemente, as estradas (77,4%), seguido das lavouras (11,7%) e das drenagens (10,9%). Para a bacia hidrográfica sul (BS), considerando também as amostragens com $ERM < 15\%$, as estradas também representaram as fontes predominantes, com maior contribuição (83,9%) dos sedimentos suspensos, seguido das lavouras (14,3%) e das drenagens (1,9%). A margem de erro relativo médio calculado (ERM) do processo de classificação para as amostragens de sedimentos classificadas satisfatoriamente ($ERM < 15\%$) mostrou valores dentro da margem aceitável de 15%, com EMR médio final de 8,4% para BN e 8,2% para BS (Tabela 6).

Tabela 6: Resultado da contribuição relativa das fontes de sedimentos pelo método de fluorescência de raios-X (XRF).

Amostragem de sedimentos	Estrada	Lavoura	Drenagem	ERM (%)	Classificação
	Contribuição (%)				
	Bacia hidrográfica norte (BN)				
16/08/16	31,0	35,7	33,3	0,8	S
15/11/16	33,4	34,3	32,3	2,3	S
21/04/17	100,0	0,0	0,0	21,9	I
25/04/17	100,0	0,0	0,0	28,4	I
04/09/17	100,0	0,0	0,0	13,1	S
06/03/18	100,0	0,0	0,0	12,4	S
20/03/18	100,0	0,0	0,0	20,7	I
08/06/18	100,0	0,0	0,0	10,5	S
31/07/18	100,0	0,0	0,0	51,4	I
02/05/19	100,0	0,0	0,0	32,9	I
10/05/19	100,0	0,0	0,0	21,9	I
23/07/19	100,0	0,0	0,0	46,4	I
23/07/19	100,0	0,0	0,0	40,3	I
28/09/19	100,0	0,0	0,0	11,0	S
08/11/19	100,0	0,0	0,0	23,0	I
14/01/20	100,0	0,0	0,0	22,3	I
Média (%)*	77,4	11,7	10,9	8,4	
	Bacia hidrográfica sul (BS)				Classificação
28/08/16	32,8	36,0	31,3	18,7	I
05/01/17	100,0	0,0	0,0	86,3	I
21/02/17	100,0	0,0	0,0	75,9	I
21/04/17	0,0	100,0	0,0	1,5	S
28/04/17	100,0	0,0	0,0	27,3	I
30/05/17	100,0	0,0	0,0	23,8	I
16/06/17	100,0	0,0	0,0	57,6	I
25/07/17	100,0	0,0	0,0	33,5	I
04/09/17	87,0	0,0	13,0	13,3	S
06/03/18	100,0	0,0	0,0	0,3	S
08/06/18	100,0	0,0	0,0	14,9	S
13/12/18	100,0	0,0	0,0	2,9	S
19/03/19	100,0	0,0	0,0	53,2	I
23/07/19	100,0	0,0	0,0	34,9	I
23/10/19	100,0	0,0	0,0	12,3	S
08/11/19	100,0	0,0	0,0	12,3	S
Média (%)*	83,9	14,3	1,9	8,3	

Onde: Erro relativo médio (ERM); média das contribuições considerando ERM<15% (*); insatisfatório (I) e satisfatório (S).

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Elementos traçadoras selecionados

Considerando as duas estratégias de análises adotadas neste estudo para a classificação das fontes de sedimentos, os elementos químicos determinados pelas análises de função discriminante multivariada foram Cr, K, Mg, Na, Ti, Mn, Ba, Sr e Fe. Esses elementos foram consentidos para comporem os modelos de classificação das fontes de sedimentos das duas bacias hidrográficas pareadas investigadas. Esses elementos aceitos para classificar as fontes apresentam algumas peculiaridades e interligações importantes que podem justificar a sua presença nas duas bacias investigadas do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil.

Embora o elemento cromo (Cr) apresente a característica de ser enriquecido na natureza em condições naturais (ECONOMOU-ELIOPOULOS; MEGREMI, 2021), outros processos também naturais podem influenciar na permanência desse elemento no solo. Entre esses processos naturais, destaca-se o intemperismo das rochas. Rochas ígneas eruptivas de origem do magma vulcânico apresentam diversas variações em sua composição mineralógica. Por exemplo, o basalto é uma rocha ígnea máfica, ou seja, apresenta elevada composição de minerais máficos, como a olivina, piroxênio e a biotita (WANG et al., 2021). Uma característica marcante dessas rochas máficas é que elas são enriquecidas com certos elementos, entre eles o Cr (KIERCZAK; PIETRANIK; PĖDZIWIATR, 2021). Isso justifica a classificação do Cr como elemento de potencial traçador em nosso estudo porque a geologia das duas bacias hidrográficas estudadas é caracterizada pela ocorrência de grandes derrames bálticos na era Mesozóica e no período Cretáceo. Esses derrames originaram as rochas ígneas vulcânicas máficas, ricas em Cr, além de apresentarem composição de silicatos de magnésio e ferro (SPERANDIO; GOMES; VIÇOZZI, 2020).

As concentrações do elemento potássio (K) nos solos cultivados intensivamente têm uma relação estreita desde a década de 1970, quando se intensificaram as produções de soja (*Glycine max*) no sul do Brasil, aliado às primeiras técnicas de não revolvimento do solo. Além disso, o aumento da demanda global por alimentos está aumentando as concentrações de K no solo (JENA, 2021). O K possui a característica de não ser retido em solos argilosos e altamente intemperizados. A saída de K nesses solos acontece, principalmente, por lixiviação e erosão superficial. Isso demanda reposição de K anualmente, juntamente com novas recomendações para suprir a demanda das culturas (FIRMANO et al., 2021). A fertilização

com K é uma prática comum e com longo histórico de cultivo no manejo agrícola das duas bacias de Quinze de Novembro, uma vez que a soja é a cultura predominante daquela região. Isso justifica a presença do elemento K na lista dos elementos traçadores porque existe a conectividade dos processos de lixiviação e escoamento das áreas de lavouras, onde acontecem as aplicações dos fertilizantes, para as redes de drenagem e, por fim, para o exutório das bacias estudadas.

O magnésio (Mg) é um metal alcalino-terroso que constitui aproximadamente 2% da crosta terrestre (WANG; YANG, 2021). Esse elemento é lixiviado facilmente no perfil do solo devido à sua alta mobilidade. Devido a essa característica, o Mg gera preocupações no âmbito da gestão dos recursos hídricos devido à sua mobilidade para os lençóis freáticos. Uma possível explicação para a presença do Mg como elemento traçador na área de estudo é a prática frequente de fertilização com adubo orgânico de esterco animal. Este método aumenta as formas de Mg disponíveis no solo para as culturas (JALALI; ARIAN; RANJBAR, 2020). Além disso, outro manejo comum adotado para aumentar a disponibilidade de Mg nas bacias hidrográficas estudadas é a aplicação de calcário. A aplicação de dejetos de animais, aliado à prática da calagem, em plantio direto, manejo adotado nas bacias investigadas, tende a aumentar os teores de Mg na camada superficial do solo (CHERVET et al., 2016; MAZUR; MAZUR, 2015). Isso pode explicar a seleção desse elemento como potencial variável traçadora de fontes de sedimentos neste estudo.

A presença do sódio (Na) como potencial elemento traçador de fontes de sedimentos nas duas bacias estudadas parece ser difícil de ser explicada. A origem principal de Na dos solos não litorâneos está relacionada, principalmente, com as técnicas inadequadas de irrigação (PHOGAT et al., 2020). No entanto, a prática de irrigação não é utilizada nas lavouras nas duas bacias pareadas investigadas. Portanto, a presença do sódio na lista dos elementos traçadores pode estar relacionada às práticas agrícolas intensivas. Por exemplo, o uso ativo de fertilizantes, o que exerce aumento das concentrações de Na nos solos agricultados. Além disso, o Na pode ter relação estreita com o intemperismo avançado das rochas (LITALIEN; ZEEB, 2020; SAHAB et al., 2021), uma vez que a geologia local é caracterizada pelo intemperismo de rochas ígneas eruptivas, as quais originaram os solos profundos e de elevado potencial agrícola. Por outro lado, também há evidências de que as mudanças climáticas estão impactando o conteúdo de sódio na zona radicular devido aos impactos das condições de seca prolongada. O aumento das concentrações de Na no solo estaria ocorrendo principalmente em solos de textura fina (CORWIN, 2021), como os solos argilosos, predominantes nas bacias hidrográficas investigadas. Outro fator importante que

deve ser considerado é que a alimentação suplementar contendo K^+ e Na^+ é usada na produção leiteira intensiva. Essa prática auxilia no melhor bem estar térmico dos animais nos períodos mais quentes do ano. Por outro lado, essa prática suplementar também aumenta os teores de Na^+ no solo, originado da urina das vacas leiteiras (HAMAMOTO; UCHIDA, 2015).

A origem do elemento titânio (Ti) está relacionada com a maioria das rochas ígneas, especialmente as plutônicas, intermediárias e ácidas (SEPIDBAR; MIRNEJAD; MA, 2018). Isso pode explicar as concentrações mais elevadas desse elemento nas amostragens desse estudo, pois os solos das bacias hidrográficas são o produto do intemperismo das rochas ígneas eruptivas decorrentes dos grandes derrames basálticos do período Cretáceo (SPERANDIO; GOMES; VIÇOZZI, 2020).

O manganês (Mn) geralmente ocorre em pequena grandeza nos solos, mas apresentam abrangente capacidade de adsorção de outros metais pesados. A origem do Mn em solos está relacionada com a precipitação química da solução de colóides desorganizados, precipitando-se em partículas finamente dispersas ou ainda depositando-se no interior dos poros, formando concreções. A ocorrência do Mn está relacionada com locais onde há alternância de oxidação e redução em bacias hidrográficas (CARVALHO FILHO et al., 2011). Isso é condizente com a realidade em campo das bacias estudadas porque existem locais com permanência de saturação com água na maior parte do ano, principalmente nas áreas ripárias, inclusive com ocorrência de Gleissolos Háplicos. Além disso, a ocorrência de Mn está relacionada com rochas máficas (SUPPI et al., 2018), sendo o principal material de origem das duas bacias hidrográficas investigadas. Os teores de Mn também tendem a aumentar em solos intemperizados e ácidos (LI et al., 2019).

O bário (Ba) é um elemento classificado como metal alcalino terroso de ocorrência natural no solo. No âmbito da contaminação dos recursos hídricos, a presença do Ba como potencial traçador de fontes de sedimentos levantou preocupações sobre sua presença nas amostragens de sedimentos suspensos, pois as duas bacias estudadas drenam para o reservatório Passo Real, de elevada importância regional. Por outro lado, as concentrações de Ba encontradas neste estudo estão abaixo dos valores considerados orientadores encontrados também em Latossolos e Argissolos do nordeste brasileiro (BIONDI; NASCIMENTO; FABRICIO NETA, 2011).

O estrôncio (Sr) é considerado um bom traçador geoquímico devido à sua característica conservativa, pois não sofre decaimento pelos processos de intemperismo. O Sr é incorporado no solo e nas águas devido ao intemperismo das rochas no tempo geológico (QUAGGIO; GASTMANS; MARTINS, 2021).

A presença do ferro (Fe) como elemento traçador pode ser explicada porque nas duas bacias hidrográficas predominam os Latossolos. Essa classe de solo altamente intemperizada é caracterizada por um processo específico de formação do solo denominado de latolização (também chamado de ferratização). No processo de latolização agem ainda dois processos gerais de formação, como transformação e perdas. No passado, a infiltração da água promovida pelas chuvas intensas, aliado à ação de microrganismos, causou intensa lixiviação de alguns elementos, tais como SiO_2 , Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , ocasionando o aumento gradual das concentrações de óxidos de ferro e também de alumínio pela ação do intemperismo durante o tempo geológico.

Embora o elemento Ca não tenha sido selecionado para compor o modelo de classificação das fontes de sedimentos das duas bacias hidrográficas, esse elemento apresentou maiores concentrações nas amostras de sedimentos suspensos, se comparado às concentrações das amostras das fontes. Uma explicação provável é que o solo pode ser enriquecido por Ca através de várias fontes, incluindo biogeoquímicas, relacionado a processos de decomposição acelerada de matéria orgânica, intemperismo químico e salinização ou mudanças no pH do solo, promovido pelas atividades humanas, principalmente o uso intensivo de fertilizantes (LUO et al., 2016) em bacias hidrográficas agrícolas. No entanto as maiores concentrações desse elemento em sedimentos suspensos podem estar relacionadas com o efeito do escoamento em solos argilosos pesados com baixa condutividade hidráulica. Essa característica gera elevadas energias de escoamentos superficiais. Esse processo tende a aumentar a energia de transporte de nutrientes incorporados aos sedimentos das áreas vertentes das bacias para as redes de drenagens (SOLTANI-GERDEFARAMARZI et al., 2020).

5.4.2 Contribuição das fontes de sedimentos

As estradas não pavimentadas apresentaram as maiores contribuições das fontes de sedimentos para as amostragens classificadas dentro da margem aceitável ($\text{ERM} < 15\%$). Quando o ERM é superior a 15%, significa que o modelo de classificação não conseguiu associar perfeitamente as características geoquímicas das fontes com as características dos sedimentos suspensos (WALLING; COLLINS, 2000). Por outro lado, o ERM pode apresentar valores acima da margem de 15% em espectros de XRF. Um dos motivos é que no método XRF ocorrem erros de deconvolução espectral, associados aos diferentes espectros dos elementos. Além disso, também ocorrem erros nas diferenças de geometria e preparação de

amostra. Outro motivo é que também ocorrem erros pelos efeitos de matriz, relacionado às oscilações de absorção, penetração e fluorescência dos raios X quando viajam através da amostra (DE WINTER et al., 2017). Portanto, considerando as demais amostragens com ERM superior a 15%, as estradas ainda proporcionam as maiores contribuições, o que é completamente coerente com os processos observados em campo durante eventos de chuva, nas duas bacias hidrográficas. Durante as observações em campo foi possível observar o comportamento dos fluxos de escoamentos superficiais, onde as estradas apresentaram rápida formação do escoamento superficial, o qual é rapidamente conectado aos canais de drenagens principais, que são localizados à aproximadamente 150 m e 300 m dos exutórios das bacias hidrográficas norte (BN) e sul (BS), respectivamente. Essa dinâmica é coerente com os resultados deste estudo porque, em quatro eventos amostrados na bacia norte (BN), as estradas apresentaram contribuição de 100% dos sedimentos amostrados, com ERM menor que 10%.

De acordo com a estratégia de determinação de propriedades traçadoras pelo método de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES), a segunda maior fonte de sedimento para a bacia norte (BN) foi de origem das lavouras e, por último, das drenagens. Isso pode ser explicado porque em BN foi possível contabilizar um número maior de amostragens de eventos com classificação satisfatória ($ERM < 15\%$), incluindo eventos amostrados nos meses de outubro, período com precipitações mais intensas na região (ALVARES et al., 2013) e aliado ao período de plantio das culturas de verão. Esperávamos que, além das estradas, as drenagens contribuíssem com mais sedimentos do que as lavouras em BN, uma vez que o padrão de manejo nessa bacia permite o acesso do gado às drenagens principais para buscar sombra e água. A maior contribuição das lavouras em relação às drenagens em BN pode ser explicada pelo manejo do solo, pois, na BN, algumas áreas de lavouras são manejadas por meio do revolvimento mínimo do solo. Essa técnica contribui com maior produção de sedimentos (ANESEYEE et al., 2020).

Ainda de acordo com a estratégia de determinação de propriedades traçadoras pelo método geoquímico (ICP OES), na bacia hidrográfica sul (BS), as drenagens contribuíssem com maior produção de sedimentos do que as lavouras. Esse fato pode ser explicado porque, na BS, o padrão tecnológico de condução da propriedade é por meio de plantio direto. Ou seja, diferentemente de BN, não há lavouras manejadas com cultivo mínimo. Além disso, a maior contribuição de sedimentos de origem das drenagens pode estar associada ao baixo fluxo de vazão de base dessa bacia. Essa característica pode provocar ciclos de umedecimento e secagem das paredes do canal de drenagem principal, alterando rapidamente as propriedades

mecânicas dos solos (GOWTHAMAN; NAKASHIMA; KAWASAKI, 2021), contribuindo com rupturas e tombamentos de partes das paredes do canal, devido ao atrito da pressão do escoamento durante um evento de chuva após um período seco.

A estratégia de determinação de propriedades traçadoras pelo método de fluorescência de raio-X (XRF) mostrou que, na BN, as lavouras e as drenagens apresentaram porcentagens de contribuições de sedimentos bastante próximas. No entanto, para BS, o método indicou contribuição maior das lavouras do que as drenagens, contrariando os resultados do método geoquímico (determinado por ICP OES). Isso ocorreu porque o evento de 21/04/2017 apresentou contribuição de 100% dos sedimentos para as lavouras, com ERM de apenas 1,5%. Cabe destacar que esse evento aconteceu num período de plantio das culturas de inverno, como a aveia e o azevém, após a colheita da cultura de verão predominante, como a soja. Presume-se que esse evento de chuva tenha apresentado uma conectividade maior do escoamento superficial entre as áreas de lavoura para as redes de drenagens, o que facilitou o carregamento dos sedimentos das áreas de lavouras para o exutório, onde foram amostrados.

Tanto as estratégias de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP OES) quanto a estratégia de fluorescência de raios-X confirmaram a hipótese inicial de que as estradas são a fonte principal, com grande montante na contribuição de sedimentos suspensos nas duas bacias hidrográficas investigadas. As estradas não pavimentadas são responsáveis pela maior produção total de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas, principalmente no contexto antropogênico (BENDA et al., 2019; NOSRATI; COLLINS, 2019; SILLIMAN; TOMAN, 2019). Estima-se que quase 80% do total da malha rodoviária do Brasil não são pavimentadas, o que representa alto potencial de produção e transporte de sedimentos (LIMA FARIAS et al., 2019). Além disso, presume-se que mais solo é transportado por essas estradas não pavimentadas como material aderente aos pneus de carros ou veículos pesados (SILLIMAN; TOMAN, 2019), principalmente após as retificações das estradas.

Este estudo mostrou que, embora as estradas ocupem apenas entre 1,2% e 1,1% das áreas das bacias hidrográficas norte e sul, respectivamente, representaram contribuição na produção de sedimentos próxima a 90%. Portanto, os achados deste estudo corroboram com FARIAS et al. (2021), onde também evidenciaram que, no Brasil, as estradas não pavimentadas fornecem sedimentos para as redes de drenagem desproporcionalmente às áreas que ocupam nas respectivas bacias. As altas taxas de sedimentos proveniente das estradas, evidenciado neste estudo, pode ter uma relação direta com a energia de escoamento recebida das áreas de lavoura. Isso é possível porque nas bacias hidrográficas investigadas, as estradas são alocadas perpendicular e paralela às lavouras. Além disso, as estradas são projetadas em

altitude de relevo menor do que as lavouras, entre 0,5 até 2 m. Portanto, existe a conectividade de escoamentos, por gravidade, entre as áreas cultivadas das lavouras para as estradas. Ainda, as estradas estão alocadas perpendicularmente aos canais de acumulação de fluxo e às principais direções de fluxo das duas bacias hidrográficas, o que contribui para a maior taxa de energia de escoamento e entrega de sedimento para as redes de drenagens principais. Portanto, as características da paisagem influenciam a quantidade de água e energia de escoamento superficial que entra nas valas das estradas (STREETER; SCHILLING, 2020).

Recomendamos investigações mais detalhadas sobre a conectividade de fluxos e entrega de energia de escoamento das áreas ocupadas com produção leiteira e grãos para as estradas não pavimentadas. Esse processo tende a contribuir com maior desprendimento, transporte e contribuição de sedimentos das estradas em relação à área total da bacia hidrográfica. Além disso, aconselhamos algumas práticas conservacionistas para redução da força erosiva entregue às valas das estradas não pavimentadas, a saber: (a) adoção do plantio direto com culturas de cobertura e terraço graduado (STREETER; SCHILLING, 2020), (b) condução da energia de escoamento superficial para lagoas ou terraços de decantação, principalmente em áreas com solos profundos (SILVA et al., 2021), como é o caso das bacias estudadas, e (c) redução do comprimento e inclinação da estrada em relação à encosta e a área de contribuição de drenagem interceptada a montante (CAO; WANG; LIU, 2021).

5.4.3 Implicações para a agricultura e os recursos hídricos locais

Historicamente, as civilizações cultivaram o solo para satisfazer suas demandas alimentares. A expansão das terras agrícolas ainda é uma das principais estratégias para aumentar a produção de alimentos. No entanto, isso também representa um dos principais impactos para a biodiversidade, principalmente em regiões como a América do Sul (ZABEL et al., 2019).

