

## Levantamento da perda de solo e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo) por modelagem matemática

Julielza Betzel Baldotto<sup>1\*</sup>, Diogo Costa Buarque<sup>2</sup>, Ednaldo Miranda de Oliveira<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Mestranda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil. (\*Autor correspondente: jbbaldotto@hotmail.com)

<sup>2</sup> Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Professor da Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.

<sup>3</sup> Doutor em Recursos Hídricos e Ambientais, Professor do Instituto Federal do Espírito Santo, Brasil.

*Histórico do Artigo:* Submetido em: 08/02/2021 – Revisado em: 07/06/2021 – Aceito em: 30/08/2021

### RESUMO

Esse trabalho é parte complementar de uma pesquisa de pós-graduação que tem como objetivo avaliar a perda de solo na bacia do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo), vez que a região vem sofrendo pressão antrópica quanto ao uso do solo. Nesse sentido, devido ao desencadeamento de problemáticas ambientais diversos, modelos matemáticos foram desenvolvidos a fim de realizar o levantamento dos processos erosivos, com vistas a projetos e pesquisas de conservação. O advento dos sistemas de informações geográficas-SIG's veio auxiliar essas análises, com a possibilidade de realizar mensurações espaciais a níveis regionais e globais. A partir disso, os parâmetros da Equação Universal Revisada de Perda de Solo-RUSLE foram espacializados pela área da bacia de interesse, resultando em um valor médio de perda de solo de 26,60 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. A região sudeste da bacia teve destaque por apresentar áreas de valor muito superior à média, possivelmente pelo uso agrícola em consonância a um relevo acidentado, alta taxa pluviométrica e solo do tipo Cambissolo. Em relação a produção de sedimentos enviado ao curso principal do rio Doce, o valor estimado de contribuição é de 5,33 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

**Palavras-Chaves:** RUSLE, Perda de solo, Produção de sedimentos.

Survey of soil loss and sediment production in the Santa Maria do Doce (Brazil) river basin by mathematical modeling.

### ABSTRACT

This work is a complementary part of the postgraduate research that aims to evaluate the soil loss in the Santa Maria do Doce river basin, in the state of Espírito Santo, since the region has been suffering anthropogenic pressure in terms of land use. In this sense, due to the triggering of various environmental problems, mathematical models were developed in order to carry out a survey of erosive processes, in the face of projects and research aimed at their conservation. The advent of geographic information systems-GIS's came to help these analyses, with the possibility of performing spatial measurements at regional and global levels. From this, the parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation-RUSLE were spatialized by the catchment area of interest, resulting in an average soil loss value of 26.60 t.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup>. The southeastern region of the basin stood out for presenting areas with a value much higher than the average, possibly due to agricultural use in consonance with a rugged relief, high rainfall and Cambisol-type soil. Regarding the production of sediments sent to the main course of the Doce River, the estimated contribution value is 5.33 t.ha<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup>.

**Keywords:** RUSLE, Soil loss, Sediment production.

Baldotto, J. B., Buarque, D. C., Oliveira, E. M. de (2021). Levantamento da perda de solo e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Espírito Santo) por modelagem matemática. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.9, n.3, p.02-23.



## 1. Introdução

O uso do solo de forma insustentável com ocupações irregulares agrava e suscitibiliza esse meio físico aos efeitos dos processos erosivos, seja por plantios realizados em declive com posicionamento vertical das linhas de culturas, e/ou pela ocupação de Áreas de Preservação Permanente marginais aos rios e/ou pelos constantes revolvimentos do solo para práticas agrícolas e/ou pela adoção de técnicas expositivas do solo em limpezas de áreas (Tiecher et al., 2017; Moura-Bueno et al., 2018; Brovini et al., 2020).

A erosão do solo é uma ameaça ao meio ambiente e à perda dos serviços ambientais nesse meio. O processo acarreta diretamente na subtração de nutrientes e carbono orgânico no solo, fato que reduz a biota da área erodida. Uma vez que a água é o principal meio transportador do material erodido, pode ocorrer eutrofizações de corpos hídricos, perda de capacidade de reservatórios, assoreamento de rios e demais consequências a partir desses (Díaz, Sanleandro e Silla, 2012; Issaka e Ashraf, 2017; Lira, Medeiros e Lima Neto, 2020).

