

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água



Dissertação

**Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos RUSLE e SEDD em
bacia hidrográfica de clima subtropical**

Mayara Zanchin

Pelotas, 2020.

MAYARA ZANCHIN

**Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos RUSLE e SEDD em
bacia hidrográfica de clima subtropical**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Cândida Moitinho Nunes
Coorientador: Prof. Dr. Samuel Beskow

Pelotas, 2020.

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

Z27p Zanchin, Mayara

Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos
RUSLE e SEDD em bacia hidrográfica de clima subtropical /
Mayara Zanchin ; Maria Cândida Moitinho Nunes,
orientadora ; Samuel Beskow, coorientador. — Pelotas,
2020.

142 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação
em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de
Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas,
2020.

1. Modelagem hidrossedimentológica. 2. Índice de
perdas. 3. Sistema de informação geográfica. I. Nunes,
Maria Cândida Moitinho, orient. II. Beskow, Samuel, coorient.
III. Título.

CDD : 551.48

Mayara Zanchin

Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos RUSLE e SEDD em bacia hidrográfica de clima subtropical

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestra em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 20/02/2020.

Banca examinadora:

.....
Prof^a. Dr^a. Maria Cândida Moitinho Nunes
Doutora em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

.....
Prof^a. Dr^a. Claudia Liane Rodrigues de Lima
Doutora em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade de São Paulo.

.....
Prof^a. Dr^a. Danielle de Almeida Bressiani
Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo.

.....
Prof. Dr. Pablo Miguel
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria.

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Ivan e Ivonete. Sem o apoio incondicional, carinho e batalha diária de ambos nada seria possível. Aos dois, todo o meu amor, admiração e gratidão!

Agradeço a minha orientadora, Maria Cândida, por todos ensinamentos, conselhos e carinho de mãe. O teu apoio nos momentos mais difíceis foi, sem dúvidas, essencial! Agradeço, também, ao meu coorientador Samuel, por ser prestativo e estar à disposição em conceder auxílio a qualquer hora.

Agradeço a amiga Maíra, por toda dedicação e paciência em construir comigo esse projeto. Não tenho palavras para agradecer por tantas noites de trabalho, reuniões e encontros no Mercado Público para enriquecimento e melhoria da dissertação.

Agradeço ao meu namorado, Matheus, por todo amor, suporte e paciência nos momentos felizes, bem como nos dias difíceis. Agradeço a minha sogra, Isonaida, por me acolher ao longo destes dois anos na casa dela, com muito carinho e atenção. Amo vocês.

Agradeço aos professores componentes da banca: Claudia, Danielle e Pablo, pelas considerações que auxiliaram na melhoria e enriquecimento do projeto de dissertação. Agradeço, também, ao programa de pós-graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água por permitirem o ganho e a troca de conhecimento entre profissionais de diversas áreas.

Agradeço ao Luis Eduardo, gerente de Assessoria e Meio Ambiente da CGTEE, por permitir a realização do projeto e fornecer todos os dados necessários. Esperamos que os resultados obtidos sejam de grande valia à empresa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. A todos, muito obrigada!

*"We know more about the movement of celestial bodies than about the soil underfoot".
Leonardo da Vinci*

Resumo

ZANCHIN, Mayara. **Perda e aporte de sedimentos estimados pelos modelos RUSLE e SEDD em bacia hidrográfica de clima subtropical**. 2020. 142f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas – Pelotas, 2020.

O processo erosivo ocorre de forma natural, auxiliando na modelagem da superfície terrestre. Entretanto, a erosão hídrica pode afetar negativamente o ambiente, principalmente, quando há atividades antrópicas intensivas. O uso inadequado do solo pode acarretar impactos na estrutura, fertilidade e disponibilidade de água dos solos. Ademais, os impactos externos podem contribuir para o aumento do assoreamento e eutrofização nos corpos hídricos. Os modelos de predição da erosão hídrica têm sido utilizados para estimar tais impactos contribuindo para estabelecer planos de mitigação desse processo de maneira distribuída e eficaz. A região de Candiota, Rio Grande do Sul, possui intensa atividade antrópica relacionada a atividades de mineração. Dessa forma, o monitoramento nas bacias hidrográficas que compreendem a região, apresenta elevada importância socioambiental, auxiliando no planejamento, manejo e conservação do solo e da água. O objetivo deste trabalho foi estimar a perda total anual de solo e espacializar o aporte de sedimentos, por meio da *Revised Universal Soil Loss Equation* e do *Sediment Delivery Distributed*, respectivamente, na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante, localizada no município de Candiota, sul do Brasil. Além disso, foi proposta uma classificação de risco à erosão para a bacia hidrográfica. Foram utilizadas informações de altitude, declividade, uso e classes de solo, além de dados medidos de descarga sólida em suspensão. Para realização da análise e espacialização dos dados; utilizou-se plataformas geoespaciais. As perdas médias anuais estimadas foram de 42 a 102 Mg·ha⁻¹·ano⁻¹, conforme variação nas imagens utilizadas para classificação de uso do solo (meses de janeiro, maio e setembro, respectivamente). Os valores extremos do índice de perdas estão relacionados, predominantemente, às áreas com solo exposto. Dessa forma, 47 a 68% da área total da bacia apresentou risco à erosão, dependendo do mês utilizado para classificação de uso do solo. A distribuição espacial do aporte de sedimentos por meio da modelagem hidrossedimentológica indicou que as declividades planas, bem como regiões próximas aos cursos d'água, apresentam maior propensão ao acúmulo de sedimentos. Os resultados obtidos evidenciam a necessidade de implementação de práticas conservacionistas e mudanças nos usos e sistemas de manejo presentes na bacia, considerando a capacidade de uso da terra e de suporte do solo. Além disso, essas ações podem auxiliar na tomada de decisão frente a implementação de estratégias referentes ao controle da erosão hídrica, bem como do aporte de sedimentos, na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante.

Palavras-chave: modelagem hidrossedimentológica; índice de perdas; sistema de informação geográfica.

Abstract

ZANCHIN, Mayara. **Soil loss and sediment delivery estimated by RUSLE and SEDD models in a subtropical climate' watershed.** 2020. 142f. Dissertation (Master of Science) – Management and Conservation of Soil and Water Graduate Program, Eliseu Maciel Agronomy School, Federal University of Pelotas – Pelotas, 2020.

The soil erosion process occurs naturally, helping to shape the Earth's surface. However, water erosion can negatively affect the environment, especially when there are intensive human activities. Inappropriate soil use management can have an impact on the structure, fertility and availability of water in the soil. In addition, off-situ impacts can contribute to the increase of sedimentation and eutrophication of water resources. Soil erosion prediction models have been used to estimate such impacts, contributing to establish mitigation plans for this process in a distributed and effective way. The Candiota region, Rio Grande do Sul, Brazil, has intense anthropic activity related to mining activities. In that way, monitoring in the watershed that comprise the region is of high socio-environmental importance, assisting in the planning, management and conservation of soil and water. Therefore, the objective of this work was to estimate the total annual soil loss and to spatialize the sediment delivery, through the Revised Universal Soil Loss Equation and Sediment Delivery Distributed, respectively, in Candiota sub watershed, located in the city of Candiota, Southern Brazil. In addition, an erosion risk classification for the watershed has been proposed. Information on altitude, slope, use and soil classes was used, in addition to measured data on solid suspended discharge. To perform the analysis and spatialization of the data, geospatial platforms were used. The estimated average annual losses were 42 to 102 Mg·ha⁻¹·year⁻¹, according to the variation in the images used to classify the land use (january, may and september, respectively). The extreme values of the soil loss index are predominantly related to exposed soil use. Thus, 47 to 68% of the total area in watershed has erosion risk, depending on the month used for classification of land use. The spatial distribution of sediment delivery through hydrosedimentological modeling indicated that flat slopes, as well as regions close to watercourses, are more prone to sediment accumulation. The results obtained shows the need for changes in conservation and use practices present in the watershed, considering the capacity of land use and soil support. In addition, these actions can assist in decision-making regarding the implement strategies related to the control of water erosion, as well as the sediment delivery, in the watershed.

Keywords: hydrosedimentological modeling; soil loss index; geographic information system

Lista de Figuras

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ). ...	42
Figura 2. Fluxograma da delimitação da bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) pelo software ArcGIS.....	43
Figura 3. Classes de solo adaptadas de Cunha, Silveira e Severo (2006) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).....	44
Figura 4. Espacialização (a) das altitudes e (b) da erosividade (fator R) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).....	52
Figura 5. Classificação da (a) declividade, de acordo com EMBRAPA (1979), e (b) fator topográfico na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).	55
Figura 6. Fator de cobertura do solo e práticas de controle (CP) para os usos presentes nos meses de (a) maio (2015); (b) setembro (2015) e (c) janeiro (2016) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).	58
Figura 7. Análise das (a) perdas de solo ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{PS}) referente ao uso do solo classificado em maio na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).	61
Figura 8. Análise das (a) perdas de solo ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{PS}) referente ao uso do solo classificado em setembro na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).	61
Figura 9. Análise das (a) perdas de solo ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{PS}) referente ao uso do solo classificado em janeiro na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).	63
Figura 10. Localização das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), de duas barragens, um reservatório e das seções de controle (SC) presentes na bacia hidrográfica do arroio Candiota (BHAC).....	76
Figura 11. Curvas-chave de cota x vazão e vazão x sedimento para a bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM).....	79
Figura 12. Valor médio obtido entre as estações Madrugada e Aeroporto de precipitação acumulada, para os anos de 2013 a 2016.	90

Figura 13. Relação QSS x β na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 1.....	96
Figura 14. Relação QSS x β na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 2.....	97
Figura 15. Relação QSS x RUSLE na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 1.....	98
Figura 16. Relação QSS x RUSLE na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 2.....	99

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classes de erosividade (R) média anual	47
Tabela 2. Classes de solo na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) e valores utilizados para os fatores de erodibilidade ($Mg \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$)	48
Tabela 3. Classes de uso na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) e valores utilizados para o fator cobertura	49
Tabela 4. Tolerância de perdas de solo para as classes de solo presentes na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).....	50
Tabela 5. Classes para perda de solo de acordo com o Índice de perda de solo (I_{PS})	51
Tabela 6. Porcentagem dos usos do solo em cada período classificado na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).....	57
Tabela 7. Índice de perdas de solo (I_{PS}) para as classes de solo, declividade e uso – maio, setembro e janeiro – na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)	66
Tabela 8. Códigos das seções de controle e características de suas respectivas bacias hidrográficas, a saber: arroio Candiota jusante (ACJ), do arroio Candiota montante (ACM) e da Sanga Funda montante (SFM).....	76
Tabela 9. Valores para coeficiente de rugosidade superficial (a), proposto por Haan et al. (1994)	81
Tabela 10. Data e sensor de aquisição das imagens utilizadas para análise da modificação de uso e cobertura do solo (2013 – 2016).....	83
Tabela 11. Porcentagem dos usos do solo na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ) e estatística do Índice Kappa (IK) nas imagens classificadas entre os anos de 2013 a 2016.....	84
Tabela 12. Valores médios estimados da perda de solo trimestral e valores ponderados anuais pela RUSLE ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)	86
Tabela 13. Valores trimestrais e anuais de descarga sólida em suspensão (QSS) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)	89

Tabela 14. Descarga s3lida em suspens3o (QSS), estimativa de perda de solo obtida a partir da RUSLE, tempo de percurso (t) e valores calibrados para o parâmetro de captura (β) para os Cenário 1 e 2, nas bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e da Sanga Funda montante (BHSFM)93

Lista de Abreviaturas e Siglas

A	Perda média anual de solo
A_i	Coefficiente de rugosidade superficial
ANA	Agência Nacional de Águas
ANSWERS	Areal Non-Point Watershed Environment Response Simulation
A_t	Área total da bacia hidrográfica
b	Resolução espacial da célula
BHACJ	Bacia Hidrográfica Arroio Candiota Jusante
BHACM	Bacia Hidrográfica Arroio Candiota Montante
BHSFM	Bacia Hidrográfica Sanga Funda Montante
C	Fator Cobertura (Uso e Manejo)
Cfa	Zona subtropical úmida
CGTEE	Companhia de Geração Termoelétrica de Energia Elétrica
CP	Fator Cobertura e Práticas Conservacionistas
Css	Concentração média de sedimentos em suspensão
EI30	Índice de Erosividade
EN	El Niño
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ENOS	El Niño – Oscilação Sul
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
FA	Fluxo Acumulado
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
GPRH	Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos
IEMA	Instituto de Energia e Meio Ambiente
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil
I_{PS}	Índice de Perda de Solo
K	Fator Erodibilidade
KE	Índice de Erosividade
L	Comprimento da rampa

LA	Latitude
l_i	Comprimento percorrido pelo escoamento superficial
LISEM	<i>Limburg Soil Erosion Model</i>
LN	La Niña
LO	Longitude
LS	Fator Topográfico
MDE	Modelo Digital de Elevação
MG	Estado de Minas Gerais
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
OLI	<i>Operational Terra Imager</i>
P	Fator Práticas Conservacionistas
Q	Vazão do corpo hídrico
\overline{QSS}	Média da descarga sólida em suspensão
QSS	Descarga sólida em suspensão
R	Fator Erosividade
RGB	<i>Red, Green and Blue</i>
RNA	Rede Neural Artificial
RS	Estado do Rio Grande do Sul
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
S	Inclinação da rampa
SCS	Serviço de Conservação dos Solos
SDR	<i>Sediment Delivery Ratio</i>
SEDD	<i>Sediment Delivery Distributed Model</i>
S_i	Inclinação do escoamento superficial
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SLC	<i>Scan Line Correction</i>
SP	Estado de São Paulo
SPD	Sistema Plantio Direto
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SYT	Aporte de sedimentos

SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
T	Tolerância de uma classe de solo à perda
t_i	Tempo de percurso do escoamento em superfície
UFV	Universidade Federal de Viçosa
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
v_i	Velocidade de escoamento superficial
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>
WWAP	<i>World Water Assessment Programme</i>
Z	Altitude

Lista de Símbolos

$<$	menor que
$>$	maior que
\leq	igual ou menor que
\geq	igual ou maior que
h	hora
ha	hectare
Mg	megagrama
MJ	megajoule
mm	milímetros
α	declividade (graus)
β	parâmetro de captação

Sumário

1	Introdução	18
1.1	Hipóteses	19
1.2	Objetivo geral	20
1.2.1	Objetivos específicos	20
2	Revisão de Literatura	21
2.1	Erosão hídrica	21
2.2	Modelos de predição de perda de solo	23
2.3	Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)	25
2.3.1	Fator Erosividade	26
2.3.2	Fator Erodibilidade	28
2.3.3	Fator Topográfico (Comprimento e Declividade)	29
2.3.4	Fator Cobertura (Uso e Manejo)	31
2.3.5	Fator Práticas Conservacionistas	32
2.4	Aporte de sedimentos	32
2.4.1	Sediment Delivery Distributed Model (SEDD)	35
2.5	Importância ambiental da região de análise	36
Capítulo 1		
1	Introdução	40
2	Metodologia	42
2.1	Delimitação e caracterização da área de estudo	42
2.1.1	Caracterização e avaliação do uso do solo	44
2.2	Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)	45
2.2.1	Fator Erosividade (R)	46
2.2.2	Fator Erodibilidade (K)	47
2.2.3	Fator Topográfico (LS)	48
2.2.4	Fator Cobertura e Práticas Conservacionistas (CP)	49
2.3	Classificação das Perdas de Solo	50
2.4	Índice de perda de solo (I_{PS})	50

3 Resultados e discussão	52
3.1 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)	52
3.2 Índice de perdas de solo (I _{PS})	64
4 Conclusões	71
Capítulo 2	
1 Introdução	73
2 Metodologia.....	75
2.1 Área de estudo e rede de monitoramento.....	75
2.2 Rede de monitoramento e elaboração de séries históricas de vazão e de sólidos em suspensão	77
2.3 Sediment Delivery Distributed (SEDD)	80
2.3.1 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).....	82
2.3.2 Calibração do parâmetro β	84
3 Resultados e discussão	86
3.1 Estimativa de perdas de solo pelo modelo RUSLE.....	86
3.2 Análise da descarga sólida em suspensão (QSS)	88
3.3 Modelagem com o SEDD.....	91
3.3.1 Calibração do parâmetro β de captação	91
3.3.2 Relações obtidas para o modelo SEDD	95
3.3.3 Aporte de sedimentos nas bacias hidrográficas.....	100
4 Conclusões	103
3 Considerações Finais.....	104
Referências Bibliográficas	106
Apêndices.....	120

1 Introdução

Os impactos nocivos *in-situ* dos processos acelerados de erosão são bem conhecidos e documentados, sendo, principalmente, causados pela intensa urbanização, desmatamento, atividades de mineração, pastoreio excessivo e compactação do solo, preparo e práticas agrícolas inadequadas. Entretanto, além da degradação e perda do solo, os impactos podem causar efeitos externos (*off-situ*), como o assoreamento e a eutrofização de corpos hídricos, ampliando também a ocorrência de eventos de inundações.

O documento intitulado *The Status of the World's Soil Resources* (FAO, 2015) destaca que 33% dos solos a nível mundial estão degradados. Segundo a instituição, o indicador mundial de degradação é representado, principalmente, pelo processo erosivo. Devido à crescente preocupação pública com as consequências nocivas causadas pelo processo erosivo, tanto *in-situ* quanto *off-situ*, modelos preditivos da perda de solo têm sido amplamente utilizados para auxiliar na identificação de *hotspots* de erosão, bem como na tomada de decisão referente ao planejamento antecipado das áreas suscetíveis às perdas.

Os modelos iniciais para estimativa da perda de solo foram a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) e sua versão revisada denominada *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), proposta por Renard et al. (1997). Ambos são amplamente utilizados devido a uma estrutura simples, requisitos mínimos de dados e fácil disponibilidade dos parâmetros de entrada. A RUSLE permitiu a inserção de dados em plataformas geoespaciais, ampliando a eficácia na avaliação dos processos de perda de solo a nível de bacia hidrográfica. Entretanto, a equação não representa o transporte e a deposição dos sedimentos erodidos e fornece, somente, a estimativa da erosão bruta do solo. Sendo assim, a realização de uma análise espacialmente distribuída do aporte de sedimentos na escala de bacia hidrográfica é fundamental para prever adequadamente os impactos da erosão *off-situ* e planejar estratégias de conservação.

O modelo *Sediment Delivery Distributed* (SEDD), proposto por Ferro e Minacapilli (1995), auxilia na compreensão e espacialização do aporte de sedimentos até o exutório da bacia hidrográfica, possibilitando a determinação da taxa de aporte de sedimentos (SDR) para estudos hidrossedimentológicos. De forma

convergente, a possibilidade da combinação das predições anuais de erosão bruta da RUSLE com o SEDD, por meio de plataformas geoespaciais, fornece uma estimativa da perda de solo e espacialização do aporte de sedimentos em bacias hidrográficas, de forma rápida e acessível. O presente trabalho utilizou o modelo empírico RUSLE associado ao modelo SEDD, para estimativa de perda e aporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica localizada em clima subtropical. O modelo foi anteriormente aplicado em bacias hidrográficas na China (Yang et al., 2012), Espanha (Taguas et al., 2011), Turquia (Tanyas et al., 2015), Itália (Stefano; Ferro, 2007) e Brasil (Batista et al., 2017). No entanto, o modelo SEDD ainda não foi testado em condições subtropicais no Brasil, dando ao projeto caráter pioneiro e inovador.

A região do Município de Candiota, Estado do Rio Grande do Sul, possui a maior jazida de carvão mineral do Brasil (CRM, 2019). Uma vez que, a mineração é uma atividade antrópica intensa e, em função da geração termoelétrica demandar elevado volume de água para sistemas de refrigeração, é necessário monitoramento ambiental constante na região. Os estudos hidrossedimentológicos são de extrema importância do ponto de vista socioambiental e econômico, visto que situações adversas decorrentes da desagregação e transporte de sedimentos podem interferir direta e indiretamente no ambiente, principalmente pela existência do fornecimento de água da bacia para o resfriamento da usina.

Esta dissertação de mestrado está dividida em dois capítulos. O Capítulo 1, intitulado “Estimativa da perda de solo em bacia hidrográfica por meio do modelo RUSLE”, tem por objetivo estimar as perdas de solo na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), município de Candiota, Rio Grande do Sul. O objetivo do Capítulo 2, intitulado “Aporte de sedimentos em bacia hidrográfica por meio do modelo SEDD”, é espacializar o transporte de sedimentos na mesma bacia. Um Sistema de Informação Geográfica (SIG) foi utilizado para aplicação dos modelos RUSLE (RENARD et al., 1997) e SEDD (FERRO; MINACAPILLI, 1995).

1.1 Hipóteses

A hipótese central é de que, uma vez que a bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) apresenta vulnerabilidade a processos erosivos, é

possível estimar a perda de solo e espacializar o aporte de sedimento que ocorrem na bacia por meio dos modelos RUSLE e SEDD.

1.2 Objetivo geral

Estimar a erosão pelo modelo RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) e espacializar o aporte de sedimentos com o modelo SEDD (*Sediment Delivery Distributed*), na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), localizada no município de Candiota, Rio Grande do Sul, Brasil.

1.2.1 Objetivos específicos

- i. Avaliar a influência do fator cobertura na estimativa final da perda de solo, pelo modelo RUSLE, realizando a classificação de uso do solo em três imagens distintas (maio, setembro e janeiro) no período da safra 2015/16.
- ii. Propor uma classificação de risco à erosão, para identificar locais em situação crítica de perda de solo, visando avaliar potenciais medidas para a gestão ambiental da área.
- iii. Calibrar o parâmetro de ajuste do modelo SEDD (β) a partir de dois cenários distintos: trimestral e anual, para posterior espacialização do aporte de sedimentos.

2 Revisão de Literatura

A Revisão de Literatura nesta dissertação irá tratar dos tópicos: “Erosão hídrica”, “Modelos de predição de perda de solo”, “*Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE)”, “Aporte de sedimentos”, “*Sediment Delivery Distributed* (SEDD)” e “Importância ambiental da região de análise”. Os três primeiros tópicos referem-se a temática das perdas de solo e sua modelagem. O quarto e o quinto tópico estão relacionados a dinâmica do transporte de sedimentos nas bacias e sua modelagem. Por fim, o último tópico indica a importância ambiental da área de estudo e a interação com os demais tópicos discutidos.

2.1 Erosão hídrica

O aporte de água e de sedimentos pelos corpos hídricos em direção aos oceanos é consequência natural do ciclo hidrossedimentológico. Os processos dominantes de fluxo de água e produção de sedimentos (espacial e temporalmente) são diferentes de acordo com o tamanho da bacia hidrográfica (RODRÍGUEZ-BLANCO et al., 2013). Logo, o fenômeno hidrossedimentológico deve ser analisado de acordo com a diversidade de seus componentes dentro do sistema que o integra (ZANIN; BONUMA; CORSEUIL, 2018).

A erosão é um processo de desgaste da superfície de rochas e solos. Quando ocorre como erosão geológica ou natural, é um componente importante da evolução natural do ecossistema físico e do desenvolvimento das paisagens (CASSOL et al., 2018), atuando como um processo lento e gradual de modelagem terrestre. O processo erosivo ocorre em três etapas de evolução, sendo elas a desagregação, o transporte e a deposição dos sedimentos (DECHEN et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2012).

A erosão pode ser classificada, quanto ao agente causador, como eólica ou hídrica. No primeiro tipo, o principal agente responsável pelo desprendimento e transporte das partículas do solo é o vento e, no segundo tipo, a água. No Brasil, indubitavelmente, a erosão hídrica é a mais importante (MOREIRA CÂNDICO et al., 2014; TELLES; DECHEN; SOUZA, 2013), motivo pelo qual a presente abordagem será direcionada a essa forma de erosão. A energia cinética do impacto das gotas de chuva na superfície do solo e a energia cinética cisalhante do escoamento

superficial são os principais agentes causadores da erosão hídrica (CASSOL et al., 2004; DENARDIN et al., 2005; SOUZA et al., 2019).

Meyer et al. (1975) sugeriram separar o processo de erosão hídrica em entressulcos e em sulcos. A erosão em entressulcos é aquela cujo agente erosivo responsável pela desagregação é a precipitação pluvial e o transporte ocorre por uma ação combinada do efeito salpicamento (*rain splash*) e do escoamento difuso (CASSOL; LIMA, 2003; OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012). A erosão entressulcos pode ser considerada a mais prejudicial no que diz respeito à extração da camada fértil do solo, contendo os elementos essenciais para o desenvolvimento das culturas (NUNES; CASSOL, 2008; SILVA et al., 2012).

A erosão em sulcos constitui a segunda fase evolutiva do processo físico da erosão hídrica do solo, que é marcada pela mudança da forma do escoamento. Passando de escoamento superficial difuso, na fase inicial da erosão em entressulcos, tal processo concentra-se em pequenas depressões da superfície do solo denominadas: sulcos (BEZERRA et al., 2010). Quando isso ocorre, há uma elevação na energia que será convertida em cinética. Por consequência, a lâmina de escoamento desenvolve maior tensão de cisalhamento elevando, portanto, a capacidade do escoamento em desagregar o solo (BARROS et al., 2005).

Quando a erosão hídrica ocorre de forma acelerada, tendo o ser humano como seu principal agente causador e, assim, afetando a qualidade do solo e os recursos hídricos; tem-se uma forma indesejável de erosão (TANYAS; KOLAT; SUZEN, 2015). O processo de erosão acelerada, ao contrário do processo de formação pedogenético natural tem como fatores principais o crescimento das atividades humanas, o desmatamento, a agricultura e a competição espacial do uso da terra, aumentando significativamente a perda da camada fértil do solo (URSULINO; MORENO, 2014). O processo erosivo não apenas promove a perda de solo fértil, mas também aumenta a quantidade de material particulado transportado para rios ou reservatórios, com consequente deposição e assoreamento, deteriorando a qualidade dos ecossistemas (FUJACO; LEITE; NEVES, 2016). Nesse formato, a erosão hídrica é considerada um dos problemas ambientais mais prejudiciais, e danos irreparáveis podem ocorrer à natureza e aos centros urbanos, tornando-se um problema socioeconômico (WANG et al., 2016).

Percebe-se, desse modo, que há uma necessidade crescente de ferramentas que permitam o gerenciamento eficiente e otimizado dos recursos naturais. A

conservação do solo é definida por Bertol, De Maria e Souza (2019) como a prevenção, mitigação ou controle da erosão e das outras formas de degradação do solo, ou seja, da perda excessiva de fertilidade por causas naturais ou antrópicas. O objetivo da conservação do solo é garantir que a taxa de formação do solo não seja excedida pela taxa de perda do mesmo (OTIM et al., 2019), garantindo aumentos na quantidade de água que penetra no solo, diminuindo a velocidade e a quantidade de água no escoamento superficial (SPERANDIO et al., 2012).

2.2 Modelos de predição de perda de solo

Os estudos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas têm sido amplamente realizados a partir da necessidade da compreensão dos processos que controlam o movimento da água e sedimentos, além de seus impactos sobre a disponibilidade e qualidade das águas (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017). As perdas de solo, em um formato ideal, devem ser medidas em parcelas padrão para representação do cenário real, entretanto, essa abordagem direta geralmente não possui recursos financeiros ou tempo suficiente para ser realizada (PAN; WEN, 2014). Além disso, a disponibilidade dos dados é limitada ou inexistente, o que dificulta a implementação de uma gestão eficiente das bacias hidrográficas (MARKOSE; JAYAPPA, 2016).

Nesse sentido, os modelos hidrossedimentológicos vêm se consolidando como ferramentas de representação dos processos erosivos, com alto potencial para a simulação de cenários de mudanças climáticas, de alterações no uso do solo e de intervenções antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais, com uma abordagem amplamente aceita (XU; XU; MENG, 2013). Por definição, os modelos de erosão hídrica incluem várias interações complexas entre os mecanismos de acionamento (PAN; WEN, 2014). A estimativa da perda de solo é importante para avaliar os riscos de erosão, determinando o uso e manejo adequado do solo (OLIVEIRA et al., 2011). Os modelos desenvolvidos para estimar a erosão do solo podem ser classificados em três grupos: empíricos, conceituais (ou mistos) e baseados em processos físicos (JHA; PAUDEL, 2010).

Os modelos empíricos, basicamente, estimam perdas médias anuais de solo por longos períodos de tempo, sendo a obtenção de seus dados de entrada de fácil acesso (BRESSIANI et al., 2015; TIWARI et al., 2000). Em 1962, foi introduzida pela

primeira vez, no Serviço de Pesquisa da Agricultura dos Estados Unidos, a “*Universal Soil Loss Equation*” (USLE) para avaliação das perdas em pequenas áreas como encostas e pequeno campo cultivado (WISCHMEIER; SMITH, 1962). A USLE sofreu atualizações com o passar dos anos, dando origem ao modelo revisado “*Revised Universal Soil Loss Equation*” (RUSLE) (RENARD et al., 1997) e modificado “*Modified Universal Soil Loss Equation*” (MUSLE) (WILLIAMS, 1975). As principais dificuldades encontradas no uso dos modelos empíricos têm sido o empirismo dos parâmetros e as incertezas quanto aos prognósticos da faixa de ajuste. Além disso, apresentam estimativa, apenas, da erosão bruta do solo, não levando em consideração a deposição de sedimentos ao longo da paisagem (GVOZDENOVICH et al., 2017).

Postas as limitações apresentadas pelos modelos empíricos, desenvolveram-se modelos conceituais (mistos) e de base completamente física para estimar a erosão do solo. Os modelos conceituais são conhecidos como semi-empíricos, apresentando conceitos tanto de base empírica quanto de base física, tendo como exemplo o modelo “*Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation*” (ANSWERS) (MOORE; GALLANT, 1991) e o “*Soil and Water Assessment Tool*” (SWAT) (ARNOLD et al., 1990). O SWAT, por exemplo, é um modelo versátil que engloba diferentes componentes hidrológicos e agrônômicos, em uma escala de tempo contínua (SILVA et al., 2013), sendo desenvolvido para análises de mudanças no uso da terra, estratégias aprimoradas de irrigação, impacto da drenagem e transporte de nutrientes, sedimentos e poluentes pesticidas (GASSMAN; SADEGHI; SRINIVASAN, 2014).

Os modelos baseados em processos físicos auxiliam na predição de erosão em bacias envolvendo tanto o escoamento quanto a deposição de sedimentos, bem como analisando eventos individuais e/ou catastróficos e até os riscos associados ao transporte de substâncias químicas juntamente com os sedimentos. Alguns exemplos de modelos físicos são o “*Water Erosion Prediction Project*” (WEPP) (NEARING et al., 1989) e o “*Limburg Soil Erosion Model*” (LISEM) (DE ROO, 1996). O modelo LISEM, por exemplo, simula o transporte de sedimentos e os aspectos hidrológicos durante e imediatamente após um único evento de chuva em pequenas bacias. O LISEM foi elaborado visando simular os efeitos do uso do solo e medidas de conservação. Os processos básicos incorporados ao modelo são: escoamento superficial, interceptação, depósito em microdepressões, infiltração e movimento

vertical da água no solo, sendo totalmente integrado ao Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Percebe-se que existem diversos modelos de erosão hídrica e com diferentes graus de complexidade e aplicabilidade. Entretanto, a escolha do modelo a ser utilizado em determinado estudo está condicionada à sua validação. No Brasil, essa complexidade se deve à escassez de dados medidos, necessários para confrontar com as estimativas feitas pelos modelos (GANASRI; RAMESH, 2015; LAZZARI et al., 2015). Tanto os modelos empíricos, semi, quanto os físicos são as principais ferramentas disponíveis para prever a erosão hídrica. No entanto, têm sido observadas algumas desvantagens dos modelos de base física, como a exigência de um elevado número de parâmetros na entrada e as incertezas inerentes aos valores tanto dos parâmetros quanto dos resultados obtidos na saída (FAGUNDES; FAN; PAIVA, 2019; PANDEY et al., 2016).

Ainda que apresentem limitações, os modelos empíricos de predição da erosão continuam a ser amplamente utilizados, desempenhando um papel importante no planejamento da conservação do solo (PRASANNAKUMAR et al., 2011). Isso se deve ao fato de estes exigirem um número pequeno de parâmetros de entrada quando comparados a modelos mais complexos.

2.3 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) é adotada para estimar a perda média anual de solo, predizendo a erosão bruta em um domínio espacial (DIDONÉ; MINELLA; MERTEN, 2015). A RUSLE foi proposta por Renard et al. (1997), tomando como base os seis fatores que influenciam a taxa média de erosão, conforme Equação 1.

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP \quad (1)$$

Em que: R é a erosividade média anual das chuvas; K é a erodibilidade dos solos; LS é o fator topográfico que engloba o comprimento do declive (L) e a inclinação do terreno (S); C é o fator cobertura (uso do solo e manejo de culturas) e P é o fator de práticas mecânicas conservacionistas complementares.

Renard et al. (1997) realizaram uma extensa revisão do modelo USLE, levando ao desenvolvimento da RUSLE. Embora a estrutura da equação seja a mesma, os métodos para determinar os fatores do modelo foram modificados (GALDINO et al., 2015). Apesar da RUSLE também ser um modelo empírico, ela apresenta uma perda de solo mais precisa, por permitir, além da aplicação da equação a nível de bacia hidrográfica (SANTOS; CUNHA, 2018), a união dos fatores (L e S) e (C e P) que eram tabulados e calculados separadamente na USLE (ANACHE et al., 2017). Modificações referentes à determinação de alguns fatores, como o caso do fator de cobertura (C), também foram propostas na RUSLE. Sendo assim, permitiu-se que o modelo fosse aplicado a culturas e sistemas de manejo que não estavam presentes nos experimentos originais (KINNELL, 2010). A RUSLE pode indicar planos de desenvolvimento e conservação direcionados ao foco do problema, a fim de controlar a erosão sob diferentes condições de cobertura da terra, tais como terras agrícolas, de pastagens e florestas perturbadas (CHEN et al., 2011).

O modelo RUSLE é classificado como eficiente, robusto e simples (LI et al., 2016; XU; XU; MENG, 2013). Portanto, mesmo existindo modelos baseados em processos, a RUSLE é o método de estimativa de perda de solo mais amplamente utilizado no mundo (ASHIAGBOR et al., 2013; KUMAR; KUSHWAHA, 2013; LIESKOVSKÝ; KENDERESSY, 2012) assim como no Brasil, onde o modelo demonstrou excelente aplicabilidade para as características climáticas do país (BESKOW et al., 2009; DURÃES; MELLO, 2016; MEDEIROS et al., 2016), principalmente associado a escalas maiores, por meio de Sistemas de Informações Geográficas – SIG (MINELLA; MERTEN, 2011; PANAGOS et al., 2015a).

A combinação de modelos de predição de erosão com SIG mostrou-se uma ferramenta poderosa para avaliar as perdas de solo na escala de bacia, possibilitando a avaliação das taxas de erosão de forma distribuída (AKSOY; KAVVAS, 2005; BATISTA et al., 2017). O uso dessa técnica faz com que a estimativa da erosão do solo, bem como sua distribuição espacial, torne-se viável, além de ampliar a precisão a nível de bacia hidrográfica (CHEN et al., 2011; FUJACO; LEITE; NEVES, 2016; WANG et al., 2013).

2.3.1 Fator Erosividade

O índice de erosividade da chuva é altamente importante, pois a precipitação é a força motriz da erosão e tem uma influência direta no desprendimento do agregado e no seu escoamento superficial (MEUSBURGER et al., 2012; OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012). A erosividade é também um parâmetro importante para a avaliação do risco de erosão hídrica no uso futuro da terra e associado às mudanças climáticas (MEUSBURGER et al., 2012). Para que ocorra a compreensão da influência do tamanho das gotículas e da distribuição das chuvas no desprendimento das partículas do solo foram conduzidos diversos estudos, utilizando tanto chuva natural quanto artificial (OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012).

Uma das formas mais conhecidas de analisar o índice de erosividade é através do fator erosividade (R) do modelo USLE. O índice de erosividade (EI30) é um método de determinação da erosividade das chuvas calculado, para cada evento de chuva individual e erosiva, na intensidade máxima em 30 minutos (HICKMANN et al., 2008). Apesar do índice EI30 ser o mais utilizado mundialmente e apresentar boa correlação com a perda de solo nos estudos realizados no Brasil (BACK, 2017; TRINDADE et al., 2016), recomenda-se o uso de uma série de dados pluviométricos consistentes com 20 anos ou mais. No entanto, o uso desse tipo de dado é difícil e requer muito tempo para o processamento (KINNELL, 2010; PETAN et al., 2010), havendo falta de registros pluviográficos de longo prazo para muitos países, incluindo o Brasil (MELLO et al., 2013).

Para superar o problema da escassez de dados referente à análise individual de um evento de chuva, equações foram propostas para estimar a erosividade média mensal da chuva por meio de dados pluviométricos (ALMAGRO et al., 2017). O método mais comumente aplicado, Índice de Fournier Modificado (IFM), baseia-se na precipitação média mensal e anual (RENARD; FREIMUND, 1994), propondo estimar a erosividade anual das chuvas por meio de mapas de erosividade que são gerados com o auxílio de procedimentos geoestatísticos (BESKOW et al., 2009; NIGEL; RUGHOOPUTH, 2010), com utilização de variáveis secundárias como altitude, latitude, longitude e características topográficas.

Devido a essa carência de dados observados de precipitação ao longo do território, os pesquisadores investiram em equações a partir de regressões múltiplas

para obtenção das estimativas de erosividade. Mello e Silva (2009) ajustaram modelos multivariados para estimar a precipitação média anual e por período (seco e chuvoso) em Minas Gerais, Brasil, em função da latitude, longitude e altitude, obtendo excelentes resultados. Testando modelos semelhantes para precipitação média mensal, Diodato e Bellocchi (2010) para a região do Mediterrâneo, na Itália, também obtiveram resultados satisfatórios. No entanto, a interpretação dos dados de entrada, quando utiliza-se modelos multivariados, deve ser realista e corresponder às características climáticas locais.

O sistema integrado de krigagem é conhecido como regressão-kriging. É considerada uma boa metodologia de interpolação de dados, utilizando dados para calcular a interpolação. Angulo-Martinez et al. (2009) e Meusburger et al. (2012) aplicaram esse conceito para gerar um mapa de erosividade das chuvas para a Suíça e a bacia do Ebro (Espanha), respectivamente, obtendo boas predições. Mello et al. (2013) propuseram equações para o fator R para as diferentes regiões brasileiras. Essas equações foram obtidas a partir de regressões múltiplas com os parâmetros simplificados e de fácil aquisição, sendo eles altitude, latitude e longitude e estão sendo amplamente utilizadas (CASSOL et al., 2018; DURÃES; MELLO, 2016; MEDEIROS et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2014).

Algumas desvantagens do modelo, entretanto, são a impossibilidade de estimar a variação temporal da precipitação, bem como a carência por dados confiáveis e constantes em algumas regiões do Brasil.

2.3.2 Fator Erodibilidade

A erodibilidade (representada pelo fator K) é essencial para estimar a perda de solo e avaliar seus efeitos ambientais (WANG et al., 2016), indicando a condição inerente do solo, sua suscetibilidade natural, ao descolamento e transporte por processos de erosão (RENARD et al., 1997; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Para sua determinação a campo, Wischmeier e Smith (1978) sugerem a utilização de uma parcela unitária padrão, a qual deve ter comprimento de 22,13 metros e inclinação de 9%, permanecendo descoberta, com preparo convencional ao longo da encosta. Segundo Cassol et al. (2018), um experimento a campo de longo prazo consegue determinar de forma mais precisa o fator K, principalmente

devido à variação anual na potência da erosividade da chuva, porém, esse procedimento é demorado e oneroso.