Entre 2006 e 2017, houve um aumento da prática do plantio direto ou do cultivo conservacionista no Brasil, principalmente em áreas cultivadas com soja, destacando essa cultura nos sistemas de produção de grãos nacional. Hoje, o Brasil representa um dos mais importantes produtores de grãos em escala mundial, graças às condições edafoclimáticas favoráveis às atividades agrícolas. A continuidade do sucesso da produção agrícola é dependente do conhecimento e gerenciamento das particularidades do solo e do clima, para

contribuir com os benefícios ambientais para uma agricultura sustentável (FUENTES-LLANILLO et al., 2021).

O desenvolvimento agrícola acelerado tende a aumentar a produção de sedimentos das bacias hidrográficas, bem como as taxas de erosão do solo. Portanto, conhecer os locais de potencial erosivo é essencial para minimizar as cargas de sedimentos a jusante para os rios e os reservatórios de água. O mapeamento de fontes de sedimentos representa um avanço recente na disponibilidade de dados que possam oferecer melhorias na capacidade de avaliar impactos agrícolas futuros (SHELLBERG, 2021).

A principal implicação deste estudo para a agricultura e a gestão dos recursos hídricos locais é mostrar a maior contribuição das estradas não pavimentadas como fonte principal de sedimentos que são carreados para as redes de drenagens e, finalmente, para o reservatório de água Passo Real. Considerando que as duas bacias hidrográficas investigadas são representativas dos padrões tecnológicos de condução das propriedades em escala regional, este estudo evidencia a necessidade de adoção de práticas de gerenciamento das estradas não pavimentadas como tentativa de minimizar dois problemas relacionados à produção local de sedimentos. O primeiro problema está relacionado à sedimentação de cursos d'água e do reservatório Passo Real, implicando na perda de capacidade de armazenamento de água e vida útil do reservatório. O segundo problema é inerente à possibilidade de os sedimentos proveniente das estradas transportarem consigo nutrientes e contaminantes das áreas vertentes para os cursos d'água, o que pode representar um problema ambiental ao reservatório de água Passo Real. Esse panorama mostra a necessidade de idealizações para a tomada de decisões futuras relacionadas ao futuro de um dos maiores reservatórios do sul do Brasil, e de elevada importância para abastecimento e produção de energia regional.

5.5 CONCLUSÕES

Conhecer os locais de potencial erosivo é essencial para traçar planos de minimização das cargas de sedimentos a jusante para os rios e os reservatórios de água. Diante disso, investigamos as fontes potenciais de sedimentos em duas bacias hidrográficas rurais sul brasileiras, empregando dois métodos de determinação de propriedades traçadoras de sedimentos.

As estradas apresentaram as maiores contribuições das fontes de sedimentos suspensos para ambos os métodos de determinação de propriedades traçadoras (emissão óptica de plasma indutivamente acoplado e fluorescência de raio-X). Esse comportamento é coerente

com os processos observados no campo, onde as estradas mostram formação rápida do escoamento superficial e energia de escoamento elevada, o qual é conectado rapidamente aos canais de drenagens principais. No entanto, recomendamos investigações mais detalhadas sobre a conectividade de fluxos e entrega de energia de escoamento superficial das áreas ocupadas lavouras para as estradas não pavimentadas. Esse processo tende a contribuir com maior desprendimento, transporte e contribuição de sedimentos das estradas em relação à área total da bacia hidrográfica.

O método de determinação de propriedades traçadoras por emissão óptica de plasma indutivamente acoplado mostrou que a segunda maior fonte de sedimento foi de origem das lavouras e, por último, das drenagens, para a bacia hidrográfica norte. Essa resposta pode estar relacionada com o padrão tecnológico diferenciado de condução da propriedade. Na bacia norte, algumas áreas de lavouras ainda são manejadas por meio de revolvimento mínimo do solo, o que contribui com maior produção de sedimentos, enquanto na bacia sul predomina o sistema de plantio direto. Por outro lado, para esse mesmo método de determinação, as drenagens contribuíram com maior produção de sedimentos do que as lavouras na bacia hidrográfica sul.

O método de determinação de propriedades traçadoras por fluorescência de raio-X mostrou que as lavouras e as drenagens apresentaram porcentagens de contribuições próximas para a bacia norte. Por outro lado, o mesmo método indicou contribuição maior das lavouras do que as drenagens na bacia hidrográfica sul, contrariando os resultados do método geoquímico.

A principal implicação deste estudo para a agricultura e a gestão dos recursos hídricos do sul do Brasil é mostrar a contribuição maior das estradas não pavimentadas como fonte de sedimentos predominantes. Conseqüentemente, esses sedimentos são carregados para as redes de drenagens e, finalmente, para o reservatório de água Passo Real. Diante disso, evidenciamos a necessidade de adoção de práticas de gerenciamento das estradas para tentar minimizar os riscos de sedimentação e transporte de contaminante para cursos d'água e para o reservatório Passo Real. Isso tem implicação direta na perda de capacidade de armazenamento e vida útil de um dos maiores reservatórios do sul do Brasil, de grande importância para o abastecimento e a produção de energia regional.

5.6 REFERÊNCIAS

- AHMAD MIR, I.; BRENDA LUZIA MASCARENHAS, M.; KHARE, N. Geochemistry and granulometry as indicators of paleoclimate, weathering, and provenance of sediments for the past 1,00,000 years in the eastern Arabian Sea. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 227, n. January, p. 105102, 2022.
- AKAYEZU, P. et al. Using sediment fingerprinting to identify erosion hotspots in a sub-catchment of Lake Kivu, Rwanda. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 12, 2020.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANESEYEE, A. B. et al. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138776, 2020.
- ARMIDO, A. et al. The sedimentation datasets of Keuliling reservoir. **Data in Brief**, v. 32, p. 106181, 2020.
- BÉGORRE, C. et al. Relevance of using the non-reactive geochemical signature in sediment core to estimate historical tributary contributions. **Journal of Environmental Management**, v. 292, n. May, 2021.
- BENDA, L. et al. Road Erosion and Delivery Index (READI): A Model for Evaluating Unpaved Road Erosion and Stream Sediment Delivery. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 55, n. 2, p. 459–484, 2019.
- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. DO; FABRICIO NETA, A. DE B. Teores naturais de bário em solos de referência do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1819–1826, 2011.
- BISPO, D. F. A. et al. Monitoring land use impacts on sediment production: A case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environmental services. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1–15, 2020.
- CAO, L.; WANG, Y.; LIU, C. Study of unpaved road surface erosion based on terrestrial laser scanning. **Catena**, v. 199, n. 5, p. 105091, 2021.
- CARVALHO FILHO, A. DE et al. Óxidos de manganês em solos do quadrilátero ferrífero (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 793–804, 2011.
- CHERVET, A. et al. Erträge und Bodenparameter nach 20 Jahren Direktsaat und Pflug. **Agrarforschung Schweiz**, v. 7, n. 5, p. 216–223, 2016.
- COLLINS, A. L. et al. **Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes**. *Journal of Soils and Sediments*, 2020. v. 20

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. L. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. **Catena**, v. 29, n. 1, p. 1–27, 1997.

CORWIN, D. L. Climate change impacts on soil salinity in agricultural areas. **European Journal of Soil Science**, v. 72, n. 2, p. 842–862, 2021.

DE BORBA, W. F. et al. Analysis of Chemical Features of a Soil Used as Landfill: Using the X-Ray Fluorescence (XRF) Technique. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 6, 2020.

DE WINTER, N. J. et al. Trace element analyses of carbonates using portable and micro-X-ray fluorescence: Performance and optimization of measurement parameters and strategies. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 32, n. 6, p. 1211–1223, 2017.

ECONOMOU-ELIOPOULOS, M.; MEGREMI, I. Contamination of the soil–groundwater–crop system: Environmental risk and opportunities. **Minerals**, v. 11, n. 7, 2021.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and oils**, 1996.

FANG, X. et al. Geochemistry of heavy metal-contaminated sediments from the Four River inlets of Dongting lake, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 22, p. 27593–27613, 2021.

FARIAS, T. R. L. et al. The role of unpaved roads in the sediment budget of a semiarid mesoscale catchment. **Land Degradation and Development**, v. 32, n. 18, p. 5443–5454, 2021.

FIRMANO, R. F. et al. Potassium management over 60 crops: A long-term study on an Oxisol under no-till. **Agronomy Journal**, v. 113, n. 1, p. 478–489, 2021.

FUENTES-LLANILLO, R. et al. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, n. November 2020, p. 104877, 2021.

GARCIAS, Y. et al. Using Geochemical Fingerprints for Assessing Sediment Source Apportionment in an Agricultural Catchment in. 2021.

GOWTHAMAN, S.; NAKASHIMA, K.; KAWASAKI, S. Effect of wetting and drying cycles on the durability of bio-cemented soil of expressway slope. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, n. 1, 2021.

HAMAMOTO, T.; UCHIDA, Y. Sodium Contents in Dairy Cow Urine and Soil Aggregate Sizes Influence the Amount of Nitrogen Lost from Soil. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2015, p. 275985, 2015.

JALALI, M.; ARIAN, T. M.; RANJBAR, F. Selectivity coefficients of K, Na, Ca, and Mg in binary exchange systems in some calcareous soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, 2020.

JENA, S. K. A Review on Potash Recovery from Different Rock and Mineral Sources.

Mining, Metallurgy & Exploration, v. 38, n. 1, p. 47–68, 2021.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. Applied multivariate statistical analysis. **London: Prentice-Hall International**, p. 642p., 1992.

KIERCZAK, J.; PIETRANIK, A.; PEŃZIWIATR, A. Ultramafic geoecosystems as a natural source of Ni, Cr, and Co to the environment: A review. **Science of the Total Environment**, v. 755, 2021.

KÖLTRINGER, C. et al. Quaternary sediment sources and loess transport pathways in the Black Sea - Caspian Sea region identified by detrital zircon U-Pb geochronology. **Global and Planetary Change**, p. 103736, 2022.

LE GALL, M. et al. Tracing Sediment Sources in a Subtropical Agricultural Catchment of Southern Brazil Cultivated With Conventional and Conservation Farming Practices. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 4, p. 1426–1436, 2017.

LEE, S.; CHU, M. L.; GUZMAN, J. A. Sediment fate and transport: Influence of sediment source and rainfall. **Journal of Hydrology**, v. 594, n. December 2020, p. 125980, 2021.

LI, J. et al. Advances in the mechanisms of plant tolerance to manganese toxicity. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 20, 2019.

LIMA FARIAS, T. R. et al. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 5, p. 475–485, 2019.

LITALIEN, A.; ZEEB, B. Curing the earth: A review of anthropogenic soil salinization and plant-based strategies for sustainable mitigation. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134235, 2020.

LUO, W. et al. Thresholds in decoupled soil-plant elements under changing climatic conditions. **Plant and Soil**, v. 409, n. 1–2, p. 159–173, 2016.

MANCINI, M. et al. Tracing tropical soil parent material analysis via portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometry in Brazilian Cerrado. **Geoderma**, v. 337, n. August 2018, p. 718–728, 2019.

MAZUR, Z.; MAZUR, T. Influence of long-term fertilization on phosphorus, potassium, magnesium, and sulfur content in soil. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 24, n. 1, p. 185–190, 2015.

MIGUEL, P. et al. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 38, n. 2, p. 585–598, 2014.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; CLARKE, R. T. Fingerprinting method for identification of sediment sources in a rural watershed. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 633–638, 2009.

NOSRATI, K.; COLLINS, A. L. Investigating the importance of recreational roads as a sediment source in a mountainous catchment using a fingerprinting procedure with different multivariate statistical techniques and a Bayesian unmixing model. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 506–518, 2019.

NUKAZAWA, K. et al. Mineralogical fingerprinting to characterize spatial distribution of coastal and riverine sediments in southern Japan. **Catena**, v. 203, n. October 2020, p. 105323, 2021.

OYEDOTUN, T. D. T. X-ray fluorescence (XRF) in the investigation of the composition of earth materials: a review and an overview. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 2, n. 2, p. 148–154, 2018.

PHILLIPS, J. M.; RUSSELL, M. A.; WALLING, D. E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 14, p. 2589–2602, 2000.

PHOGAT, V. et al. Management of soil salinity associated with irrigation of protected crops. **Agricultural Water Management**, v. 227, n. July 2019, 2020.

QUAGGIO, C. S.; GASTMANS, D.; MARTINS, V. T. DE S. O que os isótopos de estrôncio nos ensinam sobre as águas subterrâneas. **Derbyana**, v. 42, p. 1–22, 2021.

RAVANSARI, R.; WILSON, S. C.; TIGHE, M. Portable X-ray fluorescence for environmental assessment of soils: Not just a point and shoot method. **Environment International**, v. 134, n. July 2019, p. 105250, 2020.

RODRIGUES, M. F. et al. Coarse and fine sediment sources in nested watersheds with eucalyptus forest. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 8, p. 2237–2253, 2018.

SAHAB, S. et al. Potential risk assessment of soil salinity to agroecosystem sustainability: Current status and management strategies. **Science of the Total Environment**, v. 764, p. 144164, 2021.

SELLIER, V. et al. Combining colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment (New Caledonia, South Pacific Islands). **Soil**, v. 7, n. 2, p. 743–766, 2021.

SEPIDBAR, F.; MIRNEJAD, H.; MA, C. Mineral chemistry and Ti in zircon thermometry: Insights into magmatic evolution of the Sangan igneous rocks, NE Iran. **Chemie der Erde**, v. 78, n. 2, p. 205–214, 2018.

SHARIFI, P. et al. Sediment Fingerprinting in the Gheshlagh Dam Watershed, Sanandaj, Using the Geochemical Method based on the Two-Stage Statistical Analyses. **Watershed Management Research Journal**, v. 34, n. 4, p. 74–87, 2021.

SHELLBERG, J. G. Agricultural development risks increasing gully erosion and cumulative sediment yields from headwater streams in Great Barrier Reef catchments. **Land Degradation and Development**, v. 32, n. 3, p. 1555–1569, 2021.

SHI, Z. et al. Channel erosion dominates sediment sources in an agricultural catchment in the Upper Yangtze basin of China: Evidence from geochemical fingerprints. **Catena**, v. 199, n. January, p. 105111, 2021.

SHREVE, E. A.; DOWNS, A. C. Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory. **Geological Survey Open-File Report 2005-1230**, n. Geol. Surv. Open-File Rep. 2005-1230, p. 28 p., 2005.

SILLIMAN, B. A.; TOMAN, E. M. Production of sediment from the running surface of unpaved legacy roads in southeast Ohio, USA. **International Journal of Forest Engineering**, v. 30, n. 2, p. 99–108, 2019.

SOLTANI-GERDEFARAMARZI, S. et al. Effect of interceptor drainage on phosphorus transport and soil chemical characteristics under different cultivation conditions. **Paddy and Water Environment**, v. 19, n. 4, p. 585–594, 2020.

SONFACK, A. N. et al. Mineralogical and geochemical signatures of surface stream sediments from Dibamba River basin, SW Cameroon: Implications for provenance, weathering, and tectonic setting. **Journal of African Earth Sciences**, v. 181, n. January, 2021.

SPERANDIO, D. G.; GOMES, C. H.; VIÇOZZI, A. P. Mapa geológico interativo. **Terrae Didatica**, v. 16, p. 1–5, 2020.

SUPPI, I. M. et al. Cobalt and manganese content in soils of Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. 4, p. 579–588, 2018.

TAKESUE, R. K. et al. Land-based sediment sources and transport to southwest Puerto Rico coral reefs after Hurricane Maria, May 2017 to June 2018. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 259, p. 107476, 2021.

TIECHER, T. et al. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639–649, 2014.

TIECHER, T. et al. Tracing Sediment Sources Using Mid-infrared Spectroscopy in Arvorezinha Catchment, Southern Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 5, p. 1603–1614, 2017a.

TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River , Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 237, p. 95–108, 2017b.

STREETER, M. T.; SCHILLING, K. E. Assessing and mitigating the effects of agricultural soil erosion on roadside ditches. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 1, p. 524–534, 2020.

UBER, M. et al. Comparing alternative tracing measurements and mixing models to fingerprint suspended sediment sources in a mesoscale Mediterranean catchment. **Journal of**

Soils and Sediments, v. 19, n. 9, p. 3255–3273, 2019.

VALENTE, M. L. et al. Quantification of sediment source contributions in two paired catchments of the Brazilian Pampa using conventional and alternative fingerprinting approaches. **Hydrological Processes**, 2020.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L. Integrated assessment of catchment sediment budgets: A technical manual. **Exeter: Department for International Development.**, p. 168, 2000.

WALLING, D. E.; WOODWARD, J. C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, v. 46, n. 1, p. 327–336, 1995.

WANG, L.; YANG, D. Strategies of in Situ Generated Magnesium Catalysis in Asymmetric Reactions. **Synlett**, v. 32, n. 13, 2021.

WANG, S.; ZHANG, G. Geochemical constraints on mantle source nature and recycling of subducted sediments in the Sulu Sea. **Geosystems and Geoenvironment**, v. 1, n. 1, p. 100005, 2022.

WANG, X.-H. et al. Protracted mafic magmatism and two-stage mineralization of the Kalatongke Cu-Ni sulfide deposit in the Central Asian Orogenic Belt. **Ore Geology Reviews**, v. 141, p. 104669, 2021.

WYNANTS, M. et al. Soil erosion and sediment transport in Tanzania: Part I - sediment source tracing in three neighboring river catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, n. July, p. 1–16, 2021.

YU, L.; OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, v. 32, n. 2, p. 168–181, 1989.

ZABEL, F. et al. Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 2019.

ZINGARO, M. et al. Sediment mobility and connectivity in a catchment: A new mapping approach. **Science of the Total Environment**, v. 672, p. 763–775, 2019.

6 CAPÍTULO III

Modelagem do escoamento e produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas na captação do reservatório Passo Real, no sul do Brasil

Resumo

Os modelos representam uma alternativa para a gestão dos recursos hídricos, desde que embasados em monitoramento robusto e em estratégias de calibração e validação. Avaliamos a eficiência do modelo Limburg Soil Erosion Model (LISEM) em simular o escoamento e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas, em escala de evento. A hipótese inicial deste trabalho era de que o escoamento e a produção de sedimentos dessas bacias, caracterizadas pela predominância de solos profundos e intemperizados e intensamente ocupados com produção de grãos e pecuária leiteira, seriam representados suficientemente pelo modelo. As condições de uso dessas bacias são frágeis e diferentes das quais o modelo vem sendo aplicado no mundo. As bacias possuem conectividade com o reservatório Passo Real, um dos maiores do sul do Brasil, responsável pela produção de energia e abastecimento. Os eventos utilizados na modelagem foram observados por monitoramento hidrossedimentométrico automático, entre março de 2018 e junho de 2021. Calibramos o modelo com base em eventos de precipitação entre 2018 e 2019, e avaliamos o processo de validação, com base em eventos observados entre 2020 e 2021. O modelo representou suficientemente os processos na etapa de calibração, admitidos pelo coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe. No entanto, nessa etapa, alguns parâmetros de entrada do modelo foram amplamente ajustados. Na fase de validação, o modelo não obteve bons resultados. Isso denota limitações do LISEM em prever novos escoamentos devido à complexidade das distribuições espaciais e temporais do processo de infiltração, saturação e do escoamento. Além disso, as variáveis observadas no campo e calibradas manualmente podem ser afetadas pelo método tecnológico de monitoramento e tratamento das variáveis. Existem poucos estudos de modelagem no mundo que apresentam resultados sobre o componente de validação para eventos de chuva usando LISEM.

Palavras chave: LISEM, produção de sedimentos, eventos de chuva, reservatório Passo Real

Modeling runoff and sediment production in paired watersheds in the Passo Real reservoir catchment, southern Brazil

Abstract

The models represent an alternative for the management of water resources, as long as they are based on robust monitoring and on calibration and validation strategies. We evaluated the efficiency of the Limburg Soil Erosion Model (LISEM) in simulating the flow and production of sediments in paired watersheds, at event scale. The initial hypothesis of this work was that the flow and production of sediments from these watersheds, characterized by the predominance of deep and weathered soils and intensely occupied with grain production and dairy farming, would be sufficiently represented by the model. The conditions of use of these watersheds are fragile and different from what the model has been applied in the world. The watersheds have connectivity to the Passo Real reservoir, one of the largest in southern Brazil, responsible for energy production and supply. The events used in the modeling were observed by automatic hydrosedimentometric monitoring, between March 2018 and June 2021. We calibrated the model based on precipitation events between 2018 and 2019, and evaluated the validation process, based on events observed between 2020 and 2021. The model sufficiently represented the processes in the calibration stage, admitted by the efficiency coefficient of Nash and Sutcliffe. However, at this stage, some model input parameters were largely adjusted. In the validation phase, the model did not obtain good results. This denotes limitations of LISEM in predicting new flows due to the complexity of the spatial and temporal distributions of the infiltration, saturation and flow processes. In addition, the variables observed in the field and manually calibrated can be affected by the technological method of monitoring and treating the variables. There are few modeling studies in the world that present results on the validation component for rainfall events using LISEM.