O processo erosivo é constituído de três fases: desagregação, transporte e a deposição (Morgan, 2005). As gotas de chuva quando chegam ao solo o desagrega. As partículas desagregadas dependentes de sua massa e do quantitativo precipitado podem ser carregadas por escoamento superficial, até o momento em que ocorre a perda dessa capacidade de transporte e a partícula é depositada (Adhikary, 2020).

Em um ensaio de laboratório Shojaei, Kalantari e Rodrigo-Comino (2020) encontraram que uma maior intensidade de chuva produz um maior escoamento e conseqüentemente uma maior perda de solo. No entanto, além desse fator, os processos erosivos são influenciados pela meteorologia (tempo duração da chuva, vento, gelo), geologia (composição da rocha), topografia (gradiente de declividade, comprimento da rampa), características do solo (estrutura, textura e porosidade), presença de práticas conservacionistas e cobertura vegetal (Carvalho, 2008).

Nesse sentido, face às diversas variáveis de influência e aos problemas causados pela erosão, muitos estudos são realizados para estimar a perda de solo e seus impactos sobre o meio ambiente (Asfaw, Pallante e Palma, 2020; Girmay e Muluneh, 2020; Mohammed et al. 2020; Steinhoff-Knopp, Kuhn e Burkhard, 2021). Esses, em sua maioria, utilizam de variações do modelo empírico Equação Universal de Perda de Solo – USLE (Wischmeier e Smith, 1965), como a Equação de Perda de Solo Universal Modificada - MUSLE (Williams, 1975), Equação de Perda de Solo Universal Revisada - RUSLE (Renard et al., 1997), dentre outras.

No entanto, a obtenção de dados locais para estimar as perdas de solo em grandes extensões territoriais torna o trabalho custoso e delongado. Frente a isso, as atuais tecnologias que envolvem obtenção de dados pelos Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) viabiliza não somente a coleta, tratamento, análise e produção de informações referente a erosividade em um bacia hidrográfica, mais também, permite o estudo da dinâmica espaço-temporal dos fatores que afetam a geração e o transporte de sedimentos (Buarque, 2015).

A RUSLE é uma equação empírica que prevê valores médios de perda de solo para grandes áreas, de simples aplicação e propícia para locais com dados ambientais escassos. Na literatura muitos trabalhos avaliam a perda de solo com o uso desse modelo e auxílio de SIG, tais como: Steinmetz et al. (2018) em duas bacias hidrográficas agrícolas no Rio Grande do Sul; Yang et al. (2018) no Tibete; Teng et al. (2019) na China; Efthimiou, Psomiadis e Panagos (2020) em uma área de incêndio na Grécia; Biddoccu et al. (2020) em vinhedos europeus com diferentes manejos do solo; Maronedze et al. (2020) na África; Hateffard et al. (2021) para projeções de perda de solo no Irã; Othman et al. (2021) no Oriente Médio.

Mendonça (2013) mapeou a fragilidade erosiva na bacia do rio Santa Maria do Doce, classificando a região com grau moderado de perda de solo. Já o PARH-Santa Maria (2010) denota a susceptibilidade erosiva da maior parte da bacia como de forte à média, devido aos declives acentuados. No entanto, não há diagnóstico de estimativas de perda do solo realizado para o local, que ademais, possui monitoramento ambiental muito deficitário. Diante dessas informações, objetiva-se realizar o levantamento da perda de solo

e a produção de sedimentos na bacia do rio Santa Maria Doce-ES, utilizando o modelo de perda de solo RUSLE.