Para facilitar a compreensão dos dados, um nomógrafo foi desenvolvido nos Estados Unidos, com base na erodibilidade obtida em campo e atributos do solo, para estimar a erodibilidade por meio da análise de textura, teor de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade (WISCHMEIER et al., 1971). No Brasil, entretanto, as estimativas para obtenção do fator K pelo nomógrafo são inconsistentes, pois os solos possuem propriedades, características e comportamentos distintos dos solos dos Estados Unidos (ANACHE et al., 2015).

Wischmeier e Smith (1978) adicionaram uma variável conhecida como cobertura de fragmentos rochosos, que forneceu à equação clássica do fator K a possibilidade de calculá-lo independentemente da leitura do nomógrafo. Posteriormente, alguns métodos indiretos começaram a ser aplicados para estimar esse fator com maior consistência (AUERSWALD et al., 2014; BONILLA; JOHNSON, 2012), sendo o caso das metodologias propostas por Sharpley e Williams (1990) e por Denardin (1990), a fim de desenvolver um modelo de estimativa do fator K para solos brasileiros com base em características do solo avaliadas em parcelas padrão.

Denardin (1990) desenvolveu equações para estimativa da erodibilidade a partir de parâmetros físicos e químicos, utilizando dados de trinta e um perfis de solos do Brasil e quarenta e seis perfis de solos dos Estados Unidos, determinados no campo. O autor substituiu a equação proposta por Wischmeier et al. (1971), inicialmente desenvolvida para os solos de regiões de clima temperado, para solos de clima tropical e subtropical (SILVA, 2018). Para a região Sul do Brasil, em função do tipo de clima e de solos presentes, essa metodologia pode ser adequada, uma vez que os valores estimados são próximos ao valor observado a campo (CASSOL et al., 2018).

2.3.3 Fator Topográfico (Comprimento e Declividade)

O fator topográfico combina os fatores comprimento da rampa (L) com inclinação (S), sendo o principal envolvido na caracterização da velocidade de escoamento superficial (BESKOW et al., 2009; WISCHMEIER; SMITH, 1978). Wischmeier e Smith (1978) definiram o fator L como a razão linear entre a perda de solo de um declive horizontal e a perda correspondente do comprimento da encosta

com valor padrão 22,13 m, com tal declividade. De acordo com esta definição, o comprimento da encosta é a distância da formação inicial do escoamento até um ponto que permita sua diminuição e inicie o processo de deposição dos sedimentos, ou encontre uma rede de drenagem (PANAGOS et al., 2015b).

Na prática, não é simples a determinação exata do início da formação do escoamento superficial nem dos locais de deposição (RENARD et al., 1997) e, dessa forma, torna-se inviável o cálculo tradicional do fator LS em áreas extensas e/ou com relevo complexo. Diversos autores buscaram, por meio de equações matemáticas, descrever o comportamento em bacias hidrográficas dos fatores L e S em condições distintas de declive – reto, côncavo ou convexo (OLIVEIRA et al., 2012). Conforme se amplia a inclinação e o comprimento da encosta também se amplia a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, as forças de erosão à superfície, permitindo que ambos possam ser analisados de maneira conjunta (ALEXAKIS; HADJIMITSIS; AGAPIOU, 2013).

Wischmeier e Smith (1978) atribuíram em seus estudos diferentes pesos conforme as irregularidades dos declives, por trechos. McCool et al. (1989) propuseram realizar o cálculo dos fatores LS em declividades superiores a 9% e em função da erosão entressulcos e em sulcos. Nearing (1997) propôs uma equação para as elevadas declividades de McCool et al. (1989), porém com vertentes mais íngremes. Outros métodos, também, foram propostos para estimativa do fator topográfico com a utilização de área e densidade de drenagem para cálculo de LS por Williams e Berndt (1977) ou o método de Desmet e Govers (1996) que utiliza o conceito de fluxo acumulado de drenagem a montante. Posteriormente, Moore e Burch (1986) propuseram a determinação do fator LS pela incorporação da teoria da potência unitária do escoamento, apresentada por Yang (1984). De acordo com essa teoria, a água na superfície do solo apresenta determinada energia capaz de desagregar e transportar partículas de solo quando estas se movem no sentido do declive.

Esse conceito, conjuntamente com as técnicas disponíveis dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e a melhor representação do relevo, permitiram que a estimativa dos fatores L e S passasse a ser menos laboriosa e determinante para uma estimativa adequada dos processos hidrológicos, principalmente quando estes ocorrem em áreas com declives não uniformes e em situações geomorfológicas complexas (MINELLA; MERTEN; RUHOFF, 2010).

2.3.4 Fator Cobertura (Uso e Manejo)

Na equação da RUSLE, o efeito da cobertura vegetal é representado como fator de uso e manejo da cobertura (C). Este fator é definido como a taxa de perda de solo com vegetação específica para a correspondente perda de solo em um terreno completamente exposto, sem vegetação e recém preparado (KARABURUN, 2010; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Os sistemas agrícolas que associam a monocultura (de cultivos anuais) ao uso errôneo de equipamentos para o preparo do solo, resultam em degradação intensa (FERREIRA; TAVARES; FERREIRA, 2010), ampliando a quantidade de sedimentos a serem aportados. Merten et al. (2015) demonstraram que o sistema de plantio direto era muito eficiente no controle da erosão (> 70%) quando comparado com sistemas convencionais para culturas anuais. A vegetação auxilia na redução das perdas de solo protegendo-o contra a ação das gotas de chuva, aumentando a taxa de infiltração de água no solo, reduzindo a velocidade do escoamento superficial, mantendo a rugosidade da superfície e melhorando as propriedades físico-químicas e biológicas do solo (ABDO; SALLOUM; 2017; BONILLA; JOHNSON, 2012). Sendo assim, a erosão pode ser efetivamente limitada com o manejo adequado da vegetação e de resíduos de plantas (KARABURUN, 2010).

No método tradicional de estimativa e mapeamento do fator C, os valores do fator são coletados a partir de medição a campo e atribuídos às classes correspondentes de cobertura, porém, torna-se impraticável essa metodologia em regiões com relevo complexo, e.g. depressões e sinuosidades (TENG et al. 2019). Autores como Batista et al. (2017) e Demirci e Karaburun (2012) passaram a recomendar a determinação dos valores do fator C por meio de metodologias de classificação supervisionada em ambiente SIG, utilizando imagens de satélite.

Para efeito de cálculo, o valor do fator C pode variar na escala de 0 a 1. Os menores valores correspondem a vegetação densa, que fornece ao solo um bom nível de proteção, resultando em ausência de erosão. Quanto maiores e mais próximos a 1 forem os valores obtidos para o fator C, significa que há redução de vegetação (efeito de cobertura) e um risco severo da ocorrência de erosão (VATANDASLAR; YAVUZ, 2017).

2.3.5 Fator Práticas Conservacionistas

O fator de práticas conservacionistas (P) é responsável pelas práticas complementares de controle que reduzem o potencial de erosão do escoamento, por sua influência nos padrões de drenagem, concentração de escoamento, velocidade de escoamento e forças hidráulicas exercidas pelo escoamento na superfície do solo (PANAGOS et al., 2015b; RENARD et al. 1997). Sendo assim, dos seis fatores de influência para o cálculo da RUSLE, os valores para o fator P são considerados os mais incertos (MORGAN; NEARING, 2011).

As práticas de controle representam o efeito da conservação na perda de solo como preparo e plantio em contorno (nível), terraceamento, plantio em faixas ou em contorno, bem como a correspondente perda quando a cultura está implantada no sentido do declive (EDUARDO et al., 2013; MARKOSE; JAYAPPA, 2016). O valor do fator P encontra-se numa faixa de 0 a 1 (WISCHMEIER; SMITH, 1978), sendo o valor 1 comumente utilizado para locais sem aplicação de práticas de controle de erosão. Portanto, quanto menor o valor do fator P melhor a eficácia da prática em controlar a erosão hídrica (PANAGOS et al., 2015b).

Há maior eficácia, porém, no controle de um processo erosivo quando se relacionam os diferentes tipos de cobertura do solo às práticas conservacionistas, reduzindo as perdas hídricas por escoamento superficial (BORGES et al., 2014; SILVA; MONTENEGRO; SANTOS, 2012). Dessa forma, é possível a realização de uma análise do fator de cobertura de forma conjunta ao fator de práticas conservacionistas, denominado CP (cobertura e práticas conservacionistas).

2.4 Aporte de sedimentos

O aporte de sedimentos (também conhecido como produção) ocorre naturalmente, em decorrência das taxas de erosão dentro de uma bacia hidrográfica. Essa erosão promove o deslocamento e arraste de sedimentos para os cursos d'água, possibilitando o seu transporte e, posterior, deposição nas margens e leito desse sistema hídrico (BERNARDINO; LOURENÇO, 2013).

O termo “aporte de sedimento” é empregado para se referir à quantidade de sedimentos removidos da bacia hidrográfica (MINELLA; MERTEN, 2011). Contudo, deve-se ressaltar que apenas uma pequena parcela dos sedimentos mobilizados,

durante um evento de chuva específico, consegue atingir o exutório da bacia hidrográfica. A maior parcela dos sedimentos permanece depositada na própria bacia, em forma de depósitos permanentes ou temporários, na base de encostas, valas e no próprio canal fluvial (SARI et al. 2013). É comum estabelecer-se uma relação entre o aporte de sedimentos e a erosão total na bacia, sendo denominada “*Sediment Delivery Ratio*” (SDR). A taxa de transferência de sedimentos é uma porcentagem que relaciona o aporte de sedimento no ponto específico de medição na bacia e a erosão total que ocorre a montante do ponto observado (SANTOS et al., 2017).

De acordo com a teoria de Boyce (1975), o SDR tende a diminuir com o aumento da área da bacia, uma vez que, a inclinação média também diminui e estas tendem a possuir mais locais de armazenamento de sedimentos ao longo da paisagem. Entretanto, sabe-se que a interpretação das medições feitas em escala espacial concentrada para avaliar os processos de erosão hídrica permanece problemática (CHAPLOT; POESEN, 2012). O SDR tem seu valor dependente de outros fatores além da escala, como a topografia e geomorfologia da bacia, a degradação do solo e a conectividade entre o relevo e o curso hídrico (DE VENTE et al. 2013; LAS HERAS et al. 2010).

Os processos sedimentológicos que ocorrem na natureza têm sido acelerados e intensificados pela atividade humana, destacando-se o uso inadequado do solo, o desmatamento, a urbanização, atividade agropecuária e alteração dos cursos dos rios (BRITO et al., 2009), conforme anteriormente mencionado. Mudanças no uso da terra, substituindo locais de vegetação nativa e florestas por terras agrícolas têm acelerado o processo de erosão, transferindo maior carga de sedimentos de partes altas para baixadas da bacia hidrográfica, bem como para o sistema fluvial (MERTEN; WELCH; TOMER, 2016). Sendo assim, o estudo dessas partículas tornou-se de grande importância para a conservação, utilização dos solos e recursos hídricos, a fim de identificar os problemas relativos aos sedimentos (GARRIDO et al., 2018).

É difícil descrever a taxa de erosão hídrica na bacia hidrográfica, em escalas espaciais e temporais, devido a limitações nas medidas de campo para cada parte da bacia hidrográfica (KINNELL, 2010). Os modelos hidrossedimentológicos vêm sendo cada vez mais aplicados na medição e estimativa do aporte de sedimentos em escalas cada vez maiores (CABRAL et al., 2013), trazendo significativas

contribuições para a gestão dos recursos hídricos. Estes modelos fornecem estimativas que podem auxiliar a suprir a falta de informações sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017).

Modelos distribuídos espacialmente, com base física, podem ser usados para identificar áreas críticas e fornecer o aporte de sedimentos em qualquer local desejado na bacia com maior precisão de simulação, em comparação com modelos empíricos ou conceituais (OKORO; UZOUKWU; CHIMEZIE, 2014). Os modelos físicos não representam apenas os mecanismos essenciais que controlam a erosão e o aporte de sedimentos, mas também consideram características físicas, como topografia, geologia, uso da terra, clima, crescimento de plantas e características de fluxo (PANDEY et al., 2016).

Esses modelos apresentam limitações, como demandar elevada variedade de parâmetros de entrada, falta de facilidade de uso, diretrizes pouco claras para condições de sua aplicabilidade e medida inadequada de confiabilidade (DE VENTE et al., 2013). Para garantir a calibração e validação do modelo, os resultados da simulação devem, também, ser comparados com as medições em campo (ARAGÃO et al., 2013). O modelo WEPP, apesar de estimar adequadamente o escoamento superficial, possui baixa precisão na estimativa do aporte de sedimentos em pequenas bacias (SANTOS; SRINIVASAN; ARAGÃO, 2012). No modelo SWAT, entretanto, há uma limitação relacionada a não permitir que dados distribuídos no espaço da bacia, associados aos atributos físicos do solo, sejam alimentados no modelo; na forma de mapas (ANDRADE; MELLO; BESKOW, 2013). Contudo, estas variáveis são altamente sensíveis no tocante à geração do escoamento superficial direto e, conseqüentemente, ao transporte de sedimentos.

O uso de um número maior de parâmetros, pelos modelos de base física, traz benefícios na obtenção do melhor ajuste dos dados observados. Entretanto, Barros et al. (2014) e Perrin et al. (2001) indicam não ser necessário um grande número de parâmetros de entrada para obtenção dos melhores resultados, quando comparado a modelos com número limitado de parâmetros. Os modelos conceituais desempenham um papel intermediário entre o empírico e os modelos baseados em processos físicos (MARINHO FILHO et al., 2012). Nos modelos conceituais, sem incluir os detalhes específicos das interações do processo que exigiriam informações detalhadas sobre a bacia, estes tendem a incluir uma descrição geral dos processos que ali ocorrem (AKSOY; KAVVAS, 2005; NYEKO, 2015).

Sendo assim, na escala de bacia hidrográfica, pode ser realizado o acoplamento de um modelo de erosão hídrica bruta (empírico) com uma função matemática que expresse a eficiência do transporte de sedimentos das encostas e das redes de drenagem (DI STEFANO; FERRO, 2019; DIDONE, MINELLA, MERTEN, 2015). Um modelo que vem sendo empregado é o “*Sediment Delivery Distributed Model*” (SEDD) (FERRO; MINACAPILLI, 1995), de forma conjunta com o modelo RUSLE, auxiliando na espacialização do aporte de sedimentos e dos efeitos de diferentes estratégias de conservação do solo (JAIN; KOTHYARI, 2000; SANTOS et al., 2017).

2.4.1 Sediment Delivery Distributed Model (SEDD)

O modelo RUSLE representa, entre os pesquisadores e profissionais da área, a melhor concordância entre a simplicidade de aplicação, em termos de dados de entrada necessários e a precisão das estimativas de perda de solo obtidas (TANYAS; KOLAT; SUZEN, 2015). Sendo assim, seu uso em escala de bacia pode ser convenientemente acoplado a um critério de discretização espacial dos processos do aporte de sedimentos, para obter uma distribuição espacial da perda e deposição do solo (DI STEFANO; FERRO, 2007).

Para modelar a variabilidade dos processos do aporte de sedimentos dentro da bacia, Ferro e Minacapilli (1995) propuseram o “*Sediment Delivery Distributed Model*” (SEDD), que possui a capacidade de calcular a distribuição espacial do aporte de sedimentos dentro de uma bacia, determinando a produção de sedimentos de encostas e vertentes, até o curso hídrico mais próximo (TAGUAS et al., 2011). Ferro e Porto (2000) calibraram o modelo para uma série de eventos para três pequenas bacias hidrográficas em Calabria, Itália. O modelo apresentou forte correlação entre os dados de sedimentos observados e os calculados matematicamente (TAGUAS et al., 2011). Posteriormente, Di Stefano e Ferro (2007), calibraram e validaram adequadamente o modelo para escala anual em uma bacia agrícola de 30 ha na Sicília, Itália. Além disso, eles obtiveram uma estimativa do principal parâmetro do modelo (considerado um parâmetro de ajuste, denominado β) por meio de relações empíricas com a erosividade das chuvas. Conforme os autores, o parâmetro β indica os efeitos ao longo do caminho hidráulico, devido à rugosidade e ao escoamento.

Uma das principais vantagens da utilização do modelo SEDD é a simplicidade de suas operações, uma vez que se baseia na RUSLE, associada a uma relação simples para calcular o SDR pixel a pixel, ou por unidade morfológica, da bacia hidrográfica (BATISTA et al., 2017; DI STEFANO; FERRO, 2019). Taguas et al. (2011) aplicaram os modelos acoplados para estimar a perda e aporte de sedimentos na microbacia hidrográfica Ponte Genil, localizada na província de Córdoba na Espanha, que possui 0,06 km² e chegaram a resultados satisfatórios. Tanyas, Kolat e Suzen (2015) analisaram na bacia do rio Ceyhan, localizada na cidade de Kahramanmaras, Turquia. A bacia em análise, de forma contrária a analisada por Taguas et al. (2011), possui área de 1060 km². Os resultados dos autores indicam que o método pode ser aplicado em outras bacias na Turquia com o mesmo conjunto de dados.

Batista et al. (2017) estimaram de forma pioneira no Brasil, por união do modelo RUSLE com o SEDD, a perda e aporte de sedimentos em três sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Grande, localizada em Minas Gerais e em São Paulo. As três sub-bacias analisadas foram a do rio Morte, a do rio Grande e a do rio Capivari. Segundo os autores, o modelo SEDD ainda não havia sido testado em condições tropicais, como na maior parte das bacias hidrográficas brasileiras. Porém, os resultados iniciais indicaram que a abordagem pode ser útil para esse modelo de análise, devendo-se ampliar os estudos a nível nacional (tanto nas zonas tropicais quanto nas subtropicais).

A necessidade de identificar áreas mais sensíveis aos processos de erosão e aporte de sedimentos na bacia estimula o estudo da variabilidade espacial, de forma conjunta com sistemas de informação geográfica (DI STEFANO; FERRO, 2007). Acoplar ambos os modelos em um ambiente SIG, auxilia na compreensão da distribuição espacial da perda e aporte de sedimentos sob uma variedade de cenários de simulação de uso (FU et al., 2006) e comparar os efeitos de diferentes estratégias de conservação do solo (JAIN; KOTHYARI, 2000; SANTOS et al., 2017).

2.5 Importância ambiental da região de análise

A produção de eletricidade, no Brasil, aumentou 72% entre 1993 e 2010 e, conforme a EIA (2014), espera-se um aumento anual de 0,5% entre 2012 e 2040. No Brasil, o carvão mineral responde por 3,2% da oferta interna de eletricidade

(EPE, 2015). Do volume de reservas, o Rio Grande do Sul responde por 89,25%; Santa Catarina, 10,41%; Paraná, 0,32% e São Paulo, 0,02% (ANEEL, 2008). A Jazida localizada no município de Candiota (RS), somente, possui 38% de todo o carvão nacional, a partir da operação de usinas termelétricas que estão localizadas na região Sul, sendo prevista pelo governo brasileiro (MME, 2008) a expansão da utilização do carvão na região.

No município de Candiota, predomina a produção de energia por meio do uso de usinas termelétricas à carvão, ocorrendo elevada captação de água dos mananciais para realização dos processos. A Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE) obteve o direito a captação de água no reservatório da Barragem I e II, localizadas na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), sub-bacia da bacia do arroio Candiota, com a finalidade de geração de energia elétrica nas Usinas Termelétricas de Candiota.

Atualmente, a construção de barragens e reservatórios, para atender o abastecimento, irrigação, saneamento e, principalmente, destinada à produção de energia elétrica, evidencia ser uma das causas de impactos ambientais severos e prolongados (VANZELA et al., 2014). Cerca de 70% dos sistemas fluviais no mundo foram extensivamente fragmentados pela construção de barragens, reservatórios (ZARFL et al., 2015) e, principalmente, hidrelétricas. Uma barragem ou reservatório é uma obra artificial que altera o regime de fluxo. Reduzir a velocidade do fluxo de água devido ao aumento da seção transversal (ALBERTIN et al., 2010; SANTOS; FERNANDO; HERNANDEZ 2013), cria condições favoráveis para sedimentação de material sólido transportado pelo curso d'água ou resultante de escoamento da bacia hidrográfica. Esse comportamento, no entanto, é responsável pela redução significativa da carga de sedimentos em rios que possuem barragens (SYVITSKI; KETTNER, 2011).

Assim como a bacia hidrográfica do arroio Candiota apresenta atividades intensas de extração e mineração ao longo de sua extensão, a sub-bacia arroio Candiota jusante apresenta potencial futuro para instalação e extração mineral. Com a captação excessiva, a existência de barragens e o potencial de exploração, torna-se necessária a análise na BHACJ, principalmente nas questões vinculadas à influência na dinâmica hidrossedimentológica dos corpos d'água integrantes da bacia. Sendo assim, a estimativa prévia de perdas de solo e aporte de sedimentos é

de extrema importância, auxiliando na identificação dos locais com real necessidade para direcionar um planejamento e gestão ambiental eficazes da região.

Capítulo 1 – Estimativa da perda de solo em bacia hidrográfica por meio do modelo RUSLE

1 Introdução

No município de Candiota estão presentes diversas atividades antrópicas, sendo as principais mineração de carvão e de calcário, geração térmica de energia elétrica, cimenteiras e agricultura (FARIAS et al., 2015). A região possui, também, a maior reserva carbonífera brasileira, sendo responsável por 38% das reservas de carvão a nível nacional (CHAVES; RODRIGUES; ADE, 2018).

Posto que os ambientes naturais na região de Candiota potencializam recursos minerais passíveis de utilização como carvão e calcário, a instalação de empresas voltadas à sua exploração tem transformado a região em um centro de geração de energia termoelétrica e de produção de cimento. Assim como a bacia hidrográfica do arroio Candiota apresenta atividades intensas de extração e mineração ao longo de sua extensão, a sub-bacia arroio Candiota jusante apresenta potencial futuro para instalação e extração mineral. No entanto, a qualidade ambiental também se tornou foco de interesse, devido às alterações ocasionadas por tais atividades econômicas, tornando a bacia importante fonte de estudos.

Haja vista a possível vulnerabilidade da bacia a sofrer processos erosivos, o objetivo geral do Capítulo 1 foi estimar a perda de solo por meio do modelo *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), no município de Candiota (RS). Os objetivos específicos foram avaliar a influência do fator cobertura na estimativa final da perda de solo, realizando a classificação de uso em três períodos distintos e propor uma classificação específica de perdas de solo possibilitando, assim, avaliar potenciais medidas para a gestão ambiental na área.

O processo de erosão envolve as etapas de desagregação de partículas do solo do seu local de origem, o transporte dessas partículas e a eventual deposição ao longo da paisagem (CASSOL; LIMA, 2003), podendo atingir o manancial. Esse processo ocorre de maneira natural, pela ação dos agentes erosivos que são, no caso da erosão hídrica, as gotas da chuva e o escoamento superficial sobre o solo, sendo ela a forma mais ativa no processo de degradação do solo. A erosão hídrica é intensificada pela atividade antrópica, quando adotadas práticas impróprias como cultivo no sentido do declive ou remoção da vegetação nativa. A erosão hídrica também traz impactos negativos ao meio ambiente como redução a fertilidade dos

solos e produtividade do cultivo, bem como a qualidade da água, ocasionando eventos de assoreamento e eutrofização. A preocupação ambiental tem incentivado diversos estudos referentes a conservação do solo em bacias hidrográficas (ABDO; SALLOUM, 2017; GAO et al., 2017; JIA et al., 2019; SWARNKAR et al., 2018; THOMAS; JOSEPH; THRIVIKRAMJI, 2018), ampliando a capacidade de predição dos processos erosivos.

Os modelos de predição das perdas de solo são propostos como ferramentas úteis para analisar a erosão e estabelecer planos de mitigação desses processos de forma rápida e eficaz. No Brasil, a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) é amplamente utilizada para predizer a erosão hídrica (BAGIO et al., 2017; COLMAN et al., 2018; MELLO et al., 2016; MENDES JUNIOR et al., 2018; OLIVETTI et al., 2015; STEINMETZ et al., 2018). O modelo RUSLE, proposto por Renard et al. (1997), estima a perda média anual de solo por meio dos seguintes parâmetros: erosividade (R), erodibilidade (K), topográfico (LS) e de cobertura e práticas conservacionistas (CP), apresentando inúmeras melhorias na análise dos fatores de influência. Como todos os fatores da equação podem ser espacializados, tem sido comum o uso do geoprocessamento na avaliação da suscetibilidade do solo à erosão. Com o modelo associado a um Sistema de Informação Geográfica (SIG), pode-se compreender a complexidade de uma bacia hidrográfica, facilitando o entendimento do processo erosivo.

2 Metodologia

Na metodologia do Capítulo 1 serão abordados os tópicos referentes à delimitação da área de estudo em plataformas geoespaciais, bem como a aplicação de cada um dos fatores de influência do modelo RUSLE.

2.1 Delimitação e caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende uma sub-bacia da bacia hidrográfica do arroio Candiota, sendo no presente trabalho denominada de bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), no município de Candiota, Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). A região está compreendida na Bacia Hidrográfica Mirim – São Gonçalo (L040).

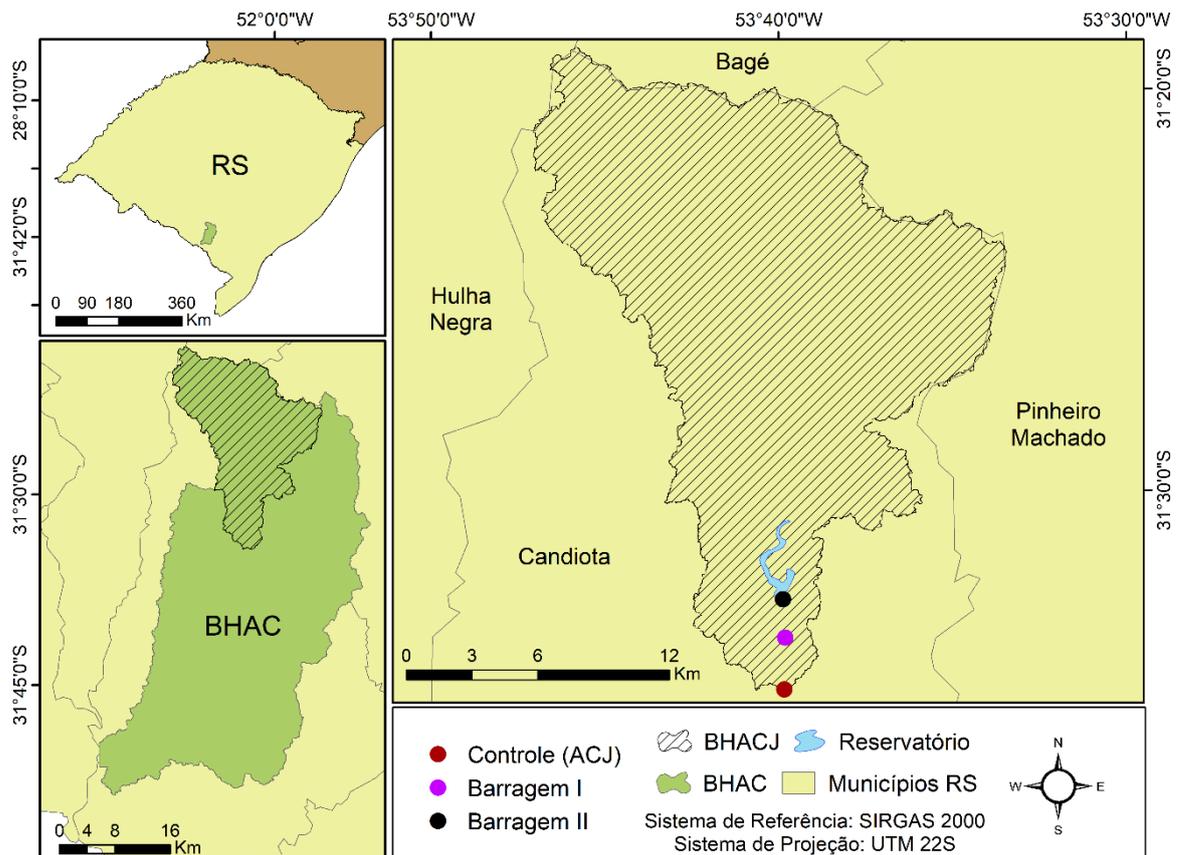


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

A delimitação da BHACJ foi realizada no *software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014), utilizando o modelo digital de elevação (MDE) da missão *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) (USGS, 2019), com resolução espacial de 30 m, seguindo as etapas apresentadas no fluxograma da Figura 2.

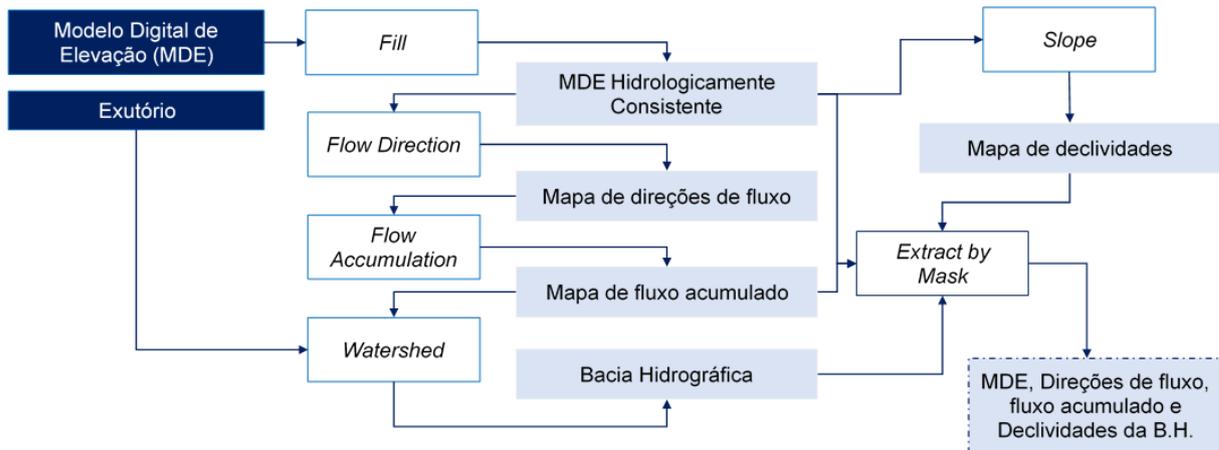


Figura 2. Fluxograma da delimitação da bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) pelo software ArcGIS.

A tomada de decisão para o local do exutório na bacia em análise deu-se pela existência de uma seção de controle com monitoramento hidrossedimentológico, de responsabilidade da Companhia de Geração Térmica e Energia Elétrica (CGTEE). A seção de controle originou a nomenclatura da BHACJ, sendo denominada bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (ACJ), com código Hidroweb/ANA 88181000. A área total de drenagem da BHACJ é de 314,61 km², com perímetro de 154,20 km e declividade média igual a 7,85%. Todos os dados foram retirados e, também podem ser adquiridos, no portal *Hidroweb*, sob responsabilidade da ANA.

Conforme o critério de Köppen (1936), o clima na região da BHACJ é classificado como Cfa, zona subtropical úmida com verão quente (ALVARES et al., 2014), com precipitação média anual de 1465 mm (MIGLIAVACCA et al., 2005). De acordo com Hasenack e Cordeiro (2006), a bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) situa-se no Bioma Pampa. Este é caracterizado por apresentar uma vegetação campestre, cuja predominância está associada às regiões de áreas planas, e pela existência de uma vegetação mais densa, arbustiva e arbórea, nas encostas e ao longo dos cursos de água, além de haver a ocorrência de banhados (CHOMENKO, 2006; BRASIL, 2016).

Com base no mapa de solos de Cunha, Silveira e Severo (2006), pode-se observar que a BHACJ compreende em sua extensão, majoritariamente, solos do tipo Argissolos (71,25%) que se subdividem em Vermelho-Amarelo (44,39%), Vermelho (18,77%) e Amarelo (8,09%). Em menor representatividade encontram-se, também, afloramentos rochosos que possuem associação com Neossolos Litólicos e

Regolíticos (12,57%), Chernossolos (6,41%), Gleissolos (5,23%) e Neossolos (4,54%) (Figura 3).

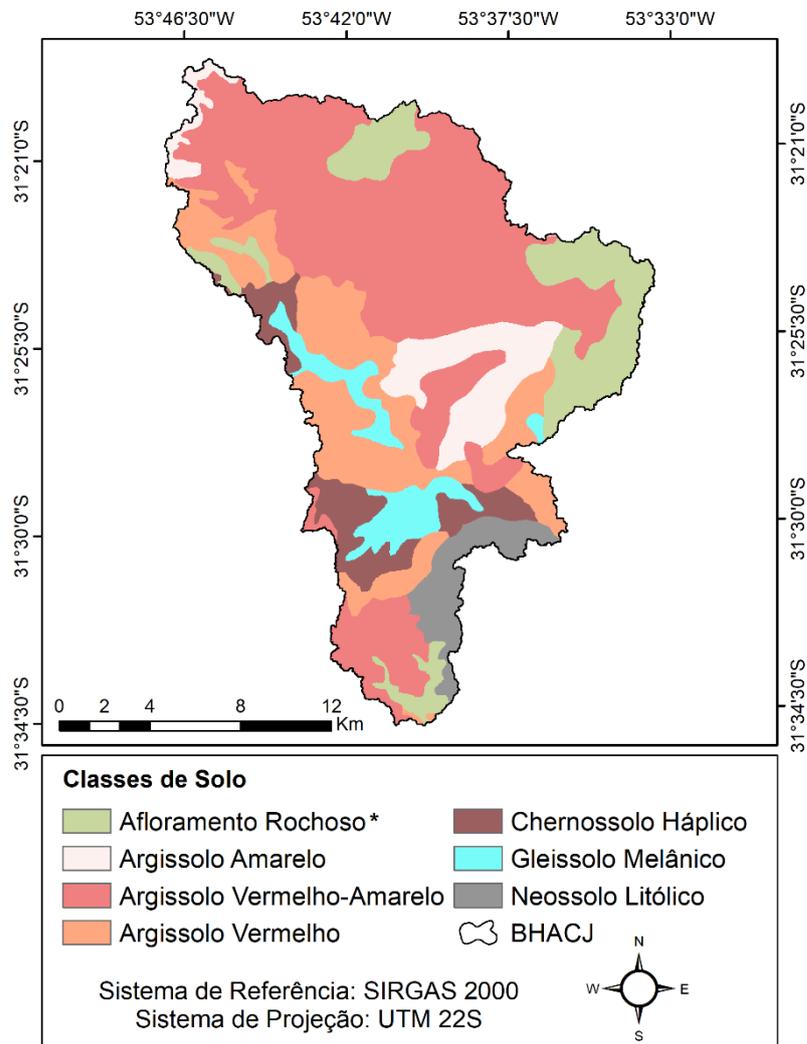


Figura 3. Classes de solo adaptadas de Cunha, Silveira e Severo (2006) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ). * Afloramentos rochosos em associação.

2.1.1 Caracterização e avaliação do uso do solo

Foram realizadas visitas a campo na BHACJ com o intuito de observar os diferentes usos e manejos do solo no local. Posteriormente, foram utilizadas três imagens do sensor *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8 (órbita-ponto 222082) (USGS, 2020) com resolução espacial de 30 m, para realização da classificação supervisionada. A classificação supervisionada é um método de classificação de imagens de sensoriamento remoto comumente utilizado nos dias atuais (Zhang, 2016). É necessário conhecimento prévio da área para seleção das amostras de treinamento e posterior identificação das amostras referentes a cada

classe existente. A validação do método se dá por meio da matriz de confusão (CONGALTON; GREEN,1999) que é uma forma eficaz para representar a precisão do mapa, além da aplicação do Índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977), referente a qualidade da classificação supervisionada final, sendo o valor do k entre 0,8 e 1,0 considerado Excelente.

Cabe ressaltar que foram considerados três momentos distintos de uso do solo observados ao longo do ano na região. Para isso, foram escolhidas três imagens a fim de compreender períodos diferentes dentro da mesma safra (2015/2016), destacando as pastagens de maio (2015), o preparo do solo para plantio de soja em setembro (2015) e início de sua floração e enchimento de grãos em janeiro (2016).

A classificação visual foi realizada no *software* QGIS 3.4.3 (QGIS, 2018) para as bandas multiespectrais: banda 4 (vermelho), banda 5 (infravermelho próximo) e banda 6 (infravermelho médio/SWIR). A fusão entre as bandas para composição colorida RGB das bandas 6-5-4, respectivamente, pode ser utilizada para criar uma imagem em composição colorida falsa cor, sendo esta a mais indicada para auxílio na análise da vegetação (ESRI, 2014). Os usos do solo observados na BHACJ foram pastagem, cultura anual, solo exposto, corpo hídrico, reflorestamento e vegetação nativa. É possível a diferenciação das duas últimas, uma vez que, a textura do pixel referente ao local de reflorestamento não é igual àquela relacionada a vegetação natural.

2.2 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

Conforme proposto por Renard et al. (1997), a equação universal de perda do solo passou por uma revisão, possibilitando a estimativa da perda de solo mais precisa e aplicável a nível de bacia hidrográfica. A Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) foi adotada para estimar a perda média anual de solo, conforme Equação 2.

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP \quad (2)$$

Em que, A é a taxa anual média de erosão hídrica por unidade de área ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$); R é o fator erosividade média anual ($\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$); K é o fator erodibilidade dos solos ($\text{Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico onde L é o

comprimento de rampa e S é a declividade do terreno (adimensionais); e CP é o fator de cobertura (uso e manejo) e conservação do solo (adimensionais).

2.2.1 Fator Erosividade (R)

A erosividade representa o impacto da gota de chuva e a capacidade de escoamento superficial em gerar perdas de solo quando todos os outros parâmetros de erosão são mantidos constantes (RENARD et al., 1997). O índice de erosividade (EI30) é calculado, para eventos individuais e erosivos, sendo o produto da energia cinética total (E) pela intensidade máxima média de 30 minutos de uma chuva (FOSTER et al., 1981; KOIRALA et al., 2019).

O modelo utilizado neste trabalho para cálculo do fator R foi um modelo estatístico multivariado, desenvolvido por Mello et al. (2013), que propõe estimar a erosividade média anual (R) como função da latitude, longitude e altitude de cada uma das células da bacia hidrográfica em estudo, tomando como base o MDE da bacia. Para gerar um banco de dados para o estudo, os autores utilizaram equações de estimativas de erosividade em função do Índice de Fournier Modificado (IMF), sendo os dados adquiridos em 54 estações pluviométricas brasileiras. Essas equações foram aplicadas para estimar a erosividade média anual das chuvas para 773 diferentes pluviômetros, levando em consideração séries históricas com pelo menos 15 anos consecutivos de precipitação diária.

O processamento foi realizado no *software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014), utilizando a ferramenta *Raster Calculator*. A Equação 3 apresenta a equação gerada para região Sul do Brasil (Mello et al., 2013).

$$R = 2610770 - 60,44 \cdot Z + 98,839 \cdot LO - 1114,68 \cdot LA^2 + 938,47 \cdot LO^2 - 1,185 \cdot LA \cdot LO + 1,1885 \cdot LO^2 \cdot LA^2 + 0,01494 \cdot LA^2 \cdot LO^3 \quad (3)$$

Em que, R é a erosividade média anual ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$); Z é a altitude (m); LA é a latitude, em graus decimais negativos e LO é a longitude, em graus decimais negativos, pois a região situa-se no hemisfério sul, multiplicados por coeficientes do modelo estimados por regressão.