Keywords: LISEM, sediment production, rainfall events, Passo Real reservoir

6.1 INTRODUÇÃO

Algumas projeções de crescimento populacional (SUMAN et al., 2021) alertam para a crescente demanda por alimentos no mundo (TIAN et al., 2021). Essa demanda tende a resultar na adoção de manejos agrícolas ainda mais intensivos. Além desses problemas, o crescimento das populações e o aumento das demandas alimentares e energéticas podem ser altamente afetados em decorrência das mudanças climáticas. Essas implicações tendem a afetar a gestão do solo e influenciar o funcionamento dos processos agroecológicos (DONG et al., 2021) e hidrológicos dos ecossistemas. Os cultivos excessivos em longo prazo tendem a aumentar as chances de problemas ambientais relacionados à degradação do solo. Essa problemática pode apresentar implicações ainda maiores quando existe a combinação entre os efeitos antropogênicos não conservacionistas e as causas naturais, como secas e inundações (SALEHPOUR JAM; MOSAFFAIE; TABATABAEI, 2021). Essas combinações causam impacto direto sobre a gestão dos recursos hídricos, principalmente relacionado à dinâmica de formação do escoamento e as perdas de solo.

As informações mais importantes no âmbito da gestão dos recursos hídricos são os registros de escoamento. No entanto, o monitoramento dessa variável, sobretudo em bacias hidrográficas de média e pequena escala, é muito limitado em países em desenvolvimento (RAWAT; SINGH; SZILARD, 2021). De acordo com isso, esforços devem ser despendidos para a obtenção de dados dessas variáveis hidrológicas. Como as práticas de monitoramento ainda são incipientes em países emergentes, o registro de variáveis hidrológicas, em médio e longo prazo, podem representar o primeiro passo para a aplicação em modelos hidrológicos. Os modelos podem representar um recurso de baixo custo para representar os processos hidrológicos, desde que baseados em monitoramento robusto de dados reais e embasados em princípios de calibração e validação.

Vários modelos hidrológicos de diferentes características foram desenvolvidos no mundo para representar as propriedades do solo na hidrologia, sendo que o processo de modelagem pode ser entendido como uma previsão de processos hidrológicos. Essa previsão é baseada em variáveis de entrada, como a precipitação, a área de drenagem e as características inerentes ao solo. Os modelos podem ser definidos como um conjunto de equações que calculam múltiplos parâmetros na tentativa de representar matematicamente as características de uma determinada área de captação de interesse (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015; SOOD; SMAKHTIN, 2015). Não existem informações claras sobre qual é o melhor modelo a

ser empregado para determinada finalidade. Por outro lado, o melhor modelo pode ser considerado aquele que oferece o desempenho mais próximo da realidade.

O Limburg Soil Erosion Model (LISEM) é um modelo de base física e foi desenvolvido com o propósito de simular o escoamento e a produção de sedimentos (DE ROO; JETTEN, 1999; DE ROO; OFFERMANS; CREMERS, 1996). A escala de avaliação do LISEM envolve a ocorrência de eventos individuais de chuva em bacias hidrográficas. Os modelos de base física representam matematicamente um fenômeno real através de variáveis observadas em funções de tempo e do espaço. Incluem um grande número de parâmetros para descrever matematicamente as características de uma bacia hidrográfica (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015).

Alguns estudos envolvendo o LISEM, com diferentes enfoques de aplicação, em algumas partes do mundo (DE ROO; JETTEN, 1999; DE ROO; WESSELING; RITSEMA, 1996; GRUM et al., 2017; HESSEL; TENGE, 2008; SHEIKH et al., 2010; STARKLOFF et al., 2018; TAKKEN et al., 1999; VAN DIJK; KWAAD, 1996; WU et al., 2021) e também no Brasil (DE BARROS et al., 2014, 2021b, 2021a; EBLING et al., 2021; JERSZURKI et al., 2021; RODRIGUES et al., 2014; SILVA et al., 2021; VARGAS et al., 2021b), mostraram resultados promissores em relação à capacidade do modelo em representar os processos hidrológicos de interesse. No entanto, poucos são os estudos de modelagem que envolveu o LISEM na representação de eventos em bacias hidrográficas caracterizadas de clima úmido com predominância de solos profundos, cultivados predominantemente sob plantio direto. Também pouco são os estudos que simularam um conjunto robusto de vários eventos, divididos em etapas de calibração e validação do modelo. Além disso, as drenagens das bacias investigadas drenam direto para o reservatório Passo Real, um dos maiores do sul do Brasil, com elevada importância na geração de energia e abastecimento regional. Usamos novamente o LISEM nesta tese porque durante os estudos do mestrado o modelo foi experimentado somente em etapa de calibração devido ao menor período de disponibilidade de dados. Agora testamos o modelo também na etapa de validação com outro conjunto robusto de eventos observados em período diferente aos eventos usados na calibração. Além disso, essa tese apresenta as simulações do componente erosivo do modelo, o que também não foi investigado no mestrado.

Portanto, o objetivo do estudo foi avaliar a eficiência e as limitações do LISEM para simular o escoamento superficial e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas pareadas. Nessas bacias predominam solos altamente intemperizados e ocupados com produção leiteira e grãos, condição de uso bastante frágil e diferente das quais o modelo já foi

testado. Os resultados deste estudo contribuem como uma iniciativa inédita e desafiadora em aplicar modelos para representar escoamento e produção de sedimentos em uma região fragilizada devido à agricultura intensiva e representativa das condições dominantes regionais.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo envolveu duas bacias hidrográficas rurais pareadas situadas no município de Quinze de Novembro, no Planalto Meridional do estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Com base em suas posições espaciais são denominadas de bacia norte (BN) e bacia sul (BS), com áreas de captação de 1,14 km² e 0,67 km², respectivamente. As elevações compreendem valores entre 347 e 430 m para BN e entre 340 e 407 m para BS. As drenagens principais possuem largura e profundidade de aproximadamente 1,5 a 2 metros e é vinculada à barragem Passo Real (Figura 1). Passo Real é considerado o maior lago artificial do Rio Grande do Sul e um dos maiores do sul do Brasil, com superfície alagada de aproximadamente 220 km², com grande importância para geração de energia a abastecimento (PEIXOTO; GUASSELLI; FILHO, 2017; PEIXOTO; FILHO; SANTOS, 2015). De acordo com a classificação climática de Köppen (ALVARES et al., 2013), o clima regional é classificado como subtropical úmido com verões quentes (Cfa).

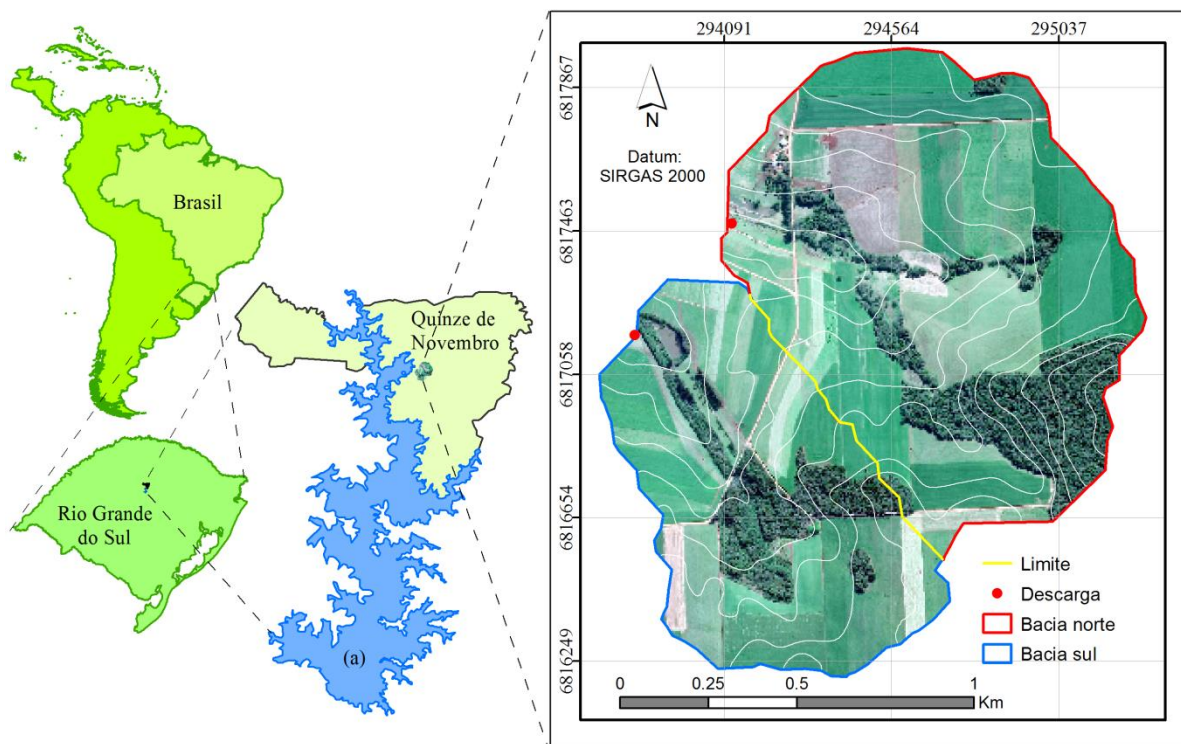


Figura 1: Área de estudo em Quinze de Novembro, sul do Brasil, do reservatório Passo Real (a) e das bacias hidrográficas norte e sul.

As classes de solos predominantes nas bacias hidrográficas norte e sul são Latossolo Vermelho Distroférico (46,7% e 47,7%), Argissolo Vermelho (24,4% e 16,9%), Nitossolo Vermelho (14,9% e 23,4%), Neossolo Regolítico e Litólico (9,0% e 6,6%), Gleissolo Háptico (5,1% e 0%) e Associação Neossolo/Gleissolo (0% e 5,5%), respectivamente. Os Latossolos Vermelhos Distroféricos são solos constituídos por material mineral em avançado estado de intemperização. Apresentam horizonte B latossólico precedido de qualquer tipo de horizonte A dentro de 200 cm de profundidade. Os Argissolos Vermelhos apresentam horizonte B textural imediatamente abaixo do horizonte A ou E, com argila de atividade alta ou baixa e saturação por bases baixas. Os Nitossolos Vermelhos são caracterizados pela presença do horizonte B nítico, com textura argilosa ou muito argilosa desde a superfície do solo. São solos formados por material mineral, com presença de cerosidade. Os Neossolos Regolíticos são solos pouco evoluídos, com profundidade maior que 50 cm e horizonte A sobre horizonte C ou Cr. Os Neossolos Litólicos possuem o horizonte A ascendente diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C, sobre material com mais de 90% de massa constituída por fragmentos rochosos. Os Gleissolos são caracterizados pela presença do horizonte glei tanto nos primeiros 50cm da superfície do perfil quanto entre 50 cm e 150 cm de profundidade,

desde que imediatamente abaixo do horizonte A ou E. Não há qualquer outro tipo de horizonte B diagnóstico (SANTOS et al., 2018).

A geologia das duas bacias hidrográficas é caracterizada por derrames bálticos, os quais originaram as rochas ígneas vulcânicas ricas em silicatos de magnésio e ferro, na era Mesozóica e no período Cretáceo. No período Paleógeno houve a formação Tupanciretã, caracterizado por depósitos sedimentares no leito dos reservatórios pela ação das enxurradas. A geomorfologia da região é caracterizada pelo relevo de suavemente ondulado. Em áreas de maior altitude é comum a ocorrência de relevo ondulado, apresentando drenagem regular (SPERANDIO; GOMES; VIÇOZZI, 2020).

Os usos dos solos predominantes consistem em agricultura envolvendo a produção de grãos de inverno e verão (Figura 2) sob sistema de cultivo mínimo e plantio direto, e a bovinocultura leiteira. A bovinocultura é caracterizada pelo sistema semi-intensivo, com animais alimentados com pastagens anuais e perenes e também recebendo suplementos. As culturas de grãos dominantes são aveia (*Avena sativa*), azevém (*Lolium multiflorum*), tifton (*Cynodon spp.*), sorgo (*Sorghum*), soja (*Glycine max*) e milho (*Zea mays*). Os usos são distribuídos sob o relevo suavemente ondulado a ondulado (Figura 3).

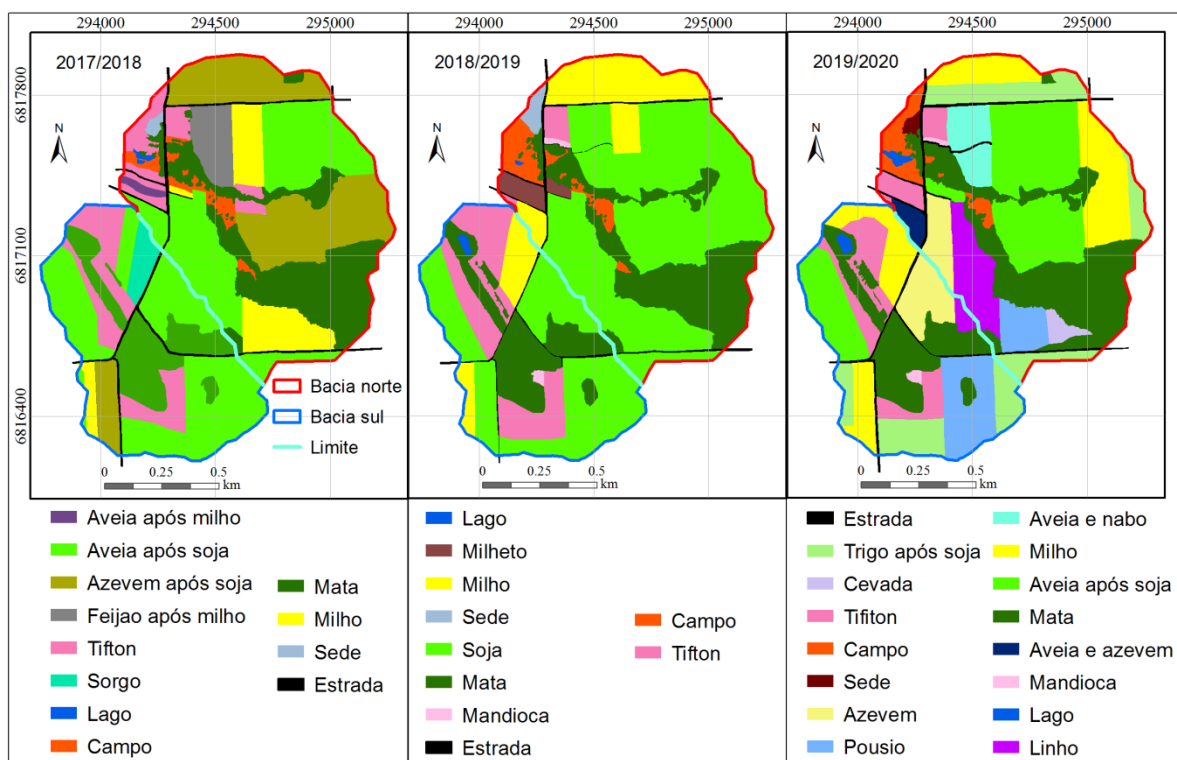


Figura 2: Histórico de usos do solo nas bacias hidrográficas norte e sul.

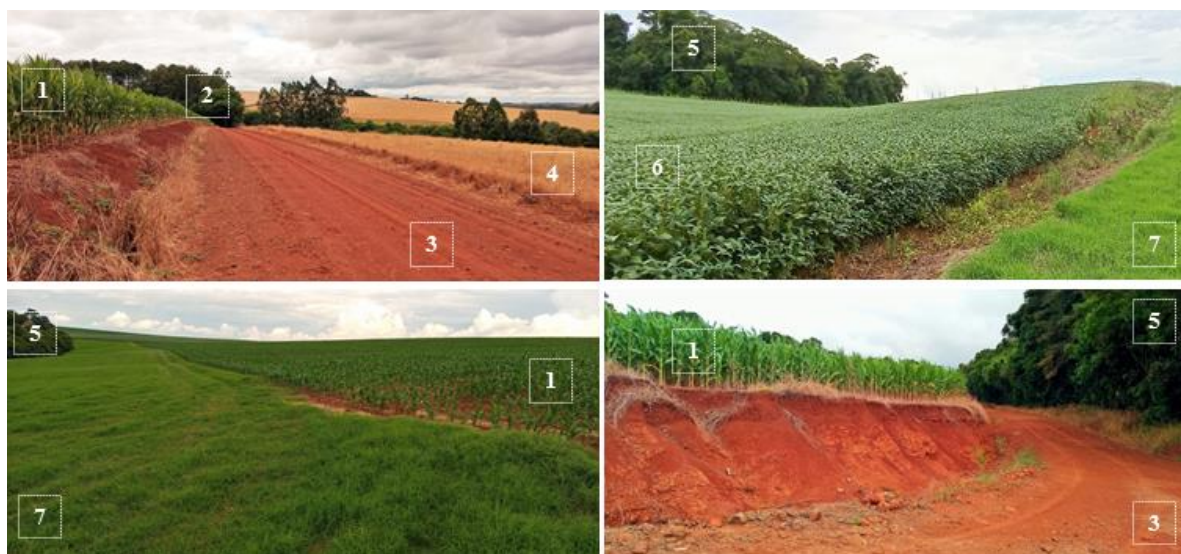


Figura 3: Usos do solo na paisagem. Milho (1), eucalipto (2), estrada não pavimentada (3), azevém após colheita (4), mata natural (5), soja (6) e tifton (7).

6.2.2 Parametrização do modelo: Calibração e validação

Parametrizamos o software de código aberto LISEM (Limburg Soil Erosion Model), versão 3.96 (DE ROO; JETTEN, 1999) para modelar escoamento e erosão em eventos de chuva individuais. O LISEM contempla as descrições dos processos do ciclo hidrológico e erosivo por meio de equações de base física. As simulações são realizadas em escala de eventos individuais, possibilitando modelar a formação do escoamento superficial e erosão. Os processos incorporados ao LISEM são a precipitação, interceptação, armazenamento de superfície em micro depressões, infiltração, movimento vertical da água no solo, fluxo terrestre, fluxo de canal, desprendimento por precipitação por fluxo terrestre e fluxo de canal, deposição terrestre e em canais, influência de rodas de trator e pequenas estradas não pavimentadas (DE ROO; WESSELING; RITSEMA, 1996).

Para operacionalizar o LISEM utilizamos o modelo digital de elevação das duas bacias hidrográficas pareadas, obtido em *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)*, com resolução espacial de 12,5 m, e reprocessado em resolução espacial de 5 m, uma resolução de dados mais alta, mas a uma taxa de processamento de dados mais lenta. Em cada célula as equações de base física são aplicadas onde, posteriormente, os cálculos propagam-se para a célula vizinha até o exutório da bacia, de acordo com a direção de fluxo. Em cada célula, a precipitação e a interceptação são calculadas pelo modelo. Posteriormente, infiltração e armazenamento de superfície são subtraídos para gerar a descarga líquida. O fluxo e

deposição de sedimentos são calculados usando os princípios de energia e fluxo para finalmente serem encaminhados para a saída da bacia através da propagação por onda cinemática (JETTEN, 2002).

A dinâmica de simulação com o LISEM é integrada em sistema de informação geográfica, denominado PCRaster, em interface NutShell (VARGAS et al., 2021a). Esse processo possibilita a entrada de dados especializados e a saída desses dados em mapas formato raster. Para esse estudo, primeiramente criamos quatro mapas básicos de entrada para cada bacia. Esses mapas representam as áreas superficiais das bacias, os modelos digitais de elevação, os tipos de solos e os usos do solo predominantes (EBLING et al., 2021) para as bacias hidrográficas norte e sul. Partindo dos quatro mapas iniciais, são gerados e especializados outras séries de planos cartográficos representado cada parâmetro físico-hídrico dos solos.

Obtemos os parâmetros necessários ao funcionamento do modelo (Tabela 1) por meio de campanhas em campo, análises laboratoriais, funções de pedotransferência e consulta à literatura. Determinamos alguns dos parâmetros de entrada por meio de amostragens de solo, em quatro trincheiras de 3 m de profundidade, em cada bacia hidrográfica. Coletamos amostras de solo preservadas com anéis concêntricos e amostras deformadas, em cada horizonte. Definimos os pontos de amostragem para representar os tipos e usos do solo. Nem todos os diferentes tipos de uso do solo puderam ser caracterizados. Os usos do solo não representados pela medição direta dependeram de interpolação para que usos semelhantes da terra recebessem os mesmos valores. O modelo foi parametrizado para duas camadas de solo, a saber: A primeira camada de 0 a 15 cm e a segunda camada entre 13 e 50 cm.