## 2. Material e Método

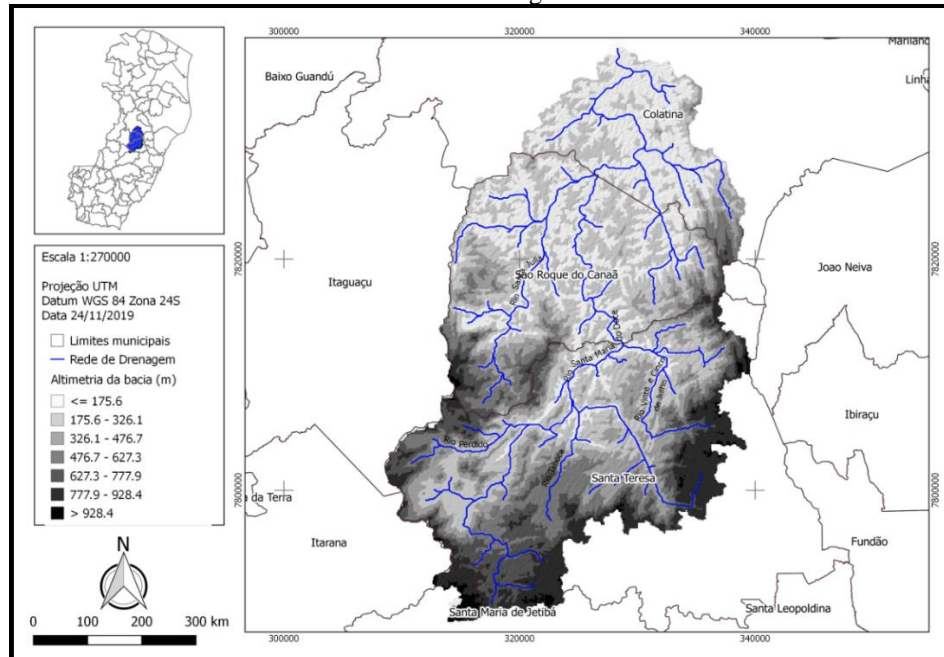
### 2.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce (Figura 1) possui 935 km<sup>2</sup> de área. Das suas principais características conta com o uso do solo antropizado em 81% de seu território, sendo destinado à agropecuária 74% desse. Seu relevo varia de traços suaves à fortemente ondulado nas áreas de cabeceiras, desse modo, o fluxo de água se mostra eficiente, por outro lado, torna a região suscetível a deslizamentos de terra, sulcos e voçorocas. O tipo de solo predominante é o Latossolo de boa infiltração, seguido pelo Argissolo, Cambissolo e Gleissolo (Campanharo, 2010; PARH-Santa Maria, 2010).

O rio Santa Maria do Doce nasce a 1000 m de altitude desaguardando no rio Doce no município de Colatina a 40 m de altitude. Seus principais afluentes são os rios Santa Júlia, Taboca, Perdido e Vinte e Cinco de Julho (PARH-Santa Maria, 2010). O clima na região é considerado tropical especificado como Am (Peel, Finlayson e McMahon, 2007). Já o regime de chuva varia de 1000 a 1300 mm anuais (Mendonça, 2013) e os níveis de evapotranspiração real são de 600 a 1000 mm anuais (Cecílio et al., 2012).

As descargas sólidas do rio Santa Maria do Doce variam de 0,08 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no período seco a 0,8349 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> no período chuvoso, com sedimentos caracterizados por areia média (Brune, 2014). Os valores de vazão do rio ficam entre 0,30 e 35,19 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> entre os regimes sazonais anual (Brune, 2014). Tesch (2015) encontrou em uma subbacia do rio Santa Maria do Doce, uma produção média de sedimentos para o mês de janeiro de 0,130 t.ha<sup>-1</sup>.

**Figura 1-** Representação altimétrica da bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce com seus principais rios e sua rede de drenagem.



**Fonte:** Autores

## 2.2 Cálculo da perda de solo

A delimitação da bacia hidrográfica e da rede de drenagem ocorreu a partir Modelo Digital de Elevação-MDE obtido da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) que está disponibilizado no site <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/es/es.htm>>, em resolução de 90 metros, reamostrados para 30 metros. Todo processamento ocorreu no software QGIS versão 2.18.15, juntamente com o plugin IPH-Hydro Tools (Siqueira et al., 2016; Medeiros et al., 2018), adquirido no site <https://www.ufrgs.br/hge>.

Os parâmetros preditivos do modelo RUSLE (Equação 1), adaptado do modelo USLE-Equação Universal de Perda de Solo por Renard et al. (1997), foram espacializados por ferramentas do QGIS e multiplicados na calculadora raster.

$$A = R.K.LS.C.P \quad (1)$$

*A* - perda de solo por unidade de área e tempo ( $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ )

*R* - fator de erosividade da chuva ( $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$ )

*K* - fator erodibilidade do solo ( $t.ha^{-1}.MJ.mm$ )

*LS* - fator topográfico (adimensional)

*C* - fator preparo e cobertura do solo (adimensional)

*P* - fator práticas conservacionistas (adimensional)