Para classificação dos valores finais obtidos para a erosividade, utilizou-se a metodologia de Carvalho (2008), modificada para o Sistema Internacional de

Unidades, no formato métrico (SILVA; MONTENEGRO; SANTOS, 2012; OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012; MACHADO et al., 2014), conforme Tabela 1.

Tabela 1. Classes de erosividade (R) média anual

Classes de Erosividade	Erosividade
	MJ·mm·ha ⁻¹ ·h ⁻¹ ·ano ⁻¹
Baixa	R < 2452
Média	2452 < R < 4905
Média a forte	4905 < R < 7357
Forte	7357 < R < 9810
Muito forte	R > 9810

2.2.2 Fator Erodibilidade (K)

A erodibilidade é a suscetibilidade natural do solo ao processo erosivo (WISCHMEIER; SMITH, 1978), sendo o fator erodibilidade (K) determinado de forma direta, pela razão entre as perdas de solo e a erosividade (OKORAFOR et al., 2017; PAN; WEN, 2014).

As classes de solos observadas para a BHACJ, a partir do mapa de solos de Cunha, Silveira e Severo (2006) foram norteadoras para a busca dos valores de erodibilidade, os quais foram obtidos via literatura (Tabela 2), utilizando os seguintes critérios, em ordem de prioridade:

- i. experimento realizado em campo (preferencialmente para o estado do Rio Grande do Sul);
- ii. valor obtido por equações (preferencialmente para o estado do Rio Grande do Sul);
- iii. média de valores distintos encontrados para os dois primeiros níveis categóricos do tipo de solo em questão.

Tabela 2. Classes de solo na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) e valores utilizados para os fatores de erodibilidade ($\text{Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)

Classe de Solo	Fator K	Fontes
Afloramento Rochoso*	0,0087	Batista et al (2017)
Argissolo Amarelo	0,0215	Martins et al. (2011)
Argissolo Vermelho-Amarelo	0,0338	Silva (2016)
Argissolo Vermelho	0,0351	Mannigel et al. (2002); Rocha Lima et al. (2016)
Chernossolo Háptico	0,0385	Lino (2010)
Gleissolo Melânico	0,0395	Bloise et al. (2001)
Neossolo Litólico	0,0463	Silva e Álvares (2005); Chagas (2011); Rocha Lima et al. (2016); Demarchi e Zimback (2014); Castro et al. (2011)
Neossolo Regolítico	0,0409	Muniz et al. (2015); Chaves (1994); Silva et al. (2010); Farinasso et al. (2006)

* Afloramento Rochoso em associação com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico

2.2.3 Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico é utilizado no RUSLE como forma de analisar os efeitos da topografia na erosão hídrica (OLIVEIRA et al., 2014), sendo comumente determinado através de modelos de elevação digital (MDEs) por meio de ferramentas SIG (ANJITHA et al., 2019). O fator L indica o impacto do comprimento do declive (adimensional) enquanto o fator S explica o efeito da declividade do terreno (adimensional) nas perdas de solo (MUKHERJEE et al., 2013). Dentre as inúmeras propostas para o cálculo do fator LS disponíveis na literatura, a metodologia proposta por Moore e Burch (1986) tem tido destaque (BESKOW et al., 2009). De acordo com Minella, Merten e Ruhoff (2010) esta proposta reproduz com êxito a representação espacial do fator LS em áreas de relevo complexo, como em bacias hidrográficas.

A metodologia de Moore e Burch (1986) (Equação 4) propõe a determinação do fator LS por meio da velocidade e concentração de escoamento superficial. Neste estudo, o equacionamento foi realizado no *software* ArcGIS (ESRI, 2014), por meio da ferramenta *Raster Calculator*.

$$LS = \left[\left(\frac{FA_i \cdot b}{22,13} \right)^{0,40} \cdot \left(\frac{\text{sen}(\alpha)}{0,0896} \right)^{1,3} \right] \quad (4)$$

Em que, FA é o fluxo acumulado na célula i, b é a resolução espacial da célula, em metros e, α é a declividade, em graus.

2.2.4 Fator Cobertura e Práticas Conservacionistas (CP)

O fator cobertura (C) indica, conforme Didoné, Minella e Merten (2015) os impactos conjuntos em um extenso período do uso da terra e do manejo do solo, sendo utilizado para expressar como as culturas e a cobertura do solo afetam as taxas de perdas de solo. O fator de práticas conservacionistas (P), entretanto, representa o efeito de práticas de controle na erosão hídrica comparadas à correspondente perda quando a cultura é estabelecida no sentido do declive (EDUARDO et al., 2013; MARKOSE; JAYAPPA, 2016).

As classes de uso de solo identificadas na classificação supervisionada foram norteadoras para a busca dos valores do fator cobertura do solo, obtidos via literatura (Tabela 3). Os valores do fator C variam de 0 a 1,0 (WISCHMEIER; SMITH, 1978) sendo os menores valores associados a paisagens densamente vegetadas e, os valores mais elevados relacionados a solos expostos. Para os demais usos e manejos, utilizou-se como critério que o experimento fosse realizado a campo (preferencialmente para o estado do Rio Grande do Sul). Uma vez que, a equação RUSLE realiza uma análise no formato anual, definiu-se o valor do uso cultivo agrícola na mesma unidade (anualmente).

Tabela 3. Classes de uso na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ) e valores utilizados para o fator cobertura

Uso do Solo	Fator C	Referência
Cultura Anual	0,2116	Silva e Luchiari (2016)
Corpo Hídrico	0,0000	Wischmeier e Smith (1978)
Pastagem	0,0500	Silva et al. (2010)
Reflorestamento	0,1210	Silva et al. (2016)
Solo Exposto	1,0000	Wischmeier e Smith (1978)
Vegetação Nativa	0,0150	Silva et al. (2016)

Devido à dificuldade em obter o fator de práticas conservacionistas com detalhamento em grandes áreas (por meio de imagens de satélite), além da não visualização destas nas visitas a campo, adotou-se $P = 1$ (BATISTA et al., 2017; DIDONE; MINELLA; EVRARD, 2017; KAVIAN et al., 2016). Com base nessa escolha, representa-se a pior situação possível de práticas conservacionistas a campo (WISCHMEIER; SMITH, 1978), indicando o pior cenário para perdas de solo.

Identificados e calculados todos os fatores que afetam o processo de erosão hídrica, foi possível estimar a perda de solo pela RUSLE, identificando as áreas mais suscetíveis à erosão na BHACJ.

2.3 Classificação das Perdas de Solo

Uma forma de avaliar os impactos das perdas de solo pela erosão hídrica é comparar os resultados inicialmente estimados pela RUSLE com os limites de tolerância à perda de solo (MENDES JUNIOR et al., 2018). Conforme Wischmeier e Smith (1978), a tolerância à perda de solo reflete o nível máximo de erosão que a produção agrícola sustentável permite.

Para a classificação das perdas de solo foi realizada uma busca na literatura (Tabela 4) referente à tolerância de perdas para cada classe de solo seguindo, em ordem de prioridade, os seguintes critérios:

- i. experimento realizado a campo (preferencialmente para o estado do Rio Grande do Sul);
- ii. média de valores obtidos por equações (preferencialmente para o estado do Rio Grande do Sul).

Tabela 4. Tolerância de perdas de solo para as classes de solo presentes na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)

Classe de Solo	Tolerância (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	Fontes
Afloramento Rochoso*	2,63	Demarchi e Zimback (2014)
Argissolo Amarelo	10,00	Martins et al. (2003)
Argissolo Vermelho-Amarelo	9,39	Mannigel et al. (2002); Moreira Cândido et al. (2014); Bertol e Almeida (2000)
Argissolo Vermelho	11,01	Coutinho Alho et al. (2014); Silva et al. (2016)
Chernossolo Háptico	13,13	Muniz et al. (2015)
Gleissolo Melânico	8,70	Demarchi e Zimback (2014)
Neossolo (Litólico + Regolítico)	5,26	Demarchi e Zimback (2014)

* Afloramento Rochoso em associação com Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico

2.4 Índice de perda de solo (I_{PS})

Objetivando criar estratégias para o planejamento e conservação do solo, o Índice de perda de solo (I_{PS}) tem sido utilizado no planejamento agrícola e ambiental em diversos países (BASIC et al., 2004; MELLO et al., 2006). Permite a identificação de regiões com situação crítica à erosão (Equação 5).

$$I_{PS} = \frac{A}{T} \quad (5)$$

Em que, A é a perda de solo estimada pela RUSLE (Mg·ha⁻¹·ano⁻¹) e T é a tolerância das classes de solo à perda (Mg·ha⁻¹·ano⁻¹).

Para o presente trabalho foi analisado o mesmo índice em três situações de uso do solo distintas: maio (2015), setembro (2015) e janeiro (2016). Por fim, foram atribuídas classificações específicas para o I_{PS} (Tabela 5), a cada razão obtida.

Tabela 5. Classes para perda de solo de acordo com o Índice de perda de solo (I_{PS})

Classes de Perda de Solo	Índice de Perda de Solo
Muito Baixa	$I_{PS} < 1$
Baixa	$1 \leq I_{PS} < 2$
Média	$2 \leq I_{PS} < 4$
Alta	$4 \leq I_{PS} < 6$
Muito Alta	$I_{PS} \geq 6$

3 Resultados e discussão

3.1 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

As altitudes presentes na BHACJ (utilizadas para aplicação das metodologias envolvendo fatores erosividade e topográfico) estão representadas na Figura 4a, variando de 166 a 406 m. Considerando o modelo multivariado proposto por Mello et al. (2013) para a região sul do Brasil, a erosividade anual na BHACJ está entre os valores de 8953,50 a 9813,75 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 4b), com valor médio de 9299,88 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. As classes de erosividade na BHACJ variam entre forte e muito forte, conforme a metodologia adaptada de Carvalho (2008).

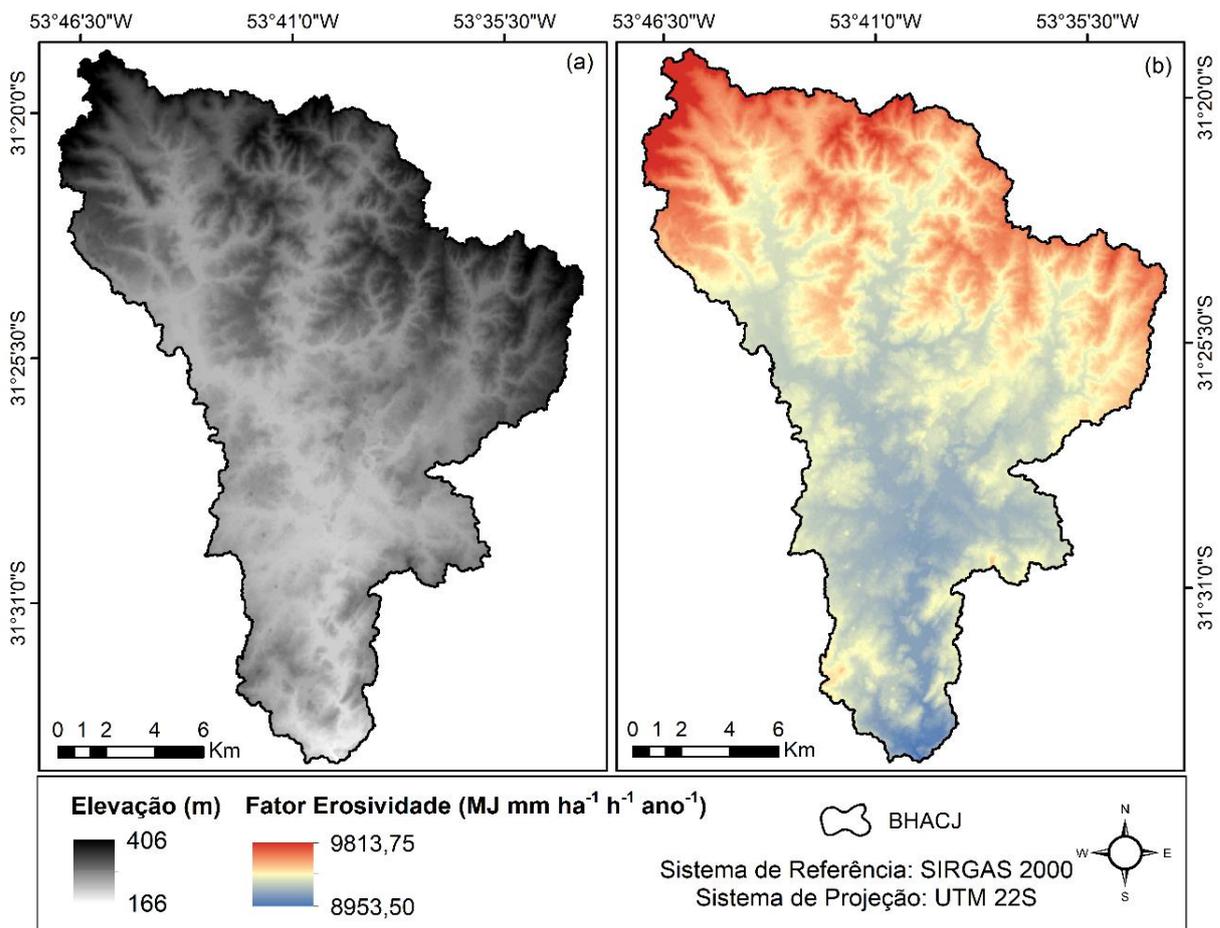


Figura 4. Espacialização (a) das altitudes e (b) da erosividade (fator R) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

Percebe-se, pela Figura 4, que a porção norte da BHACJ apresenta as maiores altitudes e, conseqüentemente, os maiores valores de erosividade. O resultado obtido era esperado, uma vez que, locais com maiores altitudes tendem a

apresentar maior incidência de ventos e precipitação, em forma de chuva (SANTOS; MONTENEGRO, 2012).

Outros autores analisando a erosividade em bacias hidrográficas no país, Durães, Coelho Filho e Oliveira (2016); Oliveira et al. (2014); Steinmetz et al. (2018), obtiveram resultados semelhantes. Medeiros et al. (2016), entretanto, analisando a erosividade para todo o Estado de São Paulo, obtiveram maiores valores de erosividade na região litorânea (que possui menores altitudes). Entretanto, conforme constatado pelos autores, isto se deve ao fato da estimativa da erosividade para o estado de São Paulo ter sido realizada utilizando, apenas, a equação desenvolvida para a região de Campinas (SP), podendo reduzir a acurácia do valor obtido para o potencial erosivo das chuvas.

Por meio da metodologia netErosividade RS (MOREIRA et al., 2009), o valor de erosividade obtido para a região da BHACJ foi igual a $8725 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. O modelo utilizado para obtenção da erosividade no estado do Rio Grande do Sul, originalmente foi proposto para o estado de Minas Gerais, no trabalho de Moreira et al. (2009), pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH-UFV). Nessa metodologia, foram utilizadas redes neurais artificiais (RNA) para a estimativa de variáveis climáticas, em substituição aos métodos tradicionais de interpolação espacial (MOREIRA et al., 2009). O modelo baseia-se em duas metodologias de obtenção da energia cinética da precipitação, a de Foster et al. (1981) e a de Wagner e Massambani (1988), ambas considerando o $KE > 25$ (que é a soma da energia cinética das chuvas com intensidade superior a $25 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$) para climas tropicais (MOREIRA et al., 2016).

Apesar dos valores gerados pelo modelo netErosividade RS se aproximarem dos menores valores obtidos com o método multivariado, há divergências entre os resultados. A metodologia proposta por Moreira et al. (2009), possibilita obter os valores de R levando em consideração a altitude, tal qual o modelo de interpolação proposto por Mello et al. (2013), porém, baseia-se em metodologias voltadas para um clima tropical, oposto ao clima subtropical observado no estado do Rio Grande do Sul. A metodologia não apresenta, também, a caracterização espacialmente distribuída do fator R na bacia hidrográfica em análise, não possibilitando identificar as regiões com maiores riscos de erosão, uma vez que não há variação de erosividade ao longo do terreno.

Trindade et al. (2016) analisaram uma rede mais densa de dados pluviométricos (1521 estações) para estimar a erosividade no Brasil. Os dados indicam que a região de Candiota tende a apresentar valores de erosividade entre 6000 e 8000 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹. Entretanto, os valores de R estimados por Trindade et al. (2016) foram classificados de acordo com a metodologia utilizada por Moreira et al. (2016) para climas tropicais. O modelo multivariado validado por Mello et al. (2013) contou com número inferior de estações pluviométricas (com no mínimo 15 anos de dados), porém, os autores utilizaram um interpolador misto para ampliar a acurácia da predição espacial para climas subtropicais. É possível, assim, evidenciar a aplicabilidade do modelo de Mello et al. (2013), possibilitando o mapeamento da erosividade em células com 30 m (DURÃES; MELLO, 2016), permitindo um detalhamento espacial em bacias hidrográficas.

Martins et al. (2009) calcularam para Hulha Negra, município limítrofe de Candiota, a erosividade por meio do índice de erosividade (EI30). O valor obtido (6029 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹), encontra-se muito abaixo do valor médio observado para o presente trabalho. Entretanto, Steinmetz et al. (2018) obtiveram para duas bacias hidrográficas em Pelotas valores de R entre 7639,6 e 8750 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹, por meio da metodologia de Mello et al. (2013). Por meio de dados pluviométricos, Cassol et al. (2008), analisaram o município de São Borja, obtendo uma erosividade média de 9751 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹. Peñalva et al. (2007), analisando a erosividade média do município de Quaraí, obtiveram valores de 9292 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹, também com dados pluviométricos. Para o município de Uruguaiana, Hickmann et al. (2008), obtiveram por meio de dados pluviométricos valores de erosividade na ordem de 8875 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹. Dessa forma, percebe-se que os valores estimados no presente trabalho, para a região da BHACJ, convergem com a maioria dos valores de erosividade obtidos por outros autores para a metade sul do Rio Grande do Sul. Cabe ressaltar que os trabalhos mencionados, com exceção de Steinmetz et al. (2018), não utilizaram distribuição espacializada de erosividade, mas sim, um único valor médio de R representativo para todo o município.

As desvantagens do modelo, entretanto, são a carência de dados confiáveis e constantes em algumas regiões do país, bem como a impossibilidade de estimar a erosividade para intervalos de tempo menores que o anual, na área de estudo. Conforme Back (2017), a determinação dos valores de erosividade no formato

mensal é importante, pois permite a identificação dos meses nos quais os riscos de perdas de solo são mais elevados. Essa análise torna-se importante uma vez que as práticas agrícolas e os sistemas de cultivo são diferentes ao longo do ano, assim como o regime de chuvas (na maioria do país).

Com base na classificação de declividades proposta pela EMBRAPA (1979), percebe-se que a BHACJ apresenta relevo predominantemente ondulado (média de 7,74% de declividade) com 40,20% e 39,56% da área da bacia enquadrada nas classes suave-ondulado (3-8%) e ondulado (8-20%), respectivamente. As regiões planas (0-3%) da bacia correspondem a 17,24%, enquanto que 3,00% da área total indica enquadramento fortemente ondulado (20-45%) (Figura 5a).

O fator LS calculado variou de 0 a 32,62 (Figura 5b), indicando variação dos locais mais planos da bacia para as áreas mais íngremes. Conforme Beskow et al. (2009), áreas com valores de LS inferiores a 10 podem ser consideradas como de baixa suscetibilidade à erosão. Analisando a distribuição espacial referente somente ao fator LS, esse valor, menor que 10, representa 99% na BHACJ.

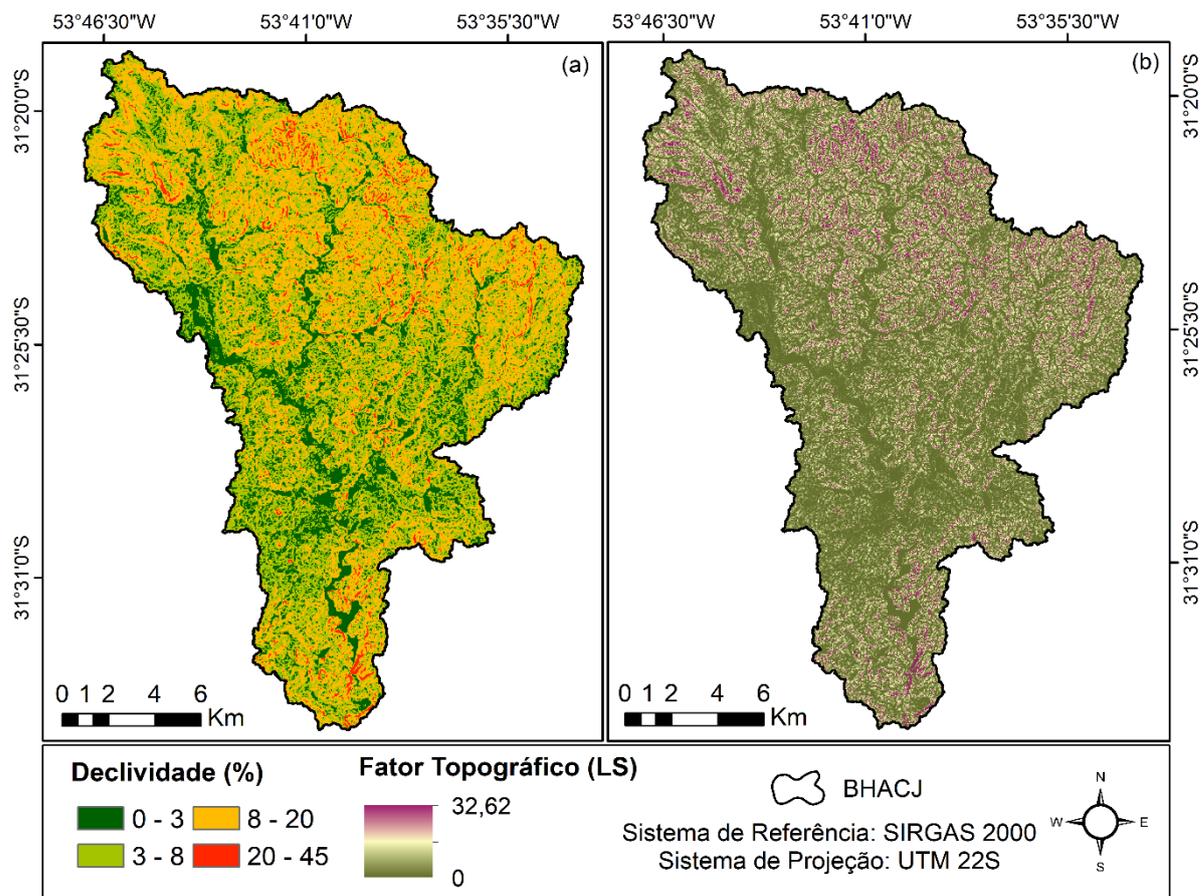


Figura 5. Classificação da (a) declividade, de acordo com EMBRAPA (1979), e (b) fator topográfico na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

Observando os valores finais de LS, percebe-se que os maiores valores se encontram nos locais de maior declividade do terreno. No noroeste do estado do Rio Grande do Sul, na bacia hidrográfica do rio Conceição, foram obtidos valores de LS de 0 a 35,57 (DIDONÉ; MINELLA; MERTEN, 2015). A região apresenta relação direta entre declividade e fator LS, o aumento gradativo do fator topográfico é observado com o aumento da declividade da área de estudo. Batista et al. (2017), na bacia hidrográfica do Rio Grande (MG) obtiveram valores superiores de LS, variando de 0 a 43,74. Os autores também constataram que os locais mais íngremes se relacionam aos maiores valores de LS no terreno.

Silva (2003) indica que, quando comparado ao método tradicional de Wischmeier e Smith (1978), o fator LS obtido por algoritmos computacionais incorpora de forma mais fidedigna os processos de variação de declividade e convergência/divergência de fluxo nas vertentes. No uso do método original de Wischmeier e Smith (1978) em vertentes complexas, é possível que ocorra uma subestimativa de LS e, portanto, subestimativa da perda de solos por erosão. Sendo assim, o uso de metodologias pixel a pixel, possibilita maior acurácia na estimativa da perda de solo em bacias de relevo complexo.

Minella, Merten e Ruhoff (2010) aplicaram as metodologias de Desmet e Govers (1996) e Moore e Burch (1986) para cálculo do fator topográfico na bacia hidrográfica do arroio Lajeado Ferreira, em Árvorezinha/RS. O primeiro modelo tende a estimar valores elevados do fator LS quando o fluxo à montante se apresenta alto, possivelmente superestimando o potencial erosivo do escoamento. Essa condição, porém, não é verificada quando usado o segundo método. Durães e Mello (2016) destacam que os resultados obtidos por meio da metodologia proposta por Moore e Burch (1986) são mais representativos da realidade que pela metodologia de Desmet e Govers (1996), principalmente na determinação das ligações existentes entre as unidades de relevo das bacias, fornecendo pixel a pixel esse fator ao longo das vertentes, bem como no sentido do declive.

Os valores do fator K para cada tipo de solo foram inseridos de forma espacializada no ambiente SIG, obtidos em pesquisa bibliográfica anteriormente realizada. Entretanto, sabe-se que podem ocorrer muitos erros relacionados à estimativa de um valor baseado apenas na classificação do solo (MARQUES et al., 1997). A erodibilidade é altamente sensível devido à grande variedade de solos com propriedades físico-químicas e biológicas diferentes (BERTONI; LOMBARDI NETO,

2014), bem como a elevada quantidade de associações entre classes de solos na região.

Cassol et al. (2018) trabalhando com treze anos de dados em Argissolo Vermelho-Amarelo, na estação experimental de Eldorado do Sul/RS, obtiveram um fator K a campo de $0,0338 \text{ Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$. Conforme os autores, o valor observado é considerado alto, indicando elevada suscetibilidade à erosão deste solo. Marques et al. (1997), trabalhando com chuva natural, obtiveram um fator K para Argissolo Vermelho-Amarelo muito próximo ao anterior ($0,033 \text{ Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$) para a região de Sete Lagoas/MG. Eduardo et al. (2013), porém, trabalhando com cinco anos de dados para o Rio de Janeiro, encontraram um valor de fator K de $0,0090 \text{ Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$. As divergências para a mesma classe de solo, possivelmente, devem-se ao fato de o solo localizar-se em outra região do país, uma vez que mudanças no teor de matéria orgânica, agregação e características de infiltração podem influenciar na erodibilidade (SINGH; KHERA, 2009).

Cunha, Bacani e Panachuki (2017) consideram a cobertura vegetal e o uso do solo os fatores mais significativos no tocante ao processo de erosão. Por meio da classificação visual das imagens propostas (Tabela 6), percebe-se que os usos do solo predominantes na BHACJ de maio/2015 e de setembro são pastagem e solo exposto (Figura 6a e 6b). Em janeiro predominam pastagem e reflorestamento (Figura 6c). Cabe ressaltar que a Figura 6 indica o resultado do fator CP, onde o fator uso e manejo do solo está associado ao fator de práticas conservacionistas. O fator P equivale a 1, uma vez que não foram observadas práticas de controle na região em análise.

Tabela 6. Porcentagem dos usos do solo em cada período classificado na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)

Ano	Mês	Usos de solo na bacia (%)						
		Corpo Hídrico	Vegetação Nativa	Pastagem	Reflorestamento	Cultura Anual	Solo Exposto	I_k
2015	Maio	1,76	8,59	62,97	8,39	8,29	10,00	0,97
	Setembro	1,76	7,78	59,67	7,16	8,63	15,00	0,97
2016	Janeiro	1,76	8,59	68,80	9,00	6,72	5,13	0,91

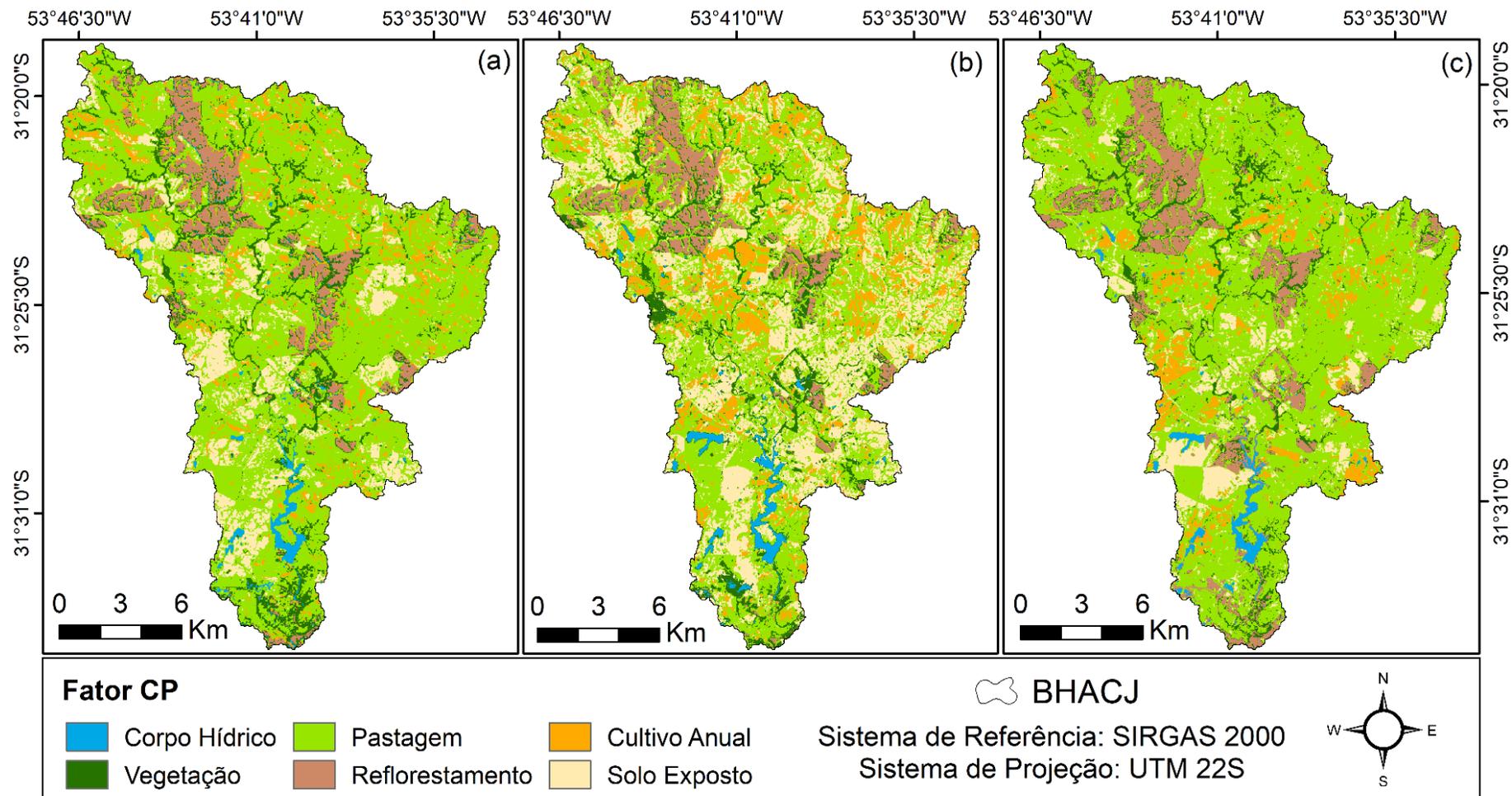


Figura 6. Fator de cobertura do solo e práticas de controle (CP) para os usos presentes nos meses de (a) maio (2015); (b) setembro (2015) e (c) janeiro (2016) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

Analisando as áreas com cultivos anuais na BHACJ, constatou-se a predominância da cultura da soja em relação a outras culturas. Em concordância, Arsego et al. (2019), estudando os indicadores climáticos e a produtividade de soja no Rio Grande do Sul, observaram que a maior parte dessa cultura no estado é semeada a partir de outubro. Sentelhas et al. (2015), de forma convergente, analisaram a produtividade da soja no Brasil, encontrando para o plantio da cultura no RS, em média, a segunda quinzena do mês de outubro.

Por meio da classificação visual (Tabela 6) referente ao uso do solo em setembro, percebeu-se alto índice de solo exposto na bacia (15,00%). Uma vez que esse mês antecede o plantio, este é utilizado para o preparo da área e, conseqüentemente, ocorre a remoção da cobertura vegetal, pois o solo está recém-preparado, ou seja, praticamente exposto (EDUARDO et al., 2013). Na classificação para o uso do solo referente a maio, também se observou elevada incidência de solo exposto na área (10,00%), porém em menores manchas quando comparada ao uso classificado em setembro, havendo maior presença de pastagens no período (Figura 6a). De forma comparativa, a classificação relacionada ao uso do solo no período de janeiro, indicou menor área de solo exposto na bacia (5,13%), conforme Tabela 6. Em termos médios da lavoura de soja no Estado, os meses de janeiro, fevereiro e março concentram a floração e o enchimento de grãos da cultura da soja (FONTANA et al., 2001). De acordo com Bertol, Schick e Batistela (2002), é esperado que, à medida que a cultura se desenvolva, ocorra aumento da cobertura e proteção da estrutura do solo e, conseqüentemente, reduzindo as perdas.

No presente estudo não foram evidenciadas práticas conservacionistas ao longo da bacia em análise. Borges et al. (2014) destacam que a existência da cobertura do solo é uma prática muito recomendada, uma vez que, reduz a perda de água e diminui a erosão superficial. De acordo com Eduardo et al. (2013), a combinação da boa cobertura do solo com a utilização das práticas de controle auxilia ainda mais na redução da velocidade do escoamento superficial.

As perdas de solo estimadas na bacia, utilizando o uso do solo referente a classificação para o mês de maio, variam de 0 a 7.041,06 Mg·ha⁻¹·ano⁻¹ (Figura 7a). O valor extremo de perda está relacionado a aproximadamente 0,30% da área total da BHACJ e ocorre em áreas de solo exposto. Cunha, Bacani e Panachuki (2017) indicam ser mais provável que o solo desprotegido perca nutrientes através do escoamento superficial. De forma similar, Cassol et al. (2004) também indicam que

mudanças possam ocorrer nas taxas de infiltração, evapotranspiração e porosidade da água no solo, ampliando a erosão. A perda média anual estimada na BHACJ, utilizando o uso do solo referente a imagem do mês de maio é $55,07 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Quando analisada a imagem classificada pelo mês de maio, percebe-se grande incidência de solo exposto (cobertura vegetativa ausente) em sua extensão. Dessa forma, é esperado que a elevada presença de solo exposto esteja contribuindo para ampliar as estimativas de perda de solo.

As perdas de solo estimadas na bacia, utilizando o uso do solo referente a classificação para o mês de setembro, variam de 0 a $8.558,06 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 8a). O valor extremo de perda está relacionado a aproximadamente 0,41% da área total da BHACJ, e também indica locais com solo exposto. A perda média anual estimada na BHACJ é de $102,62 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, utilizando o uso do solo classificado para o mês de setembro. Utilizando o uso do solo referente a classificação do mês de janeiro, as perdas estimadas para a bacia variam de 0 a $7625,45 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 9a). Os locais com valor extremo, novamente, indicam áreas de solo exposto. A perda média anual estimada na BHACJ, utilizando o uso do solo classificado para o mês de janeiro, é a menor entre as três classificações de uso do solo analisadas, de $42,41 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Na classificação do uso do solo realizada para o mês de janeiro, identifica-se menor porcentagem de áreas com solo exposto, uma vez que, a bacia hidrográfica apresenta elevado uso de solo relacionado à pastagem e reflorestamento (conforme visualizado na Figura 9a), ampliando a cobertura vegetal e permitindo maior proteção contra impacto das gotas da chuva. Entretanto, conforme Silva et al. (2014), áreas de reflorestamento no Brasil, geralmente plantações de eucalipto, podem estar situadas em ecossistemas vulneráveis, em locais previamente degradados, com declives acentuados e solos altamente erodíveis. Dessa forma, não se exclui uma possível perda de solo nesses locais, mesmo havendo cobertura vegetal.