Determinamos os principais parâmetros de entrada no modelo (Tabela 1), a saber: Determinamos a condutividade hidráulica saturada do solo (K_{sat}) em laboratório com o uso de um permeâmetro de carga variável (GUBIANI et al., 2010). Calculamos a densidade do solo com base na massa e volume conhecido total do solo seco em estufa, onde definimos a porosidade total (θ_s) como: $(1 - \text{densidade aparente}/\text{densidade de partícula})$, onde assumimos que a última era de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$. Estimamos o potencial matricial na frente de umedecimento (ψ) e a umidade inicial do solo (θ_i) por meio de funções de pedotransferência ROSETTA, usando Hydrus 2D (TWARAKAVI; SAKAI; ŠIMŮNEK, 2009), de acordo com EBLING et al. (2021). Consultamos os valores de Manning (n) em HAAN; BARFIELD; HAYES (1993). Estimamos a porcentagem de solo coberto por vegetação ou serapilheira (Cob) e altura da planta (Alt) por meio de interpolação a partir de observações em campo. Atribuimos o índice de área foliar (Iaf) para diferentes estádios da cultura por meio das literaturas BAZANI et al.

(2016), FAGUNDES et al. (1999), FERREIRA et al. (2008), JAKELAITIS et al. (2006), RODRIGUES et al. (2016) e SANGOI et al. (2011). Determinamos a coesão do solo (CoS) com uso de um torvane, dispositivo de cisalhamento manual usado para a determinação rápida da resistência ao cisalhamento do solo saturado (SUN et al., 2016). Pesquisamos os valores de coesão das raízes (CoR) nas literaturas ALI; OSMAN (2008), MAMO; BUBENZER (2001), MAO et al. (2012), SCHMIDT et al. (2001), STOKES et al. (2009) e ZHOU; QI (2019). Determinamos o índice de estabilidade de agregados (Agg) por meio da contagem do número total de gotas necessárias para o agregado se romper e passar pela malha de 2,3 mm. Originamos os valores de rugosidade aleatória (Rr) por meio de um perfilômetro posicionado paralelamente e também perpendicular ao declive, obtendo-se o desvio padrão da rugosidade aleatória em um micro relevo. Consideramos a fração do solo coberto por pedras (Ped) com base em avaliações de campo.

Tabela 1: Parâmetros de entrada do LISEM para hidrologia e sedimento para diferentes usos do solo nas bacias hidrográficas norte e sul.

	Ksat	θ_s	ψ	θ_i	n	Cob	Alt	Iaf	CoS	CoR	Agg	Rr	Ped
Bacia hidrográfica norte (BN)													
Tifton	57,52	0,460	8,0	0,430	0,10	100	0,2	1,5	98,1	7,0	142	3,6	0,03
Soja	63,78	0,441	5,0	0,430	0,08	100	0,5	1,2	122,6	1,0	142	2,4	0,03
Sede	68,40	0,469	5,0	0,430	0,09	100	0,8	0,5	122,6	6,0	189	2,9	0,03
Milho	31,29	0,432	9,0	0,430	0,07	100	1,2	4,0	110,8	1,6	142	5,0	0,03
Aveia	19,99	0,469	5,0	0,430	0,07	100	0,2	1,2	196,1	6,0	189	3,7	0,03
Mata	57,00	0,442	8,0	0,430	0,09	100	7,0	5,0	169,7	95,0	117	2,4	0,03
Lago	0,00	0,100	5,0	0,100	0,10	0	0,0	0,0	13,0	0,0	140	1,0	0,03
Estrada	10,00	0,442	5,0	0,430	0,08	0	0,0	0,0	148,6	0,0	117	4,5	0,03
Campo	88,16	0,469	5,0	0,430	0,09	100	0,3	1,2	220,6	7,0	125	2,3	0,03
Bacia hidrográfica sul (BS)													
Tifton	41,15	0,454	8,0	0,410	0,12	95	0,2	1,2	115,2	7,0	123	3,6	0,03
Soja	39,13	0,435	5,0	0,410	0,13	95	0,5	1,2	73,5	1,0	123	2,4	0,03
Milho	14,76	0,421	9,0	0,410	0,13	95	1,4	1,5	85,8	1,6	200	5,1	0,03
Mata	46,23	0,437	6,8	0,410	0,13	95	7,0	5,0	115,2	95,0	123	3,2	0,03
Lago	1,00	0,416	1,0	0,410	0,15	95	0,0	0,1	1,0	0,0	20	1,0	0,01
Estrada	3,80	0,200	6,0	0,200	0,13	95	0,0	0,1	78,4	0,1	100	4,5	0,03

Ksat: condutividade hidráulica do solo saturado (mm h^{-1}); θ_s : porosidade total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); ψ : potencial matricial da frente de umedecimento (cm); θ_i : umidade inicial ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); n: coeficiente de rugosidade de Manning's; Cob: porcentagem de solo coberto por vegetação ou serapilheira (%); Alt: altura da planta (m); Iaf: índice de área foliar ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$); CoS: coesão do solo (kPa); CoR: coesão das raízes (kPa); Agg: estabilidade de agregados; RR: coeficiente de rugosidade aleatória; Ped: solo coberto por pedras (%).

Os eventos utilizados na modelagem foram observados por meio de monitoramento hidrossedimentométrico automático, entre março de 2018 e junho de 2021. A dinâmica do monitoramento contou com uma estrutura de calhas composta por sensores e estações de medição automatizadas, nas bacias hidrográficas norte (BN) e sul (BS). As duas estações eram equipadas com pluviômetro, sensor de nível de água (linígrafo) e turbidímetro, todos conectados a um datalogger. Os dados de precipitação, nível e turbidez da água eram registrados e armazenados em intervalos fixos de dez minutos. Durante o período de monitoramento automático foram observados 58 eventos caracterizados por baixas e altas intensidades de precipitação (SARCHANI; AWOL; TSANIS, 2021). Dividimos o banco de dados de eventos em dois grupos para as etapas de calibração e validação do modelo.

Calibramos o modelo com base em eventos de precipitação individuais (DE BARROS et al., 2021a; EBLING et al., 2021) observados em campanhas entre 2018 e 2019. Não foi possível simular eventos simultâneos para as bacias norte e sul devido a perdas de dados ou porque alguns eventos não foram representados pelo modelo. Avaliamos o processo de validação do modelo usando um conjunto de eventos observados em período diferente, ou seja, entre 2020 e 2021. As etapas de calibração e validação foram realizadas comparando o fluxo medido e simulado e o rendimento de sedimentos medido e simulado. O procedimento de calibração do LISEM é somente manual, não existe opção de ajuste automático. A calibração manual envolve o ajuste de alguns parâmetros por meio de um fator multiplicador integrado ao modelo. Como exemplo, se o parâmetro estabilidade de agregados receber um fator de ajuste de 1,10, significa que esse parâmetro será aumentado no modelo em 10%, e esse acréscimo é uniforme para todos os usos do solo na bacia modelada.

Determinamos as variáveis hidrossedimentológicas dos eventos simulados e empregados na modelagem, a saber: medimos a precipitação (P) e a intensidade máxima de precipitação em uma hora (IM_{1h}) diretamente pelos pluviógrafos. Separamos o escoamento total (E_{Total}), o escoamento de base (E_{Base}) e o escoamento superficial (E_{Sup}) pelo método gráfico (PAPPENBERGER; BEVEN, 2004). Calculamos o coeficiente de escoamento (C) considerando a razão entre o volume de água de escoamento e de precipitação. Estimamos a concentração de sedimentos em suspensão máxima ($C_{ssMáx}$) de acordo com a equação de calibração elaborada por meio dos sedimentos suspensos amostrados (SHREVE; DOWNS, 2005). Calculamos o rendimento total de sedimentos pela propagação da vazão (Ls^{-1}); volume por unidade de tempo, e a concentração de sedimentos em suspensão ($mg L^{-1}$); massa por unidade de volume, integrados no tempo (MINELLA et al., 2009).

Modelamos a geração de escoamento superficial optando pelo modelo de infiltração Green-Ampt (DE BARROS et al., 2021a), integrado à plataforma LISEM. Em relação à modelagem do componente erosivo do modelo, adotamos a equação do EUROSEM (European Soil Erosion Model) (MORGAN; QUINTON; SMITH; GOVERS; POESEN; AUERSWALD; CHISCI; TORRI; STYCZEN; FOLLY, 1998), integrada ao LISEM. Essa equação é uma atualização recente do LISEM, onde é apresentado um novo índice de eficiência de desagregação (y) aplicado para cálculo das variáveis erosivas. Adotamos o espaço de andamento dos cálculos das simulações em 30 segundos (KVÆRNØ; STOLTE, 2012), para as etapas de calibração e validação.

Avaliamos estatisticamente os resultados das etapas de calibração e validação do modelo por meio do viés percentual (PBIAS) (DE BARROS et al., 2014). Para o escoamento, consideramos um desvio $> 25\%$ crítico. Para a produção de sedimentos adotamos um desvio de até 55% (MORIASI et al., 2007). Tomamos o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970) como referência para comparar hidrogramas simulados e medidos, a saber: Coeficiente $NSE = 1$ indica ajuste perfeito dos dados simulados em relação aos dados observados; $NSE > 0,75$ indica que o desempenho do modelo é considerado bom; NSE entre $0,36$ e $0,75$ indica desempenho do modelo aceitável e $NSE < 0,36$ indica desempenho do modelo inaceitável.

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Calibração

Calibramos um conjunto de 25 eventos de chuva-vazão-sedimentos para a bacia hidrográfica norte (BN) (Tabela 2) e bacia hidrográfica sul (BS) (Tabela 3), entre 2018 e 2019. Os eventos observados nas duas bacias representaram heterogeneidade em sua distribuição ao longo desse período, com diferentes intensidades de precipitação e de vazões. Geralmente, todos os hidrogramas e sedimentogramas dos eventos calibrados para BN e BS exibiram uma reação comparativamente rápida às precipitações em termos de aumento e diminuição, respectivamente, no início e após as chuvas (Figura 4), o que é típico para pequenas bacias hidrográficas, onde o escoamento reage muito rápido na precipitação.

Os eventos calibrados na bacia norte (BN) apresentaram precipitações totais (P) entre $8,9$ e $81,8$ mm. Por outro lado, os eventos calibrados da bacia sul exibiram precipitações maiores, entre $17,0$ e $106,3$ mm. As intensidades máximas de precipitação em uma hora ($I_{\text{máx}}$

ih) variaram entre 4,8 e 44,9 na bacia norte e entre 3,1 e 30,0 na bacia sul. Ou seja, os eventos calibrados da bacia norte exibiram intensidade maior, mesmo com acumulados totais menores que a bacia sul. As vazões de pico específicas ($Q_{\text{pico esp}}$) variaram entre 66,7 e 25.632,4 L s⁻¹ km⁻² na bacia norte ($p < 0,01$) e entre 113,7 e 19.488,9 L s⁻¹ km⁻² na bacia sul ($p < 0,01$). O coeficiente de escoamento superficial (C) alternou entre 0,4 e 22,0% para a bacia norte ($p < 0,001$) e entre 0,5 e 70,3% na bacia sul ($p < 0,001$). A produção total de sedimentos específica ($PS_{\text{total esp}}$) observada mostrou valores entre 2,23 e 118,64 Mg km² em BN ($p < 0,001$) e entre 0,04 e 38,23 Mg km² em BS ($p < 0,001$) (Tabelas 2 e 3).

A Tabela 2 mostra os resultados das variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas dos eventos calibrados para a bacia norte. O modelo representou satisfatoriamente a hidrologia em 21 dos 25 eventos avaliados na etapa de calibração do escoamento superficial da bacia norte, admitidos pelo coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE). Cinco eventos apresentaram coeficiente NSE maior que 0,75 nessa bacia, indicando que o desempenho do modelo foi considerado bom (MORIASI et al., 2007). A melhor aproximação entre o escoamento superficial medido e o simulado para a bacia norte foram os eventos de 02/08/19, 06/09/19, 07/09/19 e 02/10/19, com valores de NSE entre 0,81 até 0,94. Por outro lado, quatro eventos dessa bacia também apresentaram desempenho insatisfatório, ou seja, com valores de NSE variando entre 0,01 e 0,33. O viés percentual (PBIAS) alterou entre -69,7 e 36,3% para o escoamento superficial, entre -80,6 e 34,8 para a vazão de pico e entre -20,6 e 10,7 para o tempo de pico. Em relação à calibração da produção de sedimentos da bacia norte, cinco eventos apresentaram NSE entre 0,78 e 0,89, dezenove eventos apresentaram NSE entre 0,36 até 0,71 e um evento apresentou desempenho insatisfatório, com NSE de 0,09. O viés percentual variou entre -50,9 e 73,7% para produção total de sedimentos e entre -13,3 e 38,3% para o tempo de pico entre os sedimentogramas observados e simulados (Tabela 2).

A Tabela 3 mostra as variáveis hidrossedimentológicas simuladas e observadas dos eventos calibrados para a bacia sul. O modelo representou satisfatoriamente a hidrologia em 23 dos 24 eventos avaliados na etapa de calibração do escoamento superficial da bacia sul, admitidos pelo coeficiente NSE. Onze eventos apresentaram coeficiente NSE maior que 0,75 nessa bacia, indicando que o desempenho do modelo foi considerado bom. A melhor aproximação entre o escoamento superficial medido e o simulado para a bacia sul foram os eventos de 10/02/19, 05/03/19 e 06/03/19, com valores de NSE entre 0,89 até 0,92. Por outro lado, dois eventos dessa bacia também apresentaram desempenho insatisfatório, ou seja, com valores de NSE entre 0,07 e 0,28. O viés percentual (PBIAS) variou entre -56,9 e 54,9% para o escoamento superficial, entre -76,4 e 20,4 para a vazão de pico e entre -22,9 e 7,9 para o

tempo de pico das vazões. Em relação à calibração da produção de sedimentos da bacia sul, nove eventos apresentaram NSE entre 0,77 e 0,88, treze eventos apresentaram NSE entre 0,36 até 0,71 e três eventos apresentaram desempenho insatisfatório, com NSE entre -0,29 e 0,35. O viés percentual variou entre -94,59 e 51,10% para produção total de sedimentos e entre -75,00 e 8,33% para o tempo de pico entre os sedimentogramas observados e simulados (Tabela 3).

Na etapa de calibração do modelo foram necessárias alterações em alguns dos parâmetros de entrada do LISEM. Essas mudanças nos valores foram necessárias para simular todos os eventos simulados nas bacias hidrográficas norte e sul. Em relação à calibração dos eventos da bacia norte, para ajustar o volume do escoamento superficial simulado em relação ao observado, os valores de condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) e umidade inicial do solo (θ_i) foram diminuídos em 78,5% e 5,5%, respectivamente. Os valores dos coeficientes de Manning que influenciam o tempo de pico dos hidrogramas, não demandaram alterações para essa bacia. Já em relação à componente erosiva da bacia norte, para ajustar os volumes de produção de sedimentos observada e simulada, os parâmetros estabilidade de agregados (Agg) e coesão do solo (CoS) foram diminuídos em 21,4% e 21,8%, respectivamente. Os valores de coesão das raízes (CoR) permaneceram inalterados.

No procedimento de calibração dos eventos da bacia sul também foram necessárias alterações de parâmetros, embora em menor amplitude. Os valores de condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) e umidade inicial do solo (θ_i) foram diminuídos em 49,1% e 2,5%, respectivamente. Os valores dos coeficientes de Manning foram aumentados em 4,8%. Já em relação à componente erosiva da bacia sul, os parâmetros estabilidade de agregados (Agg), coesão do solo (CoS) e coesão das raízes (CoR) foram diminuídos em 4,6%, 4,6% e 1,6%, respectivamente. Os parâmetros finais de saída do LISEM calibrados e utilizados na etapa de validação da bacia norte e bacia sul são mostrados na Tabela 4.

Um gráfico padrão contendo precipitação (P), vazões observadas (Q_{Obs}) e simuladas (Q_{Sim}) e produção total de sedimentos observado (PS_{Obs}) e simulado (PS_{Sim}) é mostrado para as bacias hidrográficas norte (BN) e sul (BS) para avaliar a qualidade do modelo na etapa de calibração (Figura 4). Os eventos de 15/05/2018 e 25/12/2018 apresentam coeficiente NSE de 0,68 e 0,72 para ajuste das vazões observadas e simuladas; e NSE de 0,74 e 0,78 para ajuste da produção total de sedimentos observados e simulados, respectivamente, para a bacia norte (BN). Os eventos de 29/06/2018 e 10/05/2019 apresentam coeficiente NSE de 0,54 e 0,80 para ajuste das vazões; e NSE de 0,75 e 0,78 para ajuste da produção total de sedimentos observados e simulados, respectivamente, para a bacia sul (BS) (Figura 4).

Tabela 2: Variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas na etapa de calibração do LISEM, para a bacia hidrográfica norte (BN).

Evento	P (mm)	I _{máx 1h} (mm)	Q _{pico esp} (L s ⁻¹ km ⁻²)	C (%)	PS _{total esp} (Mg km ²)	Q _{pico} (L s ⁻¹)		T _{pico} (min)		E _{sup} (mm)		P _{BIAS} E _{sup}			NSE Hid	PS _{total} (Mg)		P _{BIAS} PS _{total}		NSE PS _{total}
						Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Q _{pico}	T _{pico}	E _{sup}		Obs	Sim	(kg)	T _{pico}	
15/05/18	80,9	38,6	823,6	2,1	18,69	891,3	675,4	170	180	1,7	1,4	-24,2	5,9	-18,2	0,68	20,1	15,5	-23,0	5,9	0,74
25/12/18	46,9	8,4	527,9	4,7	30,39	571,3	540,7	120	120	1,8	1,8	-5,4	0,0	0,2	0,72	32,0	33,7	5,3	0,0	0,78
10/05/19	79,9	11,3	1.224,8	9,5	82,58	1.392,7	1300,7	180	180	7,6	3,2	-6,6	0,0	-57,7	0,69	93,9	58,7	-37,5	5,9	0,61
21/05/19	37,7	4,8	312,9	2,7	11,41	355,8	330,8	160	170	1,0	0,8	-7,0	6,3	-19,8	0,80	13,0	21,3	64,4	18,8	0,70
25/05/19	27,4	4,8	414,3	8,5	22,28	471,0	205,8	640	640	1,8	0,9	-56,3	0,0	-50,6	0,56	24,7	18,6	-24,4	4,8	0,86
27/05/19	37,2	15,6	1.053,7	17,7	70,42	1.198,1	761,7	450	450	2,1	2,1	-36,4	0,0	0,9	0,67	78,9	47,8	-39,4	-2,1	0,44
30/05/19	8,9	5,5	228,8	2,7	10,61	260,2	193,2	110	110	0,3	0,2	-25,7	0,0	-41,3	0,49	12,1	17,1	41,4	8,3	0,36
30/05/19	11,3	5,0	674,0	13,2	27,93	766,4	180,8	170	180	1,2	0,4	-76,4	5,9	-63,2	0,01	31,8	29,7	-6,5	0,0	0,73
30/06/19	60,7	7,7	751,8	5,5	29,90	854,8	343,8	770	760	2,8	3,1	-59,8	-1,3	13,2	0,51	34,0	47,3	39,3	0,0	0,70
22/07/19	19,7	7,9	66,7	0,8	2,23	75,8	77,9	310	320	0,1	0,1	2,7	3,2	-9,2	0,56	2,5	2,1	-17,9	6,7	0,44
23/07/19	59,5	11,5	601,6	8,5	47,88	684,0	315,1	580	590	5,0	4,1	-53,9	1,7	-18,4	0,66	54,4	39,5	-27,4	0,0	0,70
02/08/19	19,7	6,7	184,2	1,6	3,84	123,4	129,5	190	200	0,3	0,3	4,9	5,3	-5,1	0,94	2,6	3,4	30,7	0,0	0,72
30/08/19	43,2	8,4	115,2	1,1	5,10	77,2	101,6	630	500	0,5	0,4	31,7	-20,6	-3,8	0,33	3,4	1,7	-50,9	38,3	0,09
06/09/19	25,4	13,4	536,6	3,0	16,37	359,5	371,3	280	290	0,8	0,7	3,3	3,6	-5,0	0,90	10,8	11,1	3,0	0,0	0,68
07/09/19	17,8	17,8	619,4	5,9	31,05	415,0	337,3	740	730	1,1	0,7	-18,7	-1,4	-32,0	0,82	20,8	21,4	3,1	1,4	0,68
18/09/19	19,7	5,3	144,8	1,6	2,71	97,0	93,0	560	590	0,4	0,3	-4,2	5,4	-28,0	0,42	1,8	1,5	-16,9	7,1	0,54
02/10/19	39,1	13,7	276,2	1,2	7,14	185,1	187,9	280	310	0,5	0,5	1,5	10,7	7,9	0,48	4,8	4,9	3,2	6,9	0,58
02/10/19	18,7	6,0	331,3	3,0	6,09	222,0	230,6	820	820	0,5	0,7	3,9	0,0	35,4	0,81	4,2	3,6	-14,9	1,2	0,66
04/10/19	39,6	17,5	1.578,7	9,9	49,10	1.057,7	895,4	670	680	3,9	2,2	-15,3	1,5	-44,3	0,74	32,8	30,5	-7,3	0,0	0,63
16/10/19	19,9	21,6	709,7	3,2	18,55	475,5	641,1	360	350	1,3	1,6	34,8	-2,8	20,5	0,31	12,4	11,8	-5,0	0,0	0,47
17/10/19	23,3	17,0	914,5	4,0	14,57	612,7	637,7	260	270	1,3	1,1	4,1	3,8	-17,3	0,52	9,8	8,1	-17,2	0,0	0,55
20/10/19	37,2	27,6	4.831,5	8,6	33,84	3.237,0	1016,0	270	280	3,2	2,8	-68,6	3,7	-13,3	0,51	22,7	39,4	73,7	0,0	0,89
27/10/19	45,8	17,0	1.029,4	4,8	19,26	689,6	524,7	450	380	2,2	3,0	-23,9	-15,6	36,3	0,65	12,9	17,1	32,6	-13,3	0,85
30/10/19	81,8	44,9	25.632,4	22,0	118,64	17.173,1	3325,9	300	290	18,0	5,5	-80,6	-3,3	-69,7	0,27	79,5	64,9	-18,4	0,0	0,79
26/11/19	47,8	29,5	331,3	0,4	6,58	222,0	160,7	200	200	0,2	0,1	-27,6	0,0	-33,9	0,59	4,4	3,3	-26,2	0,0	0,74

P: precipitação; I_{máx 1h}: intensidade máxima em uma hora; Q_{pico esp}: vazão de pico específica; C: coeficiente de escoamento; Q_{pico}: vazão de pico; T_{pico}: tempo de pico; E_{sup}: escoamento superficial; P_{BIAS}: porcentagem de BIAS; NSE: coeficiente de Nash e Sutcliffe; PS_{total esp}: produção total de sedimentos específica; PS_{total}: produção total de sedimentos; Obs: observado e Sim: simulado.