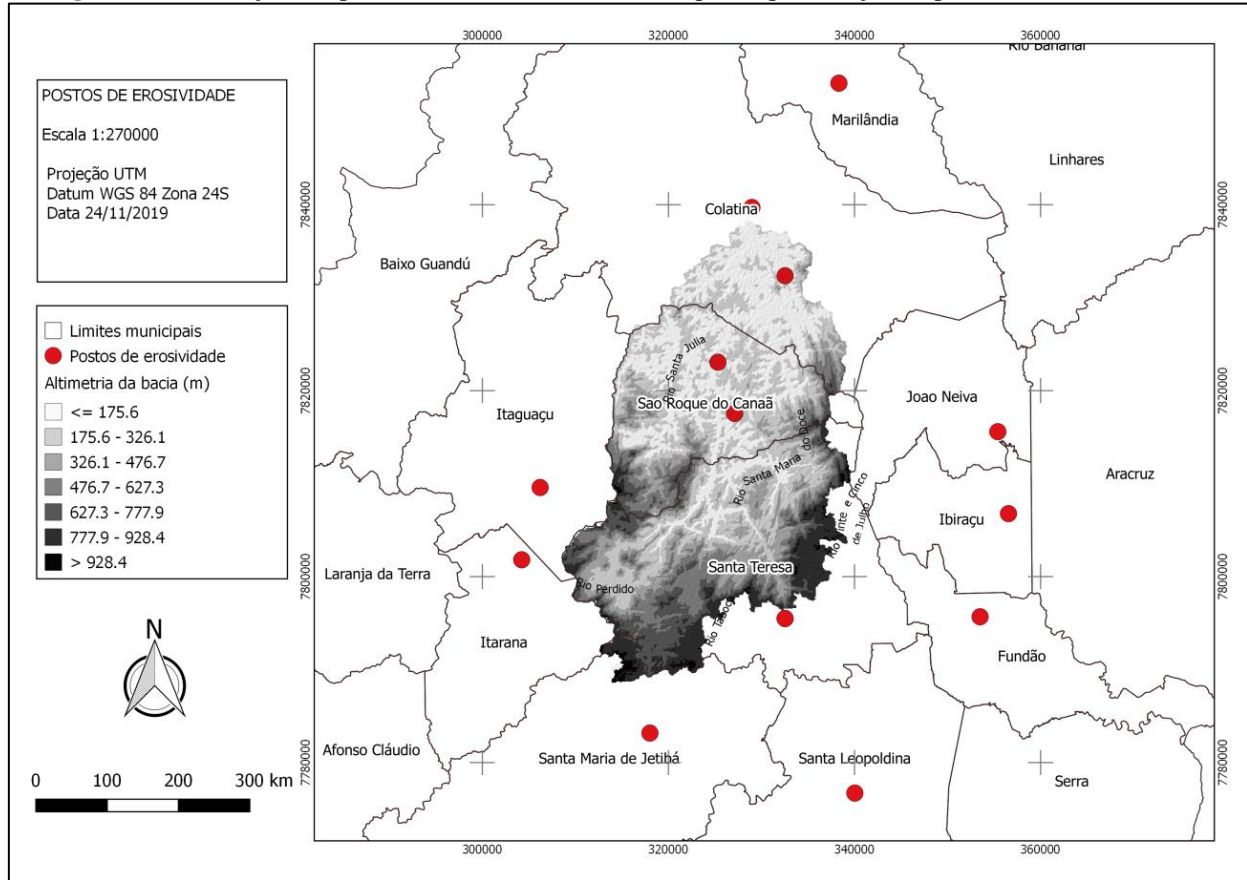
### Erosividade (*R*)

A erosividade é a capacidade da chuva em causar erosão (Carvalho, 2008), calculada pela Equação 2, em que, *E* é a energia cinética de um evento de chuva *j*,  $I_{30}$  é a intensidade de chuva ocorrida em 30 minutos do evento de chuva *j* e *n* é o quantitativo de eventos em um período avaliado em  $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$ .

$$R = \sum_{j=1}^n (EI_{30})_j \quad (1)$$

No entanto, os valores desse parâmetro foram obtidos pelo programa netErosividade ES (Moreira et al., 2012), estimados por meio de redes neurais artificiais para qualquer localidade do Espírito Santo. Escolhidos 14 pontos (Figura 2) de maneira aleatória, que fossem facilmente identificados dentro e nas proximidades da bacia. O método de cálculo baseado em Foster et al. (1981) foi o escolhido para representar os valores médios de erosividade anual adquiridos no software. Assim, de posse dos dados, a espacialização do fator pela bacia foi realizada com o método de interpolação pelo inverso da distância.