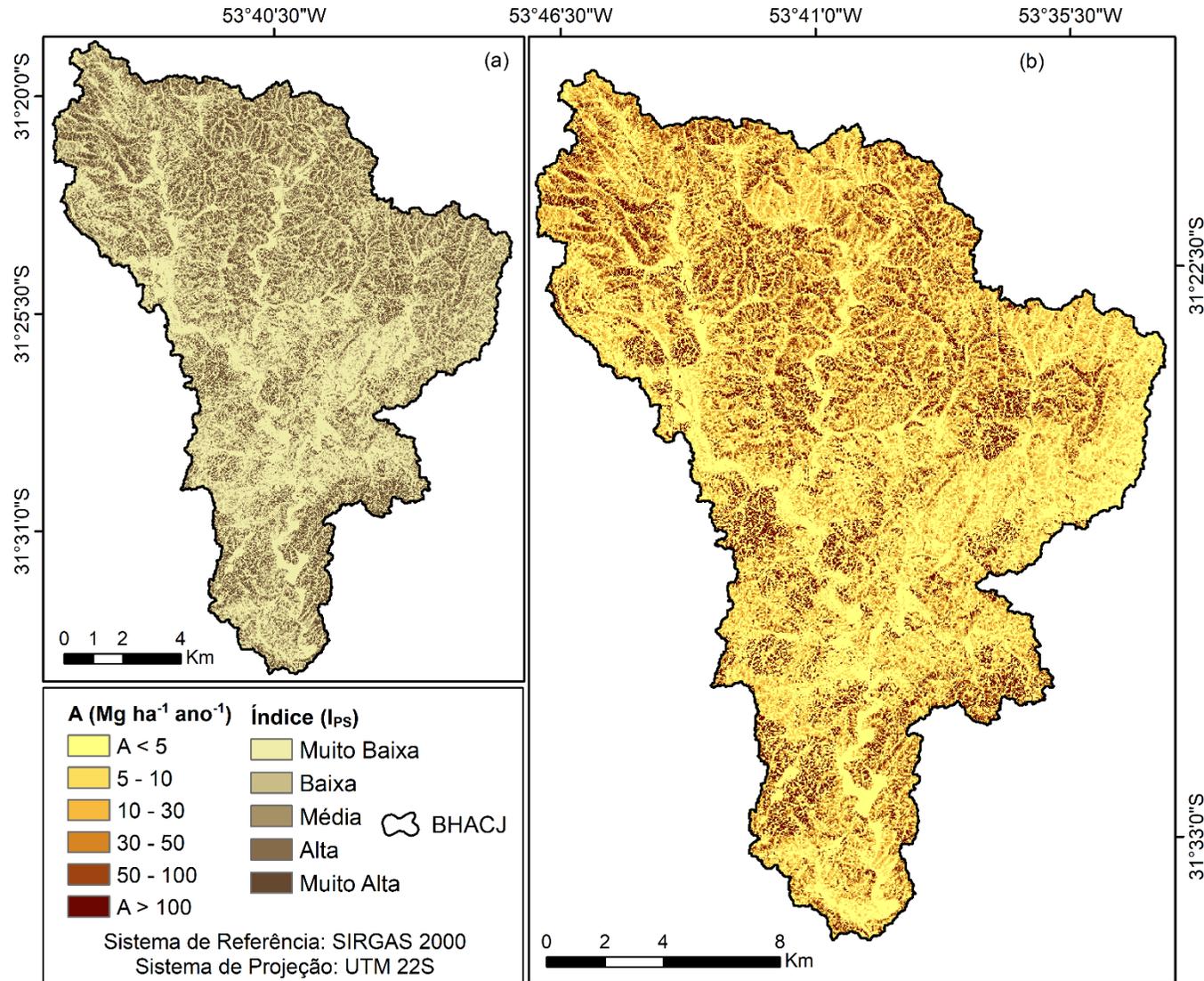


Figura 7. Análise das (a) perdas de solo (Mg·ha⁻¹·ano⁻¹) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{ps}) referente ao uso do solo classificado em maio na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

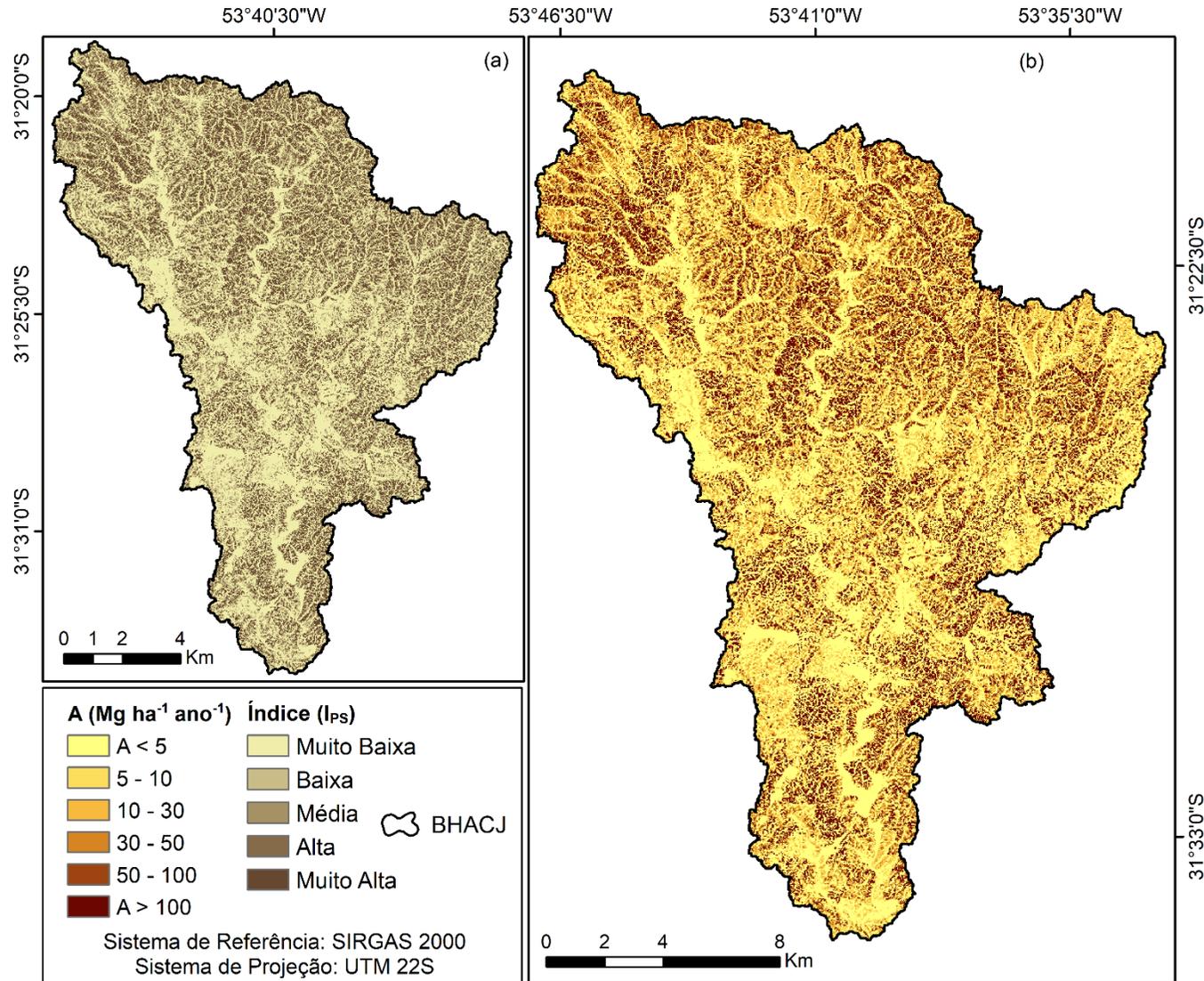


Figura 8. Análise das (a) perdas de solo (Mg·ha⁻¹·ano⁻¹) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{ps}) referente ao uso do solo classificado em setembro na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

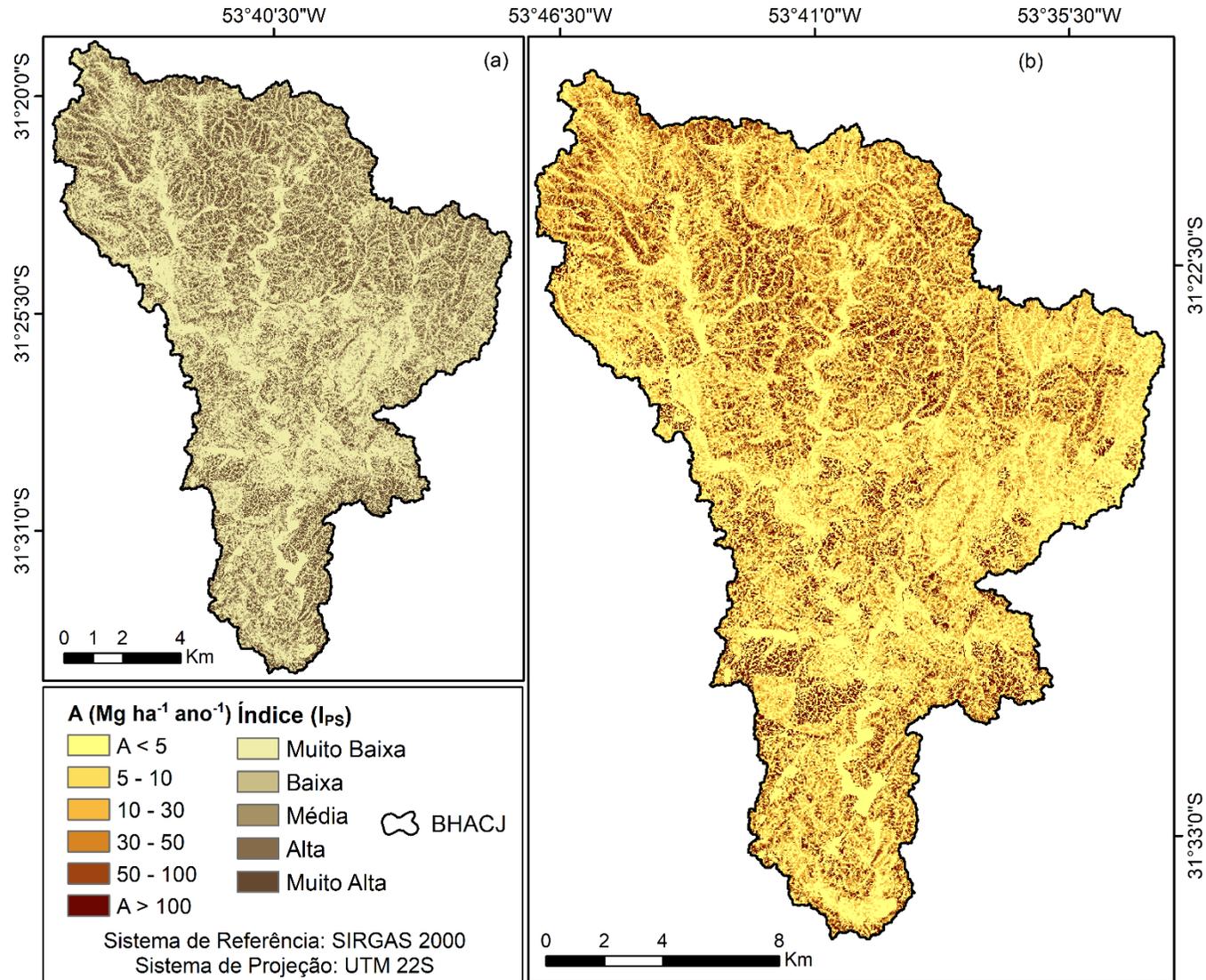


Figura 9. Análise das (a) perdas de solo (Mg·ha⁻¹·ano⁻¹) e (b) Índice de Perdas de Solo (I_{PS}) referente ao uso do solo classificado em janeiro na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).

Apesar de a BHACJ apresentar um elevado uso de solo relacionado à pastagem (para as três classificações de uso do solo propostas), esta apresenta classes de solos suscetíveis à perda. Este fato pode estar condicionado, principalmente, à localização destas áreas na paisagem do relevo (posicionadas em áreas mais íngremes). Essas constatações são muito importantes no que tange ao manejo e gerenciamento de bacias hidrográficas, possibilitando a aplicação de técnicas de controle da erosão e mitigação de problemas ambientais futuros.

3.2 Índice de perdas de solo (I_{PS})

O Índice de perdas de solo (I_{PS}) (Figuras 7b, 8b e 9b) representa o quanto as áreas da bacia apresentam risco à erosão, sem necessidade de adotar classes arbitrárias de perda de solo, que serão variáveis conforme os tipos de solo da região (BASIC et al., 2004). Além disso, se forem consideradas apenas classes arbitrárias de perdas de solo, o entendimento fica subjetivo, pois só comparando a relação entre os valores de perda com a tolerância real de uma região é possível estimar se realmente há áreas em potencial processo erosivo na bacia hidrográfica.

No Brasil, muitos autores utilizam as classificações arbitrárias ou tabeladas (AVANZI et al., 2013; BATISTA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2014; STEINMETZ et al., 2018), que não representam as relações com as perdas e tolerâncias reais dos solos existentes em sua área de estudo. Dessa forma, esse valor não deve ser utilizado para indicar quais as reais zonas da bacia com processo crítico de erosão e que necessitam gestão, manejo do uso e técnicas conservacionistas apropriadas. Sendo assim, o índice de perdas indicou que 56,62% da área total da bacia apresenta risco à erosão, no período de uso do solo para o mês de maio. O índice de perdas, para o período de setembro, indicou que 68,63% da área total da bacia apresenta risco à erosão. Já, para o período de janeiro, o índice de perdas indicou que 47,23% da área total da bacia apresenta situação crítica à erosão.

Em relação aos valores de I_{PS} obtidos (Tabela 7), observa-se a incidência de valores altos e muito altos de perda nas regiões com Argissolos (que compreendem 71,25% da BHACJ). Estas classes de solo encontram-se em regiões com as maiores declividades (8-20% e superiores), sendo natural que os índices de perda apresentem valores mais elevados (I_{PS} alto e muito alto). É importante ressaltar que, nas áreas de Argissolo Vermelho-Amarelo, predomina o uso com cultivos agrícolas e

solo exposto (em setembro), o que favorece a suscetibilidade à perda de solo na região. Porém, o índice muito alto de perdas nessa classe de solo, pode ser devido à presença de horizonte A eluvial nesses solos, de textura grossa e geralmente arenosa (LEPSCH, 2010), propício à erosão hídrica, devido à sua estrutura frágil e fraca agregação. Conforme Medeiros et al. (2016), durante eventos extremos de precipitação, o fluxo de água pode atingir o horizonte B iluvial (B textural), podendo resultar em perdas de maiores quantidades de solo, uma vez que este possui menor permeabilidade.

Analisando a Tabela 7, os valores muito baixos de perdas ($I_{PS} < 1$) também estão associados ao Argissolo Vermelho-Amarelo. Essa parcela da classe de solo encontra-se em locais mais suaves do terreno (declividades inferiores a 8%), o que pode indicar baixa movimentação de sedimentos, bem como a modificação do uso no local. Cabe ressaltar que, para redução das perdas, os Argissolos devem ter seu uso realizado com técnicas especiais de manejo (SEQUINATTO et al., 2014; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011), de acordo com a capacidade de uso da terra, com adoção de semeadura direta e de práticas complementares de conservação.

Tabela 7. Índice de perdas de solo (I_{PS}) para as classes de solo, declividade e uso – maio, setembro e janeiro – na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)

Índices de Perda de Solo	Área da BHACJ (%)					Total	
	$I_{PS} < 1$	$1 \leq I_{PS} < 2$	$2 \leq I_{PS} < 4$	$4 \leq I_{PS} < 6$	$I_{PS} \geq 6$		
Classe de Solo	Afloramento Rochoso*	5,81	0,76	1,30	0,93	3,77	12,57
	Argissolo Amarelo	4,91	0,73	0,69	0,32	1,43	8,08
	Argissolo Vermelho-Amarelo	21,06	2,68	4,39	3,08	13,18	44,39
	Argissolo Vermelho	10,84	1,39	1,54	0,78	4,23	18,78
	Chernossolo Háptico	4,33	0,63	0,41	0,14	0,89	6,40
	Gleissolo Melânico	3,79	0,35	0,30	0,12	0,68	5,24
	Neossolo Litólico	2,22	0,09	0,24	0,25	1,74	4,54
Declividade	< 3%	15,83	0,97	0,62	0,26	1,14	18,82
	3 – 8%	22,83	3,84	3,61	1,78	7,21	39,27
	8 – 20%	13,53	1,75	4,46	3,34	15,71	38,79
	20 – 45%	0,76	0,09	0,17	0,25	1,85	3,12
	45 – 75%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	> 75%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uso do Solo (Maio)	Corpo Hídrico	1,86	0,00	0,00	0,00	0,00	1,86
	Vegetação Nativa	6,51	1,19	0,69	0,14	0,06	8,59
	Pastagem	32,19	7,00	9,36	5,14	6,47	60,16
	Reflorestamento	3,90	0,28	0,91	0,80	2,59	8,28
	Cultura Anual	3,86	0,14	0,55	0,20	3,54	8,29
	Solo Exposto	6,14	0,05	0,12	0,12	6,39	12,82
Uso do Solo (Setembro)	Corpo Hídrico	1,86	0,00	0,00	0,00	0,00	1,86
	Vegetação Nativa	6,93	1,08	0,61	0,11	0,05	8,78
	Pastagem	22,34	5,00	6,65	3,83	5,31	43,13
	Reflorestamento	3,39	0,24	0,72	0,69	2,26	7,30
	Cultura Anual	6,44	0,23	0,68	0,81	4,52	12,68
	Solo Exposto	12,00	0,09	0,20	0,18	13,78	26,25
Uso do Solo (Janeiro)	Corpo Hídrico	1,86	0,00	0,00	0,00	0,00	1,86
	Vegetação Nativa	5,39	0,83	0,46	0,10	0,05	6,83
	Pastagem	33,29	7,27	10,01	5,75	7,25	63,57
	Reflorestamento	5,66	0,44	1,10	0,99	3,40	11,59
	Cultura Anual	3,70	0,15	0,47	0,55	2,55	7,42
	Solo Exposto	4,18	0,04	0,13	0,11	4,27	8,73

* O Afloramento Rochoso é uma associação com Neossolo Litólico e Regolítico

Com base nos valores apresentados na Tabela 7, combinados com a Figura 9, 10 e 11, percebe-se que o Chernossolo Háplico e o Gleissolo Melânico pouco contribuíram para a perda de solo. Juntos, ambos os solos apresentam índices muito baixos ($I_{PS} < 1$) de perda de solo. Além disso, é importante observar que, além de serem encontrados em pequenas áreas da bacia, os mesmos estão sujeitos a menores valores de erosividade (Figura 4) e estão localizados em regiões com predomínio de relevo plano (Figura 5). Vale ressaltar, ainda, que o Chernossolo, por exemplo, apresenta os maiores valores de tolerância (Tabela 4), o que resultou em menores valores de I_{PS} por consequência.

Os Neossolos presentes na BHACJ, bem como os em associação com afloramento rochoso, apresentam uma porcentagem de sua área com índices de perda muito alto, de 1,74% quando sozinhos e de 3,77% em associação. A tolerância a perdas neste tipo de solo é muito baixa, possivelmente por serem solos rasos e com maior abundância de fragmentos grosseiros de material rochoso que ainda não sofreu intemperismo (MAIER et al., 2013). Steinmetz et al. (2018), estudando a região da bacia do arroio Pelotas (RS), atribuíram às áreas com afloramento rochoso valor de K igual a zero, uma vez que não há solo estruturado e, portanto, não há perdas de partículas por erosão. Entretanto, como o afloramento rochoso na BHACJ está em associação com neossolos litólicos e regolílicos, conforme Tabela 7, apresenta uma porcentagem de área com valores muito baixos de perdas ($I_{PS} < 1$), igualmente observado por Batista et al. (2017), mesmo que em outra região.

É possível identificar que as porções com declividade de 8 a 20% da bacia (15,71%) apresentam o maior índice de perdas de solo ($I_{PS} \geq 6$). Conforme Bagio et al. (2017), declives superiores à 9% podem indicar alterações no fator S do modelo RUSLE, influenciando parcialmente a estimativa do fator topográfico (LS). Observa-se que 58,09% estão em relevos com declive inferior a 8% e, 38,66% deste total, apresentam baixo índice de perdas ($I_{PS} < 1$). A isto, se deve ao fato de existirem áreas de concentração dos menores valores de perdas, relacionados ao afloramento rochoso e em algumas áreas cobertas por vegetação nativa.

Os cursos d'água apresentam valores nulos de perda de solo. Dessa forma, é importante destacar o enquadramento do uso "corpo hídrico" nos índices muito baixos de perda de solo ($I_{PS} < 1$), uma vez que, seu valor é igual a zero. As áreas de pastagem correspondem ao principal uso do solo na bacia em estudo, para as

diferentes classificações de uso do solo (maio, setembro e janeiro). A pastagem apresenta valores com índice muito baixo de perdas ($I_{PS} < 1$): 32,19% na classificação de uso do solo referente a maio, 22,34% a setembro e 33,29% a janeiro. De forma semelhante ao observado no presente trabalho, Schmidt, Alewell e Meusburger (2019), relataram que a suposição mais comumente utilizada é a de perda quase nula de solo sob pastagens, principalmente pelas características de proteção da cobertura vegetal.

Na classificação referente ao uso do solo no mês de maio, metade da área com pastagem presente na BHACJ encontra-se no índice muito baixo de perdas de solo ($I_{PS} < 1$). A importância da cobertura do solo na redução das taxas de erosão, de forma semelhante, foi relatada por Moura-Bueno et al. (2018), em seu estudo realizado na sub-bacia hidrográfica Menino Deus I (RS), onde a cobertura do solo teve efeito significativo na redução das perdas de solo e água em áreas de encosta com solos frágeis. Entretanto, uma revisão realizada por Anache et al. (2017) de metadados de estudos de escoamento superficial e erosão hídrica sob chuva natural no Brasil, mostram redução de 45% das taxas de erosão e escoamento em áreas não alteradas e com vegetação nativa em relação a áreas de pastagens em plantio convencional.

Na classificação referente ao uso do solo no mês de setembro, apresentam-se índices de perda muito altos ($I_{PS} \geq 6$) relacionados, respectivamente, aos usos solo exposto (13,78%) e pastagem (5,31%). Sabe-se que, além de ser época de plantio, indicativo de pouca cobertura no solo em função do preparo da área para semeadura, esse período converge com o início da estação chuvosa. Além disso, as pastagens costumam ter pouca vegetação, como resultado do sobrepastoreio e da falta de chuva durante o inverno (BATISTA et al., 2017). Portanto, o valor do fator C único designado para esse uso da terra pode não representar a variabilidade espacial e temporal do parâmetro (AVANZI et al., 2013) que pode associar incertezas às predições do modelo (SILVA et al., 2016).

Entretanto, a pastagem apresenta a maior porcentagem de área (7,25%) em índices de perda muito altos ($I_{PS} \geq 6$) no período de uso do solo classificado pelo mês de janeiro. Possivelmente, é um indicativo de que algumas pastagens encontradas na bacia estão degradadas e, portanto, podem sofrer maior erosão do que áreas de pastagem bem administradas (BATISTA et al., 2017). Merten e Minella (2013), analisando alguns cenários para erosão no Brasil, observaram que as taxas

de perda de solo de pastagens degradadas podem ser 30 vezes maiores do que as de pastagens não degradadas. Geralmente, são esperados baixos valores de erosão em regiões de pastagem, porém, segundo Wang et al. (2017), é possível que algumas pastagens apresentem certo grau de degradação, quando o manejo ocorre de forma inadequada, possibilitando acelerar o processo erosivo. Entretanto, uma vez que não foi analisado no presente estudo a variação no fator C relacionado a pastagens, percebe-se que os altos valores de I_{PS} relacionados às áreas com pastagem estão associados aos valores elevados dos fatores LS e R.

Os maiores índices de erosão hídrica observados na classificação referente ao uso do solo no mês de janeiro estão relacionados às áreas de pastagem (Tabela 7) e, não, às áreas de solo exposto ou ao cultivo agrícola, conforme o esperado. Em uma primeira análise, a pastagem aparenta possuir maior índice de perdas que o solo exposto. Entretanto, quando se comparam as áreas, em porcentagem, que ambos usos ocupam na BHACJ em janeiro, fica evidente que, do total da área de solo exposto verificada na bacia (8,73%) 48,91% encontram-se no índice muito alto de perdas ($I_{PS} \geq 6$). Quando realizada a mesma análise para a pastagem, da área total observada (63,58%) apenas 11,40% representam índices muito altos de perdas. Esses resultados vão ao encontro com os obtidos no trabalho de Teng et al. (2019) os quais, após analisarem uma bacia na China, verificaram que a cobertura do solo com pastagens tende a resultar em menores taxas de escoamento e perda de solo em comparação com a agricultura convencional ou solo descoberto.

O cultivo anual na BHACJ apresenta maiores índices de perda na classificação de uso do solo referente ao mês de setembro (4,52%) do que aos meses de maio (3,54%) e janeiro (2,55%). Autores como Didoné, Minella e Merten (2015), na bacia do rio Conceição (RS), indicam que taxas mais altas de erosão bruta têm por fator determinante o uso inadequado da terra e o gerenciamento do solo, isto é, resíduo superficial insuficiente do solo devido à monocultura da soja. Segundo Derpsch et al. (2014) e Souza, Bertol e Wolschick (2017), os resíduos de cobertura são importantes para ampliar a infiltração da água no solo e reduzir seu escoamento superficial. Entretanto, a alta rentabilidade da soja e as perspectivas favoráveis de sua produção, levaram os agricultores a adotar uma sequência de culturas pouco diversificada (com baixa cobertura vegetal) e que não produz resíduos suficientes para permitir cobertura permanente durante toda a safra (MERTEN et al., 2015), ampliando, assim, os impactos negativos da erosão.

Alguns autores observaram subestimativas pelo modelo RUSLE nos valores de perdas (BATISTA et al., 2017; BENAVIDEZ et al., 2018; ESTRADA-CARMONA et al., 2017; GAYEN; SAHA; POURGHASEMI, 2019). Geralmente estão relacionadas a não representação de fenômenos naturais como a erosão em voçorocas permanentes, bem como a baixa disponibilidade de dados confiáveis e especializados a longo prazo, incluindo questões de resolução temporal (erosividade) em bacias hidrográficas. Apesar disso, a modelagem é uma alternativa à falta de medição e monitoramento em muitas regiões, à nível nacional e global (ALEWELL et al., 2019), auxiliando na compreensão de fenômenos de difícil monitoramento e predição.

Por meio dos resultados obtidos pelo modelo RUSLE, percebe-se que a BHACJ, apresenta elevada vulnerabilidade atual à erosão, uma vez que naturalmente indica alta erosividade e solos com suscetibilidade a processos erosivos. Cerca de 40% da área total da bacia apresenta declividades superiores a 8%. Como os fatores intrínsecos não são passíveis de modificação, recomenda-se a realização de mudanças nos fatores antrópicos relacionados ao modelo: uso e manejo do solo e práticas de controle, uma vez que são os locais com maior propensão a perdas na BHACJ.

Por meio da mudança de uso do solo ao longo do ano na região, percebe-se que os usos com elevada cobertura vegetativa (tais quais pastagens, reflorestamento e vegetação nativa) possibilitam minimização das perdas. Percebe-se também que, o uso e manejo devem respeitar as limitações de cada tipo de solo presente na bacia. Sendo assim, evidencia-se, após a aplicação da metodologia de estimativa dos processos erosivos que, são necessárias mudanças referentes ao uso solo exposto e cultivo agrícola, principalmente. É importante a aplicação de técnicas de manejo que visem minimizar a porcentagem de solo exposto na área, como utilização do Sistema de Plantio Direto (SPD). Nesse sistema não são realizadas as etapas de preparo habitual de plantio, tais quais aração e gradagem. Também é essencial que o uso do solo, referente ao cultivo agrícola, receba sucessão de culturas que auxiliarão na conservação do solo e na consequente redução de sua exaustão. Outro ponto a se discutir é a implementação de práticas conservacionistas na bacia, haja vista as elevadas declividades e solos suscetíveis a erosão presentes na região. Dessa forma, indica-se que nestes locais sejam realizadas práticas de controle da erosão como terraceamento e cordão vegetal.

4 Conclusões

Os resultados obtidos no presente Capítulo indicam que:

- a) A equação RUSLE mostrou-se um potencial indicador de locais com maiores propensões à perda de solo na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ).
- b) Por meio da variação na classificação dos usos do solo da bacia, evidenciam-se mudanças nas estimativas finais de perdas pelo modelo RUSLE. Sendo assim, a severidade da predição de erosão na área tende a aumentar ou reduzir-se, dependendo do mês escolhido para realização da análise do fator cobertura (uso e manejo).
- c) Por meio do Índice de perdas (I_{Ps}) foi possível identificar, sem utilização de classes arbitrárias, que 47 a 68% da área total da bacia apresenta risco à erosão, quando ocorre variação na imagem de classificação do uso do solo.
- d) Uma vez que os fatores intrínsecos (R, K e LS) não podem ser modificados, os programas de gestão ambiental na BHACJ devem ser direcionados aos locais com solo exposto e cultivo agrícola, de forma inicial.

Estes resultados são úteis para planejar e complementar estratégias de controle de erosão. Dessa forma, é possível implementar programas de gestão e conservação do solo e da água, tanto na bacia hidrográfica em estudo como em outras com características semelhantes.

**Capítulo 2 – Aporte de sedimentos em bacia hidrográfica por meio do modelo
SEDD**

1 Introdução

O crescimento populacional constante amplia as demandas por alimento e geração de energia elétrica. As Nações Unidas (WWAP, 2014) estimam que, até 2050, a demanda por energia crescerá 60%, sendo projetado um uso 40% maior de água. No Brasil, poucas são as abordagens acerca do alto consumo de água associado a geração termoelétrica. A maioria das usinas operantes no país apresentam sistemas de resfriamento que demandam volumes elevados de água. A existência de três usinas termoelétricas na região de Candiota, e a aprovação recente de uma quarta usina entre os limites de Candiota e Pedras Altas, demanda elevada captação de água por parte da Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE).

Ressalta-se que na área de estudo, bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), estão instalados um reservatório e duas barragens (com outorga de utilização, instalação e operação concedida pelos órgãos ambientais), bem como um elevado potencial futuro para extração mineral. Em regiões como Candiota, que apresenta um certo nível de escassez hídrica (IEMA, 2016), os impactos ambientais possuem grande relevância, particularmente para os habitantes locais e a harmonia ecossistêmica no entorno das usinas. Isto posto, o gerenciamento adequado dos recursos hídricos é de extrema necessidade, uma vez que, o aumento da pressão pelo uso da água pode ampliar problemas socioambientais já existentes, como os processos erosivos.

Os modelos de predição de erosão são ferramentas úteis para analisar os processos erosivos no solo e estabelecer planos de mitigação. O modelo *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) é amplamente utilizado para predizer a erosão a nível de bacias em diversos países do mundo. A principal desvantagem da abordagem sugerida pela RUSLE, porém, é a estimativa apenas da erosão bruta, não fornecendo informações do transporte de sedimentos para os cursos d'água. Uma vez que, apenas uma fração dos sedimentos que foram erodidos das porções mais elevadas do relevo, de fato, atingirá o exutório da bacia hidrográfica, a realização de estudos de medição e estimativa da produção de sedimentos (MINELLA; MERTEN, 2011).

Visto que, o transporte de sedimentos depende de muitos fatores, como o formato da bacia hidrográfica, localização das fontes de sedimentos, características topográficas, conectividade na paisagem, uso e manejo da terra e textura do solo (WALLING, 1983). Logo, o modelo denominado *Sediment Delivery Distributed* (SEDD) (FERRO; MINACAPILLI, 1995) fornece uma abordagem que visa estimar o valor específico de sedimento erodido que atinge o exutório da bacia hidrográfica. Para ser possível prever os impactos erosivos, uma análise espacialmente distribuída da produção de sedimentos na escala da bacia hidrográfica é de extrema importância, auxiliando a suprir a falta de informações sobre o aporte de sedimentos.

O modelo SEDD foi anteriormente utilizado em bacias da China, Espanha, Turquia, Itália e Brasil (referências). Entretanto, não há relatos de aplicação do modelo em condições subtropicais no Brasil. Dessa forma, o objetivo do Capítulo 2 foi espacializar o aporte de sedimentos pelo modelo *Sediment Delivery Distributed* (SEDD), de forma pioneira em uma bacia subtropical e de elevada importância social, a bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ). Como objetivo específico foi proposta a calibração do parâmetro de ajuste do modelo (β), no ponto de exutório, a partir de dois cenários distintos: trimestral e anual.

2 Metodologia

Na metodologia do Capítulo 2 serão abordados os tópicos referentes a área de estudo e rede de monitoramento, bem como a aplicação dos fatores de influência do modelo SEDD.

2.1 Área de estudo e rede de monitoramento

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ), inserida no município de Candiota, ao sul do Rio Grande do Sul (RS) (Figura 10). A região está compreendida na Bacia Hidrográfica Mirim – São Gonçalo (L040).

A BHACJ é uma sub-bacia da bacia hidrográfica do arroio Candiota (BHAC) e possui uma área de drenagem de 314,61 km². O monitoramento da bacia é de responsabilidade da Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE) a qual monitora, também, as sub-bacias arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), com áreas de drenagem de 171,71 e 54,65 km², respectivamente. Cabe ressaltar que a BHACM e a BHSFM são sub-bacias da BHACJ (Figura 10).

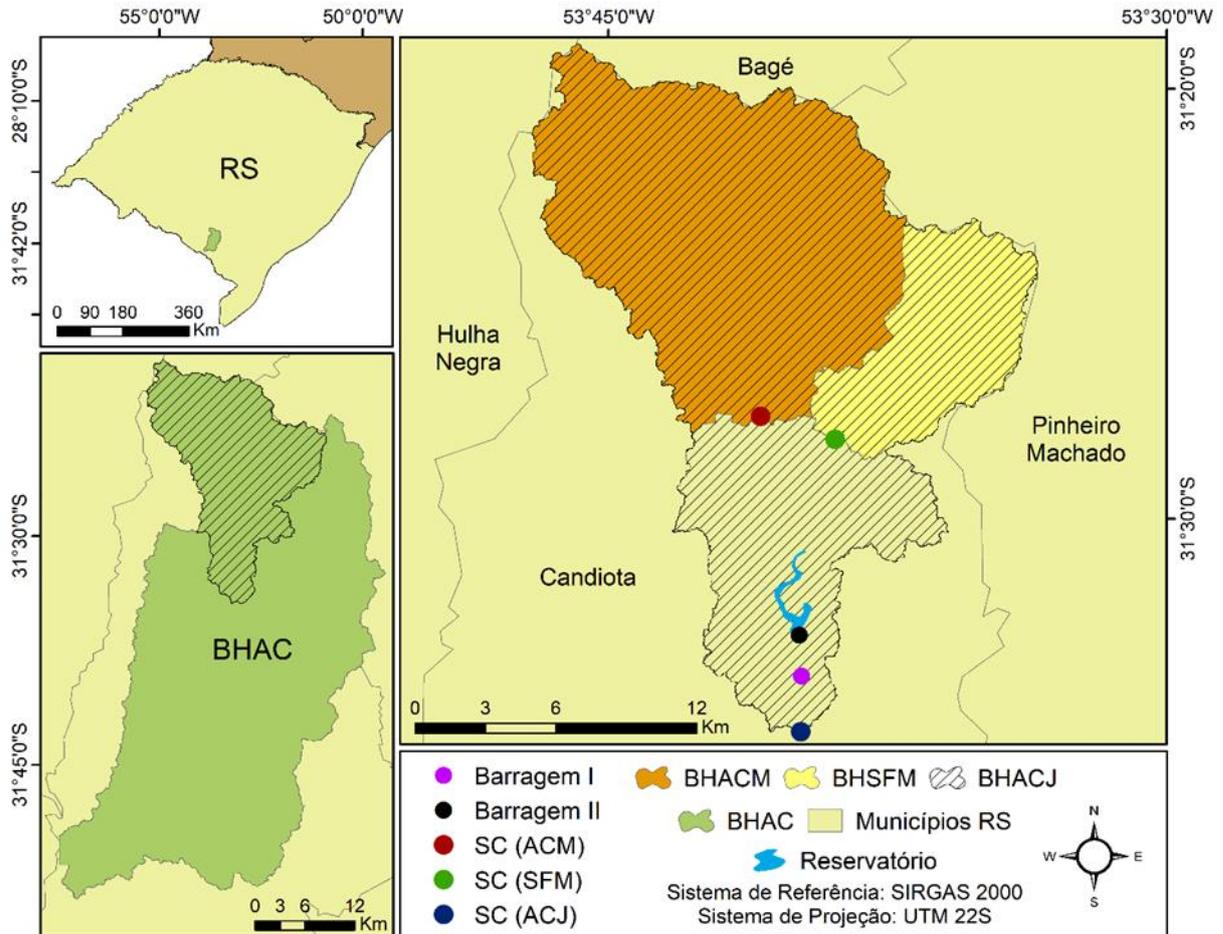


Figura 10. Localização das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), de duas barragens, um reservatório e das seções de controle (SC) presentes na bacia hidrográfica do arroio Candiota (BHAC).

As bacias hidrográficas selecionadas foram nomeadas de acordo com suas seções de controle, cujos dados encontram-se disponíveis para download no portal *Hidroweb*, sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA). As informações básicas das bacias utilizadas encontram-se na Tabela 8. A rede de monitoramento hidrossedimentológico contempla três seções de controle com monitoramento limimétrico, um pluviômetro e uma estação meteorológica.

Tabela 8. Códigos das seções de controle e características de suas respectivas bacias hidrográficas, a saber: arroio Candiota jusante (ACJ), do arroio Candiota montante (ACM) e da Sanga Funda montante (SFM)

Seção de Controle	Código	Área (km ²)	Perímetro (km)	Declividade média (%)
ACJ	88181000	314,61	154,20	7,85
ACM	88176000	171,71	94,02	8,36
SFM	88177000	54,65	52,80	7,98

Os dados das estações limimétricas são obtidos a partir de leituras dos níveis d'água (cotas), realizadas duas vezes ao dia (09h e 17h) pela empresa responsável, e disponibilizadas no portal *Hidroweb*. Além destas informações, são fornecidos

dados referentes às campanhas hidrológicas realizadas nas seções de controle, como cota do nível d'água, vazão, concentração de sólidos em suspensão e velocidade do curso d'água.

As informações referentes à precipitação foram obtidas de duas estações: a Aeroporto de Candiota (meteorológica) e a Madrugada (pluviômetro). A estação Aeroporto de Candiota localiza-se no interior da bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ). A estação Madrugada está distante da BHACJ cerca de 30 km, porém localiza-se no interior da bacia hidrográfica arroio Candiota (BHAC). Os dados da estação Madrugada estão na escala diária e foram adquiridos no portal *Hidroweb* (código 03153030). Os dados da estação Aeroporto de Candiota foram fornecidos pela CGTEE, e estão disponíveis na escala horária. Além da precipitação, a estação Aeroporto de Candiota monitora velocidade e direção escalar do vento, temperatura, radiação solar global e umidade relativa.

2.2 Rede de monitoramento e elaboração de séries históricas de vazão e de sólidos em suspensão

As séries históricas de vazão e de sedimento foram obtidas a partir da combinação da série histórica de cotas com curvas-chave relacionando cota x vazão e vazão x sedimento. Uma vez que utilizada essa extrapolação, parte-se do princípio que há potenciais incertezas envolvidas na obtenção das curvas-chave, tais quais: erros humanos como leitura errônea do observador, bem como dados falsos (estimativa de valores, principalmente em eventos extremos de precipitação); além de erros intrínsecos referentes a possível mudança no leito de um período para outro, devido a processos de erosão ou sedimentação da seção.

Para a obtenção das curvas foram utilizados dados de campanhas hidrossedimentológicas realizadas entre os anos de 2005 a 2017, de forma a captar a relação existente entre as variáveis em momentos que o curso d'água apresentava diferentes condições. As relações matemáticas foram obtidas por meio da ferramenta Solver do *software* Excel, utilizando como função objetivo o Erro Quadrado Mínimo. Foram avaliadas diferentes formulações matemáticas (potência, exponencial, logarítmica, etc.) e selecionada a que apresentou o maior valor de R^2 . O R^2 é um indicador da correlação entre os valores observados e simulados e, segundo Viola et al. (2012), $R^2 > 0,5$ são considerados aceitáveis.

As curvas-chave obtidas para as seções de controle (Figura 11), associadas às séries históricas de cotas, deram origem às séries históricas de vazão e de concentração de sólidos em suspensão. Devido ao fato de a série histórica de cotas apresentar muitos períodos com falhas, as séries foram constituídas somente para o período entre 2013 e 2016. Posteriormente, foi realizada uma análise visual detalhada na série de dados de concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}) com o intuito de identificar pontos amostrais atípicos (*outliers*). Suas causas podem ser provenientes de eventos excepcionais ou relacionados a erro na coleta/registo de dados (ARAÚJO JÚNIOR et al., 2019). Para identificar se os pontos estavam relacionados a eventos extremos de precipitação, realizou-se uma análise visual da série de dados hidrológicos (de igual período) com as precipitações das estações de monitoramento.