Tabela 3: Variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas na etapa de calibração do LISEM, para a bacia hidrográfica sul (BS).

Evento	P (mm)	I _{máx 1h} (mm)	Q _{pico esp} (L s ⁻¹ km ⁻²)	C (%)	PS _{total esp} (Mg km ²)	Q _{pico} (L s ⁻¹)		T _{pico} (min)		E _{sup} (mm)		P _{BIAS} E _{sup}		NSE Hid	PS _{total} (Mg)		P _{BIAS} PS _{total}		NSE PS _{total}	
						Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Q _{pico}	T _{pico}		E _{sup}	Obs	Sim	(kg)		T _{pico}
29/06/18	28,3	12,0	1.236,6	29,7	1,95	828,5	852,8	200	190	8,4	5,3	2,9	-5,0	-37,0	0,54	1,31	0,83	-36,9	0,0	0,75
20/07/18	25,9	7,0	493,5	6,8	0,49	330,6	322,7	360	360	1,8	2,1	-2,4	0,0	18,2	0,69	0,30	0,24	-19,3	-2,9	0,75
10/02/19	23,3	22,6	113,7	0,6	0,04	36,5	67,2	80	80	0,1	0,1	-11,9	0,0	2,9	0,89	0,02	0,02	6,6	0,0	0,77
05/03/19	63,1	30,0	989,2	5,1	5,24	662,8	686,5	300	300	2,4	2,7	3,6	0,0	13,8	0,91	3,47	3,42	-1,4	6,9	0,57
06/03/19	25,4	19,9	814,7	9,2	3,77	545,8	525,9	130	130	2,3	2,0	-3,7	0,0	-12,9	0,92	2,49	2,23	-10,3	8,3	0,85
08/03/19	21,1	10,8	355,1	5,5	1,18	237,9	257,0	340	350	1,2	1,1	8,0	2,9	-9,1	0,65	0,77	0,68	-12,0	2,9	0,67
16/03/19	82,6	16,8	531,9	3,1	3,55	359,3	342,4	1.090	1.110	2,3	2,4	-4,7	1,8	3,1	0,83	2,40	1,82	-23,9	0,0	0,81
10/05/19	74,9	10,3	1.215,9	6,2	7,35	821,5	836,7	240	240	4,7	4,1	1,8	0,0	-11,1	0,80	4,84	2,34	-51,7	4,3	0,88
27/05/19	38,4	5,8	274,2	2,6	2,02	185,3	216,8	380	390	1,1	1,2	17,0	2,6	3,9	0,28	1,37	0,85	-37,8	2,6	0,71
30/08/19	44,4	3,1	205,6	3,4	0,57	137,8	107,3	640	560	0,6	0,7	-22,1	-12,5	14,8	0,65	0,18	0,11	-37,0	3,1	0,35
06/09/19	31,2	6,2	322,8	3,1	1,12	216,3	223,4	270	270	1,1	1,0	3,3	0,0	-5,5	0,81	0,72	0,52	-28,3	3,7	0,74
07/09/19	17,0	7,4	244,6	2,6	1,27	163,9	197,3	580	580	0,6	0,7	20,4	0,0	19,6	0,77	0,71	0,74	3,6	1,7	0,31
04/10/19	37,2	8,4	1.575,9	11,1	4,45	1.055,8	875,2	440	430	4,1	3,4	-17,1	-2,3	-18,3	0,66	2,98	2,12	-28,9	2,4	0,85
16/10/19	28,8	8,2	520,1	4,7	0,83	348,4	364,0	150	160	1,3	1,3	4,5	6,7	-5,0	0,61	0,56	0,39	-29,9	6,7	0,69
17/10/19	21,6	9,6	776,1	6,2	0,88	519,9	525,3	210	220	1,3	1,2	1,0	4,8	-9,0	0,76	0,59	0,50	-15,2	0,0	0,87
20/10/19	36,7	7,7	950,6	2,1	0,79	636,9	575,6	250	250	2,5	1,8	-9,6	0,0	-26,9	0,64	0,53	0,37	-31,4	0,0	0,84
30/10/19	84,7	20,9	19.488,9	70,3	38,23	13.057,1	3.081,0	330	350	59,5	25,7	-76,4	6,1	-56,9	0,37	25,61	38,70	51,1	3,0	0,41
03/11/19	106,3	6,5	1.737,4	20,7	9,82	1.164,0	970,6	1.450	1.280	19,4	17,2	-16,6	-11,7	-11,0	0,50	9,20	5,71	-38,0	7,3	0,40
07/11/19	49,2	8,4	2.015,7	13,2	3,80	1.350,5	1.216,8	350	270	6,5	8,2	-9,9	-22,9	26,6	0,57	2,54	2,42	-4,9	0,0	0,60
26/11/19	48,0	7,7	373,5	1,9	1,22	250,2	298,7	200	200	1,0	1,0	19,4	0,0	7,8	0,77	0,82	0,04	-94,6	-75,0	-0,29
09/01/20	70,6	9,4	658,8	2,4	1,37	441,4	369,1	1.480	1.490	1,7	2,6	-16,4	0,7	54,9	0,07	0,92	0,07	-92,5	0,0	0,52
15/01/20	37,9	9,8	125,3	0,5	0,50	83,9	88,1	130	140	0,2	0,2	5,0	7,7	20,9	0,76	0,34	0,04	-88,1	0,0	0,46
15/03/20	79,9	19,7	1.226,2	3,5	5,38	821,5	829,5	120	110	2,8	2,2	1,0	-8,3	-22,3	0,84	3,60	0,81	-77,6	-8,3	0,86
06/04/20	41,0	3,1	205,6	1,1	0,84	137,8	152,0	380	410	0,5	0,4	10,3	7,9	-3,7	0,56	0,56	0,07	-87,9	5,1	0,63
12/05/20	41,0	4,6	322,8	4,2	1,66	216,3	214,9	380	410	1,4	0,9	-0,6	7,9	-34,9	0,89	1,12	0,14	-87,5	4,3	0,92

P: precipitação; I_{máx 1h}: intensidade máxima em uma hora; Q_{pico esp}: vazão de pico específica; C: coeficiente de escoamento; Q_{pico}: vazão de pico; T_{pico}: tempo de pico; E_{sup}: escoamento superficial; PBIAS: porcentagem de BIAS; NSE: coeficiente de Nash e Sutcliffe; PS_{total esp}: produção total de sedimentos específica; PS_{total}: produção total de sedimentos; Obs: observado e Sim: simulado.

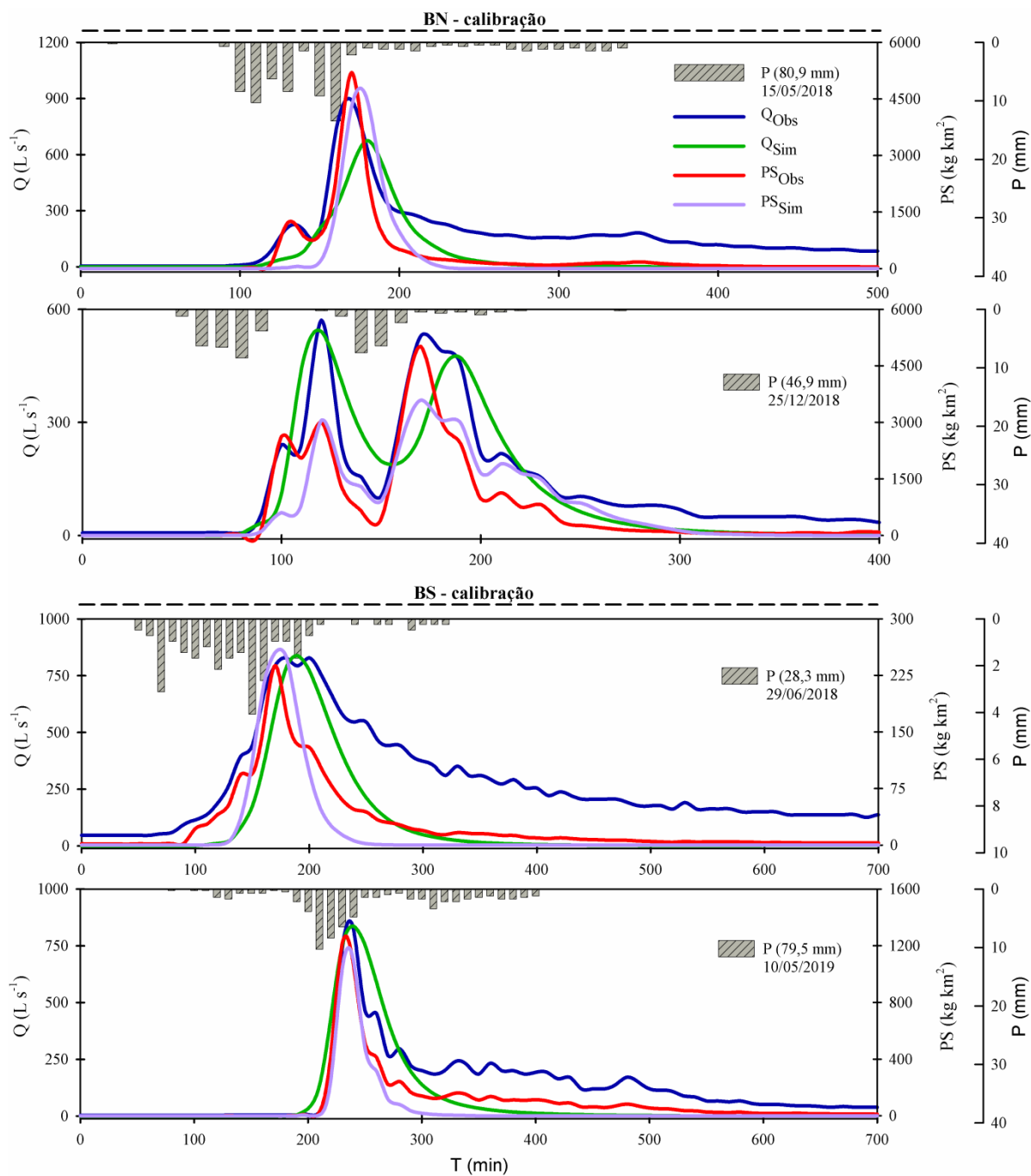


Figura 4: Etapa de calibração do modelo: BN: bacia hidrográfica norte; BS: bacia hidrográfica sul; P: precipitação; Q_{Obs} : vazão observada; Q_{Sim} : vazão simulada; PS_{Obs} : produção de sedimentos observada; PS_{Sim} : produção de sedimentos simulada e T: tempo.

Tabela 4: Parâmetros de saída do LISEM calibrados para hidrologia e sedimento para diferentes usos do solo nas bacias hidrográficas norte e sul.

	Ksat	θ_s	ψ	θ_i	n	Cob	Alt	Iaf	CoS	CoR	Agg	Rr	Ped
Bacia hidrográfica norte (BN)													
Tifton	12,37	0,460	8,0	0,406	0,10	100	0,2	1,5	76,7	7,0	112	3,6	0,03
Soja	13,71	0,441	5,0	0,406	0,08	100	0,5	1,2	95,9	1,0	112	2,4	0,03
Sede	14,71	0,469	5,0	0,406	0,09	100	0,8	0,5	95,9	6,0	149	2,9	0,03
Milho	6,73	0,432	9,0	0,406	0,07	100	1,2	4,0	86,7	1,6	112	5,0	0,03
Aveia	4,30	0,469	5,0	0,406	0,07	100	0,2	1,2	153,4	6,0	149	3,7	0,03
Mata	12,26	0,442	8,0	0,406	0,09	100	7,0	5,0	132,7	95,0	92	2,4	0,03
Lago	0,00	0,100	5,0	0,095	0,10	0	0,0	0,0	10,2	0,0	110	1,0	0,00
Estrada	2,15	0,442	5,0	0,406	0,08	0	0,0	0,0	116,2	0,0	92	4,5	0,03
Campo	18,96	0,469	5,0	0,406	0,09	100	0,3	1,2	172,5	7,0	98	2,3	0,03
Bacia hidrográfica sul (BS)													
Tifton	20,95	0,454	8,00	0,400	0,13	95	0,2	1,2	109,9	6,9	117	3,6	0,03
Soja	19,92	0,435	5,00	0,400	0,14	95	0,5	1,2	70,2	0,9	117	2,4	0,03
Milho	7,51	0,421	9,00	0,400	0,14	95	1,4	1,5	81,9	1,6	191	5,1	0,03
Mata	23,53	0,437	6,80	0,400	0,14	95	7,0	5,0	109,9	93,5	117	3,2	0,03
Lago	0,00	0,416	1,00	0,400	0,16	95	0,0	0,0	0,9	0,0	19	1,0	0,00
Estrada	1,93	0,200	6,00	0,195	0,14	95	0,0	0,1	74,8	0,1	95	4,5	0,03

Ksat: condutividade hidráulica do solo saturado (mm h^{-1}); θ_s : porosidade total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); ψ : potencial matricial da frente de umedecimento (cm); θ_i : umidade inicial ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$); n: coeficiente de rugosidade de Manning's; Cob: porcentagem de solo coberto por vegetação ou serapilheira (%); Alt: altura da planta (m); Iaf: índice de área foliar ($\text{m}^2 \text{m}^2$); CoS: coesão do solo (kPa); CoR: coesão das raízes (kPa); Agg: estabilidade de agregados; RR: coeficiente de rugosidade aleatória; Ped: solo coberto por pedras (%).

6.3.2 Validação

Na fase de validação do modelo utilizamos um conjunto de 25 eventos de chuva-vazão-sedimentos observados na bacia hidrográfica norte (BN) (Tabela 5). Também processamos outro banco de dados envolvendo 23 eventos observados na bacia hidrográfica sul (BS) (Tabela 6). Os dois conjuntos de eventos das duas bacias, simulados na etapa de validação do modelo, foram observados entre 2020 e 2021. Ou seja, compreendem um período de monitoramento diferente daqueles eventos envolvidos na etapa de simulações para a calibração do LISEM, como descrito no tópico 5.3.1.

Os eventos observados e validados nas duas bacias representaram heterogeneidade em sua distribuição ao longo desse período, com diferentes intensidades de precipitação e de vazões. Comumente, todos os hidrogramas e sedimentogramas dos eventos utilizados na validação para BN e BS exibiram uma reação comparativamente rápida às precipitações em termos de aumento e diminuição, respectivamente, no início e após as chuvas (Figura 5), pois

o escoamento reagiu muito rápido na precipitação. Nos eventos observados e utilizados na fase da validação, geralmente as maiores vazões específicas ocorreram ($Q_{\text{pico esp}}$) na bacia sul, enquanto que as maiores produções totais de sedimentos específicas ($PS_{\text{total esp}}$) ocorreram na bacia norte. Normalmente, as maiores vazões e produção de sedimentos coincidiam com as maiores precipitações totais nas duas bacias hidrográficas. No entanto, o evento de 11/07/20 da bacia norte apresentou elevada vazão específica ($Q_{\text{pico esp}}$) diante de uma precipitação total (P) de 9,1 mm. No entanto, entre cinco e treze dias antes ocorreram dois eventos extremos, com precipitações totais de 155,5 e 145,9 mm.

Os eventos validados na bacia norte (BN) e bacia sul (BS) apresentaram precipitações totais (P) entre 9,1 e 155,5 mm e entre 13,9 e 153,1 mm, respectivamente. As intensidades máximas de precipitação em uma hora ($I_{\text{máx 1h}}$) variaram entre 6,2 e 43,9 na bacia norte e entre 1,7 e 19,7 na bacia sul. Ou seja, os eventos validados da bacia norte exibiram intensidade maior. As vazões de pico específicas ($Q_{\text{pico esp}}$) variaram entre 30,9 e 3.170,2 $L s^{-1} km^{-2}$ na bacia norte ($p < 0,001$) e entre 0,004 e 3.630,1 $s^{-1} km^{-2}$ na bacia sul ($p < 0,001$). O coeficiente de escoamento superficial (C) alternou entre 0,1 e 14,9% para a bacia norte ($p < 0,001$) e entre 0,02 e 14,0% na bacia sul ($p < 0,001$). A produção total de sedimentos específica ($PS_{\text{total esp}}$) observada mostrou valores entre 1,11 e 148,94 $Mg km^2$ em BN ($p < 0,001$) e entre 0,02 e 28,48 $Mg km^2$ em BS ($p < 0,001$) (Tabelas 5 e 6). Geralmente o modelo subestimou a vazão simulada (Q_{Sim}) em relação à observada (Q_{Obs}) na fase de validação, para as duas bacias hidrográficas. Já em relação à componente erosiva, o modelo subestimou a produção total de sedimentos (PS_{Sim}) em relação à observada (PS_{Obs}) na bacia norte; e superestimou para a bacia sul.

A Tabela 5 mostra os resultados das variáveis hidrossedimentológicas simuladas e observadas dos eventos validados para a bacia norte. O modelo representou satisfatoriamente a hidrologia em dois dos 23 eventos avaliados na etapa de validação do escoamento superficial da bacia norte, admitidos pelo coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE). A melhor aproximação entre o escoamento superficial medido e o simulado para a bacia norte foram os eventos de 05/01/21, 30/01/21 e 14/02/21, com valores de NSE entre 0,37 até 0,58. O viés percentual (PBIAS) variou entre -93,8 e 761,4% para o escoamento superficial, entre -92,6 e 318,8 para a vazão de pico e entre -54,3 e 66,7 para o tempo de pico. Em relação aos resultados da etapa de validação da produção de sedimentos da bacia norte, o evento de 28/01/21 apresentou NSE de 0,47. Todos os demais eventos não apresentaram resultados estatísticos satisfatórios para a etapa de validação do componente erosivo da bacia norte. O

viés percentual variou entre -98,1 e 443,3% para produção total de sedimentos e entre -68,3 e 145,0% para o tempo de pico entre os sedimentogramas observados e simulados (Tabela 5).

A Tabela 6 mostra as variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas dos eventos validados para a bacia sul. O modelo representou satisfatoriamente a hidrologia em 09 dos 23 eventos avaliados na etapa de validação do escoamento superficial da bacia sul, admitidos pelo coeficiente NSE. Os eventos de 05/01/21 e 30/01/21 apresentaram coeficiente NSE de 0,84 e 0,88, sendo as melhores aproximações entre o escoamento superficial medido e o simulado para a bacia sul. O viés percentual (PBIAS) variou entre -94,2 e 162,7% para o escoamento superficial, entre -89,4 e 61,3 para a vazão de pico e entre -11,8 e 18,2 para o tempo de pico das vazões. Em relação à tentativa de validação da produção de sedimentos da bacia sul, seis eventos apresentaram resultados satisfatórios, com NSE entre 0,36 e 0,85. O viés percentual variou entre 0,01 e 19,08% para produção total de sedimentos e entre 0,05 e 1,23% para o tempo de pico entre os sedimentogramas observados e simulados (Tabela 6).