**Figura 2-** Localização dos postos de erosividade escolhidos para representação do parâmetro de erosividade.



Fonte: Autores

### Erodibilidade do Solo (K)

A erodibilidade representa a susceptibilidade do solo à erosão (Carvalho, 2008). Esse fator é composto por interações físicas e químicas no solo, em que, para uma mesma classe pode ocorrer variação (Wischmeier e Smith, 1978). O cálculo da erodibilidade proposto por Wischmeier e Smith (1978) é demonstrado pela (2).

$$K = \left( \frac{\%areia + \%silte}{\%argila} \right) \cdot 0,01 \quad (2)$$

Um mapa de tipos de solo do Navegador GEOBASES foi obtido na escala 1:400000. Com os tipos existentes na bacia, uma pesquisa bibliográfica foi realizada para obter os valores de erodibilidade referentes a cada solo (Tabela 1), adicionando os valores na tabela de atributo do *shapefile*. Das 07 classes de solos do mapa, 03 classes precisaram sofrer adaptações para incluir o valor de K, por não haver referência relativa ao tipo de solo descrito de forma tão minuciosa.

**Tabela 1** - Fator de erodibilidade por tipo de solo e referência utilizada.

<b>Tipo de Solo</b>	<b>Sigla</b>	<b>Valor K (t.h.MJ<sup>-1</sup>.mm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Referência</b>
LATOSSOLO AMARELO Distrófico típico A mod. arg. flor. subperen. f. ond. e mont. + AFLORAMENTO ROCHOSO + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico A mod. arg. flor. subperen. f. ond. e mont.	LAd18	0,027700	Morais e Sales (2017)*
CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico A mod. méd. e arg. pedregosa e não pedregosa flor. subperen. f. ond. e mont. + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico A mod. arg. flor. subperen. ond. e f. ond.	CXbd2	0,227036	Carvalho Júnior et al. (2013)
CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico A mod. arg. e méd. não pedregosa e pedregosa flor. subperen. mont. e escarp. + LATOSSOLO AMARELO Distrófico típico A mod. arg. flor. subperen. mont. + AFLORAMENTO ROCHOSO	CXbd4	0,006372	Chagas et al. (2011)*
LATOSSOLO AMARELO Distrófico típico A mod. arg. e m. arg. + ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico nitossólico A mod. méd./arg. e arg. + ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico (e distrófico) A mod. méd./arg. e arg., todos flor. subcad. f. ond. e ond.	LAd21	0,027700	Morais e Sales (2017)*
LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico A mod. arg. e m. arg. flor. subperen. f. ond. e mont. + ARGISSOLO VERMELHO Eutrófico (e distrófico) A mod. arg. flor. subperen. f. ond. e mont. + AFLORAMENTO ROCHOSO	LVAd3	0,017482	Carvalho Júnior et al. (2013)
LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico A mod. arg. flor. subperen. f. ond. e mont.	LVAd2	0,012667	Carvalho Júnior et al. (2013)
LATOSSOLO AMARELO Distrófico típico A mod. arg. flor. subperen. f. ond. e mont. + CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico A mod. arg. e méd., não pedregosa e pedregosa flor. subperen. f. ond. e mont.	LAd7	0,016585	Carvalho Júnior et al. (2013)

\*Por falta de referência de valores com esse detalhamento adotou-se o valor de K mais próximo possível da descrição.

Abreviações: Mod. = moderado; méd. = média; m. = muito; arg. = argilosa; aren. = arenosa; casc. = cascalhenta; ã casc. = não cascalhenta; flor. = floresta; subperen. = subperenifólia; subcad. = subcaducifólia; peren. = perenifólia; rest. = restinga; pl. = plano; s. ond. = suave ondulado; ond. = ondulado; f. ond. = forte ondulado; mont. = montanhoso;

escarp. = escarpado; org. = orgânica.