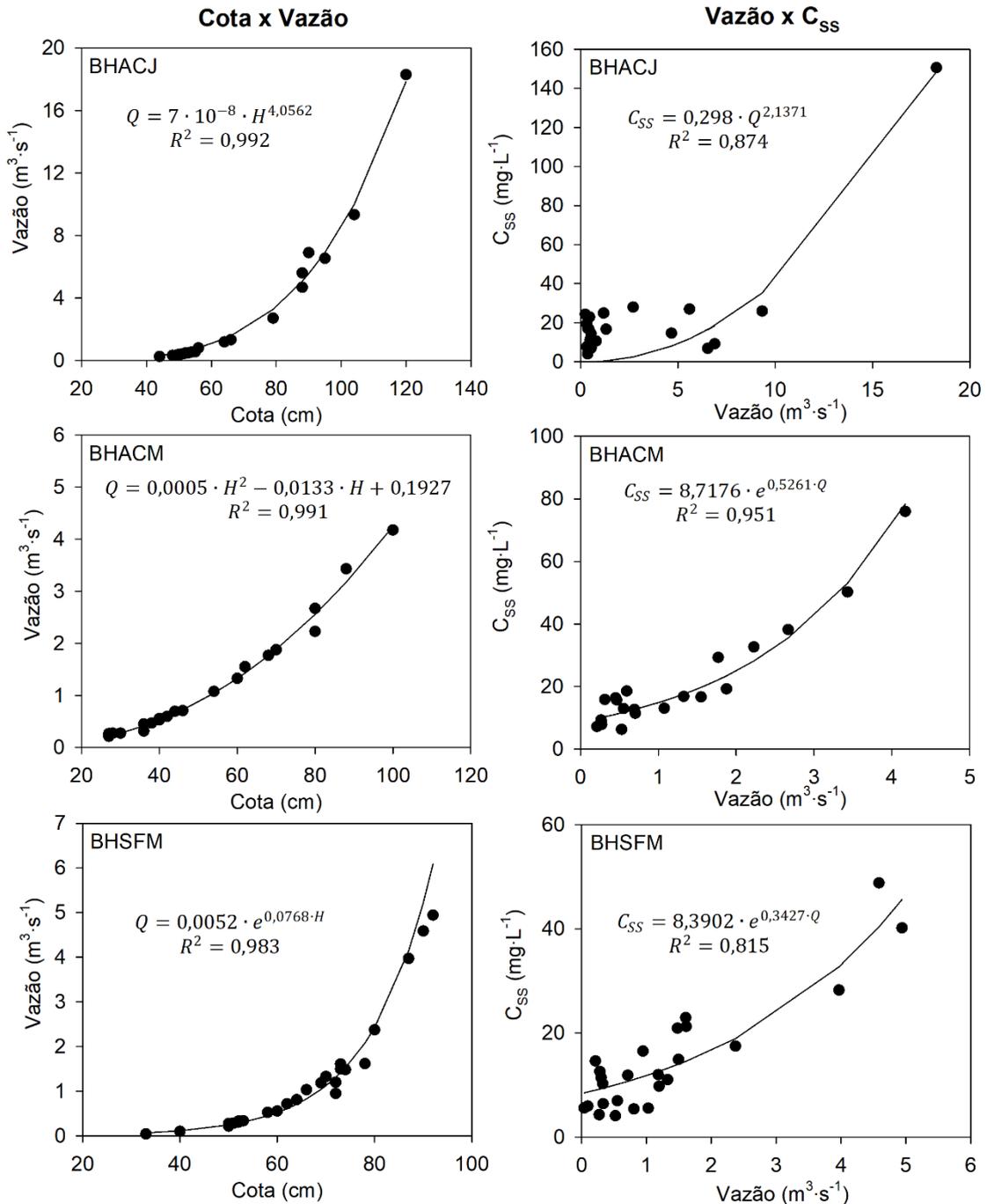


Figura 11. Curvas-chave de cota x vazão e vazão x sedimento para a bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM).

Os dados de C_{SS} foram convertidos para a unidades diárias e, posteriormente, os valores de CSS foram obtidos por meio da Equação 6 (COLMAN et al., 2018).

$$QSS = 0,0864 \cdot Q \cdot C_{SS} \quad (6)$$

Em que QSS é a descarga sólida em suspensão ($t \cdot dia^{-1}$); Q é a vazão do curso d'água ($m^3 \cdot s^{-1}$) e C_{SS} é a concentração média de sedimentos em suspensão ($mg \cdot L^{-1}$).

2.3 Sediment Delivery Distributed (SEDD)

O modelo SEDD foi desenvolvido por Ferro e Minacapilli (1995) e visa quantificar o valor específico de sedimento erodido que atinge o exutório da bacia hidrográfica. Logo, o modelo combina a RUSLE com um critério de desagregação espacial dos processos de aporte de sedimentos, produzindo estimativas realistas de erosão superficial nas áreas em análise (BHATTARAI; DUTTA, 2008; BATISTA et al., 2017).

Por meio do *software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014), foi realizada a quantificação do valor específico de sedimento que é denominada aporte específico de sedimentos, determinado conforme Equação 7 (JAIN; KOTHYARI, 2000).

$$SYY_i = SDR_i \cdot A_i \quad (7)$$

Em que, SYY_i é o aporte de sedimentos para uma célula da grade i ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$); SDR_i é a taxa de aporte de sedimentos para uma célula da grade i (adimensional) e A_i é a perda anual de solo calculada pela RUSLE para uma célula da grade i ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

Parte do solo erodido em uma bacia hidrográfica deposita-se ao longo da paisagem antes de atingir, de fato, o exutório. A razão entre o aporte de sedimentos e a erosão total da superfície é denominada taxa de aporte de sedimentos (SDR) (BESKOW et al., 2009). O SDR nas células da grade i é uma função do tempo de percurso do escoamento superficial dentro dessas células (BATISTA et al., 2017; DIDONÉ; MINELLA; EVRARD, 2017; DI STEFANO; FERRO, 2019) assumindo a relação apresentada na Equação 8.

$$SDR_i = e^{(-\beta \cdot t_i)} \quad (8)$$

Em que, SDR_i é a taxa de aporte do solo de uma célula da grade i ; β é um parâmetro de ajuste do modelo (h^{-1}) e t_i é o tempo de percurso do fluxo em superfície (h) de uma célula da grade i para a rede de fluxo mais próxima seguindo o caminho de fluxo. Ressalta-se que o parâmetro β é um parâmetro de ajuste que indica os efeitos devidos à rugosidade e ao escoamento, ao longo do caminho hidráulico.

O tempo de percurso da água (t_i) é estimado, quando conhecidos os comprimentos e velocidades da direção de fluxo (BHATTARAI; DUTTA, 2008), de acordo com a Equação 9.

$$t_i = \sum_{i=1}^n \frac{l_i}{v_i} \quad (9)$$

Em que, l_i é o comprimento do fluxo da célula i até o exutório (m) e v_i é a velocidade do fluxo para a célula i ($m \cdot s^{-1}$).

Entretanto, de acordo com Batista et al. (2017) e Bhattarai e Dutta (2008), quando desconhecidos, estes valores (t_i e v_i) podem ser obtidos a partir de análises em ambiente SIG. Assim, seguindo recomendações dos autores, l_i foi estimado para cada célula a partir da ferramenta *flow length* do software ArcGIS 10.1 (ESRI, 2014). Para isso, foram obtidas as direções de fluxo das bacias, e computada a distância percorrida pelo escoamento de cada célula até o exutório da bacia.

Para a determinação da velocidade de escoamento superficial (v_i) optou-se pela utilização do método proposto pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos (SCS, 1975) (Equação 10). Diversos trabalhos que utilizam o modelo vêm fazendo uso deste método devido à sua simplicidade e à disponibilidade das informações requeridas (BATISTA et al., 2017; TANYAS; KOLAT; SUZEN, 2015).

$$v_i = a_i \cdot S_i^{0,5} \quad (10)$$

Em que, a_i é um coeficiente de rugosidade superficial da célula i ($m \cdot s^{-1}$) e S_i é a inclinação da célula i ($m \cdot m^{-1}$).

Como o coeficiente a_i para a Equação 10 possui relação com a cobertura do solo, os valores de a_i foram atribuídos de acordo com o uso do solo (Tabela 9), utilizando valores propostos por Haan et al. (1994).

Tabela 9. Valores para coeficiente de rugosidade superficial (a), proposto por Haan et al. (1994)

Uso do solo	a ($m \cdot s^{-1}$)
Agricultura	2,62
Pastagem	0,76
Reflorestamento	1,56
Solo Exposto	3,08
Vegetação Nativa	0,76

Neste estudo, a calibração do parâmetro β foi realizada utilizando os valores médios obtidos a partir do modelo SEDD, para cada uma das sub-bacias analisadas,

como sugerido por Ferro e Porto (2000) e Taguas et al. (2011). Posteriormente, o aporte de sedimentos nas bacias foi espacializado, com base nos valores calibrados de β e dos parâmetros do modelo em cada uma das células i .

2.3.1 Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

Para predição da erosão hídrica, a RUSLE consiste de uma equação experimental de fácil aplicação, a partir da qual as perdas médias anuais de longo prazo são estimadas com precisão aceitável (BESKOW et al., 2009). Para a obtenção dos fatores da RUSLE, foram utilizados os valores obtidos e espacializados para a BHACJ apresentados no Capítulo 1, com exceção do fator cobertura (uso e manejo do solo), o qual foi analisado de forma diferenciada.

Devido à grande variação nos valores de C_{ss} ao longo dos meses e dos anos nas bacias observadas, optou-se pela classificação de diferentes imagens de uso do solo, compreendendo uma imagem para cada trimestre, de 2013 a 2016. Para o presente trabalho, adotou-se a definição de período para cada trimestre em análise. Dessa forma, o período 1 equivale aos meses de janeiro, fevereiro e março; o período 2 aos meses de abril, maio e junho; o período 3 aos meses de julho, agosto e setembro e, por fim, o período 4 aos meses de outubro, novembro e dezembro.

Os valores para o fator C utilizados estão apresentados na Tabela 3 (disponível no item 2.2.4 do Capítulo 1), entretanto, as classes de uso observadas variaram ao longo dos períodos, logo, as imagens para o fator C obtidas foram diferentes. As informações referentes às imagens utilizadas encontram-se na Tabela 10. A classificação supervisionada das imagens foi realizada no *software* QGIS 3.4.3 (QGIS, 2018). A classificação supervisionada é um método de classificação de imagens de sensoriamento remoto comumente utilizado nos dias atuais (Zhang, 2016). A validação do método se dá por meio da matriz de confusão (CONGALTON; GREEN, 1999) que é uma forma eficaz para representar a precisão do mapa, além da aplicação do Índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1977), referente a qualidade da classificação supervisionada final. Cabe ressaltar que o valor do I_k entre 0,8 e 1,0 é considerado “excelente” (Tabela 11).

Tabela 10. Data e sensor de aquisição das imagens utilizadas para análise da modificação de uso e cobertura do solo (2013 – 2016)

Ano	Data de Aquisição	Período	Sensor/Satélite	Composição de Bandas
2013	06/03/2013	1	ETM +/-Landsat 7	5-4-3
	17/05/2013	2	OLI/Landsat 8	6-5-4
	05/08/2013	3	OLI/Landsat 8	6-5-4
	08/10/2013	4	OLI/Landsat 8	6-5-4
2014	28/01/2014	1	OLI/Landsat 8	6-5-4
	21/06/2014	2	OLI/Landsat 8	6-5-4
	25/09/2014	3	OLI/Landsat 8	6-5-4
	27/10/2014	4	OLI/Landsat 8	6-5-4
2015	08/02/2015	1	ETM +/-Landsat 7	5-4-3
	07/05/2015	2	OLI/Landsat 8	6-5-4
	12/09/2015	3	OLI/Landsat 8	6-5-4
	15/11/2015	4	OLI/Landsat 8	6-5-4
2016	18/01/2016	1	OLI/Landsat 8	6-5-4
	18/06/2016	2	ETM +/-Landsat 7	5-4-3
	13/08/2016	3	OLI/Landsat 8	6-5-4
	11/12/2016	4	ETM +/-Landsat 7	5-4-3

Para classificação supervisionada foram geradas composições falsa-cor das bandas dos sensores *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e OLI (*Operational Terra Imager*), respectivamente para os satélites Landsat 7 e Landsat 8, ambos na órbita-ponto 222082 e com resolução espacial de 30m (USGS, 2020). Os dados oriundos do programa de satélites Landsat estão entre os mais precisos geométrica e radiometricamente (GUTIÉRREZ; SANABRIA; PEÑA-QUINONES, 2015). Entretanto, salienta-se que desde maio de 2003, as imagens ETM+ do Landsat 7 apresentam uma falha permanente no corretor de linha de varredura (*Scan Line Correction – SLC*), produzindo cenas com apenas 78% de pixels visíveis (CHEN et al., 2011). O preenchimento das falhas (gaps) das linhas das imagens do sensor ETM+ foi realizado por meio da ferramenta *Landsat Gapfill* (SCHULTZ et al., 2016; DIAS et al., 2018) no *software* para Processamento Digital de Imagens ENVI 4.7 (ITT, 2009).

As bandas multiespectrais mais indicadas, e utilizadas nesse trabalho, para análise do uso e cobertura do solo do satélite Landsat 7 são a banda 3 (vermelho), banda 4 (infravermelho próximo) e banda 5 (infravermelho médio) (GUTIÉRREZ; SANABRIA; PEÑA-QUINONES, 2015; ZHOU et al., 2008). A composição RGB 5-4-3 permite um bom contraste entre as áreas ocupadas com vegetação, diferindo com precisão os diferentes tipos de cobertura (campo, floresta, solo exposto), bem como a delimitação de corpos hídricos, áreas ocupadas com reflorestamento (pinus e eucalipto) e a identificação de áreas agrícolas (PEROVIC et al., 2016). Para o

satélite Landsat 8 foi utilizada a composição de bandas multiespectrais 6-5-4, a qual é equivalente à composição utilizada para o Landsat 7.

Tabela 11. Porcentagem dos usos do solo na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ) e estatística do Índice Kappa (IK) nas imagens classificadas entre os anos de 2013 a 2016

Ano/ Período	% de área da BHACJ						I _K	
	Corpo Hídrico	Vegetação Nativa	Pastagem	Reflorestamento	Cultura Anual	Solo Exposto		
2013	1	1,76	10,99	66,32	8,59	7,77	4,57	0,93
	2	1,76	9,09	63,91	7,64	6,13	11,47	0,95
	3	1,76	8,61	61,18	8,21	7,00	13,24	0,94
	4	1,76	6,16	63,19	7,61	12,76	8,52	0,94
2014	1	1,76	7,30	68,11	8,23	7,55	7,05	0,98
	2	1,76	8,53	68,48	8,18	4,93	8,12	0,94
	3	1,76	8,16	54,22	8,19	12,63	15,04	0,98
	4	1,76	6,34	52,71	9,00	21,90	8,29	0,94
2015	1	1,76	8,91	68,45	8,39	7,13	5,36	0,94
	2	1,76	8,59	62,97	8,39	8,29	10,00	0,97
	3	1,76	7,78	59,67	7,16	8,63	15,00	0,97
	4	1,76	8,21	54,72	9,24	16,50	9,57	0,93
2016	1	1,76	8,59	68,80	9,00	6,72	5,13	0,91
	2	1,76	7,40	66,00	8,29	6,13	10,42	0,98
	3	1,76	8,09	53,31	8,16	10,73	17,95	0,98
	4	1,76	7,47	56,60	9,15	11,68	13,34	0,93

2.3.2 Calibração do parâmetro β

O parâmetro β é responsável pelo ajuste entre o que de fato foi medido no exutório da bacia com o valor estimado pelas equações do modelo SEDD. Dessa forma, costuma-se calibrar o parâmetro β , fazendo com que os valores SSY estimados pelo modelo SEDD sejam próximos aos observados nas bacias monitoradas. Assim, após a calibração do valor medido no exutório, consegue-se espacializar o aporte de sedimentos ao longo da bacia. É importante destacar que o parâmetro β é uma fonte de grande incerteza no modelo SEDD, uma vez que aumenta de forma considerável o grau de liberdade do usuário (BATISTA et al., 2017).

Visando compreender melhor o ajuste do parâmetro β , a calibração foi realizada em diferentes cenários:

- Cenário 1 – Calibração pontual: o ajuste do parâmetro β foi realizado para cada uma das 16 imagens de uso do solo selecionadas, entre os anos de 2013 a 2016. Cada uma destas imagens é equivalente a um trimestre, totalizando quatro imagens por ano.
- Cenário 2 – Calibração ponderada: o ajuste do parâmetro β foi obtido de forma anual. Para isso, foi realizada uma ponderação das estimativas das quatro imagens anuais analisadas no Cenário 1.

Para a calibração dos valores de β , fez-se necessária a ponderação das imagens de uso para um mesmo ano, para o cenário 1, e a ponderação dos valores de sedimentos observados de um trimestre para um mesmo ano. Esses artifícios matemáticos foram necessários para que a comparação dos valores obtidos pelo modelo SEDD e os observados nos exutórios tivessem a mesma unidade, e que esta fosse igual à da RUSLE. A imagem de uso ponderada foi obtida por meio da ferramenta *Raster Calculator* do software ArcGIS (ESRI, 2014), enquanto que, a ponderação dos dados de sedimentos foi realizada no software Excel®.

A calibração do parâmetro β foi realizada no software Excel®, utilizando como função objetivo o coeficiente de Nash-Sutcliffe (C_{NS}) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), que indica o ajuste dos dados estimados aos medidos (Equação 13). Conforme Van Liew et al. (2007), valores de $C_{NS} < 0,36$ indicam ajuste não satisfatório e, $C_{NS} = 1$ indica ajuste perfeito dos dados estimados aos observados.

$$C_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (QSS - SYY)^2}{\sum_{i=1}^N (QSS - \overline{QSS})^2} \quad (13)$$

Em que, QSS e SYY referem-se à descarga sólida em suspensão observada e aporte de sedimentos, respectivamente ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e \overline{QSS} corresponde à média da descarga sólida em suspensão ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), com o intervalo de tempo i e N número de registros.

3 Resultados e discussão

3.1 Estimativa de perdas de solo pelo modelo RUSLE

Na Tabela 12 estão apresentados os valores médios estimados da perda de solo pelo modelo RUSLE, nas bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (BHACJ), arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM), para os Cenários 1 e 2. Na Tabela 11 e no Apêndice A, respectivamente, estão apresentadas as porcentagens de área de cada classe de uso do solo e os mapas de usos do solo utilizados para obtenção da RUSLE, para os períodos e anos analisados.

Tabela 12. Valores médios estimados da perda de solo trimestral e valores ponderados anuais pela RUSLE ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Bacia	Ano	Cenário 1				Cenário 2
		RUSLE trimestral				RUSLE anual
		1	2	3	4	
ACJ	2013	35,658	59,277	83,145	73,267	62,836
	2014	55,824	83,511	94,589	56,234	58,618
	2015	40,453	63,587	56,494	56,058	54,152
	2016	37,251	60,383	57,245	23,683	44,640
ACM	2013	38,901	60,785	92,034	90,476	70,549
	2014	62,853	87,051	103,093	53,834	76,708
	2015	43,058	67,000	61,288	60,129	57,891
	2016	36,057	71,376	54,346	23,704	46,371
SFM	2013	20,574	40,509	59,076	68,523	47,170
	2014	33,255	70,486	58,819	33,607	49,042
	2015	27,771	19,973	42,545	28,675	35,308
	2016	24,888	40,879	46,527	22,897	33,798

Por meio da Tabela 12 percebe-se que, na maioria dos anos analisados nas bacias, os valores de perda do solo foram superiores nos períodos de abril a setembro.

Sabe-se que, o período 3 (julho, agosto, setembro) indica época de preparo do solo no Rio Grande do Sul e, conseqüentemente, apresenta menor cobertura vegetal, uma vez que, o solo tende a ser revolvido para posterior plantio da cultura (sendo predominante o preparo convencional na área). Resultados semelhantes foram encontrados por Moura-Bueno et al. (2018) na região do Rebordo do Planalto no Rio Grande do Sul. Os autores observaram maiores taxas de perda de solo em usos com preparo convencional, principalmente nos meses de abril e agosto. Cabe

ressaltar que cada cultura apresenta uma época específica para realização de seu plantio e de sua colheita, o que pode resultar em estimativas equivocadas da perda de solo. Nesse sentido, as divergências observadas entre os estudos demonstram a importância de se analisar, além da variabilidade espacial das classes de uso do solo, os diferentes cultivos presentes na região em estudo.

Os diferentes processos de erosão hídrica tendem a ocorrer em escalas espaciais e temporais diversas (CHAPLOT; POESEN, 2012). Por meio da discretização da BHACJ ($A = 314,61 \text{ km}^2$) em sub-bacias, sendo elas BHACM ($A = 171,71 \text{ km}^2$) e BHSFM ($A = 54,65 \text{ km}^2$), pode-se analisar, também, a estimativa das perdas de solo em diferentes escalas. Assim, divergindo do que geralmente encontra-se na literatura (POESEN et al., 1994; WALLING et al., 2006), além de se estar analisando bacias inseridas umas nas outras, os valores médios da RUSLE não tiveram relação direta com o aumento ou a diminuição das áreas das bacias em estudo. De forma controversa, o que se observou é que as bacias com menores áreas apresentam piores condições de perda de solo em relação a bacia total. Isto, possivelmente, se deve a existência de locais com maiores altitudes nas bacias, o que pode ampliar os valores finais de perdas de solo estimados pelo modelo.

Em todos os anos analisados, os valores estimados das perdas de solo foram superiores na BHACM, a qual apresenta, entre as três bacias, os valores mais elevados de erosividade e do fator LS, bem como a maior incidência de área cultivada. Dessa forma, é natural que as perdas nessa bacia sejam superiores, uma vez que há maior probabilidade de as áreas cultivadas apresentarem solo exposto, principalmente nos meses de julho a setembro. Este período costuma ser utilizado para o preparo do solo para a maioria das culturas locais, durante o qual ocorre intensos revolvimentos do solo e remoção da cobertura vegetal (BORRELLI et al., 2016; MARIOTI et al., 2013). Em contrapartida, a BHSFM foi a bacia que apresentou as menores perdas de solo, o que se deve ao fato de que esta apresenta grande extensão de área coberta por pastagem, a qual auxilia na proteção contra a ação erosiva das chuvas (ZHANG et al., 2019). Os valores médios da RUSLE para a BHACJ foram intermediários entre as bacias, ao longo dos anos analisados. O resultado era esperado, em vista da declividade média na BHACJ ser em torno de 7%, e.g., e nas demais ser 8,5% (ACM) e 8,1% (SFM).

Analisando os valores médios da RUSLE com base nas classes de solo presentes nas bacias de estudo, observa-se que, na BHACM, os altos valores

obtidos podem estar associados à predominância de Argissolo Vermelho-Amarelo. Cassol et al. (2018) analisaram esta classe de solo na estação experimental de Eldorado do Sul/RS e obtiveram um fator de erodibilidade de $0,0338 \text{ Mg}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$. Segundo os autores, o valor observado é considerado alto e indica elevada suscetibilidade à erosão. De forma contrária, o afloramento rochoso, presente em pequenas parcelas da BHACM e em maior extensão na BHSFM, resulta em menores valores de perda de solo. Porém, diferente do adotado por Steinmetz et al. (2018), a erodibilidade não é nula, uma vez que, há associação destes com neossolos.

De forma semelhante aos resultados obtidos no presente trabalho, Zhu et al. (2018) observaram, em uma bacia hidrográfica do rio Daning (China), que a distribuição do uso do solo nas bacias impacta na perda de solos, independente da escala. Nesse sentido, mesmo inferiores em área, bacias menores podem apresentar fontes pontuais mais impactantes de perdas se houver inadequado uso e manejo do solo no local. Chaplot e Poesen (2012) também observaram que as perdas de solo tendem a ser influenciadas, principalmente, pela organização espacial do uso da terra, pela topografia local e potencial erosivo das chuvas, independentemente do tamanho (em área) da bacia. Merten, Welch e Tomer (2016) analisaram quatro bacias no rio Yazoo (RY) e quatro no rio Iowa (RI) nos Estados Unidos. Os autores observaram um comportamento linear entre a área da bacia e as perdas de solo para as bacias do RY, as quais apresentam maiores extensões de práticas conservacionistas. Para as bacias do RI, os comportamentos observados são semelhantes ao caso da BHACJ.

3.2 Análise da descarga sólida em suspensão (QSS)

Para os usos do solo observados no Cenário 1, percebe-se que os valores mais elevados de descarga sólida em suspensão (QSS) ocorreram, predominantemente, nos períodos de abril a setembro nas três bacias em análise (Tabela 13). Possivelmente, isto se deve à maior porcentagem de uso da área (Tabela 11) relativo à classe de solo exposto e cultivo anual.

Tabela 13. Valores trimestrais e anuais de descarga sólida em suspensão (QSS) para as bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e Sanga Funda montante (BHSFM)

Bacia	Ano	Cenário 1				Cenário 2
		QSS (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)				QSS (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)
		1	2	3	4	
ACJ	2013	1,414	38,498	4,974	13,515	2,022
	2014	1,628	0,315	10,950	25,478	28,252
	2015	0,769	45,085	23,908	0,141	16,583
	2016	4,277	29,111	26,500	5,295	11,107
ACM	2013	0,162	14,259	2,118	7,072	17,943
	2014	0,088	0,115	0,500	42,651	31,992
	2015	31,914	70,108	1,941	0,539	11,516
	2016	39,608	43,484	41,506	0,189	12,613
SFM	2013	0,021	6,277	0,020	0,283	2,075
	2014	0,280	3,183	0,109	1,171	2,639
	2015	0,325	0,408	1,269	1,688	0,566
	2016	7,673	0,687	0,863	0,850	0,998

O Cenário 2 indicou os maiores valores de QSS relacionados ao ano de 2014 (Tabela 13). Sabe-se que, uma quantidade significativa de material erodido tende a ficar depositada ao longo da paisagem, não sendo, portanto, removida da bacia de drenagem (PORTO; WELLING; CALLEGARI, 2011). Porém, todo sedimento anteriormente erodido e que ficou depositado, pode ser remobilizado com a ocorrência de um evento com energia suficiente para seu transporte. Dessa forma, a alteração observada nos valores de sedimentos medidos no exutório, possivelmente, pode estar relacionada à eventos extremos de precipitação e.g. eventos de El Niño.

Conforme a Figura 12, observa-se valores elevados para o ano de 2014, registrando valores de precipitação média acumulada variando de 400 a 650 mm. Esse resultado, possivelmente, está associado à presença do evento El Niño para aquele ano. Conforme o Boletim Climático de Julho (INMET, 2014), confirmou-se a presença de um evento de El Niño forte, principalmente, para o segundo semestre de 2014. Essa condição contribuiu para manter a precipitação acima do padrão no estado do Rio Grande do Sul.

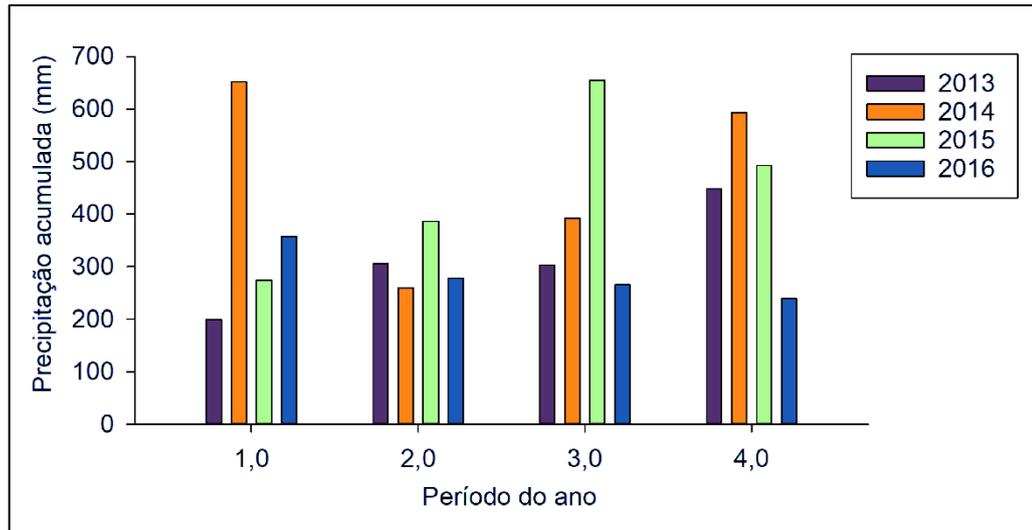


Figura 12. Valor médio obtido entre as estações Madrugada e Aeroporto de precipitação acumulada, para os anos de 2013 a 2016 (sendo o período 1 correspondente aos meses de janeiro, fevereiro e março; período 2 aos meses de abril, maio e junho; período 3 aos meses de julho, agosto e setembro e o período 4 correspondente aos meses de outubro, novembro e dezembro).

Conforme a Figura 12, os valores de precipitação média acumulada para o ano de 2015 variaram, também, de 400 a 650 mm, na BHACJ. Conforme o Boletim Climático (INMET, 2015) identificou-se a presença do fenômeno El Niño referente, predominantemente, aos períodos 3 e 4 em análise. Dessa forma, eventos fortes de precipitação no estado do Rio Grande do Sul, podem ter elevado as médias dos regimes de chuva e, conseqüentemente, transportado maior quantidade de sedimentos ao longo da bacia, até os cursos d'água. A análise dos dados de precipitação auxilia na justificativa das quantidades de sedimentos observadas ao longo dos anos, entretanto, não exercem influência na quantidade de precipitação predita pelo modelo em questão.

De forma semelhante ao observado no presente trabalho, Ouyang et al. (2010), analisaram que a precipitação foi um fator significativo, contribuindo para o aumento da produção de sedimentos após o escoamento superficial na bacia do rio Amarelo (China). No trabalho desenvolvido por Yang et al. (2012), em duas bacias no rio Min (China), a comparação entre eventos de precipitação e aporte medido de sedimentos também indicou grande influência dos eventos de precipitação com o aporte dos sedimentos, tal qual o exposto no caso da BHACJ.

Sabe-se que a região de estudo apresenta dois regimes de chuva atuantes, a saber: convectivo (verão) e frontal (outono). Assim, pode-se observar que os valores mais elevados de perdas em períodos de janeiro a março, no ano de 2016, podem

estar mais relacionados à ocorrência de eventos extremos de precipitação do que a existência ou não de cobertura vegetal nessa área de estudo. Entretanto, o aumento do aporte de sedimentos pode indicar, conforme Chaplot e Poesen (2012), a presença de outros processos erosivos que operam no interior da bacia hidrográfica (além da escala de encosta) como a erosão dos cursos d'água e das margens. Possivelmente, é o caso do ano de 2013, em que não foi identificado nenhum fenômeno El Niño para o período (INMET, 2013).

Cabe ressaltar que a BHACJ apresenta fragmentação no curso d'água, uma vez que há presença de uma barragem à montante do exutório. Barragens ou reservatórios podem desencadear redução dos regimes de fluxo, bem como das cargas de sedimentos anuais e sazonais nos cursos d'água, devido ao bloqueio e contenção do fluxo de sedimentos em suspensão impostos por essas instalações (LI et al., 2017). Dessa forma, é possível que o aporte de sedimentos possa apresentar valores mais elevados de concentração sólida do que os estimados pelo modelo SEDD.

De forma semelhante ao caso da BHACJ, Batista et al. (2017) observaram o aporte de sedimentos na bacia do Alto Rio Grande (MG), uma bacia que também apresenta reservatório em seu território. Dada a falta de medições recentes a montante do reservatório, analisado por Batista et al. (2017), os resultados de aporte de sedimentos necessitam cautela de sua avaliação. Os autores indicaram ser possível uma subestimativa da quantidade de sedimentos que são aportados pelo reservatório do Funil anualmente, por conta de algumas incertezas relacionadas a modelagem. Além disso, sabe-se que a utilização de uma curva-chave, por si só, apresenta uma fonte de incertezas (OHNUMA et al., 2007), principalmente no que tange à representação de eventos extremos máximos de precipitação.

3.3 Modelagem com o SEDD

3.3.1 Calibração do parâmetro β de captação

Conforme Di Stefano e Ferro (2007), o parâmetro β é um parâmetro de ajuste do modelo SEDD. Para a calibração do parâmetro β , foi necessária a ponderação das imagens de uso do solo referentes a cada um dos anos em análise, bem como a ponderação da quantidade de sedimentos medidos em um trimestre para o formato

anual. Dessa forma, foi possível igualar o valor de descarga sólida em suspensão (QSS) com o aporte de sedimentos (SYY) para as condições descritas acima.

Os valores calibrados do parâmetro β , obtidos com base nos valores do modelo RUSLE (Apêndice A) e do tempo de percurso t (Apêndice B) das imagens utilizadas nos Cenários 1 e 2 estão apresentados na Tabela 14. Para o Cenário 1, os valores de β estão entre 0,011 e 0,210 h⁻¹ na BHACJ, 0,010 e 0,178 h⁻¹ na BHACM e 0,047 e 0,186 h⁻¹ na BHSFM. Para o Cenário 2, estes valores encontram-se entre 0,024 e 0,109 h⁻¹ na BHACJ, 0,024 e 0,046 h⁻¹ na BHACM e de 0,093 e 0,169 h⁻¹ na BHSFM.

Analisando no cenário anual, percebe-se que os valores para o tempo de percurso são inferiores nos anos de 2014 e 2015 (Tabela 14). Isto se deve, possivelmente, a ocorrência de eventos extremos de precipitação em ambos os anos. Sendo assim, eventos de maior magnitude tendem a escoar maiores volumes de água em períodos inferiores de tempo. Conforme Garcia, Miyamoto e Maia (2018), em um estudo na bacia hidrográfica do rio Jundiaí (SP), perceberam aumento do escoamento superficial em momentos de eventos extremos de precipitação, principalmente relacionados a perda da cobertura vegetal na bacia, que é altamente urbanizada.

Tabela 14. Descarga sólida em suspensão (QSS), estimativa de perda de solo obtida a partir da RUSLE, tempo de percurso (t) e valores calibrados para o parâmetro de captação (β) para os Cenário 1 e 2, nas bacias hidrográficas do arroio Candiota jusante (BHACJ), do arroio Candiota montante (BHACM) e da Sanga Funda montante (BHSFM)

Ano/Cenário	Período	BHACJ				BHACM				BHSFM				
		QSS (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	RUSLE	T (h)	B (h ⁻¹)	QSS (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	RUSLE	T (h)	β (h ⁻¹)	QSS (Mg·ha ⁻¹ ·ano ⁻¹)	RUSLE	t (h)	β (h ⁻¹)	
2013	Cenário 1	1	1,414	35,658	34,278	0,094	0,162	38,901	41,275	0,133	0,021	20,574	36,932	0,186
		2	1,628	59,277	32,285	0,111	0,088	60,785	38,603	0,169	0,280	40,509	33,902	0,147
		3	0,769	73,145	23,309	0,195	31,914	92,034	37,626	0,028	0,325	59,076	31,893	0,163
		4	4,277	83,267	27,121	0,109	39,608	90,476	32,839	0,025	7,673	68,523	26,382	0,083
	Cenário 2	-	2,022	62,836	31,467	0,109	17,943	70,549	37,567	0,036	2,075	47,170	32,264	0,097
2014	Cenário 1	1	38,498	55,824	33,526	0,011	14,259	62,853	40,044	0,037	6,277	33,255	35,573	0,047
		2	0,315	83,511	31,055	0,180	0,115	87,051	37,251	0,178	3,183	70,486	30,643	0,101
		3	45,085	94,589	29,230	0,025	70,108	103,093	34,965	0,011	0,408	58,819	31,203	0,159
		4	29,111	56,234	28,484	0,023	43,484	53,834	34,300	0,006	0,687	33,607	28,490	0,137
	Cenário 2	-	28,252	58,618	30,641	0,024	31,992	76,708	36,645	0,024	2,639	49,042	31,487	0,093
2015	Cenário 1	1	4,974	40,453	34,296	0,061	2,118	43,058	41,456	0,073	0,020	27,771	37,732	0,191
		2	10,950	63,587	24,596	0,072	0,500	67,000	30,089	0,163	0,109	19,973	43,241	0,120
		3	23,908	56,494	31,254	0,028	1,941	61,288	37,486	0,092	1,269	28,675	32,007	0,097
		4	26,500	56,058	29,495	0,025	41,506	60,219	35,522	0,010	0,863	42,545	28,334	0,138
	Cenário 2	-	16,583	54,152	29,103	0,041	11,516	57,891	34,810	0,046	0,566	35,308	24,490	0,169
2016	Cenário 1	1	13,515	37,251	33,710	0,030	7,072	36,057	40,861	0,040	0,283	24,888	34,914	0,128
		2	25,478	60,383	33,108	0,026	42,651	71,376	38,971	0,013	1,171	40,879	35,173	0,101
		3	0,141	57,245	28,669	0,210	0,539	54,346	35,242	0,131	1,688	46,527	26,772	0,124
		4	5,295	23,683	29,053	0,052	0,189	23,704	35,148	0,137	0,850	22,897	30,910	0,107
	Cenário 2	-	11,107	44,640	31,201	0,045	12,613	46,371	37,541	0,035	0,998	33,798	31,939	0,110

Os dados obtidos no caso da BHACJ assemelham-se aos encontrados por Taguas et al. (2011), em uma bacia da Espanha, com valores de β entre 0,004 e 0,040 h⁻¹. O estudo foi realizado em condições de declividade média de 15%, precipitação média anual de 400 mm e uso do solo predominante para o cultivo de oliveiras. Os valores de β obtidos por Ferro e Porto (2000) também são convergentes com os observados no presente trabalho, uma vez que os autores encontraram valores para o parâmetro entre 0,007 e 0,309 h⁻¹. As três bacias italianas apresentam condições predominantes de uso como pastagens e floresta de eucaliptos, além de uma declividade média de 20%. Di Stefano e Ferro (2007) obtiveram valores de β entre 0,047 e 0,171 h⁻¹, em uma bacia na Sicília, sendo semelhantes aos obtidos no caso da BHACJ.

No Brasil, até a finalização deste trabalho, apenas um estudo utilizando o modelo SEDD foi constatado. Os dados do parâmetro β divergem dos observados por Batista et al. (2017), uma vez que estes obtiveram um valor único para o parâmetro (3 h⁻¹) na bacia do Alto Rio Grande (MG), em clima tropical. Os autores, diferente do realizado na BHACJ, obtiveram e calibraram o parâmetro β utilizando dados de sedimentos de uma estação próxima a sua bacia de estudo, sem distinção da época/período do ano. Nas bacias hidrográficas ACJ, ACM e SFM, os dados de sedimentos das próprias estações em seu interior foram utilizados para calibração dos valores do parâmetro β . Uma vez que o trabalho se encontra em fase inicial, são necessários maiores estudos na região visando a validação final dos valores de β .

De forma divergente ao proposto no caso da BHACJ, diversos autores têm obtidos valores únicos para o parâmetro β em bacias hidrográficas. Fu et al. (2006) observaram valor único para o parâmetro β , igual a 1 h⁻¹, na bacia hidrográfica do rio Pataha (Estados Unidos). Na China, Yang et al. (2012) obtiveram para duas bacias do rio Min valores pontuais de 3,2 e 4,6 h⁻¹, e Lin et al. (2016) obtiveram valor pontual de 0,304 h⁻¹ na bacia hidrográfica de Meiliang. A suposição de que β é único e constante em toda a bacia é questionável (Porto; Walling, 2015), uma vez que por meio da medição das descargas sólidas nas bacias é possível estabelecer valores diversos e independentes de β . Porto e Walling (2015) demonstraram, no estudo em quatro bacias hidrográficas na Itália, uma dependência muito clara do parâmetro β com os valores de SDR, evidenciando que β diminui à medida que

o SDR aumenta. Essa tendência sugere que, ao aplicar o modelo SEDD para estimar a produção de sedimentos, o parâmetro β não pode ser considerado constante.

Uma discussão importante na literatura se faz referente à relação de tendência ao aumento do parâmetro β , conforme o tamanho da bacia (BATISTA et al., 2017). Nesse sentido, segundo os autores, quanto maior a área da bacia, maior será o valor estimado para o parâmetro β . Após a discretização da BHACJ (314,62 km²) nas sub-bacias BHACM e BHSFM (com áreas de 171,71 e 54,65 km², respectivamente) observou-se que, independentemente da área das bacias, os valores do parâmetro β não apresentam tendência a maiores valores na BHACJ em comparação à BHACM e BHSFM. Os resultados são esperados, uma vez que, cada bacia hidrográfica apresenta características geomorfológicas distintas.