Um gráfico padrão contendo precipitação (P), vazões observadas (Q_{Obs}) e simuladas (Q_{Sim}) e produção total de sedimentos observado (PS_{Obs}) e simulado (PS_{Sim}) é mostrado para as bacias hidrográficas norte (BN) e sul (BS) para avaliar a qualidade do modelo na etapa de validação (Figura 5). O evento de 29/06/2020 apresentou a ocorrência de um evento extremo (155,5mm) na bacia norte. Esse evento não apresentou resultados satisfatórios na etapa de validação do modelo para ajuste das vazões observadas e simuladas; e para ajuste da produção total de sedimentos observados e simulados, respectivamente, para a bacia norte (BN). Por outro lado, já o evento de 28/01/21, apresentou um ajuste aceitável para o sedimentograma (NSE = 0,47), mas estatisticamente insatisfatório para o ajuste do hidrograma (NSE = -0,02) (Figura 5). Em relação à bacia sul (BS), os eventos de 29/06/2020 e 05/01/2021 apresentam coeficiente NSE de 0,22 e 0,84 para ajuste das vazões; e NSE de 0,72 e 0,85 para ajuste da produção total de sedimentos observados e simulados, respectivamente. O modelo representou suficientemente o tempo de pico da maioria dos hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados na validação. Além disso, geralmente as duas bacias apresentaram resposta rápida de ascensão e recessão nos fluxos, tanto para eventos extremos quanto para eventos de intensidades menores (Figura 5).

Tabela 5: Variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas na etapa de validação do modelo, para a bacia hidrográfica norte (BN).

Evento	P (mm)	I _{máx 1h} (mm)	Q _{pico esp} (L s ⁻¹ km ⁻²)	C (%)	PS _{total esp} (Mg km ²)	Q _{pico} (L s ⁻¹)		T _{pico} (min)		E _{sup} (mm)		P _{BIAS} E _{sup}			NSE	P _{BIAS} PS _{total}		PS _{total} (Mg)		NSE
						Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Q _{pico}	T _{pico}	E _{sup}		Hid	(kg)	T _{pico}	Obs	
10/01/20	54,2	27,4	476,1	2,3	1,9	541,4	844,2	430	430	1,24	1,96	55,9	0,0	57,4	-0,65	443,3	7,0	2,2	12,0	-66,12
15/01/20	49,9	19,0	108,6	0,2	7,9	123,4	125,3	410	410	0,12	0,63	1,5	0,0	401,7	0,33	-85,3	0,0	8,7	1,3	0,05
11/05/20	32,2	11,5	89,7	0,4	2,6	102,0	190,2	510	540	0,13	0,23	86,4	5,9	75,3	0,34	-35,5	7,8	2,9	1,9	0,58
12/05/20	15,8	8,4	58,0	1,2	1,2	66,0	35,3	130	130	0,19	0,01	-46,6	0,0	-93,8	0,20	-97,0	-7,7	1,4	0,0	-0,18
21/05/20	89,3	19,0	163,6	1,8	6,0	186,0	778,8	490	480	1,77	1,92	318,8	-2,0	8,7	-3,89	24,8	145,0	7,1	8,8	-4,27
05/06/20	64,8	10,3	136,5	1,4	23,3	155,2	244,1	880	870	0,88	0,54	57,3	-1,1	-38,7	0,03	-67,9	-14,4	24,5	7,9	-0,56
29/06/20	155,5	15,8	2.031,7	10,8	38,0	2.310,0	699,3	1.410	1.270	13,32	3,84	-69,7	-9,9	-71,1	0,00	226,2	2,9	43,6	142,2	-15,91
05/07/20	41,8	10,6	304,8	0,3	23,2	346,6	87,3	440	280	0,14	0,14	-74,8	-36,4	-4,7	-10,34	-93,3	25,0	26,3	1,8	-0,35
06/07/20	145,9	18,0	3.170,2	14,9	145,6	3.604,6	717,2	1.190	1.210	21,49	2,99	-80,1	1,7	-86,1	-0,47	205,5	0,8	165,6	505,9	-25,78
11/07/20	9,1	29,5	1.269,4	7,3	54,7	1.443,3	107,0	330	360	1,66	0,13	-92,6	9,1	-91,9	-2,93	-89,7	18,8	62,2	6,4	-0,31
16/07/20	85,7	20,6	2.943,3	13,9	75,0	3.346,5	822,6	320	330	11,90	2,66	-75,4	3,1	-77,7	-0,82	53,2	9,4	85,3	130,7	-0,69
28/07/20	21,8	14,9	598,0	2,3	60,6	679,9	229,9	110	120	0,64	0,18	-66,2	9,1	-72,2	-2,81	56,4	33,3	42,8	66,9	-0,49
11/08/20	79,9	9,8	449,4	4,3	47,0	510,9	426,3	490	580	3,03	2,62	-16,6	18,4	-13,6	-3,40	58,4	31,1	53,4	84,6	-1,57
14/08/20	48,5	9,4	1.167,8	11,1	148,9	1.327,8	194,6	330	400	5,38	0,85	-85,3	21,2	-84,2	-2,12	-74,4	48,1	167,2	42,8	-0,64
14/09/20	23,0	12,2	110,1	0,2	7,8	125,2	162,2	60	100	0,05	0,10	29,6	66,7	91,2	-1,15	-78,5	57,1	8,9	1,9	-0,01
15/09/20	42,0	10,6	175,1	1,8	15,7	199,1	133,8	60	100	0,55	0,25	-32,8	66,7	-54,4	-2,76	-90,5	33,3	17,8	1,7	0,01
26/10/20	60,0	20,2	92,7	0,3	3,0	105,4	259,5	780	790	0,15	1,33	146,3	1,3	761,4	-2,61	-21,8	6,4	3,4	2,7	-0,07
16/11/20	32,2	30,0	88,2	0,1	1,8	100,3	124,7	100	120	0,03	0,10	24,3	20,0	193,0	-0,39	-39,8	-9,1	2,1	1,3	0,63
28/11/20	42,7	26,9	224,3	0,8	4,8	255,0	426,3	160	180	0,32	0,43	67,2	12,5	34,2	0,11	46,5	25,0	5,4	8,0	-0,27
02/12/20	43,7	16,3	67,6	0,5	3,6	76,9	153,9	350	160	0,21	0,26	100,1	-54,3	23,5	-1,28	-81,3	21,4	4,1	0,8	-0,43
05/01/21	120,0	43,9	1.566,9	4,0	19,1	1.781,6	1.677,7	220	230	4,80	6,44	-5,8	4,5	34,0	0,39	-96,5	-22,7	21,7	0,8	-0,08
28/01/21	42,5	14,6	83,8	0,3	2,6	95,3	156,6	220	230	0,14	0,26	64,3	4,5	88,0	-0,02	-58,4	2,5	2,9	1,2	0,47
30/01/21	41,0	30,5	261,0	1,2	4,0	296,7	386,3	110	130	0,41	0,47	30,2	18,2	15,9	0,58	-38,5	18,2	4,5	2,8	0,36
14/02/21	23,0	6,2	30,9	0,2	1,1	35,2	19,0	350	360	0,04	0,03	-45,9	2,9	-32,4	0,37	-98,1	-68,3	1,3	0,1	-1,04
15/02/21	35,0	28,3	393,0	2,3	7,2	446,8	555,0	160	140	0,82	0,68	24,2	-12,5	-17,0	0,30	-18,7	27,3	8,0	6,5	-0,24

P: precipitação; I_{máx 1h}: intensidade máxima em uma hora; Q_{pico esp}: vazão de pico específica; C: coeficiente de escoamento; Q_{pico}: vazão de pico; T_{pico}: tempo de pico; E_{sup}: escoamento superficial; P_{BIAS}: porcentagem de BIAS; NSE: coeficiente de Nash e Sutcliffe; PS_{total esp}: produção total de sedimentos específica; PS_{total}: produção total de sedimentos; Obs: observado e Sim: simulado.

Tabela 6: Variáveis hidrossedimentológicas observadas e simuladas na etapa de validação do modelo, para a bacia hidrográfica sul (BS).

Evento	P (mm)	I _{máx 1h} (mm)	Q _{pico esp} (L s ⁻¹ km ⁻²)	C (%)	PS _{total esp} (Mg km ²)	Q _{pico} (L s ⁻¹)		T _{pico} (min)		E _{sup} (mm)		P _{BIAS} E _{sup}			NSE Hid	P _{BIAS} PS _{total}		PS _{total} (Mg)		NSE PS _{total}
						Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Q _{pico}	T _{pico}	E _{sup}		(kg)	T _{pico}	Obs	Sim	
09/01/20	70,6	9,4	658,84	2,42	1,37	441,4	712,2	1.480	1.390	1,7	3,2	61,3	-6,1	85,1	-1,57	-99,4	-6,1	0,92	0,01	-0,05
15/01/20	37,9	9,8	125,27	0,48	0,50	83,9	113,7	130	130	0,2	0,4	35,4	0,0	95,0	-0,05	-98,5	-7,1	0,34	0,01	-0,37
15/01/20	79,9	19,7	1.226,16	3,46	5,38	821,5	687,7	120	130	2,8	2,0	-16,3	8,3	-27,3	0,58	-92,6	0,0	3,60	0,27	0,37
06/04/20	41,0	3,1	205,61	1,13	0,84	137,8	21,1	380	410	0,5	0,1	-84,7	7,9	-79,2	-0,20	-100,0	-17,9	0,56	0,00	-0,17
12/05/20	32,4	4,6	322,84	4,22	1,66	216,3	139,6	460	450	1,4	0,5	-35,5	-2,2	-60,0	0,44	-99,6	-2,2	1,12	0,00	-0,14
12/05/20	13,9	1,7	196,49	2,38	0,65	131,6	14,0	210	240	0,3	0,0	-89,4	14,3	-94,2	-2,70	-98,9	-61,9	0,43	0,00	-0,73
21/05/20	98,9	6,7	604,49	8,32	9,71	405,0	475,8	530	510	7,6	2,7	17,5	-3,8	-64,0	-0,31	-98,5	0,0	6,51	0,10	0,14
04/06/20	63,4	2,4	428,65	3,77	5,18	287,2	247,2	930	940	2,4	2,1	-13,9	1,1	-11,6	-0,17	-99,7	1,1	3,47	0,01	-0,31
13/06/20	25,0	7,2	755,73	2,79	2,95	506,3	438,9	160	160	0,7	0,7	-13,3	0,0	4,5	0,72	-96,2	0,0	1,97	0,08	0,19
25/06/20	30,2	3,6	360,42	1,91	2,37	241,5	206,6	310	330	0,6	0,5	-14,4	6,5	-20,6	0,29	-99,4	-78,1	1,59	0,01	-0,19
29/06/20	153,1	6,2	3.097,63	11,67	28,48	2.075,3	815,2	1.370	1.220	17,9	9,8	-60,7	-10,9	-45,2	-0,22	-95,9	0,0	19,08	0,78	0,72
06/07/20	143,0	5,0	3.630,08	13,99	17,37	2.432,1	575,9	1.240	1.240	20,0	4,0	-76,3	0,0	-79,8	0,24	-94,8	0,0	11,64	0,61	0,58
11/07/20	43,9	4,3	469,78	2,64	1,94	314,7	352,9	930	820	1,2	2,0	12,1	-11,8	76,2	-1,23	-98,7	-10,8	1,30	0,02	0,03
16/07/20	83,5	7,2	1.632,50	5,32	5,48	1.093,7	726,2	340	320	4,4	2,9	-33,6	-5,9	-33,9	0,50	-87,8	0,0	3,67	0,45	0,73
26/10/20	58,8	7,2	110,61	0,29	0,15	74,1	32,9	760	790	0,2	0,1	-55,6	3,9	-21,2	0,44	-100,0	-85,7	0,10	0,00	-0,07
16/11/20	31,9	9,4	194,57	0,28	0,46	130,4	141,4	110	120	0,1	0,3	8,5	9,1	127,2	0,17	-97,2	0,0	0,31	0,01	-0,01
28/11/20	40,3	12,0	454,75	1,13	1,76	304,7	476,2	190	190	0,5	1,2	56,3	0,0	162,7	-0,59	-92,9	0,0	1,18	0,08	0,32
05/01/21	119,5	15,1	4,04	3,38	9,71	1.521,8	1.017,7	160	160	4,0	3,9	-33,1	0,0	-2,3	0,84	-81,2	0,0	6,50	1,23	0,85
28/01/21	41,8	6,0	0,21	0,50	0,43	124,4	153,8	1.090	1.100	0,2	0,5	23,6	0,9	155,7	-0,13	-98,4	0,0	0,29	0,00	0,05
30/01/21	41,0	7,7	0,86	2,10	1,63	335,5	369,7	70	80	0,9	1,0	10,2	14,3	18,7	0,88	-95,7	14,3	1,09	0,05	0,19
14/02/21	19,4	1,7	0,02	0,09	0,10	17,6	3,7	220	260	0,0	0,0	-79,2	18,2	-58,7	0,23	-100,0	-16,0	0,06	0,00	-0,19
15/02/21	19,4	7,4	0,76	2,21	3,70	451,2	583,1	160	170	0,8	2,0	29,2	6,3	159,7	0,57	-93,6	6,3	2,48	0,16	0,36
04/03/21	19,4	3,1	0,004	0,02	0,02	17,6	14,5	180	170	0,0	0,0	-17,6	-5,6	90,7	0,71	-100,0	-73,3	0,01	0,00	-0,22

P: precipitação; I_{máx 1h}: intensidade máxima em uma hora; Q_{pico esp}: vazão de pico específica; C: coeficiente de escoamento; Q_{pico}: vazão de pico; T_{pico}: tempo de pico; E_{sup}: escoamento superficial; PBIAS: porcentagem de BIAS; NSE: coeficiente de Nash e Sutcliffe; PS_{total esp}: produção total de sedimentos específica; PS_{total}: produção total de sedimentos; Obs: observado e Sim: simulado.

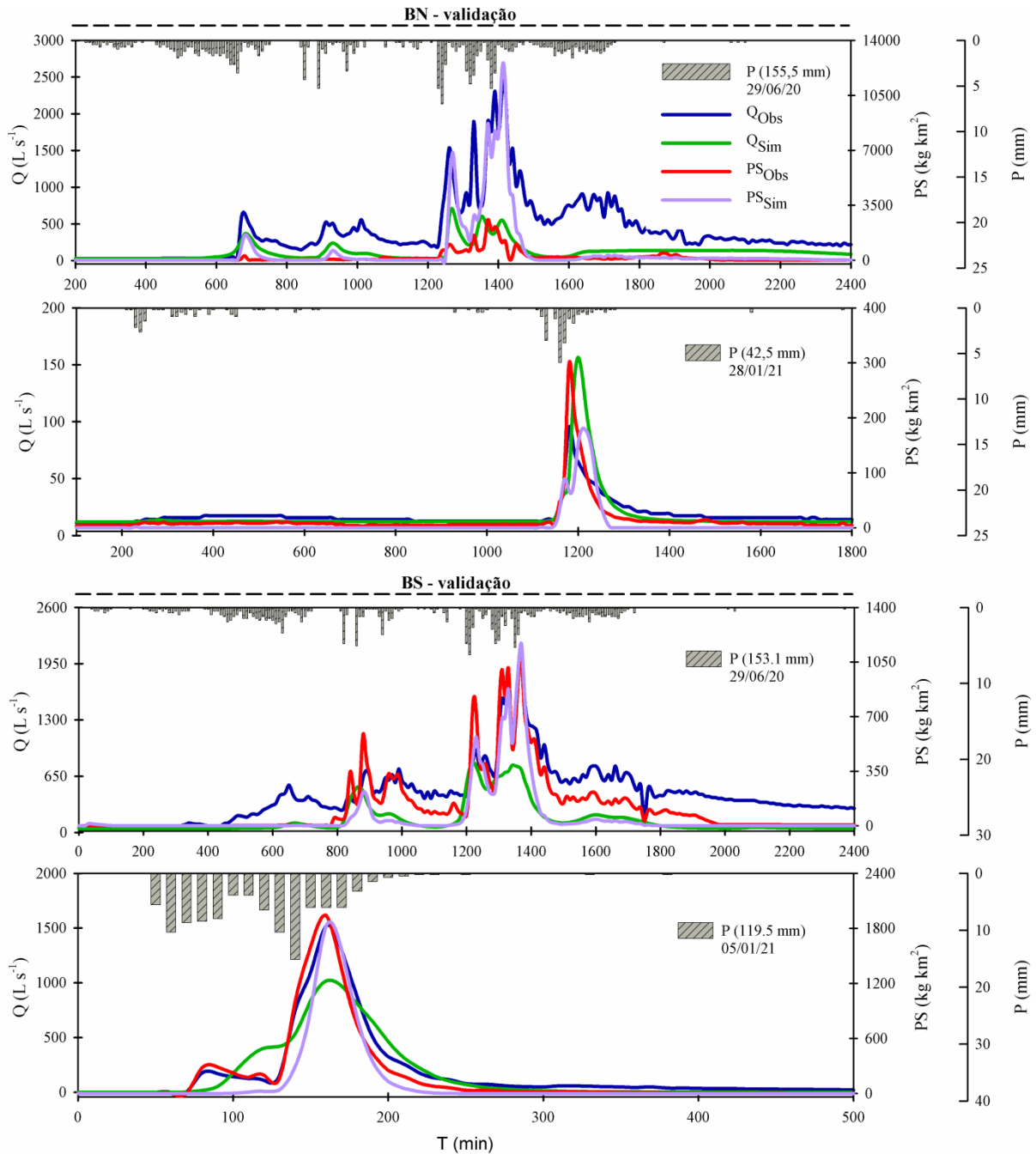


Figura 5: Etapa de validação do modelo: BN: bacia hidrográfica norte; BS: bacia hidrográfica sul; P: precipitação; Q_{Obs} : vazão observada; Q_{Sim} : vazão simulada; PS_{Obs} : produção de sedimentos observada; PS_{Sim} : produção de sedimentos simulada e T: tempo.

6.4 DISCUSSÃO

6.4.1 Desempenho do modelo: Calibração e validação

Avaliamos a eficiência do LISEM em simular o escoamento superficial e a produção de sedimentos nas duas bacias hidrográficas investigadas. A hipótese inicial deste trabalho era de que o fluxo superficial e a produção de sedimentos fossem representados satisfatoriamente por um modelo espacial para escoamento e erosão, sendo que as bacias pareadas caracterizam-se pela presença de solos profundos e intemperizados, condição diferente da qual o modelo vem sendo aplicado. O modelo representou suficientemente o escoamento superficial e a produção de sedimentos nas duas bacias na etapa de calibração. Por outro lado, na etapa de validação, o modelo não representou de forma estatisticamente satisfatória a hidrologia e a erosão dos eventos simulados.

Na fase de calibração do modelo foram necessárias mudanças amplas em alguns dos principais parâmetros mais sensíveis do modelo. A mudança mais acentuada foi em relação à condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}). Esse parâmetro é um dos mais sensíveis no LISEM e também é determinante no controle dos componentes hidrológicos uma vez que é altamente variável em escalas de captação. A K_{sat} apresenta alta variabilidade em diferentes combinações de usos do solo e condições climáticas. A variabilidade pode estar integrada a fatores intrínsecos do solo, como material de origem, topografia e paisagem. Além disso, a variabilidade também é associada a fatores extrínsecos do solo, como variações de índices de cobertura vegetal e as práticas de manejo empregadas em determinada bacia hidrográfica. A modificação pontual de K_{sat} também está relacionada com a modificação da macroporosidade durante os processos de amostragem (CENTENO et al., 2020). De acordo com isso, a K_{sat} pode variar em diferentes ordens de magnitude em bacias hidrográficas pequenas. Além disso, os caminhos de fluxo preferenciais tendem a dominar a conduta de infiltração (PICCIAFUOCO et al., 2019).

A necessidade de ajustes consistentes desse parâmetro na fase de calibração do modelo pode ser explicada porque a K_{sat} determinado em laboratório em condições controladas superestima as condições em campo. Isso porque, em condições naturais, a hidrofobia pode causar umedecimento lento e desuniforme do perfil do solo. Isso sugere que o solo dificilmente está completamente saturado, principalmente após longos períodos de estiagem (VOGELMANN et al., 2013, 2017). A arquitetura e a tortuosidade dos poros também podem exercer influência sobre a K_{sat} , exigindo ajustes em modelos hidrológicos. De acordo com

isso, solos vermelhos e argilosos provavelmente apresentam baixa conectividade dos poros indicada por baixa K_{sat} (HE et al., 2019). Esse aspecto associa-se aos nossos resultados uma vez que solos vermelhos e argilosos são predominantes das bacias hidrográficas investigadas. A K_{sat} também sofre influência dos efeitos da compactação pelo pisoteio do gado (AMBUS et al., 2018; CECAGNO et al., 2016; HARGREAVES et al., 2019) ou por máquinas agrícolas pesadas (HOLTHUSEN et al., 2018a, 2018b; REICHERT et al., 2016a; SECCO et al., 2009; SUZUKI; REICHERT; REINERT, 2013) em áreas cultivadas e amostradas anteriormente à ocorrência de eventos calibrados no modelo. Além desses fatores, os valores de obtenção de K_{sat} são amplamente dependentes do tipo de técnica utilizada na realização das medidas (FEKI et al., 2020). A conjuntura desses fatores justifica a necessidade de ajuste desse parâmetro durante as aplicações em modelos hidrológicos, como o LISEM. Lidar com a amplitude da K_{sat} em escala de bacia hidrográfica é uma tarefa desafiadora, sobretudo quando o foco é a aplicação desse parâmetro em modelos de base física.