**Fonte:** Adaptações realizadas pelo autor.

### Fator topográfico (LS)

Segundo Wischmeier e Smith (1978), o fator topográfico (LS) é a razão entre a perda de solo de um local avaliado e a perda de solo de um local com padrões específicos de 25m de comprimento de rampa (L) e 9% de declive (S). Esse parâmetro representa indiretamente a contribuição do escoamento para a erosão, já que, quanto maior for o comprimento e declive de uma encosta, maior será a velocidade e o volume escoado, consequentemente, maior probabilidade erosiva (Cardozo et al., 2015).

Para gerar o mapa desse fator, o algoritmo “*Slope length*” do Sistema de Análises Geocientíficas Automatizado-SAGA, acoplado ao QIS foi usado para modelar o LS a partir da área de contribuição. O SAGA oferece para o cálculo do fator LS as equações de: Moore e Bruch (1986), Desmet e Govers (1996) ou Boehner e Selige (2006). A equação escolhida para o trabalho é baseada em Desmet e Govers (1996) visualizada pelas Equações (3 e

(4.

$$L_{i,j} = \left( \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}}{D^{m+2} x_{i,j}^m (22,13)^m} \right) \quad (3)$$

$$S = 0,00654s^2 + 0,0456s + 0,065 \quad (4)$$

$L_{i,j}$  - fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j) (adimensional);

$A_{i,j-in}$  - área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m<sup>2</sup>);

$D$  - tamanho da grade de células (m);

$x_{i,j}$  - valor da direção do fluxo;

$m$  - coeficiente que assume os valores: 0,5, se  $s \geq 5\%$ ; 0,4, se  $3\% \leq s < 5\%$ ; 0,3, se  $1\% \leq s < 3\%$ ; e 0,2, se  $s < 1\%$ .

$S$  - fator de declividade (adimensional); e

$s$  - declividade média da vertente (%).

### Fator Cobertura do Solo (C)

O fator C é um parâmetro adimensional, que corresponde a razão entre a perda de solo de uma terra cultivada e a perda de solo esperada para uma terra sem cultivo algum (Wischmeier e Smith, 1978).

O mapeamento realizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, em 2012-2015, em escala 1:10000, resolução espacial de 0,25 m foi usado para obter a localização das 13 classes de uso de solo resultante. Um pesquisa bibliográfica foi realizada para obter os valores adotados para cada uma (Tabela 2) e incluí-los na tabela de atributos do arquivo de uso dos solos.

Os autores desse trabalho indicaram os valores do fator C para a classe Brejo e Outros, pela ausência de valor de referência e discretização do que seria a última classe.

**Tabela 2** - Fator C para cada classes de uso do solo delimitada.

Classe delimitada	C	Referência
Área urbanizada	1,00000	Vitte (1997)
Afloramento rochoso	0,00100	Ribeiro e Alves (2007)

Brejo	0,00000	Autores
Campos	0,04200	Silva (2004)
Cultivos agrícolas	0,20000	Vitte, 1997
Extração mineral	1,00000	Autores
Capoeira/Macega	0,00100	Dutra e Mendonça (1997)
Massa d'água	0,00000	Silva (2004)
Mata nativa (todos estágios)	0,00004	Vitte (1997)
Outros	0,20000	Autores
Pastagem	0,01000	Tomazoni et al. (2005)
Reflorestamento por Eucalipto e Seringueira	0,03241	Silva (2007)
Solo exposto	1,00000	Farinasso et al (2006)

Fonte: Adaptado de NUNES (2013)

### Fator Práticas Conservacionistas (P)

As práticas conservacionistas (Fator P) se refere à perda de solo de uma área de cultivo em relação à perda de solo de uma área com prática de cultivo morro abaixo. A obtenção dos valores e mapa de apoio para a espacialização do fator ocorreu do mesmo modo descrito para o Fator C. Assim, os valores atribuídos ao fator P são apresentados na Tabela 3. Sendo que, os autores indicaram valores do fator P para a classe Brejo, Extração mineral e Outros, pela ausência de referência das duas primeiras e falta de discretização da última classe.