O valor de β calibrado por Batista et al. (2017), em uma bacia com ~16 km² foi de 3 h⁻¹, próximo ao valor de Yang et al. (2012) (3,2 e 4,6 h⁻¹) para bacias com áreas de 4500 e 7140 km² e inferior ao valor observado por Fu et al. (2006) em uma bacia hidrográfica com área de 327 km² (1h⁻¹) ou Lin et al. (2016) (0,304 h⁻¹) em uma bacia com área de 486 km². Conforme os resultados obtidos por Batista et al. (2017), Fu et al. (2006), Lin et al. (2016) e Yang et al. (2012), bem como os resultados obtidos no presente estudo, evidencia-se que não há tendência de aumento entre a área da bacia hidrográfica e o valor do parâmetro β em análise, sendo a relação β x área inaplicável.

Conforme os resultados na Tabela 14, percebe-se que, os valores de erosão bruta obtidos pela estimativa de perdas no modelo RUSLE são superiores aos valores de descarga sólida em suspensão no exutório das bacias. Dessa forma, fica evidente que os eventos extremos de precipitação, combinados com o inadequado uso do solo e a falta de práticas conservacionistas, tendam a ampliar a disparidade com os valores de descarga sólida medidos no exutório.

3.3.2 Relações obtidas para o modelo SEDD

As Figuras 13 e 14 apresentam as relações obtidas entre a descarga sólida de sedimentos (QSS) e o parâmetro β , para os Cenários 1 e 2,

respectivamente. A partir dos valores obtidos de SYY (Apêndice C) e β , percebe-se que, à medida que o valor de sedimentos que são aportados ao exutório amplia, os valores do parâmetro β tornam-se menores. Este comportamento corrobora com o observado por Di Stefano e Ferro (2019). Os autores afirmam que quando β diminui, o $SDRi$ aumenta e, portanto, a eficiência do transporte de sedimentos nas encostas tende a ser ampliada.

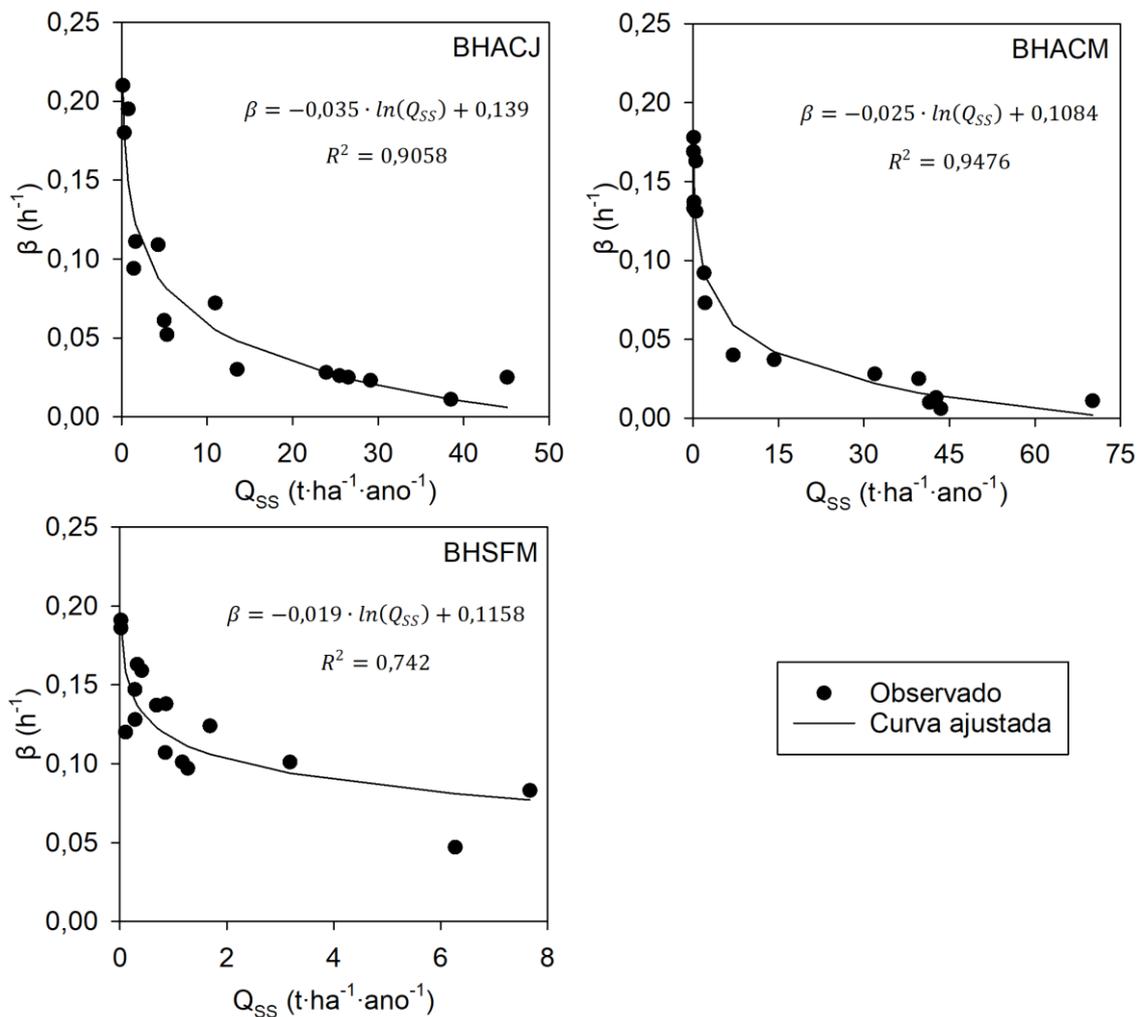


Figura 13. Relação Q_{SS} x β na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 1.

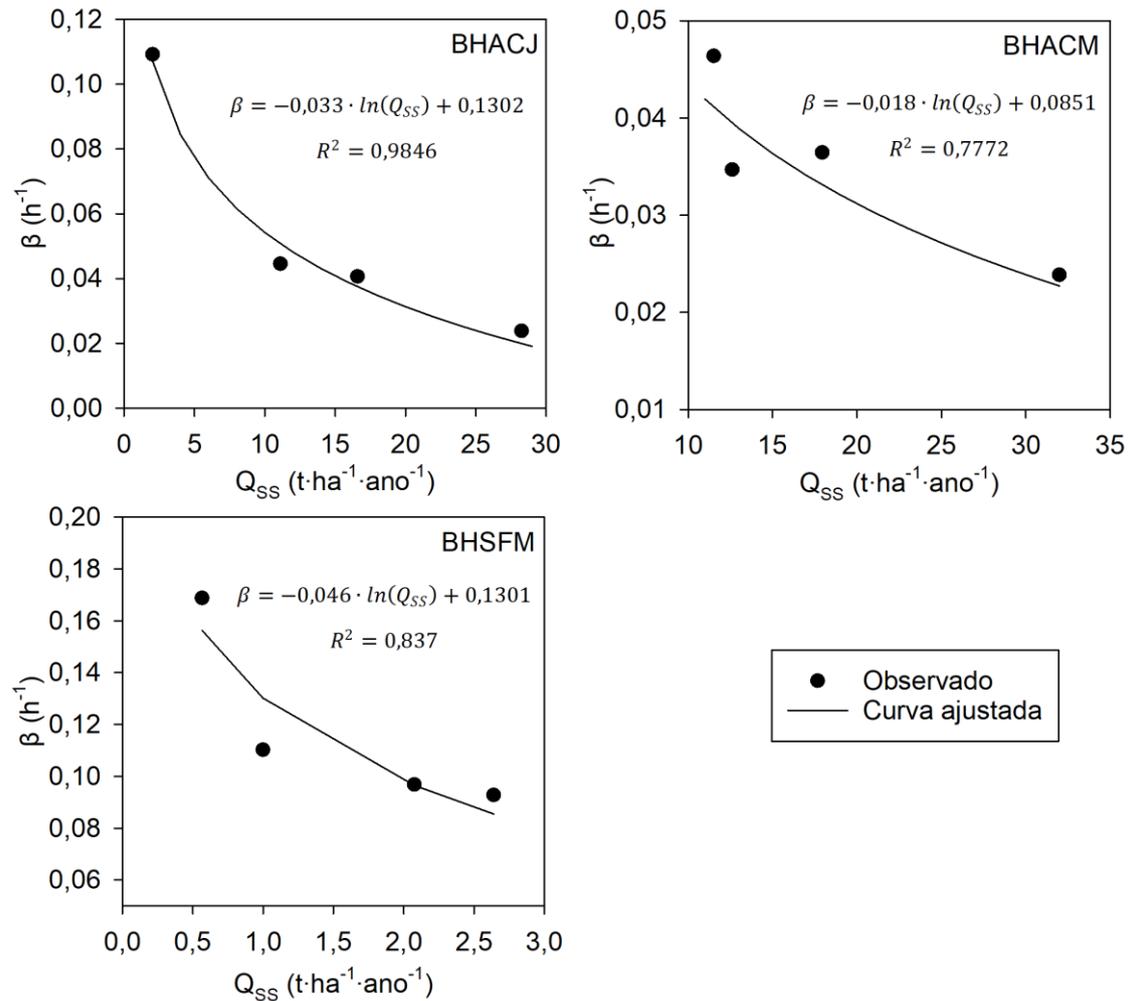


Figura 14. Relação QSS x β na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 2.

Não foram encontradas relações do aporte de sedimentos com os valores obtidos a partir do modelo RUSLE, para os Cenários 1 e 2 (Figura 15 e 16). Essas constatações nos permitem observar que, de fato, a produção de sedimentos em uma bacia é resultado da interação de diversos fatores, e estes devem ser analisados de forma conjunta, sempre que possível. De forma convergente com o caso das bacias estudadas em Candiota, Swarnkar et al. (2018) utilizando o modelo RUSLE em conjunto ao modelo SEDD, na bacia hidrográfica do Rio Garra (Índia), não encontraram resultados satisfatórios por meio da modelagem, uma vez que não obtiveram relações com o parâmetro β que expliquem o modelo.

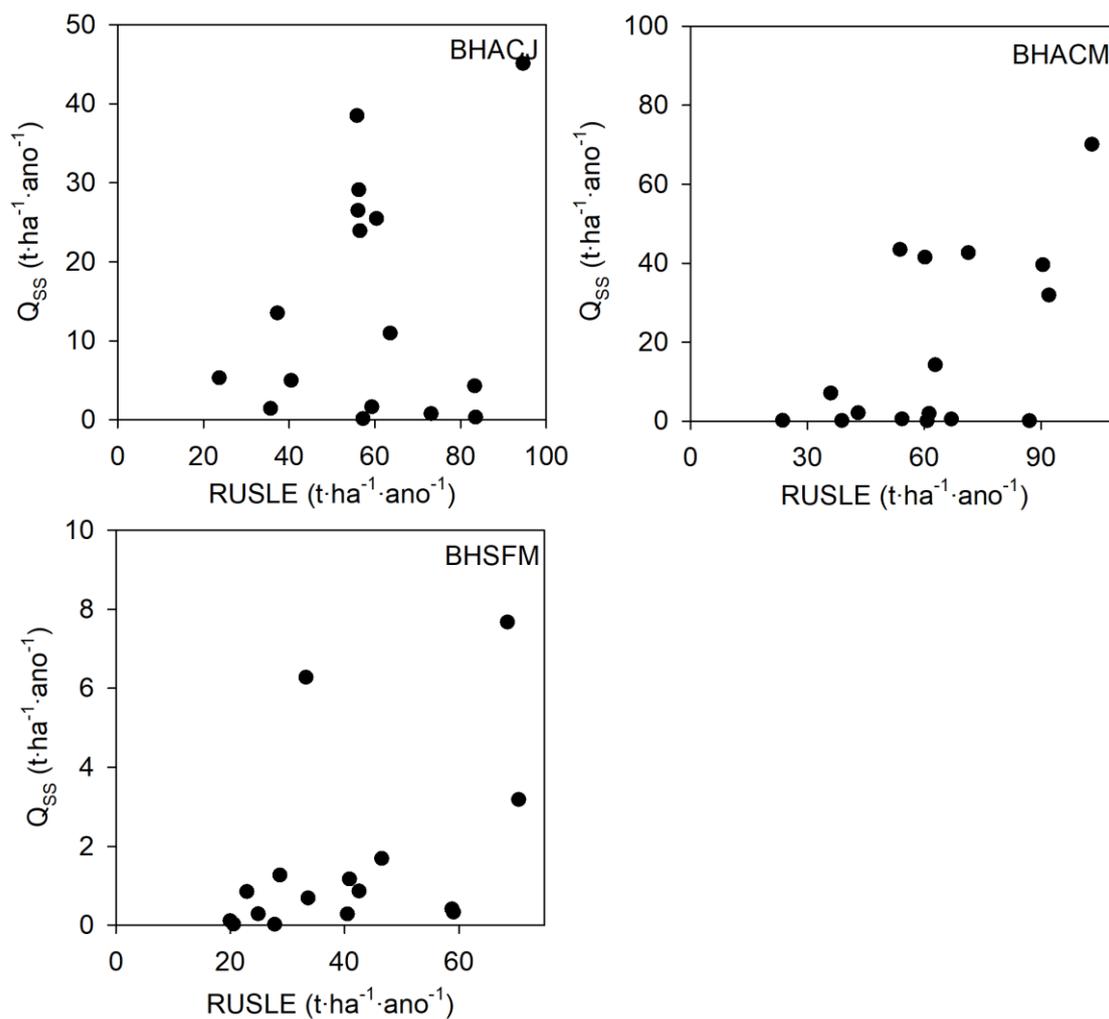


Figura 15. Relação QSS x RUSLE na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 1.

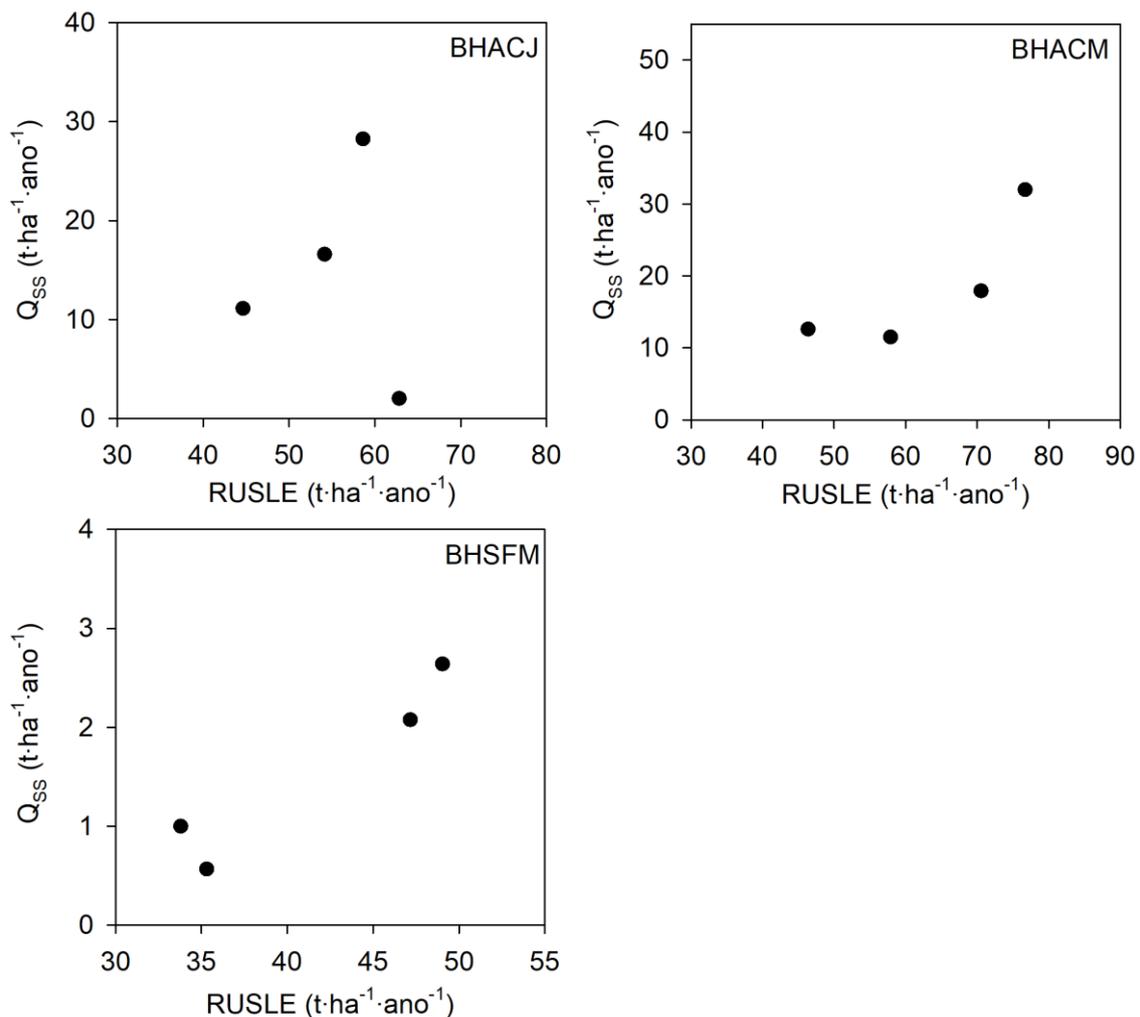


Figura 16. Relação QSS x RUSLE na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ), bacia hidrográfica do arroio Candiota montante (BHACM) e bacia hidrográfica Sanga Funda montante (BHSFM), para o Cenário 2.

Apesar de não ser observada relação com o modelo RUSLE, o parâmetro pode ser afetado pela distribuição da rugosidade ao longo do caminho de fluxo e pela escala temporal (evento ou anual), conforme discutido por Ferro e Porto (2000). Benavidez et al. (2018) indicam que as incertezas na modelagem preditiva de erosão hídrica resultam da disponibilidade de dados confiáveis a longo prazo, incluindo questões de resolução temporal (erosividade) e disponibilidade de dados espaciais sobre uma bacia hidrográfica. Di Stefano e Ferro (2007), indicaram em seu trabalho, ainda, uma possível superestimativa dos menores valores de produção de sedimentos, entretanto, constataram que o modelo estabelece concordância confiável entre os valores observados (reais) e estimados de produção de sedimentos, mesmo

ocorrendo a superestimativa. De forma divergente, no presente trabalho, não foi verificado superestimativa entre os valores de sedimentos.

3.3.3 Aporte de sedimentos nas bacias hidrográficas

Pode-se observar, conforme as Figuras dispostas no Apêndice C, que os locais mais planos nas três bacias hidrográficas apresentam maior acúmulo de sedimentos em comparação a áreas mais elevadas. Mesmo que previsível, conforme resultado semelhante obtido por Batista et al. (2017), os locais com alta velocidade de escoamento tendem a transportar maior quantidade de sedimentos, não os depositando ao longo das encostas, acumulando-se em locais planos.

De acordo com as estimativas do modelo SEDD, os locais com solo exposto e cultivo agrícola apresentam os maiores aportes de sedimentos entre os usos presentes na área de estudo (Figura 17). Esses resultados estão relacionados às elevadas perdas estimadas pela RUSLE para essas classes, e, conseqüente, maior propensão de aporte de sedimentos aos corpos hídricos em comparação com outros usos. Em convergência com os resultados, Cabral et al. (2013) identificaram que os locais com solo exposto produziram e aportaram maior quantidade de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Jacarecica (AL), ao passo que as porções com pastagem e vegetação nativa minimizaram o aporte de sedimentos. Miguel et al. (2014), estudando uma bacia localizada na região central do Rio Grande do Sul, obtiveram resultados semelhantes. Os autores concluíram que sistemas de manejo adequados, que apresentem maior cobertura vegetal e menor revolvimento superficial, têm resultado significativo na diminuição do aporte de sedimentos.

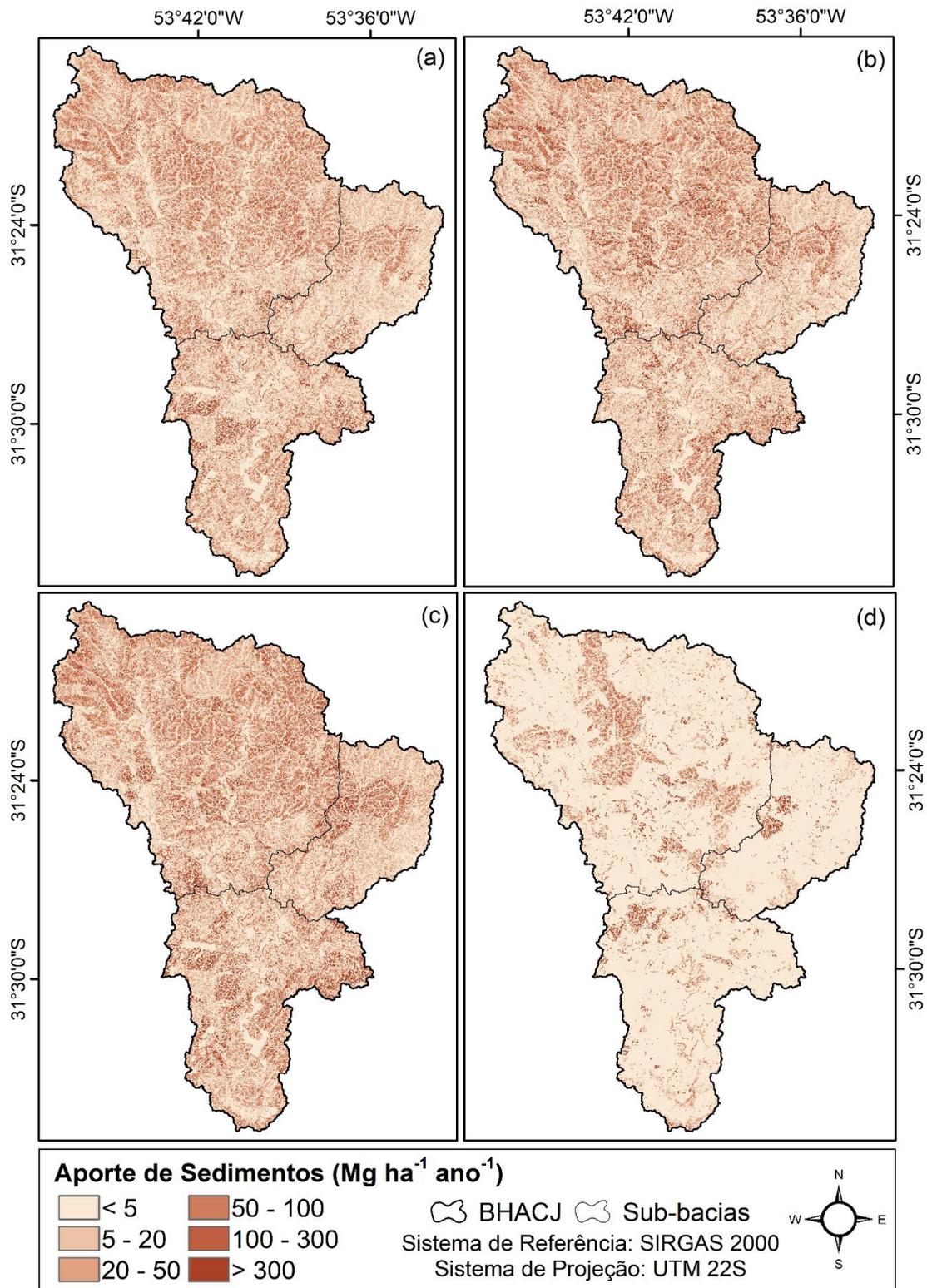


Figura 17. Aporte de sedimentos ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante (BHACJ) e sub-bacias.

Conforme Miguel et al. (2014), as maiores contribuições na produção de sedimentos são provenientes da erosão superficial do solo. Cabe ressaltar que a rugosidade é influenciada pelo uso do solo, o que indica menor velocidade de

escoamento em locais com maior cobertura vegetal. Posto que o aporte de sedimentos nas bacias tende a ser altamente influenciado pelo uso intensivo do solo, há elevada necessidade da implementação de usos e manejos nas bacias hidrográficas que respeitem a capacidade e o suporte reais do solo.

4 Conclusões

Os resultados obtidos no presente Capítulo indicam que:

- a) Por meio da classificação dos diferentes usos de solo em dois cenários distintos, foi possível a calibração do parâmetro β no exutório das bacias hidrográficas arroio Candiota jusante (ACJ), arroio Candiota montante (ACM) e Sanga Funda montante (SFM).
- b) A espacialização do aporte de sedimentos nas três bacias hidrográficas foi possível, após calibração do parâmetro de ajuste (β), por meio da modelagem SEDD.

Os estudos hidrossedimentológicos são importantes, pois auxiliam na avaliação de possíveis deposições de sedimentos ao longo da bacia hidrográfica. Dessa forma, é possível tomar decisões prévias e que minimizem as perdas de solo e o transporte de sedimentos.

3 Considerações Finais

A combinação das predições anuais de perdas de solo pelo modelo RUSLE com a espacialização do aporte de sedimentos pelo modelo SEDD, fornece uma estimativa da erosão na bacia hidrográfica, bem como da distribuição espacial do sedimento de forma satisfatória. A geração dos resultados foi realizada com rapidez, por meio da união das técnicas de SIG, integrando todos os dados disponíveis, para auxiliar na tomada de decisões acerca do planejamento ambiental e das estratégias conservacionistas na área de estudo.

Por meio da RUSLE foi possível estimar as perdas de solo na BHACJ. Uma vez que a BHACJ é uma bacia hidrográfica que apresenta elevado potencial para exploração futura de mineração, a aplicação da metodologia torna-se de grande importância socioambiental. Além disso, recomenda-se a realização de mais estudos referentes a erosão hídrica, principalmente em condições de chuva natural em diferentes regiões do Brasil, para obtenção de um banco de dados que permita a utilização do modelo à nível nacional.

Por meio das variações na classificação de uso do solo (fator cobertura) ao longo do ano, utilizando imagens referentes aos usos nos meses de maio, setembro e janeiro, percebe-se valores distintos nas estimativas finais de perda de solo pelo modelo RUSLE para a BHACJ. Fica evidente, dessa forma, que a imagem escolhida para classificação do fator cobertura em uma área, pode ampliar ou reduzir os valores finais estimados pela RUSLE. Logo, é necessário cuidado na interpretação dos resultados de perda do solo, para que não subestimem nem superestimem o cenário real de erosão hídrica.

A proposta de utilização de uma classificação de perdas permitiu identificar que 47 a 68% da área total existente na bacia indica risco à erosão, dependendo do mês utilizado para classificação de uso do solo. Porém, percebe-se que são necessárias, também, coletas de amostras a campo para determinação da textura dos solos da região, o que auxiliaria na determinação o mais próxima possível da tolerância real de cada tipo de solo.

A calibração do parâmetro β foi possível por meio da aplicação de dois cenários distintos, um trimestral e outro anual. Não se recomenda a utilização

de um β único, uma vez que as medições das descargas sólidas nas bacias estabelecem valores diversos. Apesar de ter sido possível espacializar o aporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica a partir da calibração do parâmetro de ajuste no exutório, há uma limitação no trabalho referente a validação dos dados. Como o estudo está em fase inicial, sendo pioneiro para região subtropical do Brasil, os próximos passos seriam a divisão dos dados disponíveis para uma análise global, sendo uma amostra para calibração e outra para validação.

Cabe destacar que existem outras incertezas associadas à modelagem hidrossedimentológica realizada, uma vez que se observa a existência de um reservatório na BHACJ. Isto possibilita erros nos valores de sedimentos aportados ao exutório, pois uma parcela destes pode ficar retida na estrutura do reservatório. Posto isso, existe a necessidade de maiores investimentos, principalmente relacionados a dados medidos em campo, sejam eles dados pluviométricos ou fluviométricos.

De forma geral, os resultados do presente trabalho são úteis para planejar e complementar estratégias de controle de erosão hídrica na bacia hidrográfica arroio Candiota jusante, bem como em suas sub-bacias. Sendo assim, é possível direcionar os programas de gestão, manejo e conservação do solo e da água para os locais com maior percentual de solo exposto e cultivo agrícola, propondo a modificação dos sistemas convencionais de preparo do solo para plantio direto; aplicando conjuntamente práticas conservacionistas, e.g. terraceamento.

Referências Bibliográficas

- ABDO, H.; SALLOUM, J. Mapping the soil loss in Marqya basin: Syria using RUSLE model in GIS and RS techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 3, p. 104-114, 2017.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment Transport models. **Catena**, v. 64, n. 2, p. 247–271, 2005.
- ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. J. S.; MAUAD, F. F. Cálculo do volume e análise da deposição de sedimentos do reservatório de Três Irmãos. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 15, n. 4, p. 57-67, 2010.
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, p. 203-225, 2019.
- ALEXAKIS, D. D.; HADJIMITSIS, D. G.; AGAPIOU, A. Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of “Yialias” in Cyprus. **Atmospheric Research**, 17p, 2013.
- ALMAGRO, A.; OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; HAGEMANN, S. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 2022-2045, 2017.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.
- ANACHE, J. A. A.; BACCHI, C. G. V.; PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T. Assessment of methods for predicting soil erodibility in soil loss modeling. **Geociências**, v. 34, n. 33, p.32-40, 2015.
- ANACHE, J.A.A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T. S.; FLANAGANB, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29–39, 2017.
- ANDRADE, M. A.; MELLO, C. R.; 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.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL (Brasil). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Agência Nacional de Energia Elétrica. 3 ed., Brasília: Aneel, 2008, 236p.

ANGULO-MARTINEZ, M.; LÓPEZ-VICENTE, M.; VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERIA, S. Mapping rainfall erosivity at a regional scale: a comparison of interpolation methods in the Ebro Basin (NE Spain). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 13, p. 1907–1920, 2009.

ANJITHA, P. R. K.; LALITHA, R.; SHANMUGASUNDARAM, K.; NAGARAJAN, M. Assessment of Topographical Factor (LS-Factor) Estimation Procedures in a Gently Sloping Terrain. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, 2019.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, 2013.

ARAÚJO JÚNIOR, C. A.; SOUZA, P. D.; ASSIS, A. L.; CABACINHA, C. D.; LEITE, H. G.; SOARES, C. P. B.; SILVA, A. A. L.; CASTRO, R. V. O. Artificial neural networks, quantile regression, and linear regression for site index prediction in the presence of outliers. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, Epub, 2019.

ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. **SWRRB – A basin-scale simulation model for soil and water resources management**. College Station, Texas A&M Press, p. 195, 1990.

ARSEGO, D. A.; FERRAZ, S. E. T. Indicadores Climáticos e a Produtividade de Soja no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 2, p. 191-200, 2019.

ASHIAGBOR, G.; FORKUO, E. K.; LAARI, P.; AABEYIR, R. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS tools. **International Journal of Remote Sensing and Geoscience**, v. 2, n. 4, 2013.

AUERSWALD, K.; FIENER, P.; MARTIN, W.; ELHAUS, D. Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling: An alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibility values. **Catena**, v. 118, p. 220–225, 2014.

AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; NORTON, L. D.; BESKOW, S.; MARTINS, S. G. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and atlantic forest. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 37, n. 5, p. 427-434, 2013.

BACK, A. J. Avaliação temporal do potencial erosivo das chuvas de Florianópolis – SC. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, n. 13, p. 264, 2017.

BAGIO, B.; BERTOL, I.; WOLSCHICK, N. H.; SCHNEIDERS, D.; SANTOS, M. A. N. Water erosion in different slope lengths on bare soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, E-Pub, 2017.

BARROS, J. R. C.; CASSOL, E. A.; REICHERT, J. M.; BORGES, A. L. O. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 597-607, 2005.

BARROS, C. A. P.; MINELLA, J. P. G.; DALBIANCO, L.; RAMON, R. Description of hydrological and erosion processes applying the LISEM model in a rural catchment in southern Brazil. **Journal of Soils Sediments**, v. 14, p. 1298–1310, 2014.

BASIC, F.; KISIC, I.; MESIC, M.; NESTROY, O.; BUTORAC, A. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. **Soil and Tillage Research**, v. 78, p. 197–206, 2004.

BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURI, N.; BUENO, I. T.; ACERBI-JUNIOR, F. W.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazil. **Catena**, v. 157, p. 139–150, 2017.

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, p. 6059–6086, 2018.

BERNARDINO, S.; LOURENÇO, L. Obras de correção torrencial no controlo de situações de erosão hídrica em Portugal: exemplos da bacia hidrográfica do rio Pranto (baixo Mondego). **Territorium**, n. 20, p. 115-132, 2013.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [online], v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 545-552, 2002.

BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo e Conservação do Solo e da Água**. Editora: SBCS, 1ª Ed., 2019, 1355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 10. ed. São Paulo: Ícone Editora; 2014.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, p. 49-59, 2009.

BEZERRA, S. A.; BARROS CANTALICE, J. R.; CUNHA FILHO, M.; SILVA SOUZA, W. L. Características hidráulicas da erosão em sulcos em um Cambissolo do semiárido do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1325-1332, 2010.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. A comparative analysis of sediment yield simulation by empirical and process-oriented models in Thailand. **Hydrological Sciences Journal**, v. 53, n. 6, p. 1253-1269, 2008.

BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017.

BLOISE, G. L. F.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; REATTO, A.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. S.; CARVALHO, A. P. F. **Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da Bacia do Olaria/DF**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001.

BONILLA, C. A.; JOHNSON, O. I. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. **Geoderma**, v. 189-190, p. 116-123, 2012.

BORGES, T. K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; SILVA JUNIOR, V. P. Influência de práticas conservacionistas na umidade do solo e no cultivo do milho (*Zea mays L.*) em semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1862-1873, 2014.

BORRELLI, P.; PANAGOS, P.; LANGHAMMER, J.; APOSTOLA, B.; SCHUTT, B. Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1208–1220, 2016.

BOYCE, R. C. Sediment routing with sediment delivery ratios. **Present and prospective technology for predicting sediment yield and Sources**. Publicado: ARS-S-40, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., p. 61–65, 1975.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **5º relatório nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica**. Coordenador Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza. Brasília: 240p, 2016.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMA, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9–35, 2015.

BRITO, R. N. R.; ASP, N. E.; BEASLEY, C. R.; SANTOS, H. S. S. Características sedimentares fluviais associadas ao grau de preservação da

mata ciliar-rio Urumajó, nordeste paraense. **Revista Acta Amazônica**, v. 39, n. 1, p. 173-180. 2009.

CABRAL, S. L.; REIS, R. S.; FRAGOSO JUNIOR, C. R. Avaliação do efeito da urbanização na produção de sedimentos da bacia do rio Jacarecica/AL mediante uso de modelo hidrossedimentológico distribuído. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1073-1080, 2013.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 599p.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 1, p. 117-124, 2003.

CASSOL, E. A.; CANTALICE, J. R. B.; REICHERT, J. M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 7, p. 685-690, 2004.

CASSOL, E. A.; ELTZ, F. L. F.; MARTINS, D.; LEMOS, A. M.; LIMA, V. S.; BUENO, A. C. Erosividade, Padrões Hidrológicos, Período de Retorno e Probabilidade de Ocorrência das Chuvas em São Borja, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1239-1251, 2008.

CASSOL, E. A.; SILVA, T. S. P.; ELTZ, F. L. F.; LEVIEN, R. Soil erodibility under natural rainfall conditions as the K factor of the universal soil loss equation and application of the nomograph for a subtropical Ultisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, E-Pub, 2018.

CASTRO, W. J.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; LIMA, J. O.; OLIVEIRA, L. F. C.; RODRIGUES, C., FIGUEIREDO, C. C. Erodibilidade de solos do cerrado goiano. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente** v. 4, p. 305–320, 2011.

CHAGAS, C. S. **Zoneamento Agroecológico do município de Dois Irmãos do Buriti – MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 63p.

CHAPLOT, V.; POESEN, J. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. **Catena**, v. 88, n. 1, p. 46-56, 2012.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**. Relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF, 1994. 35 p.

CHAVES, H. A. F.; RODRIGUES, R.; ADE, M. V. B. Geochemical characterization of coal deposits of Candiota coalfield Rio Bonito Formation (E-Permian) of Paraná Basin, South Brazil. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 3, n. 1, p. 19-35, 2018.

CHEN, T.; NIU, R.; LI, P.; ZHANG, L.; DU, B. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun

Watershed, North China. **Environmental Earth Sciences**, v. 63, p. 533–541, 2011.

CHOMENKO, L. Implantação de monoculturas: o desenvolvimento na metade sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ecoagência**, 2006.

COLMAN, C. B.; GARCIA, K. M. P.; PEREIRA, R. B.; SHINMA, E. A.; LIMA, F. E.; GOMES, A. O.; OLIVEIRA, P. T. S. Different approaches to estimate the sediment yield in a tropical watershed. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 23, Epub, 2018.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE MINERAÇÃO – CRM. **Mina de Candiota: Histórico**. Governo do Brasil, estado do Rio Grande do Sul, 2019.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publisher. p. 137, 1999.

COUTINHO ALHO, L.; COSTA CAMPOS, M. C.; SILVA, D. M. P.; MANTOVANELLI, B. C.; SOUZA, Z. M. Variabilidade espacial da estabilidade de agregados e estoque de carbono em Cambissolo e Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 44, n. 3, p. 246-254, 2014.

CUNHA, N.G.; SILVEIRA, R.J.C.; SEVERO, C.R.S. **Solos e terras do planalto Sul-Rio-Grandense e planícies costeiras**. Embrapa Clima Temperado. Circular técnica, 55, Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2006. 42 p.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian cerrado. **Natural Hazards**, v. 85, n. 2, p. 851 – 868, 2017.

DE ROO, A.P.J. The LISEM project: an introduction. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1021–1025, 1996.

DE VENTE, J.; POESEN, J.; ARABKHEDRI, M; VERSTRAETEN, G. The sediment delivery problem revisited. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 31, p. 155–178, 2013.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARAES, M. F.; DE MARIA, I. C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista de Engenharia Agrícola**, v. 29, n.2, p.102-114, 2014.

DEMIRCI, A.; KARABURUN, A. Estimation of soil erosion using RUSLE in a GIS framework: A case study in the Buyukcekmece Lake Watershed, northwest Turkey. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, p. 903-913, 2012.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos de Piracicaba**. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1990.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FLORES, C. A.; FERREIRA, T. N.; CASSOL, E. A.; MONDARDO, A.; SCHWARZ, R. A. **Manejo da enxurrada em sistema de plantio direto**. Porto Alegre: Forum Estadual de Solo e Água, 2005. 88 p.

DERPSCH, R.; FRANZLUEBBERS, A. J.; DUIKER, S. W.; REICOSKY, D. C.; KOELLER, K.; FRIEDRICH, T.; STURNY, W. G.; SÁ, J. C. M.; WEISS, K. Why do we need to standardize no-tillage research? **Soil and Tillage Research**, v. 137, p. 16–22, 2014.

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

DI STEFANO, C.; FERRO, V. Evaluation of the SEDD model for predicting sediment yield at the Sicilian experimental SPA2 basin. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, p. 1094-1109, 2007.

DI STEFANO, C.; FERRO, V. Assessing sediment connectivity in dendritic and parallel calanchi systems. **Catena** v. 172, p. 647–654, 2019.

DIAS, B. A. S.; SCHULTZ, B.; SANCHES, I. D.; EBERHARDT, I. D.; ROSENDO, J. S. Identificação do modo de colheita da cana-de-açúcar em imagens multitemporais landsat-like. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 70, n. 2, p. 527-554, 2018.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334–2346, 2015.