Outro parâmetro bastante sensível do LISEM é a umidade inicial do solo (θ_i). Essa variável é importante porque é uma das reguladoras da formação dos fluxos de superfície do solo (DENISSEN et al., 2021). Em condições naturais, o solo sofre continuamente a redistribuição da umidade em razão das interações entre as forças capilares e de gravidade, devido à variabilidade *in situ* (DI PRIMA et al., 2020). É importante ressaltar que nesse estudo, a umidade inicial do solo foi determinada usando funções de pedotransferência ROSETTA, usando Hydrus 2D (TWARAKAVI; SAKAI; ŠIMŮNEK, 2009), descrito em EBLING et al. (2021). Essa estratégia torna esse parâmetro mais sensível ao LISEM, dando ênfase na calibração da K_{sat} , que é caracterizada pela grande variabilidade espacial. Dessa forma diminui-se a subjetividade envolvida na calibração da umidade inicial. Essa estratégia representa uma proposta diferente de estimativa da umidade inicial, se comparado a outros estudos já publicados no Brasil e no mundo. Como exemplo, neste estudo, o ajuste da umidade inicial do solo variou entre -0,22% e 0,2% para as bacias norte e sul, respectivamente. Apesar de parecer um percentual baixo, representa sensibilidade elevada no processo de simulação do escoamento superficial no LISEM. Normalmente outros estudos referentes também demandaram ajustes mais amplos. Como exemplo, DOS SANTOS et al. (2021) ajustaram a K_{sat} com amplitudes de aumentos e diminuições de até 20%.

O ajuste do coeficiente de rugosidade de Manning (n) também é uma das etapas mais importantes na modelagem do escoamento no LISEM. Os coeficientes de rugosidade influenciam os níveis de água e velocidades de propagação nos processos inerentes à modelagem. Pequenos ajustes neste parâmetro refletem diferenças diretas nos cálculos do

modelo. Além disso, os ajustes são necessários porque existem diferenças significativas entre as velocidades de fluxo previstas pelos modelos e as velocidades reais em campo (DEMIR; KESKIN, 2020). Nesse estudo, na etapa de calibração do modelo, ajustamos o coeficiente Manning em magnitudes entre -6,60% até 4,8% para as bacias norte e sul, respectivamente. A necessidade de adaptação de valores em baixa magnitude sugere que os dados de rugosidade de entrada do modelo apresentam aproximação com os valores reais de rugosidade em campo. Em outros estudos envolvendo o LISEM, as amplitudes de ajustes da rugosidade de Manning são maiores, entre 33% até 190%, como observado em GRUM et al. (2017).

Sobre os parâmetros relacionados ao componente erosivo do modelo, a estabilidade de agregados (Agg) é bastante comprometida pelas tensões dos regimes hidrológicos. Esse parâmetro representa a resistência do solo à erosão. A estabilidade de agregação do solo é afetada por ciclos de umedecimento e secagem, períodos de chuvas e inundações e também por atividades antrópicas. A combinação desses fatores tende a alterar os agentes agregadores do solo, como pH, matéria orgânica e capacidade de troca de cátions. Por exemplo, após períodos secos, quando ocorre o processo de umedecimento em solos argilosos, eles tendem a sofrer algum grau de ruptura devido à característica expansiva das argilas (RAN et al., 2020, 2021b). Esse pode ser um processo comum nas bacias estudadas, uma vez que são caracterizadas pela predominância de solos argilosos e altamente intemperizados. Calibramos a produção de sedimentos dos eventos simulados no LISEM ajustando o parâmetro estabilidade de agregados entre -4,6% e 5,72% para as bacias norte e sul, respectivamente. Por outro lado, em estudos semelhantes relacionados à calibração de parâmetros erosivos do LISEM, o ajuste desse parâmetro apresentou amplitudes maiores, com margem de até 100%, como verificado em estudos de WU et al. (2021).

A coesão do solo (CoS) é outro parâmetro erosivo de entrada no LISEM com função importante no processo de calibração. Exerce influência direta nos cálculos de rendimento de sedimentos do modelo. Esse parâmetro é definido como a força das ligações entre os arranjos de partículas do solo, sendo que essa força faz parte da resistência do solo ao cisalhamento. Essa resistência é dependente da composição particular do solo e da umidade. Logo, a coesão do solo é um dos atributos com relação direta com o tamanho das partículas, dos poros e da sua resistência à desagregação (LY; NGUYEN; PHAM, 2021). Em nosso estudo, calibramos os valores de coesão do solo originais em amplitudes de ajuste entre 5,7% e -4,6%, para as bacias norte e sul, respectivamente. Essa amplitude de alteração parece estar dentro dos limites físicos aceitáveis. Por outro lado, em outros estudos relacionados, a coesão do solo

sofreu amplitudes de até oito vezes em relação aos valores originais de entrada no LISEM, como descrito em DE BARROS et al. (2021b).

Além da coesão do solo, a coesão das raízes (CoR) também é um parâmetro importante de entrada no LISEM, uma vez que integra o componente erosivo do modelo. A coesão das raízes é promovida por toda a vegetação viva estabilizada. As raízes contribuem em diferentes níveis para formar a resistência ao cisalhamento hidrológico e mecânico do solo. Essa dinâmica acontece através da sucção matricial do solo e do efeito de tração das raízes, aumentando a resistência ao cisalhamento durante escoamentos. No entanto, existe grande variabilidade da resistência à tração da raiz mesmo entre plantas da mesma espécie, mesmo em áreas pequenas (ZHANG; YAN; LEUNG, 2021). Essa variabilidade justifica o ajuste da coesão das raízes e a coesão do solo na etapa de calibração do modelo. Em nosso estudo, esse ajuste representou magnitudes entre -0,04% e -1,6% para as bacias norte e sul, respectivamente.

A etapa de calibração do modelo mostrou-se desafiadora devido à necessidade de executar o modelo repetidamente, de acordo com a necessidade de ajustar cada parâmetro, para cada evento simulado. Para esse processo foi necessário seções dedicadas à operacionalização do LISEM entre 30 minutos e até 5 horas para calibrar um único evento. Esse tempo de operação é dependente da intensidade de precipitação envolvida em cada evento e também na complexidade do hidrograma, como por exemplo hidrogramas de picos duplos. O LISEM ainda não oferece interface automática de calibração. Ou seja, para ajustar qualquer um dos parâmetros é preciso determinar um fator multiplicador, como descrito na seção dos métodos. Após a aplicação desse fator, o evento de chuva precisa ser processado. Esse procedimento deve ser repetido tantas vezes quantos forem necessários, até obter-se a melhor aproximação dos hidrogramas e sedimentogramas simulados em relação aos observados.

Na etapa de validação do modelo aplicamos os parâmetros calibrados em um conjunto de eventos de período diferente, onde os parâmetros não mais sofreram ajustes. Dessa forma, testamos a capacidade do LISEM em representar dentro dos limites estatísticos aceitáveis, a hidrologia e rendimento de sedimentos desse segundo grupo de eventos, o que não aconteceu. Ou seja, na etapa de validação, o modelo apresentou limitações em representar os processos hidrossedimentológicos, salvo em alguns eventos. Nossos esforços exaustivos em realizar a tentativa de validação do modelo não obtiveram bons resultados. No entanto acreditamos que esse empenho foi válido porque existem poucos estudos de modelagem que apresentam o componente de validação para eventos de chuva usando LISEM. De todo modo, estratégias de

calibração e validação são fases fundamentais para demonstrar a funcionalidade de um sistema de modelagem (DAGGUPATI et al., 2015).

É oportuno mencionarmos que o termo “validação” pode oferecer significados distintos no âmbito da hidrologia. No âmbito do nosso estudo, o termo “validação” refere-se a uma etapa aplicada independentemente após a calibração (KRYSAKOVA; HATTERMANN; KUNDZEWICZ, 2020). Por outro lado, a etapa de calibração do nosso estudo foi bem sucedida. No entanto, devido à complexidade das distribuições espaciais e temporais do processo de infiltração, saturação e do escoamento, a maioria dos modelos hidrológicos têm dificuldade em prever novos escoamentos (HUO et al., 2019), inclusive na fase de validação. A validação não avalia como um modelo pode funcionar em um clima diferente, como exemplo alternâncias entre períodos secos ou úmidos (KRYSAKOVA; HATTERMANN; KUNDZEWICZ, 2020). Desse modo, a complexa interação entre os ecossistemas e os processos hidrológicos dificulta a validação de dados calibrados na escala da bacia hidrográfica (KUMARI et al., 2021). Essa dificuldade pode ser contornada com a obtenção de séries temporais mais longas com rigor maior de caracterização para a entrada do modelo.

Outro fator complicador a se considerar é que o sucesso da validação de um modelo hidrológico pode estar dependente do quanto as variáveis observadas em campo e calibradas matematicamente, são afetadas pela tecnologia de monitoramento (BIONDI et al., 2012). Além dessas incertezas inerentes a essas técnicas, o efeito da variabilidade espacial sobre a representação de processos hidrológicos pode representar erros durante o processo de calibração. Como exemplo, a condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) e a umidade inicial do solo (θ_i) sofrem alterações durante ciclos de agregação e desagregação e compactação devido ao pisoteio do gado e passagem excessiva das máquinas pesadas. Além disso, os erros de registro automático de dados e falhas dos equipamentos podem afetar a etapa de validação do processo de modelagem.

O estudo da modelagem com o LISEM representou um avanço em relação aos esforços do mestrado. Conseguimos calibrar um conjunto maior e diversificado de eventos, com diferentes intensidades de precipitações. Recomendamos a continuidade do monitoramento para a obtenção de base de dados mais ampla para tentativas futuras de novas simulações, com o LISEM e outros modelos. Etapas de calibração e validação são fases fundamentais para demonstrar a funcionalidade de um sistema de modelagem. Para que essas etapas sejam alcançadas com resultados promissores, a modelagem precisa ser embasada em monitoramento robusto de longo prazo.

6.4.2 Implicação para a agricultura regional

Existem vários aspectos que influenciam no desempenho e na confiança dos resultados dos modelos hidrológicos. Dentre alguns desses aspectos podem ser destacados a representatividade dos dados de entrada, as estratégias adotadas no tratamento desses dados e, principalmente, o procedimento de calibração e validação envolvidos. Apesar das incertezas inerentes à modelagem, os modelos hidrológicos executados em escala de bacias hidrográficas podem fornecer uma chance de estimar a geração e o transporte de sedimentos das áreas de encosta para as redes de drenagens. Além disso, a estratégia de modelagem também pode representar uma oportunidade de conhecer a evolução das propriedades específicas da bacia ao longo do tempo (BARTOSOVA et al., 2021).

As mudanças frequentes na hidrologia das bacias hidrográficas induzidas pelos efeitos das mudanças climáticas demandam conhecer os processos hidrológicos em prol da gestão melhor dos recursos hídricos (TESSEMA; KEBEDE; YADETA, 2021). Esses aspectos remetem à importância da adoção de técnicas de modelagem para tentar calibrar e validar modelos para sua possível aplicação na investigação de cenários futuros. Dentre esses cenários, podem ser destacados os riscos de assoreamento do reservatório Passo Real, um dos maiores do Sul do Brasil, responsável pela produção de energia e abastecimento regional, onde as bacias estudadas apresentam estreita conectividade.

O assoreamento acelerado de um grande reservatório de importância regional, como o Passo Real, gera impactos que vão além do abastecimento humano, mas também atingem a esfera socioeconômica e ecológica regional. O assoreamento encurta drasticamente a expectativa de vida dos reservatórios. O processo pode ser acelerado e induzido pela erosão hídrica, influenciado por características de topografia, manejos do solo e hidrologia, mas, sobretudo pelas atividades antrópicas (TERÊNCIO et al., 2020).

Embora incipiente, nosso estudo representa a primeira iniciativa relacionada ao uso da técnica de modelagem utilizando um conjunto robusto de eventos monitorados continuamente na região do reservatório. Essa iniciativa é o primeiro passo para possíveis adoções de ferramentas de modelagem como estratégia gestora dos recursos hídricos no futuro, principalmente em termos de destino e movimentação de resíduos e sedimentos que escoam para o reservatório. Calibração e validação de modelos podem oferecer oportunidade para investigação de cenários futuros relacionados à sedimentação e transporte de poluentes para Passo Real.

Embora a validação do modelo não tenha apresentado resultados satisfatórios, é importante a continuidade do monitoramento e aprofundamento das investigações. Acreditamos que diante de um monitoramento de longo prazo, embasado em caracterizações de solo e usos do solo mais robustos, novas tentativas de validação no futuro poderão obter resultados satisfatórios. A partir desse ponto, o modelo poderá ser extrapolado para bacias hidrográficas regionais com características semelhantes, o que pode ser um recurso valioso da predição de cenários para a conservação do reservatório Passo Real.

6.5 CONCLUSÕES

Observamos as variáveis hidrossedimentológicas de eventos de chuva durante campanhas de monitoramento contínuo entre 2018 e 2021, em duas bacias hidrográficas no sul do Brasil. Com base nesse monitoramento, executamos as etapas de calibração e validação do LISEM por meio de dois conjuntos diferentes de eventos para as duas bacias.

Na fase de calibração, o modelo representou satisfatoriamente a hidrologia e a produção de sedimentos dos eventos simulados para as duas bacias, admitidos pelo coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NSE) e o viés percentual PBIAS. No entanto, foram necessárias alterações em alguns dos parâmetros mais sensíveis do modelo.

Na etapa de validação, o modelo não representou adequadamente os processos, salvo em alguns eventos. Esse resultado é atribuído às incertezas relacionadas ao quanto às variáveis calibradas representam as variáveis observadas em campo; às incertezas inerentes às tecnologias de monitoramento; e ao efeito da variabilidade espacial sobre a representação de processos hidrológicos. Esse último, como exemplo, a condutividade hidráulica do solo saturado e a umidade inicial do solo sofrem alterações durante ciclos de agregação e desagregação e compactação devido ao pisoteio do gado e tráfego excessivo de máquinas pesadas, o que é característico nas bacias modeladas.

Nossos esforços em realizar a tentativa de validação do modelo não obtiveram bons resultados estatísticos. Apesar desse resultado, existem poucos estudos de modelagem que apresentam o componente de validação para um conjunto robusto de eventos de chuva usando o LISEM. Etapas de calibração e validação são fases fundamentais para demonstrar a funcionalidade de um sistema de modelagem.

Recomendamos a continuidade do monitoramento e aprofundamento das investigações. Acreditamos que diante de um monitoramento de longo prazo, embasado em caracterizações de usos do solo mais robustos, no futuro, novas tentativas de validação

poderão obter resultados satisfatórios. A partir desse passo, modelos poderão ser aplicados na investigação de cenários futuros relacionados ao escoamento e sedimentação em uma região frágil e representativa dos padrões tecnológicos de produção agrícola regional. Além disso, modelos validados poderão auxiliar no entendimento de processos que envolvem o transporte de sedimentos para o reservatório Passo Real, de elevada importância regional e de conectividade direta com as bacias abordadas neste estudo.

6.6 REFERÊNCIAS

- ALI, F. H.; OSMAN, N. Shear strength of a soil containing vegetation roots. **Soils and Foundations**, v. 48, n. 4, p. 587–596, 2008.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AMBUS, J. V. et al. Changes in composition and functional soil properties in long-term no-till integrated crop-livestock system. **Geoderma**, v. 330, n. March, p. 232–243, 2018.
- BARTOSOVA, A. et al. Large-Scale Hydrological and Sediment Modeling in Nested Domains under Current and Changing Climate. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 26, n. 5, p. 05021009, 2021.
- BAZANI, J. H. et al. Qualidade Silvicultural: a fertilização de base e sua influência no desenvolvimento inicial de plantações de eucalipto. **Série Técnica IPEF**, v. 24, p. 11–20, 2016.
- BIONDI, D. et al. Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 42–44, p. 70–76, 2012.
- CECAGNO, D. et al. Least limiting water range and soybean yield in a long-term, no-till, integrated crop-livestock system under different grazing intensities. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 54–62, 2016.
- CENTENO, L. N. et al. Identifying regionalized co-variate driving factors to assess spatial distributions of saturated soil hydraulic conductivity using multivariate and state-space analyses. **Catena**, v. 191, n. October 2019, p. 104583, 2020.
- DAGGUPATI, P. et al. A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1705–1719, 2015.
- DE BARROS, C. A. P. et al. Description of hydrological and erosion processes determined by applying the LISEM model in a rural catchment in southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1298–1310, 2014.
- DE BARROS, C. A. P. et al. Impact of data sources to DEM construction and application to runoff and sediment yield modeling using LISEM model. **Journal of Earth System Science**, v. 130, n. 1, 2021a.
- DE BARROS, C. A. P. et al. How water flow components affect sediment dynamics modeling in a Brazilian catchment. **Journal of Hydrology**, v. 597, n. December 2020, p. 126111, 2021b.
- DE ROO, A. P. J.; JETTEN, V. G. Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. **Catena**, v. 37, n. 3–4, p. 477–493, 1999.

DE ROO, A. P. J.; OFFERMANS, R. J. E.; CREMERS, N. H. D. T. LISEM: a Single-event, physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. II: Sensitivity analysis, validation and application. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1119–1126, 1996.

DE ROO, A. P. J.; WESSELING, C. G.; RITSEMA, C. J. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1107–1117, 1996.

DEMIR, V.; KESKIN, A. Ü. Obtaining the manning roughness with terrestrial-remote sensing technique and flood modeling using FLO-2D: A case study Samsun from Turkey. **Geofizika**, v. 37, n. 2, p. 131–156, 2020.

DENISSEN, J. M. C. et al. Soil moisture signature in global weather balloon soundings. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 4, n. 1, p. 1–8, 2021.

DEVI, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A Review on Hydrological Models. **Aquatic Procedia**, v. 4, n. Icwrcoc, p. 1001–1007, 2015.

DI PRIMA, S. et al. Estimating the macroscopic capillary length from Beerkan infiltration experiments and its impact on saturated soil hydraulic conductivity predictions. **Journal of Hydrology**, v. 589, n. December 2019, p. 125159, 2020.

DONG, L. et al. The effect of conservation tillage in managing climate change in arid and semiarid areas—a case study in Northwest China. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 26, n. 4, p. 1–19, 2021.

DOS SANTOS, R. C. V. et al. Examining the implications of spatial variability of saturated soil hydraulic conductivity on direct surface runoff hydrographs. **Catena**, v. 207, n. October 2020, 2021.

EBLING, É. D. et al. Event-based hydrology and sedimentation in paired watersheds under commercial eucalyptus and grasslands in the Brazilian Pampa biome. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 180–194, 2021.

FAGUNDES, J. L. et al. Índice de área foliar, interceptação luminosa e acúmulo de forragem em pastagens de *Cynodon* spp. Sob diferentes intensidades de pastejo. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 4, p. 1141–1150, 1999.

FEKI, M. et al. A comparative assessment of the estimates of the saturated hydraulic conductivity of two anthropogenic soils and their impact on hydrological model simulations. **Soil and Water Research**, v. 15, n. 3, p. 135–147, 2020.

FERREIRA, E. A. et al. Potencial competitivo de biótipos de azevém (*Lolium multiflorum*). **Planta Daninha**, v. 26, n. 2, p. 261–269, 2008.

GRUM, B. et al. Assessing the effect of water harvesting techniques on event-based hydrological responses and sediment yield at a catchment scale in northern Ethiopia using the Limburg Soil Erosion Model (LISEM). **Catena**, v. 159, n. September 2016, p. 20–34, 2017.

GUBIANI, P. I. et al. Falling head permeameter and software to determine the hydraulic conductivity of saturated soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 993–997, 2010.

HAAN, C.T., BARFIELD, B.J., HAYES, J. Design hydrology and sedimentology for small catchments. USA, **Academic Press**, 1993.

HARGREAVES, P. R. et al. Soil compaction effects on grassland silage yields and soil structure under different levels of compaction over three years. **European Journal of Agronomy**, v. 109, n. May, p. 125916, 2019.

HE, Y. et al. Assessing the influence of organic and inorganic amendments on the physical-chemical properties of a red soil (Ultisol) quality. **Catena**, v. 183, n. August, p. 104231, 2019.

HESSEL, R.; TENGE, A. A pragmatic approach to modeling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. **Catena**, v. 74, n. 2, p. 119–126, 2008.