**Tabela 3 - Fator P (práticas conservacionistas) para as classes delimitadas.**

Classe delimitada	P	Referência
Área urbanizada	1,00000	Prado (2005)
Afloramento rochoso	1,00000	Nunes (2013)
Brejo	0,00000	Autores
Campos	0,40000	Ruhoff (2006)
Cultivos agrícolas	0,70000	Ruhoff (2006)
Extração mineral	1,00000	Autores
Capoeira/Macega	0,20000	Souza (2010)
Massa d'água	0,00000	Ruhoff (2006)
Mata nativa (todos estágios)	0,10000	Ruhoff (2006)
Outros	0,20000	Autores
Pastagem	0,30000	Domingos (2006)
Reflorestamento por Eucalipto e Seringueira	0,20000	Souza (2010)
Solo exposto	1,00000	Ruhoff (2006)

Fonte: Adaptado de NUNES (2013)

### 2.3 Cálculo da produção de sedimentos

A RUSLE realiza a estimativa de erosão por toda a bacia, mais não calcula o quantitativo desses sedimentos que são transportados dessa bacia para outra à jusante, por exemplo. Para conhecer o quanto dessa perda de solo chega ao exutório (produção de sedimentos), o valor médio de perda de solo deve ser multiplicado pelo fator SDR (*Sediment Delivery Ratio*; Onyando, Kisoyan e Chemelil, 2005), que significa a taxa de entrega de sedimentos, ou melhor, a capacidade da bacia em armazenar ou transportar o material



erodido.

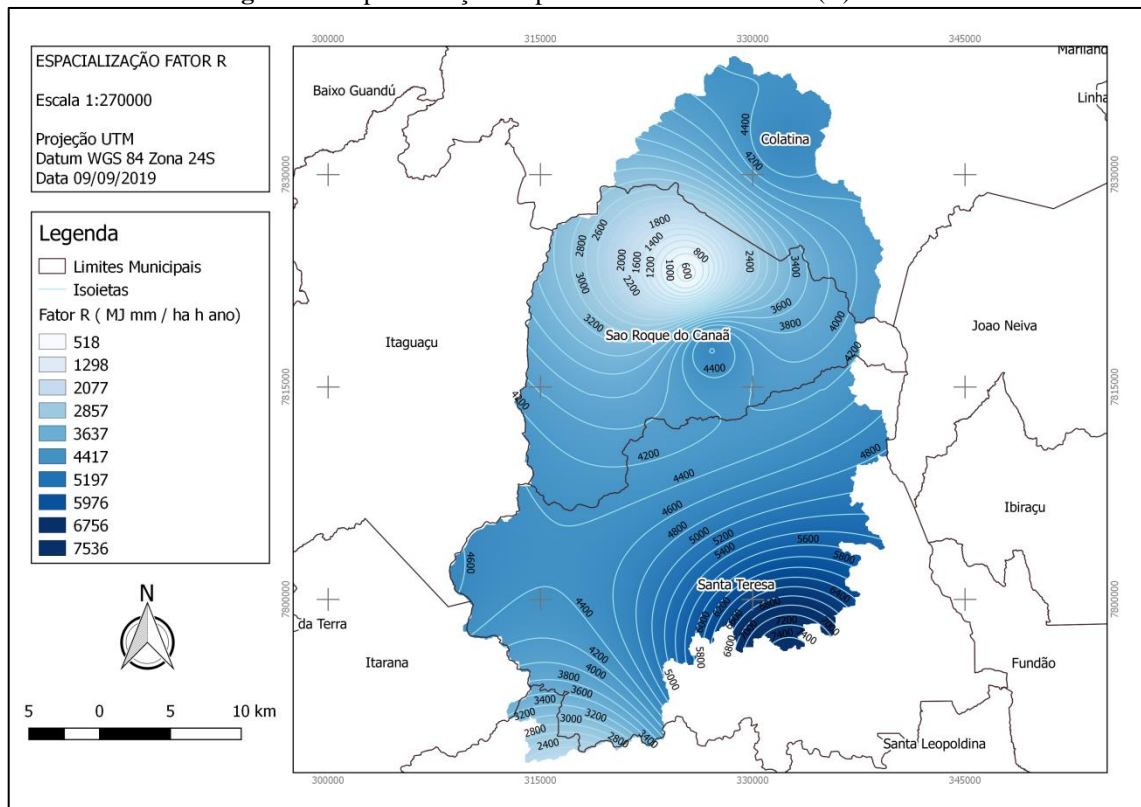
Wu, Liu e Ma (2018) trazem diversas equações utilizadas para calcular o SDR. No entanto, será usada a equação Vanoni (2006), elaborada a partir de dados de 300 bacias hidrográficas (Equação 6), em que  $Ab$  é a área da bacia em  $km^2$ .