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research** v. 174, p. 24–33, 2017.

DIODATO, N.; BELLOCCHI, G. MedREM, a rainfall erosivity model for the Mediterranean region. **Journal of Hydrology**, v. 387, p. 119–127, 2010.

DURÃES, M. F.; COELHO FILHO, J. A. P.; OLIVEIRA, V. A. D. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguazu river basin–Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 728-741, 2016.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Spatial distribution of the potential and current soil erosion for the Sapucaí River Basin, MG, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 677-685, 2016.

EDUARDO, E. N.; CARVALHO, D. F.; MACHADO, R. L.; SOARES, P. F. C.; ALMEIDA, W. S. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 796-803, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos** (Rio de Janeiro, RJ). In: Reunião Técnica de Levantamento de Solos, v. 10, Rio de Janeiro, 1979, 83p.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE. **Balanco Energético Nacional 2015**. Ano base 2014. Empresa de Pesquisa Energética. Rio de Janeiro: EPE, 2015.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (EIA). **International Energy Outlook: 2014**. Disponível em: <http://www.eia.gov/forecasts/ieo>. 2014.

ESRI, **ArcGIS DESKTOP 10.1**. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI), 2014. CD-ROM.

ESTRADA-CARMONA, N.; HARPER, E. B.; DECLERCK, F.; FREMIER, A. K. Quantifying model uncertainty to improve watershed-level ecosystem service quantification: a global sensitivity analysis of the RUSLE. **International Journal of Biodiversity Science**, v. 13, n. 1, p. 40-50, 2017.

FAGUNDES, H. O.; FAN, F. M.; PAIVA, R. C. D. Automatic calibration of a large-scale sediment model using suspended sediment concentration, water quality, and remote sensing data. **Brazilian Journal of Water Resources**, Versão On-line, Porto Alegre, v. 24, 2019.

FAO; ITPS. **The Status of the World's Soil Resources (Main Report)**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2015.

FARIAS, R. N.; PEDROZO, C. S.; MACHADO, N. A. F.; RODRIGUEZ, M. T. R. Análise morfométrica e de usos do solo da bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 42, n. 2, p. 159-172, 2015.

FARINASSO, M.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – equação universal de perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba – PI/MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, 2006.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES, J. F.; FERREIRA, V. M. Effects of pasture system management on physical properties. **Semina**, v. 31, n. 4, p. 913-932, 2010.

- FERRO, V.; MINACAPILLI, M. Sediment delivery processes at basin scale. **Hydrological Sciences Journal**, v. 40, p. 703–717, 1995.
- FERRO, V.; PORTO, P. Sediment Delivery Distributed (SEDD) Model. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 5, n. 4, p. 411-422, 2000.
- FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A.; LAUSCHNER, M. H.; MELLO, R. W. Modelo de estimativa de rendimento de soja no Estado do Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 3, p. 399-403, 2001.
- FOSTER, G. R.; MCCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI units. **Journal of Soil Water Conservation**, v. 36, p. 355-359, 1981.
- FU, G.; CHEN, S.; MCCOOL, D. K. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. **Soil Tillage Resources**, v. 85, p. 38–49, 2006.
- FUJACO, M. A. G.; LEITE, M. G. P.; NEVES, A. H. C. J. A GIS-based tool for estimating soil loss in agricultural river basins. **International Engineering Journal**, v. 69, n. 4, p. 417-424, 2016.
- GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. G. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land Degradation and Development**, 2015.
- GANASRI, B. P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, p. 1-9, 2015.
- GAO, P.; DENG, J.; CHAI, X.; MU, X.; ZHAO, G.; SHAO, H.; SUN, W. Dynamic sediment discharge in the Hekou–Longmen region of Yellow river and soil and water conservation implications. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 56–66, 2017.
- GARCIA, J. R.; MIYAMOTO, B. C. B.; MAIA, A. G. Eventos extremos de precipitação: identificação e análise da bacia hidrográfica do Rio Jundiá, São Paulo. **Revista Franco-Brasileira de Geografia**, v. 37, 2018.
- GARRIDO, J. W. A.; SOUSA, T. M. I.; CRISPIM, D. L.; FERREIRA, P. M. L.; QUEIROZ, M. M. F. Determination of key curves of discharges of suspended sediment in the hydrographic basin of Piancó-Piranhas-Açu River. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 69-75, 2018.
- GASSMAN, P. W.; SADEGHI, A. M.; SRINIVASAN, R. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. **Journal of Environmental and Quality**, v. 43, n. 1, p. 1-8, 2014.

GAYEN, A.; SAHA, S.; POURGHASEMI, H. R. Soil erosion assessment using RUSLE model and its validation by FR probability model. **Geocarto International**, E-Pub, p. 1-15, 2019.

GUTIÉRREZ, L.; SANABRI, N. R.; PEÑA-QUIÑONES, Y.; JAVIER, A. Evaluation of soil moisture using topographic (DEM), climate and soil parameters in a piedmont area of Villavicencio. **Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia**, v. 12, n. 2, p. 61-75, 2015.

GVOZDENOVICH, J. J.; BIDEGAIN, M. L.; NOVELLI, L. E.; BARBAGELATA, P. A. ¿Puede WEPP mejorar la predicción de la erosión de suelos respecto a USLE? **Ciencia del Suelo**, Argentina, v. 35, n. 2, p. 259-272, 2017.

HAAN, C. T.; BARFILED, B. J.; HAYES, J. C. Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. **Academic Press**, San Diego. 1994.

HASENACK, H.; CORDEIRO, J. L. P. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. Relatório técnico. Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Porto Alegre, UFRGS – Centro de Ecologia. 2006.

HICKMANN, C.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A.; COGO, C. M. Erosividade das chuvas em Uruguaiana, RS, determinada pelo índice EI30, com base no período de 1963 a 1991. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 825-831, 2008.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE – IEMA. **Uso de água em termoelétricas**. In: Série termoeletricidade em foco. São Paulo, 2016, 34p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2013)**. v. 11, n. 9, Rio Grande do Sul, 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2014)**. v. 12, n. 9, Rio Grande do Sul, 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Boletim Climático: Outubro-Novembro-Dezembro (2015)**. v. 13, n. 9, Rio Grande do Sul, 2015.

ITT. **ENVI User's Guide - ENVI Version 4.7**. Boulder, CO: ITT Visual Information Solutions, 2009.

JAIN, M. K.; KOTHYARI, U. C. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. **Hydrology Science Journal**, v. 45, p. 771–786, 2000.

JHA, M. K.; PAUDE, R. C. Erosion predictions by empirical models in a mountainous watershed in Nepal. **Journal of Spatial Hydrology**, v. 10, n. 1, 2010.

JIA, L.; ZHAO, W.; ZHAI, R.; LIU, Y.; KANG, M.; ZHANG, X. Regional differences in the soil and water conservation efficiency of conservation tillage in China. **Catena**, v. 175, p. 18–26, 2019.

KARABURUN, A. Estimating potential erosion risks in Corlu using the GIS-based RUSLE method. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 18, n. 9, p. 1692-1700, 2010.

KAVIAN, A.; SABET, S. H.; SOLAIMANI, K.; JAFARI, B. Simulating the effects of land use changes on soil erosion using RUSLE model, **Geocarto International**, 16p, 2016.

KINNELL, P. I. A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. **Journal of Hydrology**, v. 385, p. 384–397, 2010.

KOIRALA, P.; THAKURI, S.; JOSHI, S.; CHAUHAN, R. Estimation of Soil Erosion in Nepal Using a RUSLE Modeling and Geospatial Tool. **Geosciences**, v. 9, n. 147, 2019.

KÖPPEN, W. Das geographische System der Klimate. In: KÖPPEN W AND GEIGER R. (Eds), *Handbuch der Klimatologie*, Berlin: Verlag von Gebrüder Borntraeger, Berlin, Germany, p. 1–44, 1936.

KUMAR, S.; KUSHWAHA, S. P. S. Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed. **Journal of Earth System Science**, v. 122, n. 2, p. 389–398, 2013.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LAS HERAS, M. M.; NICOLAU, J. M.; MERINO-MARTÍN, L.; WILCOX, B. P. Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. **Water Resources Research**, v. 46, 2010.

LAZZARI, M.; GIOIA, D.; PICCARRETA, M.; DANESE, M.; LANORTE, A. Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): a comparison between different empirical methods. **Catena**, v. 127, p. 323–339, 2015.

LEPSCH, I.F. **Formação e conservação do solo**. 2a ed. São Paulo: Oficina de Textos; 2010.

LI, C.; MA, R.; HE, B. Identifying Watershed Regions Sensitive to Soil Erosion and Contributing to Lake Eutrophication—A Case Study in the Taihu Lake Basin (China). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, p. 77-91, 2016.

LI, L.; MAHER, K.; NAVARRE-SITCHLER, A.; DRUHAN, J.; MEILE, C.; LAWRENCE, C.; MOORE, J.; PERDRIAL, J.; SULLIVAN, P.; THOMPSON, A.; JIN, L.; BOLTON, E. W.; BRANTLEY, S. L.; DIETRICH, W. E.; MAYER, K. U.;

STEEFEL, C. I.; VALOCCHI, A.; ZACHARA, J.; KOCAR, B.; MCINTOSH, J.; TUTOLO, B. M.; KUMAR, M.; SONNENTHAL, E.; BAO, C.; BEISMAN, J. Expanding the role of reactive transport models in critical zone processes. **Earth-Science Reviews**, v. 165, p. 280-301, 2017.

LIESKOVSKÝ, J.; KENDERESSY, P. Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vrábľa (Slovakia) using WATEM/SEDEM. **Land Degradation and Development**, Epub, 2012.

LIN, C.; WU, Z.; MA, R.; SU, Z. 2016. Detection of sensitive soil properties related to nonpoint phosphorus pollution by integrated models of SEDD and PLOAD. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 483-494, 2016.

LINO, Jane Siqueira. **Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul. Piracicaba**. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz Queiróz. 118p. 2010.

MACHADO, D. O.; ALVES SOBRINHO, T.; RIBEIRO, A. S.; IDE, C. N.; OLIVEIRA, P. T. S. Rainfall erosivity for Pantanal biome. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 195-202, 2014.

MAIER, C.; KAUFMANN, V.; MERTEN, G. H.; CASTRO, N. M. R.; OLIVEIRA, F. P. Efeito da crosta superficial na erosão entressulcos de um Neossolo Litólico submetido a diferentes usos e manejo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 149-163, 2013.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO E PASSOS, M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARINHO FILHO, G. M.; ANDRADE, R. S.; ZUKOWSKI JUNIOR, J. C.; MAGALHÃES FILHO, L. N. L. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 6, n. 2, p. 35- 47, 2012.

MARIOTI, J.; BERTOL, II.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S.; PADILHA, J.; BANDEIRA, D. H. Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções do pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1361-1371, 2013.

MARKOSE, V. J.; JAYAPPA, K. S. Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 188-225, 2016.

MARQUES, J. J. G. S. M.; ALVARENGA, R. C.; CURI, N.; SANTANA, D. P.; SILVA, M. L. N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da Região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 427-34, 1997.

MARTINS, D.; CASSOL, E. A.; ELTZ, F. L. F.; BUENO, A. C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Hulha Negra, Rio Grande do Sul, Brasil, com base no período de 1956 a 1984. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 15, p. 29-38, 2009.

MARTINS, S. G.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. FONSECA, S. Erodibilidade do solo nos tabuleiros costeiros. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 3, p. 322-327, 2011.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.32, p. 1571-1576, 1989.

MEDEIROS, G. O. R.; GIAROLLA, A.; SAMPAIO, G.; MARINHO, M. A. Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016.

MELLO, G.; BUENO, C. R. P.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 315–322, 2006.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M. Modelagem estatística da precipitação mensal e anual e no período seco para o estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 68–74, 2009.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. **Geoderma**, v. 202–203, p. 88–102, 2013.

MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; PINTO, L. C.; BESKOW, S.; CURI, N. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 1, p. 7-25, 2016.

MENDES JUNIOR, H.; TAVARES, A. S.; SANTOS, W. J. R.; SILVA, M. L. N.; SANTOS, B. R.; MINCATO, R. L. Water erosion in Oxisols under coffee cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, E-Pub, 2018.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research** v.1, n. 3, p. 37-48, 2013.

MERTEN, G. H.; ARAUJO, A. G.; BISCAIA, R. C. M.; BARBOSA, G. M. C.; CONTE, O. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, 2015.

MERTEN, G. H.; WELCH, H. L.; TOMER, M. D. Effects of hydrology, watershed size and agricultural practices on sediment yields in two river basins in Iowa and

Mississippi. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 3, p. 267-278, 2016.

MEUSBURGER, K.; STEEL, A.; PANAGOS, P.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 167–177, 2012.

MEYER, L. D.; FOSTER, D. R.; RÖMKENS, M. J. M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: **Sediment Yield Workshop**, Oxford. Proceedings. Washington: USDA, p.177-189, 1975.

MIGLIAVACCA, D. M.; TEIXEIRA, E. C.; MACHADO, A. C. M.; PIRES, M. R. Composição química da precipitação atmosférica no sul do Brasil: estudo preliminar. **Química Nova**, v. 28, n. 3, p. 371-379, 2005.

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A.; MOURA-BUENO, J. M.; TIECHER, T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 585-598, 2014.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN G. H.; RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1455-1462, 2010.

MINELLA, J. P. G.; MARTEN, G. H. Monitoramento de Bacias Hidrográficas para Identificar Fontes de Sedimentos em Suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME. **Plano decenal de expansão de energia elétrica: 2006/2015**. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional, 2008, 378p.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical Basis of the Length Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America**, v. 50, p. 1294-1298, 1986.

MOORE, I.; GALLANT, J. **Overview of hydrologic and water quality modeling**. In: MOORE, I., ed. Modelling the fate of chemicals in the environment. Canberra, Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University, p.1-8, 1991.

MOREIRA CÂNDICO, B.; NAVES SILVA, M. L.; CURI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1565-1575, 2014.

MOREIRA, M. C.; PRUSKI, F. F.; OLIVEIRA, C. T. E.; PINTO, F. A. C.; SILVA, D. D. Redes neurais artificiais para estimativa mensal da erosividade da chuva no estado de Minas Gerais. **Engenharia na Agricultura**, v. 17, p. 75-83, 2009.

- MOREIRA, M. C.; OLIVEIRA, T. E. C.; CECÍLIO, R. A.; PINTO, F. A. C.; PRUSKI, F. F. Spatial Interpolation of Rainfall Erosivity Using Artificial Neural Networks for Southern Brazil Conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, Epub, 2016.
- MORGAN, R. P. C.; NEARING, M. **Handbook of Erosion Modelling**. John Wiley and Sons, 2011.
- MOURA-BUENO, J. M.; DALMOLIN, R. S. D.; MIGUEL, P.; HORST, T. Z. Erosion in hillside areas with fragile soils and their relation to soil cover. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 102-112, 2018.
- MUKHERJEE, S.; JOSHI, P. K.; MUKHERJEE, S.; GHOSH, A.; GARG, R. D.; MUKHOPADHYAY, A. Evaluation of vertical accuracy of open source Digital Elevation Model (DEM). **International Journal of Applied Earth Observation and Geformation**, v. 21, p. 205–217, 2013.
- MUNIZ, M. S.; TOMAZONI, J. C.; BAIERLE, B. Estudo da erosão laminar no município de Francisco Beltrão – PR. **Engenharia Ambiental**, v. 12, n. 2 p. 168-184, 2015.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, p. 282-290, 1970.
- NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A process-based soil erosion model for USDA - Water Erosion Prediction Project Technology. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 32, n. 5, p. 1587–1593, 1989.
- NEARING, M. A. A single continuous function for slope steepness influence on soil loss. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 3, p. 917-919, 1997.
- NIGEL, R.; RUGHOOPUTH, S. D. D. Soil erosion risk mapping with new datasets: an improved identification and prioritization of high erosion risk areas. **Catena**, v. 82, p. 191–205, 2010.
- NUNES, M. C. M.; CASSOL, E. A. Estimativa da erodibilidade em entressulcos de latossolos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2839-2845, Número Especial, 2008.
- NYEKO, M. Hydrologic Modelling of Data Scarce Basin with SWAT model: Capabilities and Limitations. **Water Resources Manage**, v. 29, p. 81-94, 2015.
- OHNUMA, A. A.; MENDIONDO, E. M.; MAUAD, F. F.; LIMA, G.; BOLDRIN, R. S. Análise de incertezas de observações hidrológicas e sua influência na modelagem de pequenas bacias urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 1, p. 107-116, 2007.

OKORAFOR, O. O.; AKINBILE, C. O.; ADEYEMO, A. J. Determination of Cover-Crop Management Factor (C) for selected Sites in Imo State Using Remote Sensing Technique and (GIS). **American Journal of Environmental Science and Engineering**, v. 1, n. 4, p. 110-116, 2017.

OKORO, B. C.; UZOUKWU, R. A.; CHIMEZIE, N. M. River Basins of Imo State for Sustainable Water Resources Management. **Journal of Civil and Environmental Engineering**, v. 4, n. 134, 2014.

OLIVEIRA, P. T. S.; ALVES SOBRINHO, T.; BICCA RODRIGUES, D. B.; PANACHUKI, E. Erosion risk mapping applied to environmental zoning. **Water Resources Manager**, v. 25, p. 1021–1036, 2011.

OLIVEIRA, F. P.; BUARQUE, D. C.; VIERO, A. C.; MERTEN, G. H.; CASSOL, E. A.; MINELLA, J. P. G. Fatores relacionados à suscetibilidade da erosão em entressulcos sob condições de uso e manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 337–346, 2012.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139–147, 2012.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURAES, M. F.; SILVA, A. M. Soil erosion vulnerability in the Verde River basin, southern Minas Gerais. **Science and Agrotechnology**, v. 38, n. 3, p. 262-269, 2014.

OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER, J. E. B.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Spatial and temporal modeling of water erosion in Dystrophic Red Latosol (Oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 39, n. 1, p. 58-67, 2015.

OTIM, D.; SMITHERS, J.; SENZANJE, A.; VAN ANTWERPEN, R. Design norms for soil and water conservation structures in the sugar industry of South Africa. **Water SA**, v. 45, n. 1, p. 29-40, 2019.

OUYANG, W.; SKIDMORE, A. K.; HAO, F.; WANG, T. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 1358–1366, 2010.

PAN, J.; WEN, Y. Estimation of soil erosion using RUSLE in Caijiamiao watershed, China. **Natural Hazards**, v. 71, p. 2187–2205, 2014.

PANAGOS, P.; MEUSBURGER, B. K.; BALLABIO, A. C.; BORRELLI, A. P.; ALEWELL, C. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. **Science of the Total Environment**, v. 479–480, p. 189–200, 2014.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. **Geosciences**, v. 5, p. 117-126, 2015.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environmental Science and Policy**, v. 54, p. 438–447, 2015a.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38–50, 2015b.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Catena Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016.

PEÑALVA, M. G.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosividade, coeficiente de chuva, padrões e período de retorno das chuvas de Quaraí, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1205-1217, 2007.

PEROVIC, V.; JARAMAZ, D.; ZIVOTIC, L.; CAKMAK, D.; MRVIC, V.; MILANOVIC, M.; SALJNIKOV, E. Design and implementation of WebGIS technologies in evaluation of erosion intensity in the municipality of NIS (Serbia). **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p. 211-221, 2016.

PERRIN, C.; MICHEL, C.; ANDRÉASSIAN, V. Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. **Journal of Hydrology**, v. 242, p. 275–301, 2001.

PETAN, S.; RUSJAN, S.; VIDMAR, A.; MIKOS, M. The rainfall kinetic-energy intensity relationship for rainfall erosivity estimation in the Mediterranean part of Slovenia. **Journal of Hydrology**, v. 391, p. 314–321, 2010.

POESEN, J. W.; TORRI, D.; BUNTE, K. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. **Catena**, v. 3, p. 141–66, 1994.

PORTO, P.; WALLING, D. E.; CALLEGARI, G. Using ¹³⁷Cs measurements to establish catchment sediment budgets and explore scale effects. **Hydrology Processes**, v. 25, p. 886–900, 2011.

PORTO, P.; WALLING, D. E. Use of Caesium-137 measurements and long-term records of sediment load to calibrate the sediment delivery component of the SEDD model and explore scale effect: examples from Southern Italy. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 20, 2015.

PRASANNAKUMAR, V.; SHINY, R.; GEETHA, N.; VIJITH, H. Spatial prediction of soil erosion risk by remote sensing, GIS and RUSLE approach: a case study of Siruvani river watershed in Attapady valley, Kerala, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 64, p. 965–972, 2011.

QGIS Development Team. **QGIS versão 3.4.3 Madera**. Geographic Information System Installation Guide. Open Source Geospatial Foundation Project. 2018.

RENARD, K. G.; FREIMUND, J. R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, v. 157, p. 287–306, 1994.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning 1with the Revised Universal Soil Loss Equation**. U.S. Department of Agriculture, Washington, 1997.

ROCHA LIMA, C. G.; PASSOS E CARVALHO, M.; SOUZA, A.; COSTA, N. R.; MONTANARI, R. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na bacia hidrográfica do baixo São José dos Dourados. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 35, n. 1, p.63-76, 2016.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M. L.; TABOADA-CASTRO, M. M.; TABOADA-CASTRO, M.T. Linking the field to the stream: Soil erosion and sediment yield in a rural catchment, NW Spain. **Catena**, v. 102, p. 74–81, 2013.

SANTOS, L. L.; SRINIVASAN, V. S.; ARAGÃO, R. Modelagem hidrossedimentológica no semiárido paraibano utilizando o modelo WEPP e o efeito de escala sobre os seus parâmetros. **Journal of Water Resources**, v. 17, n. 1, p. 53-63, 2012.

SANTOS, G. O.; FERNANDO, B. T.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 60-68, 2013.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; PALACIO, H. A. Q.; ARAUJO NETO, J. R. Sediment delivery ratio in a small semi-arid watershed under conditions of low connectivity. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 49-58, 2017.

SANTOS, P. V. C. J.; CUNHA, A. C. Potential of environmental flow: participatory method for determining environmental flow in hydropower's reservoirs in Amazon rivers. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 137-150, 2018.

SARI, V.; POLETO, C.; CASTRO, N. M. R. Caracterização dos processos hidrossedimentológicos em bacias rurais e urbanas. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 596, 2013.

SCHMIDT, S.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K. Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands. **Journal of Maps**, v. 15, n. 2, p. 247-256, 2019.

SCHULTZ, B.; FORMAGGIO, A. R.; EBERHARDT, I. D. R.; SANCHES, I. D.; OLIVEIRA, J. C.; LUIZ, A. J. B. Classificação orientada a objeto em imagens

multitemporais Landsat aplicada na identificação de cana de açúcar e soja. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, p.131-143, 2016.

SCS (Soil Conservation Service): **Urban hydrology for small watersheds**. Soil Conservation Service United States Department of Agriculture, Washington DC, USA. Technical Release, n. 55, 1975.

SENTELHAS, P. C.; BATTISTI, R.; CÂMARA, G. M. S.; FARIAS, J. R. B.; HAMPF, A. C.; NENDEL, C. The soybean yield gap in Brazil – magnitude, causes and possible solutions for sustainable production. **Journal of Agricultural Science**, v. 153, p. 1394–1411, 2015.

SEQUINATTO, L.; LEVIEN, R.; TREIN, C. R.; MAZURANA, M.; MULLER, J. Quality of an Ultisol subjected to management practices to reclaim physical structure. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 344–350, 2014.

SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. **EPIC – Erosion Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation**. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin, v. 1768, p. 235, 1990.

SILVA, V. C. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do Rio Paracatu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, n. 1, p. 29-34, 2003.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim–SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, G. R. V.; SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; BARBOSA, R. S.; SOUZA, G. S. Soil, water and nutrient losses by interrill erosion from green cane cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 963-970, 2012.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacura catchment. **Natural Hazards**, v. 62, p. 953–970, 2012.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; LIMA SILVA, V. C.; PEREIRA E SILVA, L. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff–erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 8977–8990, 2013.

SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; OLIVEIRA, A. H.; AVANZI, J. C.; NORTON, L. D.; Water erosion risk prediction in eucalyptus plantations. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, p. 160–172, 2014.

SILVA, L.; LUCHIARI, A. Estimativa de Perda de Solos por Erosão Laminar na Bacia Hidrográfica do Córrego Baguaçu. **Revista Departamento Geografia**, v. 32, p. 15-28. 2016.

SILVA, Tiago Stumpf da. **Erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo e fator manejo e cobertura vegetal da Equação Universal de Perdas de Solo**. 2016. 166 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, 2016.

SILVA, B. C. P.; SILVA, M. L. N.; BATISTA, P. V. G.; PONTES, L. M.; ARAÚJO, E. F.; CURI, N. Soil and Water Losses in Eucalyptus Plantation and Natural Forest and Determination of the USLE Factors at a Pilot Sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 432-442, 2016.

SILVA, Thais Palumbo. **Variabilidade espacial de atributos físicos e estimativa da erosão hídrica de solos na Sub-bacia Micaela – RS**. 2018. 150f. Dissertação (Mestrado em Ciência) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas - Brasil, 2018.

SINGH, M. J.; KHERA, K. L. Nomographic estimation and evaluation of soil erodibility under simulated and natural rainfall conditions. **Land Degradation and Development**, v. 20, p. 471-480, 2009.

SOUZA, V. F. C.; BERTOL, I.; WOLSCHICK, N. H. Effects of soil management practices on water erosion under natural rainfall conditions on a Humic Dystrudept. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, E-Pub, 2017.

SOUZA, F. G.; MELO, F. G.; ARAUJO, V. F.; FARIAS, W.; ARAUJO, T. H. C. Losses of soil, water, organic carbon and nutrients caused by water erosion in different crops and natural savannah in the northern Amazon. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 1, Epub, 2019.

SPERANDIO, H. V.; CECILIO, R. A.; CAMPANHARO, W. A.; DEL CARO, C. F.; HOLLANDA, M. P. Evaluation of water erosion changes in surface soil in different plant cover of Awatershed in Alegre, ES. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 4, p. 1411-1418, 2012.

STEINMETZ, A. A.; CASSALHO, F.; CALDEIRA, T. L.; OLIVEIRA, V. A.; BESKOW, S.; TIMM, L. C. Assessment of soil loss vulnerability in data-scarce watersheds in southern Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, n. 6, p. 575-587, 2018.

SWARNKAR, S.; MALINI, A.; TRIPATHI, S.; SINHA, R. Assessment of uncertainties in soil erosion and sediment yield estimates at ungauged basins:

an application to the Garra River basin, India. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, p. 2471–2485, 2018.

SYVITSKI, J. P. M.; KETTNER, A. Sediment flux and the Anthropocene. **Philosophical Transactions of the Royal Society A**, London, v. 369, p. 957-955, 2011.

TAGUAS, E. V.; MORAL, C. AYUSO, J. L.; PÉREZ, R.; GÓMEZ, J. A. Modeling the spatial distribution of water erosion within a Spanish olive orchard micro catchment using the SEDD model. **Geomorphology**, v. 133, p. 47–56, 2011.

TANYAS, H.; KOLAT, Ç.; SUZEN, M. L. A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. **Journal of Hydrology**, v. 528, p. 584–598, 2015.

TELLES, T. S.; DECHEN, S. C. F.; SOUZA, L. G. A.; GUIMARAES, M. F. Valuation and assessment of soil erosion costs. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 3, p. 209-216, 2013.

TENG, H.; HU, J.; ZHOU, Y.; ZHOU, L.; SHI, Z. Modelling and mapping soil erosion potential in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 2, p. 251-264, 2019.

THOMAS, J.; JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Estimation of soil erosion in a rain shadow river basin in the southern Western Ghats, India using RUSLE and transport limited sediment delivery functions. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, p. 111-122, 2018.

TIWARI, A. K.; RISSE, L. M.; NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 43, n. 5, p. 1129-1135, 2000.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2016.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **Shuttle Radar Topography Mission**. 2019.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **Earthexplorer – Home**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. 2020.

URSULINO, D. M. A.; MORENO, M. M. T. Avaliação da qualidade de solos através de indicadores físicos e mineralógicos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 2, p. 179-186, 2014.

VAN LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: a comparison on USDA-ARS watersheds. **Journal of Hydrological Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.

VANZELA, L. S.; GRECCO, D. L. G.; COSTA NETO, J. N.; SANTOS, G. O. Evaluation of sediment production and siltation in a small earth dam in Fernandópolis, SP. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 5, p. 912-924, 2014.

VATANDASLAR, C.; YAVUZ, M. Modeling cover management factor of RUSLE using very high-resolution satellite imagery in a semiarid watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 65, 2017.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 213-223, 2011.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R.; GIONGO, M.; BESKOW, S.; SANTOS, A. F. Hydrological Modeling in a watershed of the Lower Araguaia River Basin, TO. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v.3, n. 3, p. 38-47, 2012.

WAGNER, C. S.; MASSAMBANI, O. Análise da relação intensidade de chuva: energia de Wischmeier e Smith e sua aplicabilidade à região de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 12, p. 197-203, 1988.

WALLING, D. E. The Sediment Delivery Problem. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 65, p. 209-237, 1983.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L.; JONES, P. A.; LEEKS, G. J. L. Establishing fine-grained sediment budgets for the Pang and Lambourn. **Journal of Hydrology**, v. 330, p. 126–141, 2006.

WANG, Y.; BONYNGE, G.; NUGRANAD, J.; TRABER, M.; NGUSARU, A.; TOBEY, J.; HALE, L.; BOWEN, R.; MAKOTA, V. Remote Sensing of Mangrove Change Along the Tanzania Coast. **Marine Geodesy**, v. 26, n. 1-2, p. 35-48, 2013.

WANG, X.; ZHAO, X.; ZHANG, Z.; YI, L.; ZUO, L.; WEN, Q.; LIU, F.; XU, J.; HU, S.; LIU, B. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. **Catena**, v. 137, p. 256-268, 2016.

WANG, Z.; DENG, X.; SONG, W.; LI, Z.; CHEN, J. What is the main cause of grassland degradation? A case study of grassland ecosystem service in the middle-south Inner Mongolia. **Catena**, v. 150, p. 100–107, 2017.

WILLIAMS, J. R. **Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor**. In: USDA-ARS: Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources. Washington, P. 244 – 252, 1975.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 20, p. 1100-1104, 1977.

WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. **Predicting Rainfall Erosion Losses from cropland East of the Rocky Mountains**. Handbook, n, 282, USDA, Washington, DC. 1962.

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

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. Washington, USDA, Agriculture Handbook, n. 5, 58p, 1978.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMMER – WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy**. Paris, UNESCO. 2014.

XU, L.; XU, X.; MENG, X. Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with information diffusion model: a case study of Bohai Rim, China. **Catena**, v. 100, p. 74–82, 2013.

YANG, C. T. Unit stream power equation for gravel. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 110, p. 1783-1797, 1984.

YANG, M.; LI, X.; HU, Y.; HE, X. Assessing effects of landscape pattern on sediment yield using sediment delivery distributed model and a landscape indicator. **Ecological Indicators**, v. 22, p. 38–52, 2012.

ZANIN, P. R.; BONUMA, N. B.; CORSEUIL, C. W. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 23, Epub, 2018.

ZARFL, C.; LUMSDON, A. E.; BERLEKAMP, J.; TYDECKS, L.; TOCKNER, K. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, Epub, 2015.

ZHANG, Y. Discussion on supervised classification and unsupervised classification methods of remote sensing images, Heilongjiang. **Science and Technology Information**, v. 2, p. 79-80, 2016.

ZHANG, C.; ZHOU, A.; ZHANG, H.; ZHANG, Q.; ZHANG, X.; SUN, H.; ZHAO, C. Soil erosion in relation to climate change and vegetation cover over the past 2000 years as inferred from the Tianchi lake in the Chinese Loess Plateau. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 180, n.10, p. 38-50, 2019.

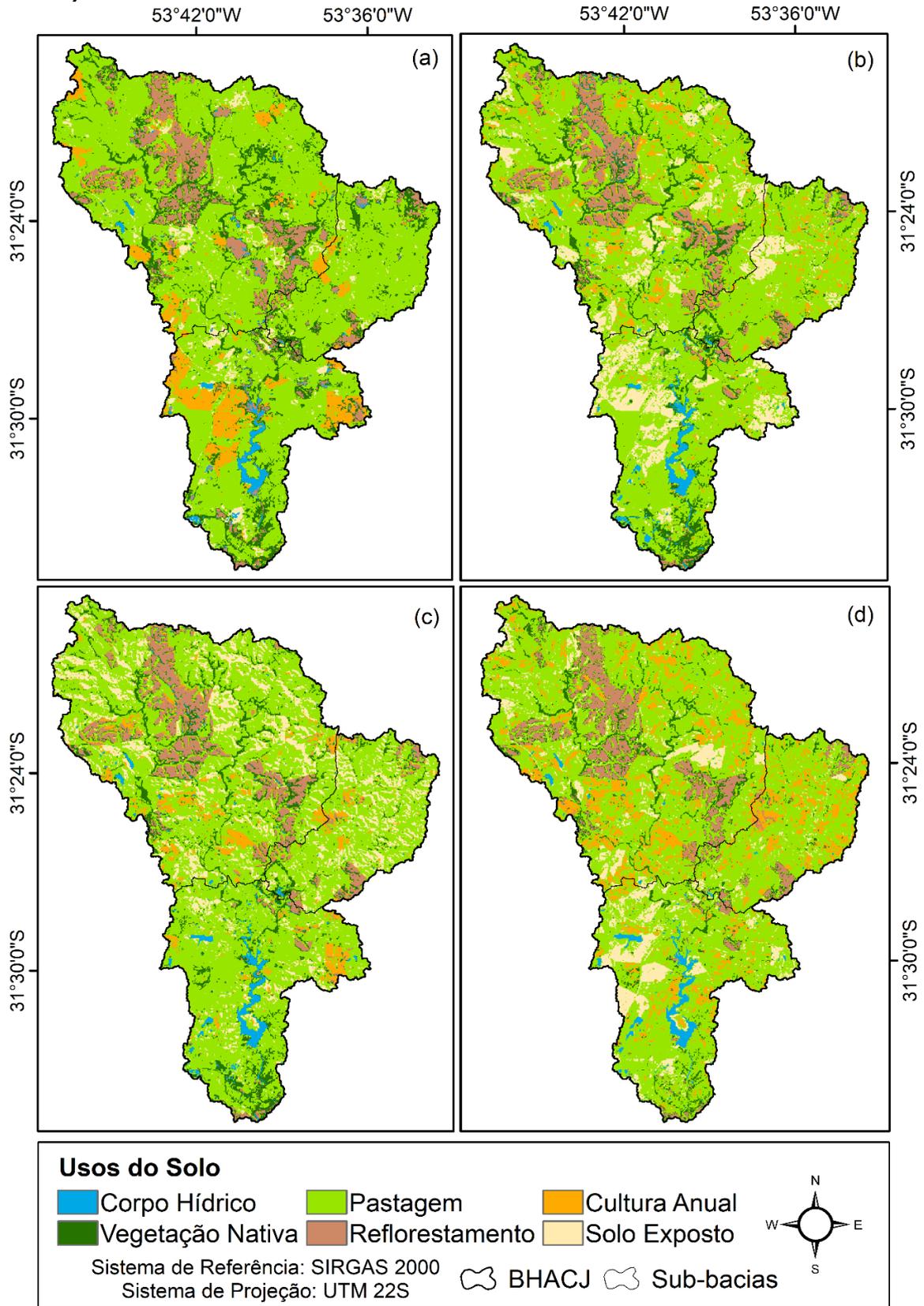
ZHAO, G.; MUA, X.; JIAO, J.; GAO, P.; SUN, W.; LI, E.; WEI, Y.; HUANG, J. Assessing response of sediment load variation to climate change and human activities with six different approaches. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 773–784, 2018.

ZHOU, P.; LUUKKANEN, O.; TOKOLA, T.; NIEMINEN, J. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. **Catena**, v. 75, p. 319–325, 2008.

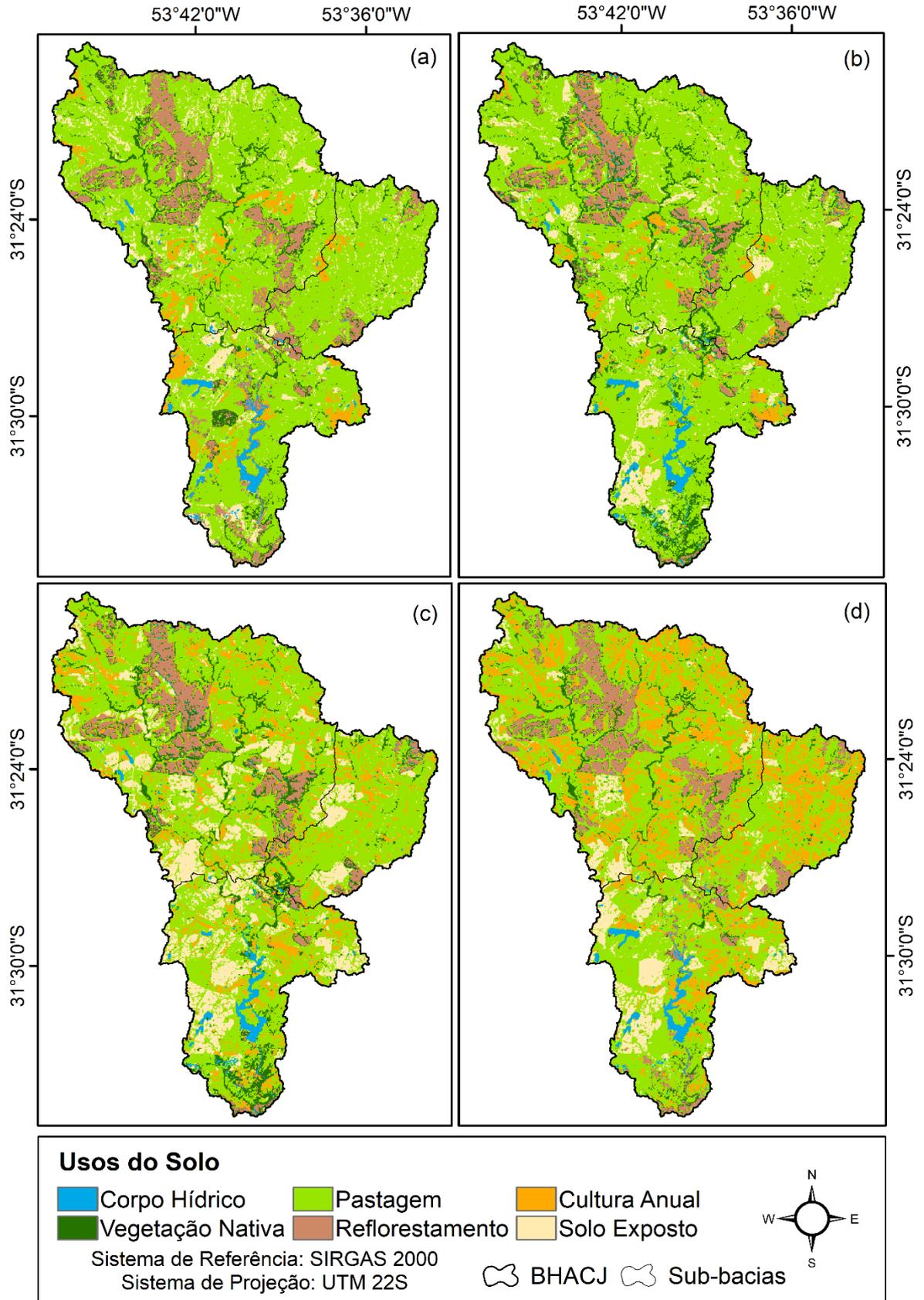
ZHU, X.; LIU, W.; JIANG, X. J.; WANG, P.; LI, W. Effects of land-use changes on runoff and sediment yield: Implications for soil conservation and forest management in Xishuangbanna, SW China. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 9, p. 2962-2979, 2018.