HOLTHUSEN, D. et al. Soil functions and in situ stress distribution in subtropical soils as affected by land use, vehicle type, tire inflation pressure and plant residue removal. **Soil and Tillage Research**, v. 184, n. July, p. 78–92, 2018a.

HOLTHUSEN, D. et al. Soil porosity, permeability and static and dynamic strength parameters under native forest/grassland compared to no-tillage cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 177, n. December 2017, p. 113–124, 2018b.

HUO, W. et al. Multiple hydrological models comparison and an improved Bayesian model averaging approach for ensemble prediction over semi-humid regions. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 33, n. 1, p. 217–238, 2019.

JAKELAITIS, A. et al. Efeitos de herbicidas no controle de plantas daninhas, crescimento e produção de milho e brachiaria brizantha em consórcio. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, p. 53–60, 2006.

JERSZURKI, L. et al. Sensitivity analysis of the OpenLISEM model: calibration for an unpaved road in Southern Brazil. **Modeling Earth Systems and Environment**, n. 0123456789, 2021.

JETTEN, V. LISEM user manual, version 2.x. **The Netherlands**, Utrecht University, 2002.

KRYSANOVA, V.; HATTERMANN, F. F.; KUNDZEWICZ, Z. W. How evaluation of hydrological models influences results of climate impact assessment an editorial. **Climatic Change**, v. 163, n. 3, p. 1121–1141, 2020.

KUMARI, N. et al. Identification of Suitable Hydrological Models for Streamflow Assessment in the Kangsabati River Basin, India, by Using Different Model Selection Scores. **Natural Resources Research**, v. 30, n. 6, p. 4187–4205, 2021.

KVÆRNØ, S. H.; STOLTE, J. Effects of soil physical data sources on discharge and soil loss simulated by the LISEM model. **Catena**, v. 97, p. 137–149, 2012.

LY, H. B.; NGUYEN, T. A.; PHAM, B. T. Estimation of Soil Cohesion Using Machine Learning Method: A Random Forest Approach. **Advances in Civil Engineering**, v. 2021, n. MI, 2021.

MAMO, M.; BUBENZER, G. D. Detachment rate, soil erodibility, and soil strength as influenced by living plant roots part I: Laboratory study. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 44, n. 5, p. 1167–1174, 2001.

MAO, Z. et al. Engineering ecological protection against landslides in diverse mountain forests: Choosing cohesion models. **Ecological Engineering**, v. 45, p. 55–69, 2012.

MINELLA, J. P. G. et al. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 228–236, 2009.

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

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

PAPPENBERGER, F.; BEVEN, K. J. Functional classification and evaluation of hydrographs based on multicomponent mapping (Mx). **International Journal of River Basin Management**, v. 2, n. 2, p. 89–100, 2004.

PEIXOTO, D. W. B.; GUASSELLI, L. A.; FILHO, W. P. Influência da precipitação pluviométrica nos valores de reflectância da água, no reservatório Passo Real - RS. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 3, p. 495–503, 2017.

PEIXOTO, D. W. B.; PEREIRA FILHO, W.; SANTOS, F. C. DOS. Transparência da água do reservatório Passo Real e fator de reflectância em imagens do sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - Modis. **Geo UERJ**, v. 0, n. 26, p. 288–300, 2015.

PICCIAFUOCO, T. et al. On the estimation of spatially representative plot scale saturated hydraulic conductivity in an agricultural setting. **Journal of Hydrology**, v. 570, n. January, p. 106–117, 2019.

RAN, Y. et al. Soil types differentiated their responses of aggregate stability to hydrological stresses at the riparian zones of the Three Gorges Reservoir. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 2, p. 951–962, 2020.

RAN, Y. et al. Hydrological stress regimes regulate effects of binding agents on soil aggregate stability in the riparian zones. **Catena**, v. 196, n. August 2020, p. 104815, 2021.

RAWAT, K. S.; SINGH, S. K.; SZILARD, S. Comparative evaluation of models to estimate direct runoff volume from an agricultural watershed. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 5, n. 2, p. 94–108, 2021.

REICHERT, J. M. et al. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, p. 123–136, 2016.

RODRIGUES, F. A. V. et al. Produtividade de eucalipto aos 18 meses de idade, na região do Cerrado, em resposta à aplicação de cálcio, via calcário e gesso agrícola. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 44, n. 109, p. 67–74, 2016.

RODRIGUES, M. F. et al. Hydrosedimentology of nested subtropical watersheds with native and eucalyptus forests. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1311–1324, 2014.

SALEHPOUR JAM, A.; MOSAFFAIE, J.; TABATABAEI, M. R. Assessment of comprehensiveness of soil conservation measures using the DPSIR framework. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 1, 2021.

SANGOI, L. et al. Perfilhamento, área foliar e produtividade do milho sob diferentes arranjos espaciais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 6, p. 609–616, 2011.

SANTOS, H. G. DOS et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 5. ed. 353 p. Brasília, DF, 2018.

SCHMIDT, K. M. et al. The variability of root cohesion as an influence on shallow landslide susceptibility in the Oregon Coast Range. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 38, n. 5, p. 995–1024, 2001.

SECCO, D. et al. Atributos físicos e rendimento de grãos de trigo, soja e milho em dois Latossolos compactados e escarificados. **Ciência Rural**, v. 39, n. 1, p. 58–64, 2009.

SHEIKH, V. et al. Sensitivity of LISEM predicted catchment discharge to initial soil moisture content of soil profile. **Journal of Hydrology**, v. 393, n. 3–4, p. 174–185, 2010.

SHREVE, E. A.; DOWNS, A. C. Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory. **Geological Survey Open-File Report 2005-1230**, n. Geol. Surv. Open-File Rep. 2005-1230, p. 28 p., 2005.

SILVA, C. C. et al. Unpaved road conservation planning at the catchment scale. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 9, p. 595, 2021.

SOOD, A.; SMAKHTIN, V. Revue des modèles hydrologiques globaux. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 4, p. 549–565, 2015.

SPERANDIO, D. G.; GOMES, C. H.; VIÇOZZI, A. P. Mapa geológico interativo. **Terrae Didatica**, v. 16, p. 1–5, 2020.

STARKLOFF, T. et al. Integrated, spatial distributed modeling of surface runoff and soil erosion during winter and spring. **Catena**, v. 166, n. April, p. 147–157, 2018.

STOKES, A. et al. Desirable Plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. **Plant and Soil**, v. 324, n. 1, p. 1–30, 2009.

SUMAN, A. et al. Outstretching population growth theory towards surface contamination. **Powder Technology**, v. 394, p. 597–607, 2021.

SUN, L. et al. Temporal variation in soil resistance to flowing water erosion for soil incorporated with plant litters in the Loess Plateau of China. **Catena**, v. 145, p. 239–245, 2016.

SUZUKI, L. E. A. S.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Degree of compactness, soil physical properties and yield of soybean in six soils under no-tillage. **Soil Research**, v. 51, n. 4, p. 311–321, 2013.

TAKKEN, I. et al. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). **Catena**, v. 37, n. 3–4, p. 431–447, 1999.

TERÊNÇIO, D. P. S. et al. A method for estimating the risk of dam reservoir silting in fire-prone watersheds: A study in douro river, portugal. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 11, p. 2–13, 2020.

TESSEMA, N.; KEBEDE, A.; YADETA, D. Modeling the effects of climate change on streamflow using climate and hydrological models: the case of the Kesem sub-basin of the Awash River basin, Ethiopia. **International Journal of River Basin Management**, v. 19, n. 4, p. 469–480, 2021.

TIAN, X. et al. Will reaching the maximum achievable yield potential meet future global food demand? **Journal of Cleaner Production**, v. 294, p. 126285, 2021.

TRENTIN, A. B. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real, RS. **Universidade Federal de Santa Maria**, 2009.

TWARAKAVI, N. K. C.; SAKAI, M.; ŠIMŮNEK, J. An objective analysis of the dynamic nature of field capacity. **Water Resources Research**, v. 45, n. 10, p. 1–9, 2009.

VAN DIJK, P. M.; KWAAD, F. J. P. M. Runoff Generation and Soil Erosion in Small Agricultural Catchments With Loess-Derived Soils. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1049–1059, 1996.

VARGAS, M. M. et al. Capability of LISEM to estimate flood hydrographs in a watershed with predominance of long-duration rainfall events. **Natural Hazards**, v. 109, n. 1, p. 593–614, 2021.

VOGELMANN, E. S. et al. Can occurrence of soil hydrophobicity promote the increase of aggregates stability? **Catena**, v. 110, p. 24–31, 2013.

VOGELMANN, E. S. et al. Soil moisture influences sorptivity and water repellency of topsoil aggregates in native grasslands. **Geoderma**, v. 305, n. June, p. 374–381, 2017.

WU, J. et al. Testing the impacts of wildfire on hydrological and sediment response using the OpenLISEM model. Part 1: Calibration and evaluation for a burned Mediterranean forest catchment. **Catena**, v. 207, n. July, 2021.

ZHANG, L.; YAN, W. M.; LEUNG, F. T. Y. Probabilistic estimation of root cohesion in regards to intra-specific variability of root system. **Catena**, v. 196, n. September 2020, p. 104898, 2021.

ZHOU, W.-H.; QI, X.-H. Root Cohesion Estimation of Riparian Trees Based on Model Uncertainty Characterization. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 31, n. 2, p. 04018389, 2019.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo do Capítulo I mostrou que a bacia hidrográfica sul apresentou maior escoamento superficial e vazão de pico durante a maioria dos eventos investigados, mesmo com área de captação menor que a bacia hidrográfica sul. Ou seja, além da intensidade da chuva, os usos agrícolas, a compactação por máquinas agrícolas pesadas, o pisoteio do gado, a umidade antecedente do solo e a conformação do relevo podem influenciar a capacidade de infiltração do solo (ABRAHAM et al., 2021; BAYAT et al., 2022; BENZOUAGH et al., 2022; MILEUSNIĆ et al., 2022). Por outro lado, a maior produção total de sedimentos específica na bacia hidrográfica norte pode ser explicada pelo manejo, caracterizado pelo revolvimento mínimo do solo (SALAHIN et al., 2021), o que aumenta a exportação de sedimentos para as redes de drenagens (SHERRIFF et al., 2018).

O Capítulo I também mostra que os laços de histereses apresentaram padrão de sentido horário e índices positivos para a maioria dos eventos das duas bacias hidrográficas. Esse comportamento mostra que o pico da concentração de sedimentos suspensos chega antes do pico de vazão (MALUTTA et al., 2020). Ou seja, as fontes principais de sedimentos apresentam conectividade rápida com os canais de drenagem (LIU et al., 2022), devido à mobilização de sedimentos no início do evento (LONDERO et al., 2021).

Dessa forma, os resultados do Capítulo I confirmam os resultados do Capítulo II, onde as estradas apresentaram as principais fontes de sedimentos. Durante as observações, em campo, as estradas mostraram formação rápida de energia de escoamento, com conectividade direta com os canais de drenagens. Estradas não pavimentadas são uma das fontes principais de produção de sedimentos em bacias hidrográficas (RAMOS-SCHARRÓN, 2021; WANG et al., 2022), o que demanda atenção especial em bacias com conectividade direta para reservatórios de água (BOUDJERDA et al., 2022). Isso representa uma condição de relevo comum na captação do reservatório Passo Real.

O estudo de modelagem com uso do LISEM, descrito no Capítulo III, evidenciou que, nas etapas de calibração e validação do modelo, os hidrogramas e sedimentogramas de saída do modelo exibiram uma reação comparativamente rápida às precipitações. Isso é típico de bacias hidrográficas pequenas (LIU et al., 2021), ou seja, com picos de ascensão e recessão íngremes. Isso confirma os resultados dos Capítulos I e II, os quais mostraram que o escoamento reage muito rápido na precipitação, onde pequenas precipitações apresentaram altas produções de sedimentos, com contribuição majoritariamente das estradas não pavimentadas devido à maior energia de escoamento e conectividade direta com as drenagens.

8. CONCLUSÕES GERAIS

A bacia hidrográfica sul, mesmo com tamanho menor, apresentou maior escoamento superficial e vazão de pico para a maioria dos eventos observados, mesmo apresentando usos do solo similares à bacia hidrográfica norte. Esse comportamento indica que, além da intensidade da chuva, outros fatores podem influenciar a capacidade de infiltração do solo, como por exemplo, os usos agrícolas, a compactação por máquinas agrícolas pesadas, o pisoteio de animais, a umidade antecedente do solo e a conformação do relevo. A produção total de sedimentos específica foi maior para a bacia norte para a maioria dos eventos observados. Esse comportamento pode ser explicado devido à prática de revolvimento mínimo do solo, o que significa maior perturbação do solo, promovendo maior produção de sedimentos. Além disso, essa forma de manejo tende a perturbar a camada de serapilheira, tornando-a menos eficaz na prevenção da erosão, pois a perda de solo e a exportação de sedimentos tendem a aumentar mesmo em áreas minimamente revolvidas. Já em áreas com predomínio de floresta ciliar, o que é característico da bacia sul, as perdas de solo foram menores. O padrão dominante dos laços de histerese foi em sentido horário para 76% e 86% dos eventos observados nas bacias norte e sul, respectivamente, apoiados pelos índices de histerese positivos. Esse comportamento da histerese representa a chegada do pico da concentração de sedimentos suspensos antes do pico de vazão, evidenciando que as fontes de sedimentos podem estar mais conectadas aos canais de drenagem, devido à rápida mobilização de sedimentos no início do evento, representado pela ascensão do hidrograma.

Considerando as amostragens de sedimentos suspensos com erro relativo médio satisfatório ($ERM < 15\%$), as estradas apresentaram as maiores contribuições das fontes de sedimentos suspensos para a bacia hidrográfica norte (84,3%) e bacia hidrográfica sul (89,2%), pelo método de determinação de propriedades traçadoras usando emissão óptica de plasma indutivamente acoplado. O método de fluorescência de raio-X confirmou a contribuição predominante das estradas, com 77,4% para a bacia norte e 83,9% para a bacia sul. Esse resultado é coerente com os processos observados no campo, onde as estradas mostram formação rápida do escoamento superficial e energia de escoamento elevada, o qual é conectado rapidamente aos canais de drenagens principais. O método de determinação de propriedades traçadoras por emissão óptica de plasma indutivamente acoplado mostrou que a segunda maior fonte de sedimento foi de origem das lavouras (9,7%) e, por último, das drenagens (6,1%), para a bacia hidrográfica norte. Esse comportamento pode ser explicado porque na bacia norte, algumas áreas de lavouras ainda são manejadas por meio de

revolvimento mínimo do solo, o que contribui com maior produção de sedimentos. Por outro lado, para esse mesmo método de determinação, as drenagens contribuíram com maior produção de sedimentos (7,2%) do que as lavouras (3,6%) na bacia hidrográfica sul. Esse comportamento pode estar relacionado com o padrão tecnológico diferenciado de condução da propriedade. O método de determinação de propriedades traçadoras por fluorescência de raios-X mostrou que as lavouras e as drenagens apresentaram contribuições de 11,7% e 10,9%, respectivamente, para a bacia norte. Por outro lado, o mesmo método indicou contribuição maior das lavouras (14,3%) do que as drenagens (1,9%) na bacia hidrográfica sul, contrariando os resultados do método geoquímico.

Em relação à modelagem com LISEM, na fase de calibração, o modelo representou satisfatoriamente a hidrologia e a produção de sedimentos dos eventos simulados para as duas bacias. No entanto, foram necessárias alterações em alguns dos parâmetros mais sensíveis do modelo. Na etapa de validação, o modelo não representou adequadamente os processos, salvo em alguns eventos. Esse resultado é atribuído às incertezas relacionadas ao quanto às variáveis calibradas representam as variáveis observadas em campo; às incertezas inerentes às tecnologias de monitoramento; e ao efeito da variabilidade espacial sobre a representação de processos hidrológicos. Nossos esforços para tentar validar o modelo não obtiveram bons resultados estatísticos. Apesar desse resultado, existem poucos estudos de modelagem que apresentam o componente de validação para um conjunto robusto de eventos de chuva usando o LISEM. Etapas de calibração e validação são fases fundamentais para demonstrar a funcionalidade de um sistema de modelagem. Recomendamos a continuidade do monitoramento e aprofundamento das investigações. Acreditamos que diante de um monitoramento de longo prazo, embasado em caracterizações de usos do solo mais robustos, no futuro, novas tentativas de validação poderão obter resultados satisfatórios.

9 REFERÊNCIAS

ABRAHAM, M. T. et al. Usage of antecedent soil moisture for improving the performance of rainfall thresholds for landslide early warning. **Catena**, v. 200, n. May 2020, p. 105147, 2021.

ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R. DE; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 69–76, 2013.

BAYAT, H. et al. Grazing management, slope aspect and canopy effects on the compression characteristic of soils of the Gonbad experimental watershed in Hamedan, Iran. **Geoderma**, v. 409, n. April 2021, p. 115641, 2022.

BENZOUGAGH, B. et al. Identification of critical watershed at risk of soil erosion using morphometric and geographic information system analysis. **Applied Water Science**, v. 12, n. 1, p. 1–20, 2022.

BORRELLI, P. et al. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. **Science of the Total Environment**, v. 780, 2021.

BOUDJERDA, M. et al. Application of sediment management strategies to improve reservoir operation: a case study Foug El-Gherza Dam in Algeria. **International Journal of Environmental Science and Technology**, n. 0123456789, 2022.

COLLINS, A. L. et al. **Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes**. *Journal of Soils and Sediments*, 2020. v. 20

CUI, F. et al. Climate change versus land-use change - What affects the ecosystem services more in the forest-steppe ecotone? **Science of the Total Environment**, v. 759, 2021.

EBLING, E. D. **Dinâmica hidrossedimentológica de duas bacias hidrográficas com produção leiteira e grãos**. 2018. 207 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria.

EVRARD, O. et al. A global review of sediment source fingerprinting research incorporating fallout radiocesium (¹³⁷Cs). **Geomorphology**, v. 362, p. 107103, 2020.

HOLLANDA, M. P. et al. Avaliação do TOPMODEL na estimativa do escoamento superficial em microbacia hidrográfica em diferentes usos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 5, p. 489–496, 2015.

KROLOW, I. R. C. et al. Fenômenos El Niño e La Niña em duas bacias hidrográficas na Mesorregião Centro Ocidental Rio-grandense: Assentamento Alvorada. **Revista Nera**, v. 20, n. 37, p. 294–316, 2017.

LIU, W. et al. Event-scale hysteresis metrics to reveal processes and mechanisms controlling constituent export from watersheds: A review. **Water Research**, v. 200, p. 117254, 2021.

- LIU, W. et al. Evaluating sediment connectivity and its effects on sediment reduction in a catchment on the Loess Plateau, China. **Geoderma**, v. 408, n. November 2021, p. 115566, 2022.
- LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on sediment yield in southern Brazil at the hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 7, p. 1–16, 2021.
- MALUTTA, S. et al. Hysteresis analysis to quantify and qualify the sediment dynamics: State of the art. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 12, p. 2471–2487, 2020.
- MILEUSNIĆ, Z. I. et al. Soil compaction due to agricultural machinery impact. **Journal of Terramechanics**, v. 100, p. 51–60, 2022.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424–432, 2011.
- OLAOYE, I. A.; CONFESOR, R. B.; ORTIZ, J. D. Effect of projected land use and climate change on water quality of old woman creek watershed, ohio. **Hydrology**, v. 8, n. 2, p. 1–23, 2021.
- RAMOS-SCHARRÓN, C. E. Impacts of off-road vehicle tracks on runoff, erosion and sediment delivery – A combined field and modeling approach. **Environmental Modelling and Software**, v. 136, n. December 2020, 2021.
- SALAHIN, N. et al. Establishment of crops under minimal soil disturbance and crop residue retention in rice-based cropping system: Yield advantage, soil health improvement, and economic benefit. **Land**, v. 10, n. 6, 2021.
- SHEN, Z. Y.; CHEN, L.; CHEN, T. Analysis of parameter uncertainty in hydrological and sediment modeling using GLUE method: A case study of SWAT model applied to Three Gorges Reservoir Region, China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 1, p. 121–132, 2012.
- SHERRIFF, S. C. et al. Sediment fingerprinting as a tool to identify temporal and spatial variability of sediment sources and transport pathways in agricultural catchments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 267, n. August, p. 188–200, 2018.
- SIT, M. et al. A comprehensive review of deep learning applications in hydrology and water resources. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 12, p. 2635–2670, 2020.
- VARGAS, M. M. et al. Capability of LISEM to estimate flood hydrographs in a watershed with predominance of long-duration rainfall events. **Natural Hazards**, v. 109, n. 1, p. 593–614, 2021.
- WANG, C. et al. Unpaved road erosion after heavy storms in mountain areas of northern China. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 1, p. 29–37, 2022.
- WYNANTS, M. et al. Soil erosion and sediment transport in Tanzania: Part I - sediment source tracing in three neighbouring river catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, n. July, p. 1–16, 2021.