Apêndices

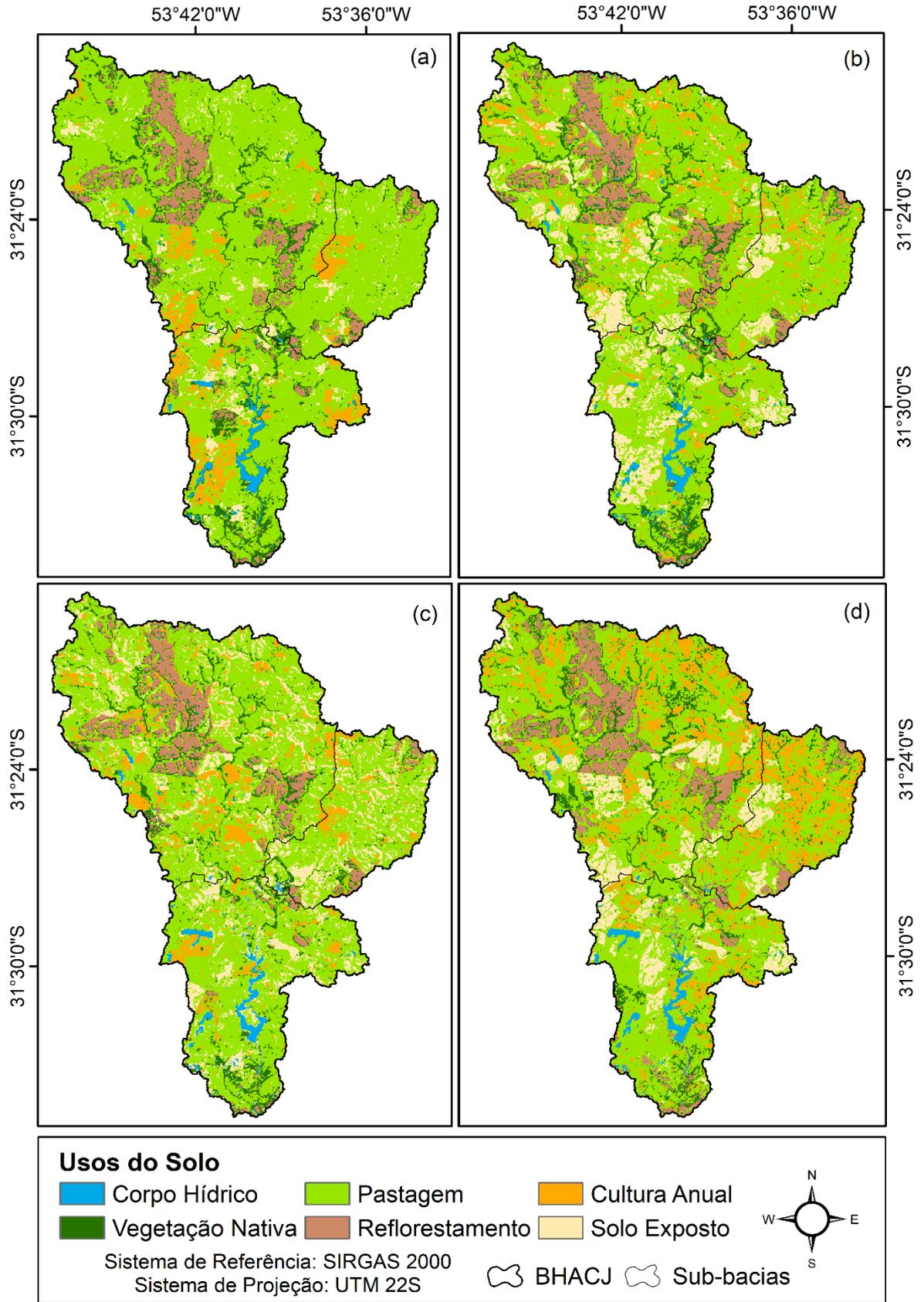
Apêndice A. Usos do solo na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)



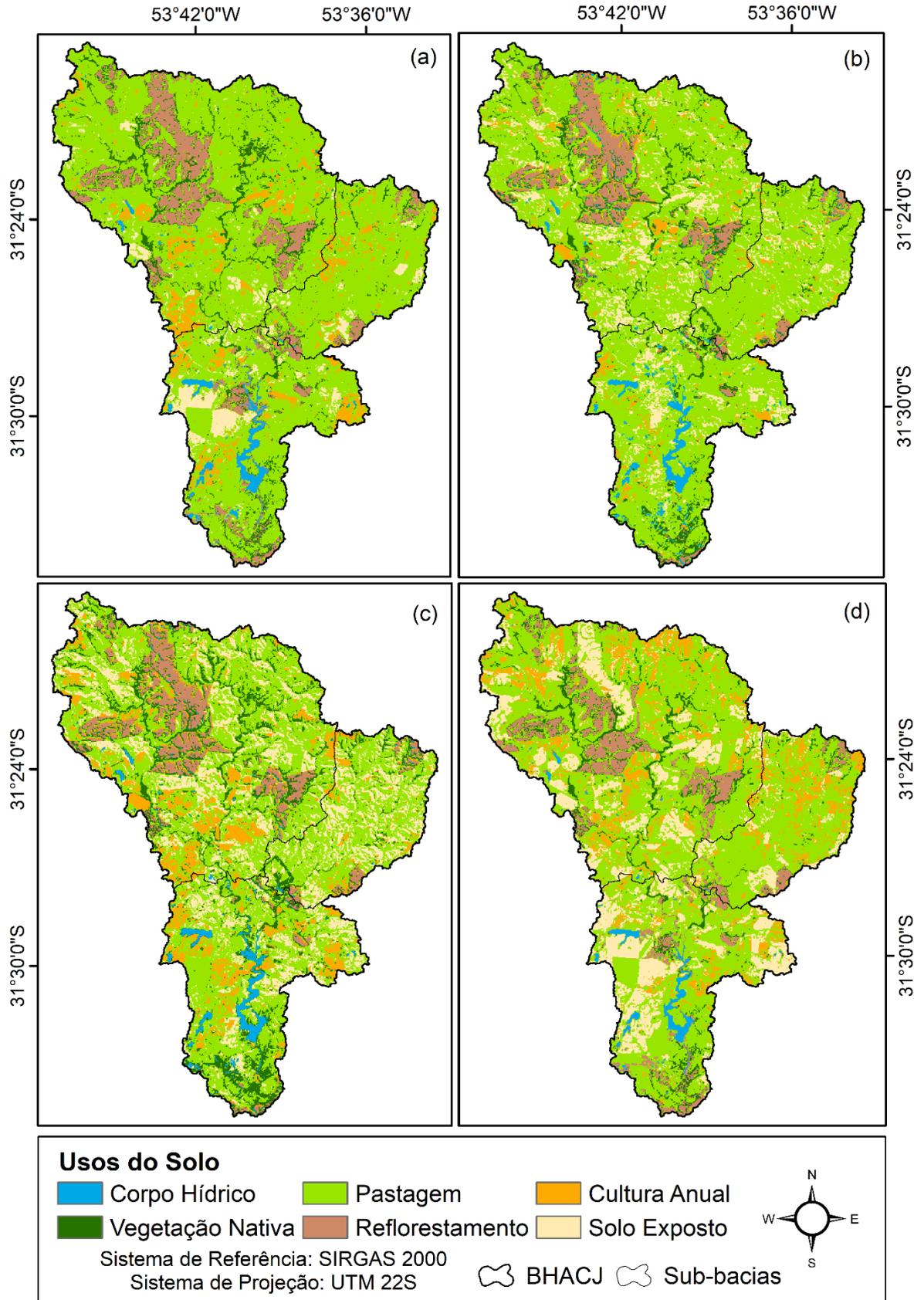
Apêndice A1. Usos do solo (2013) para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias.



Apêndice A2. Usos do solo (2014) para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias.

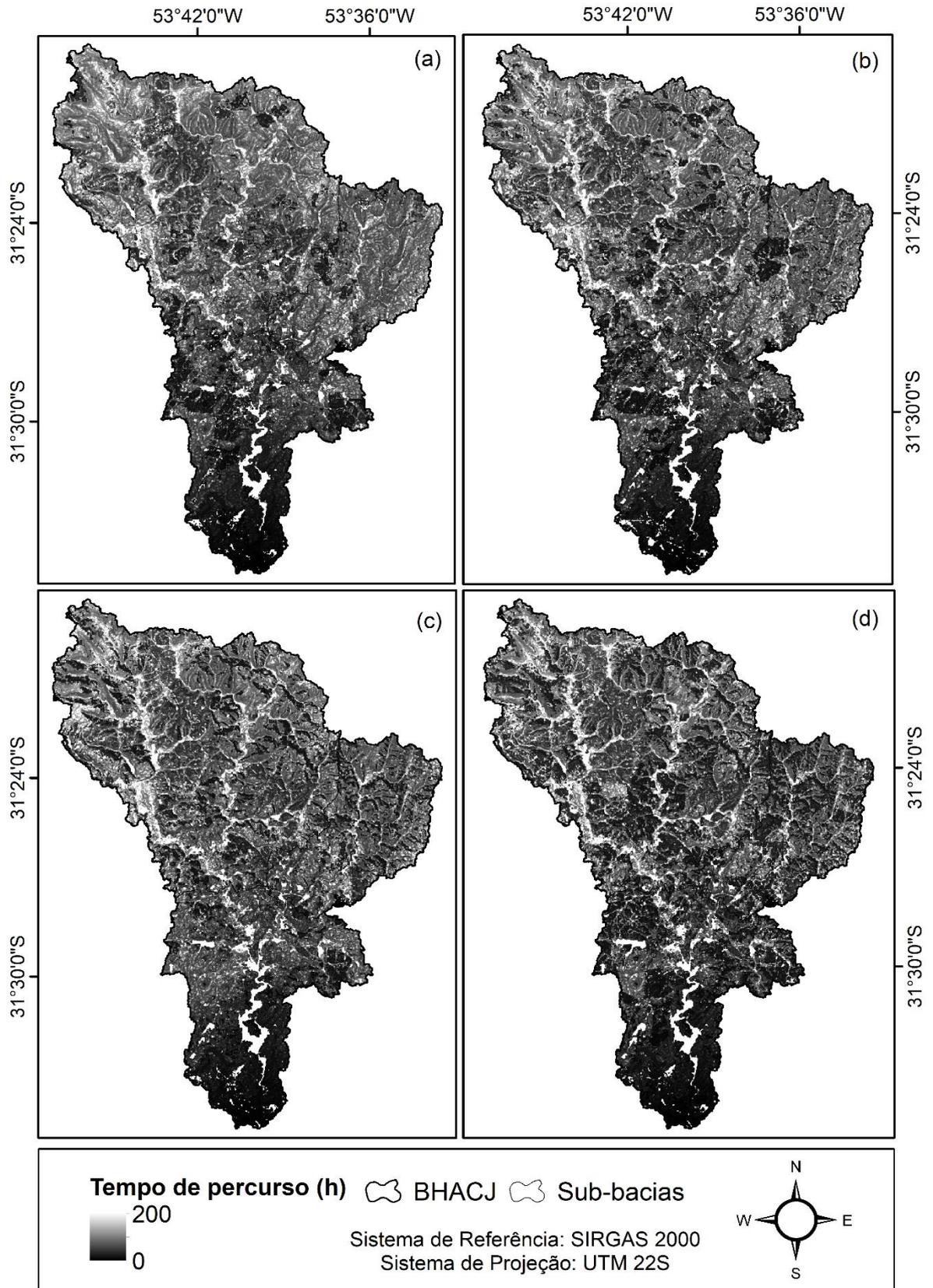


Apêndice A3. Usos do solo (2015) para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias.

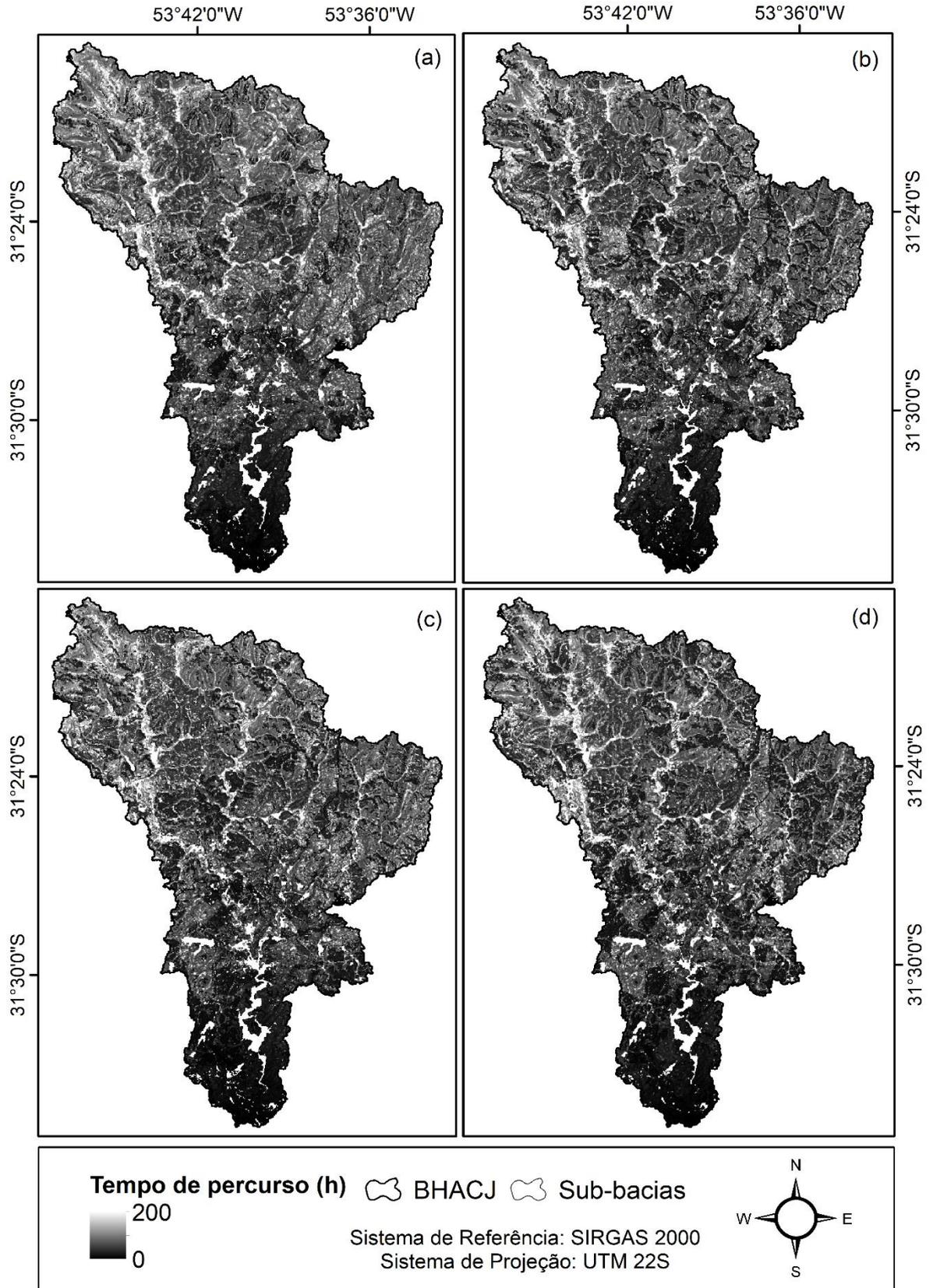


Apêndice A4. Usos do solo (2016) para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias.

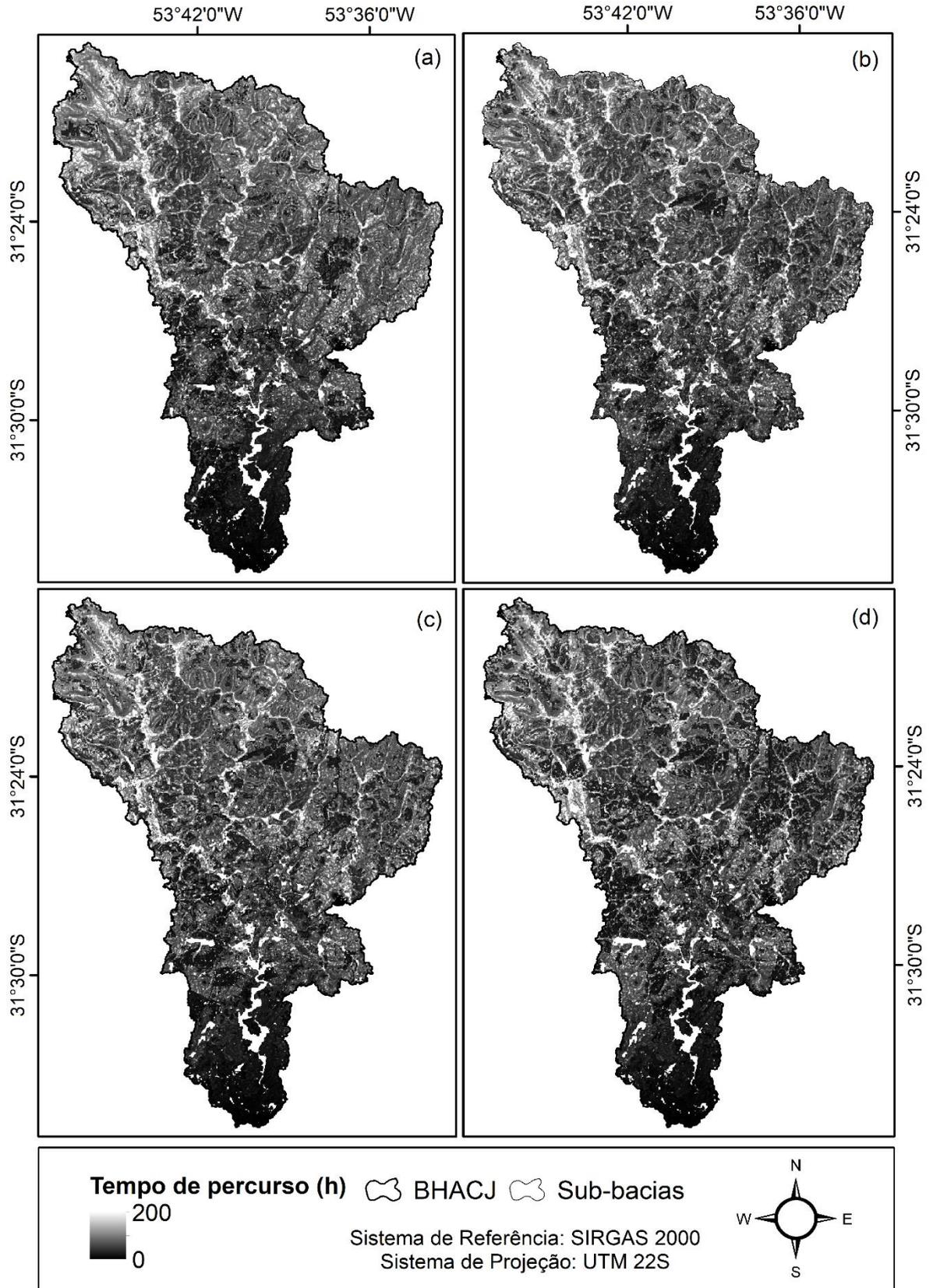
Apêndice B. Tempo de percurso (t) na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)



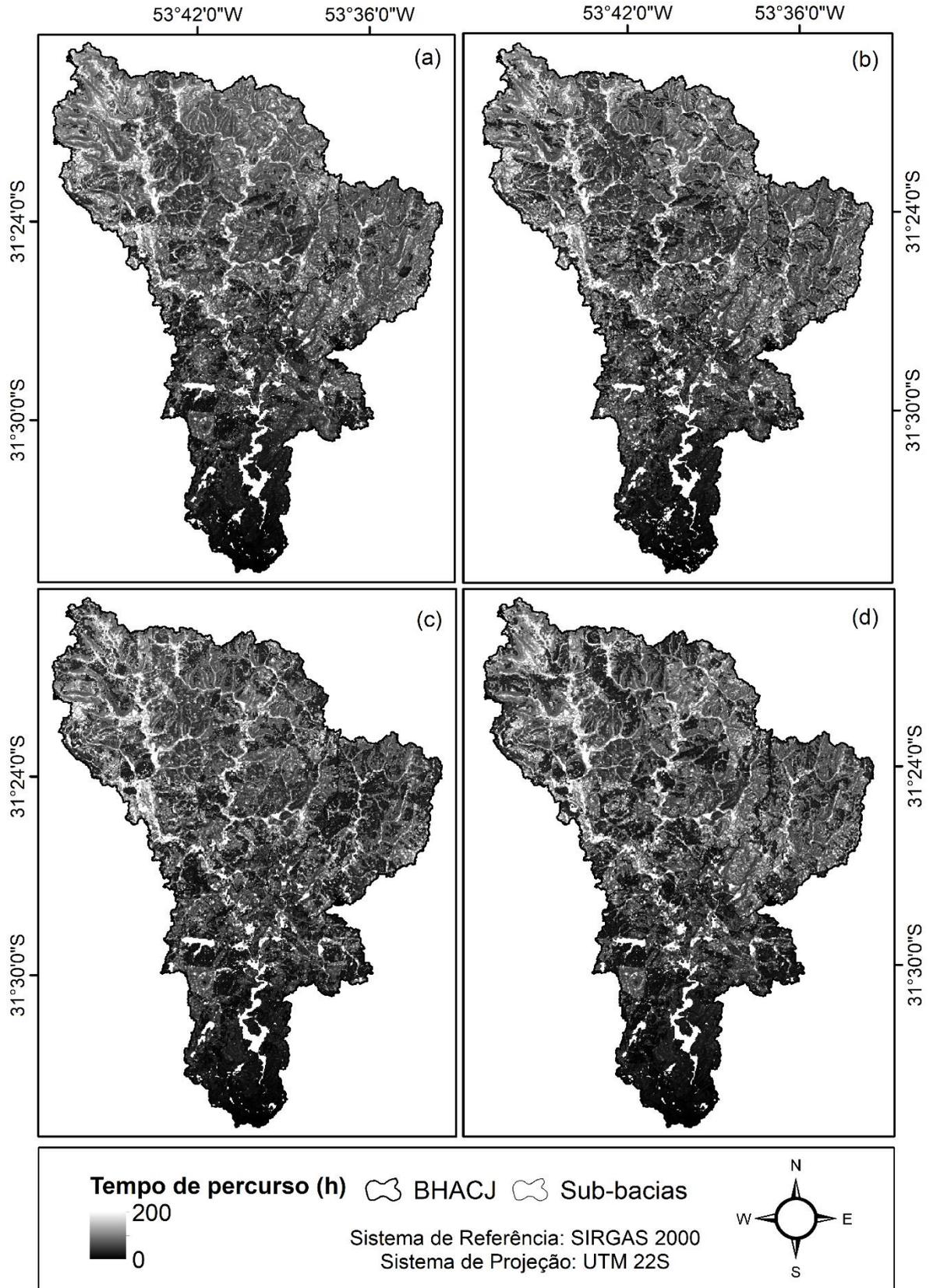
Apêndice B1. Tempo de percurso (h) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2013.



Apêndice B2. Tempo de percurso (h) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2014.

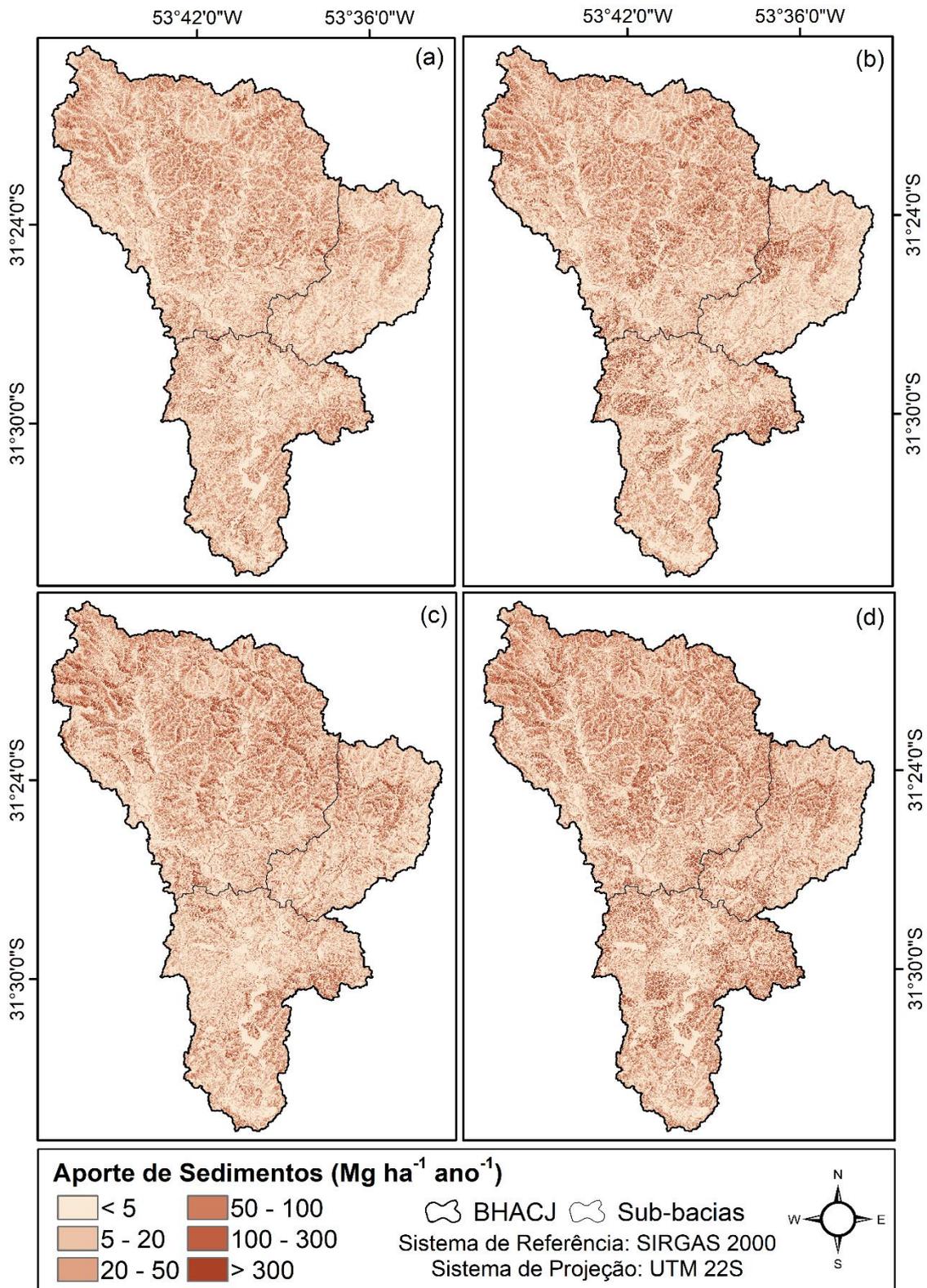


Apêndice B3. Tempo de percurso (h) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2015.

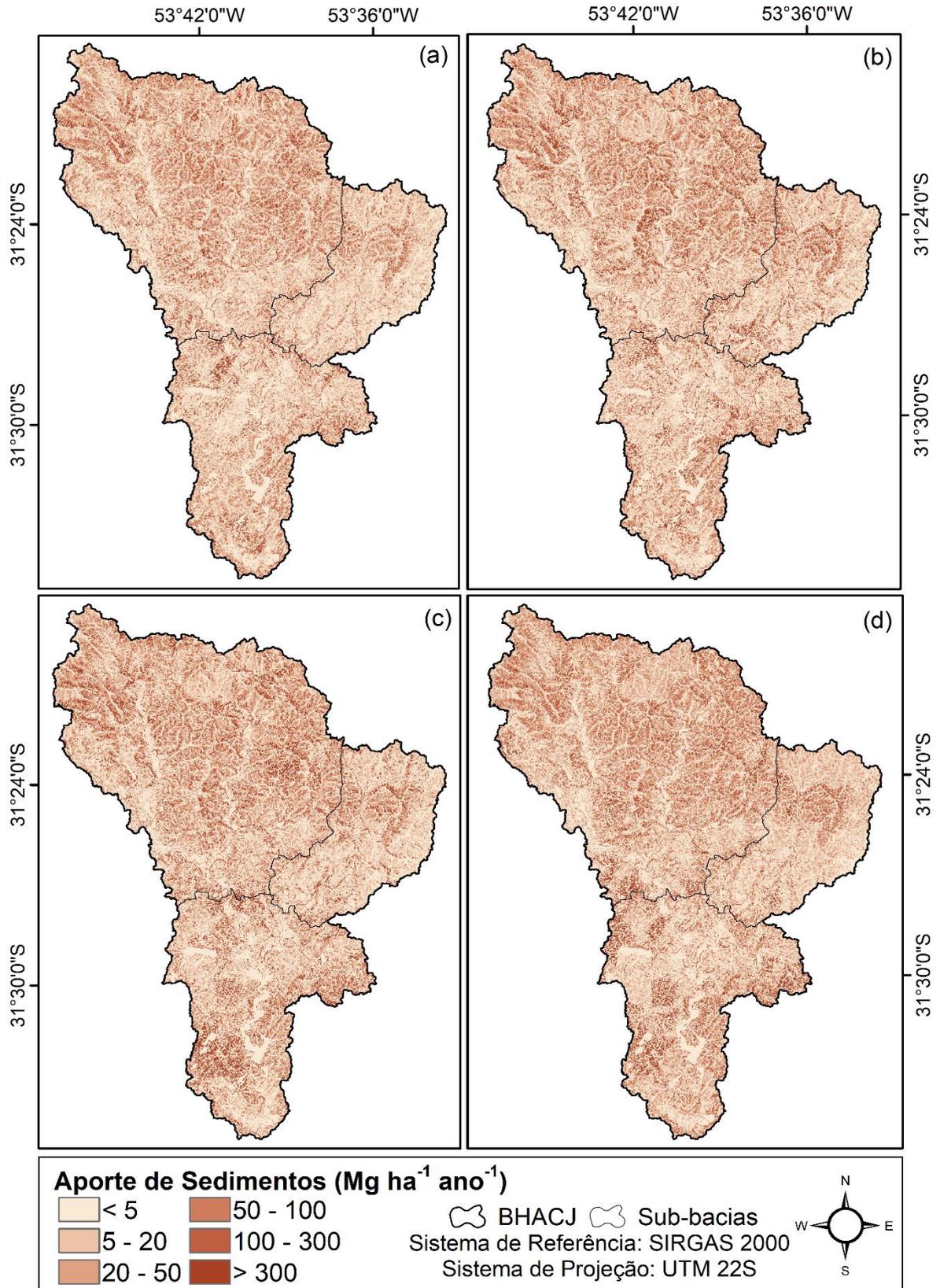


Apêndice B4. Tempo de percurso (h) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2016.

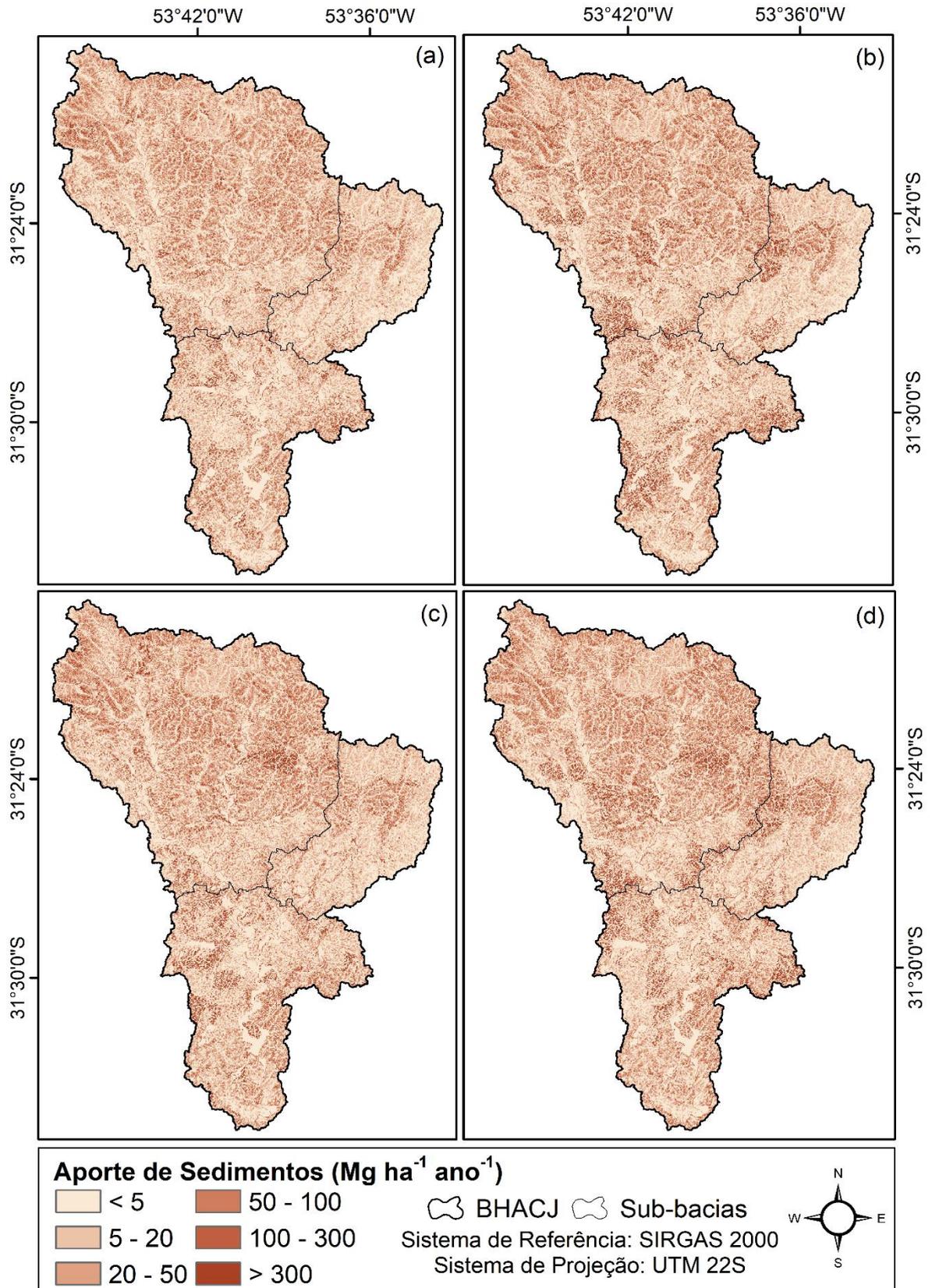
Apêndice C. Espacialização do aporte de sedimentos a partir do modelo SEDD na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante (BHACJ)



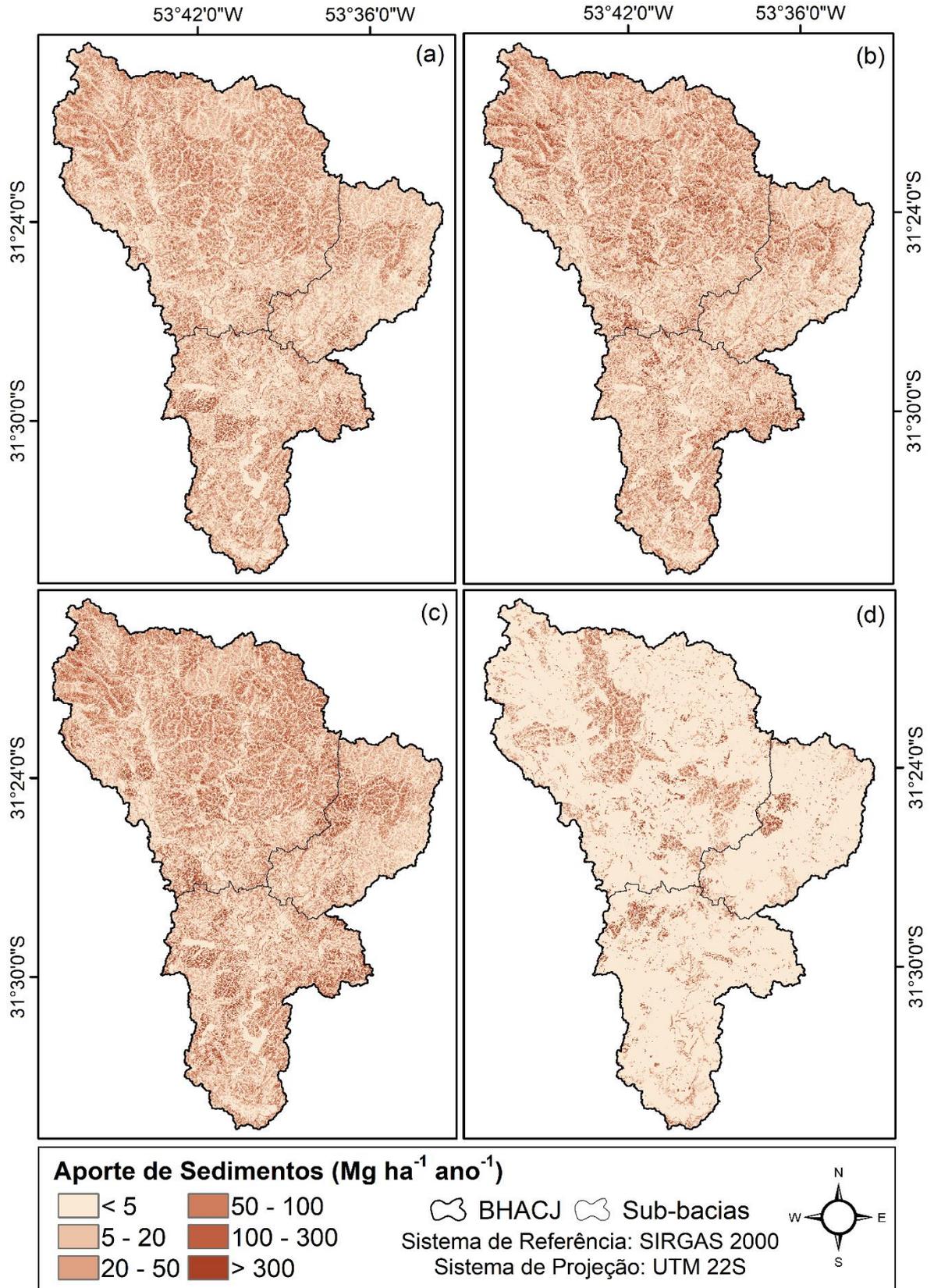
Apêndice C1. Aporte de sedimentos (QSS) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2013.



Apêndice C2. Aporte de sedimentos (QSS) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2014.



Apêndice C3. Aporte de sedimentos (QSS) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2015.



Apêndice C4. Aporte de sedimentos (QSS) espacializado para o período (a) de janeiro a março, (b) de abril a junho, (c) de julho a setembro e (d) de outubro a dezembro, na bacia hidrográfica do arroio Candiota jusante e sub-bacias, no ano de 2016.