$$SDR = 0,4724 \cdot Ab^{-0,125} \quad (6)$$

### 3. Resultados e Discussão

A bacia delimitada resultou em uma área de  $953,365 \text{ km}^2$ , com os principais rios compositores da calha principal determinados por uma área de cabeceira de  $10 \text{ km}^2$  (Figura 1). Sobre essa área ocorreu a espacialização do Fator R (Figura 3). Desse resultado é possível notar que a energia cinética de chuvas é mais intensa na região sudeste, no município de Santa Teresa, com diminuições em direção à cidade de São Roque do Canaã.

**Figura 3 -** Espacialização do parâmetro de Erosividade (R).



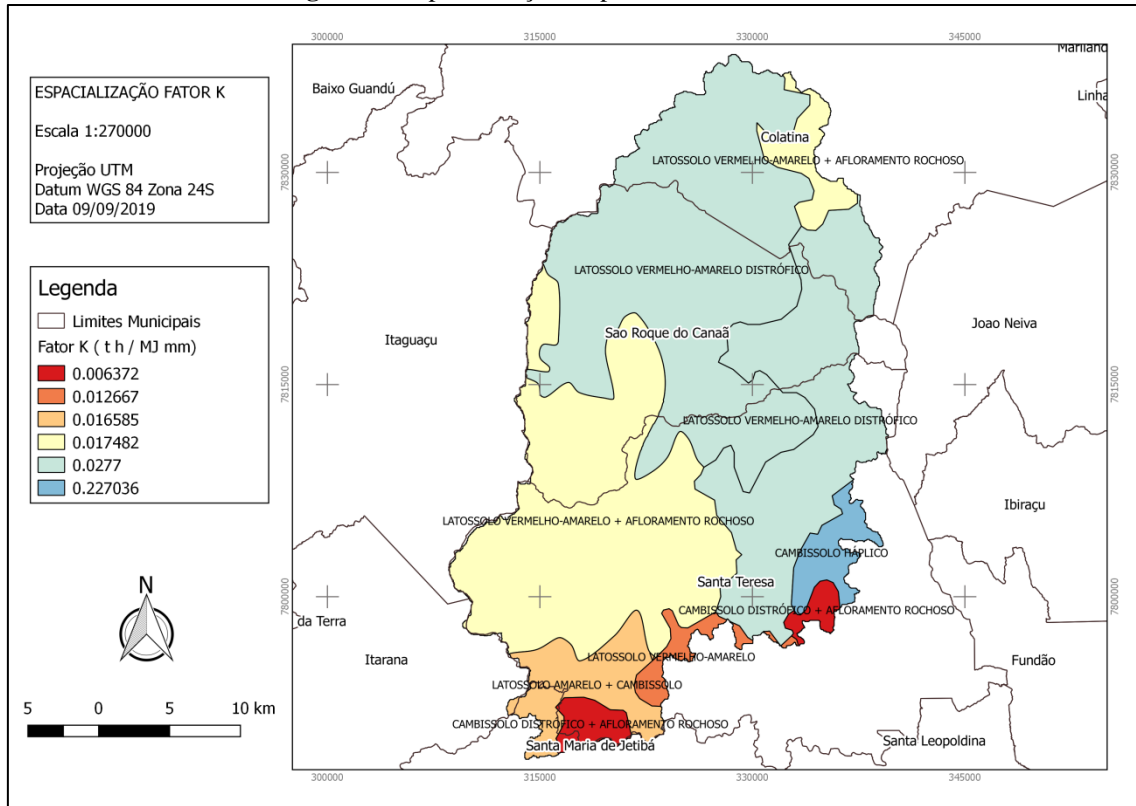
**Fonte:** Autores.

Segundo Morais e Sales (2017) os tipo de solos mais suscetíveis à erosão possuem erodibilidade superior a  $0,043 \text{ t.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ . O maior valor do Fator K é encontrado à sudeste,  $0,227036 \text{ t.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ , representativo do tipo de solo Cambissolo Háplico (

Figura 4), solo jovem, pouco profundo (EMBRAPA, 2008), favorável ao desenvolvimento de voçorocas (Bonna, 2011), presente em áreas fortemente frágeis à erosão, onde na bacia predomina a

cafeicultura (Mendonça, 2013).

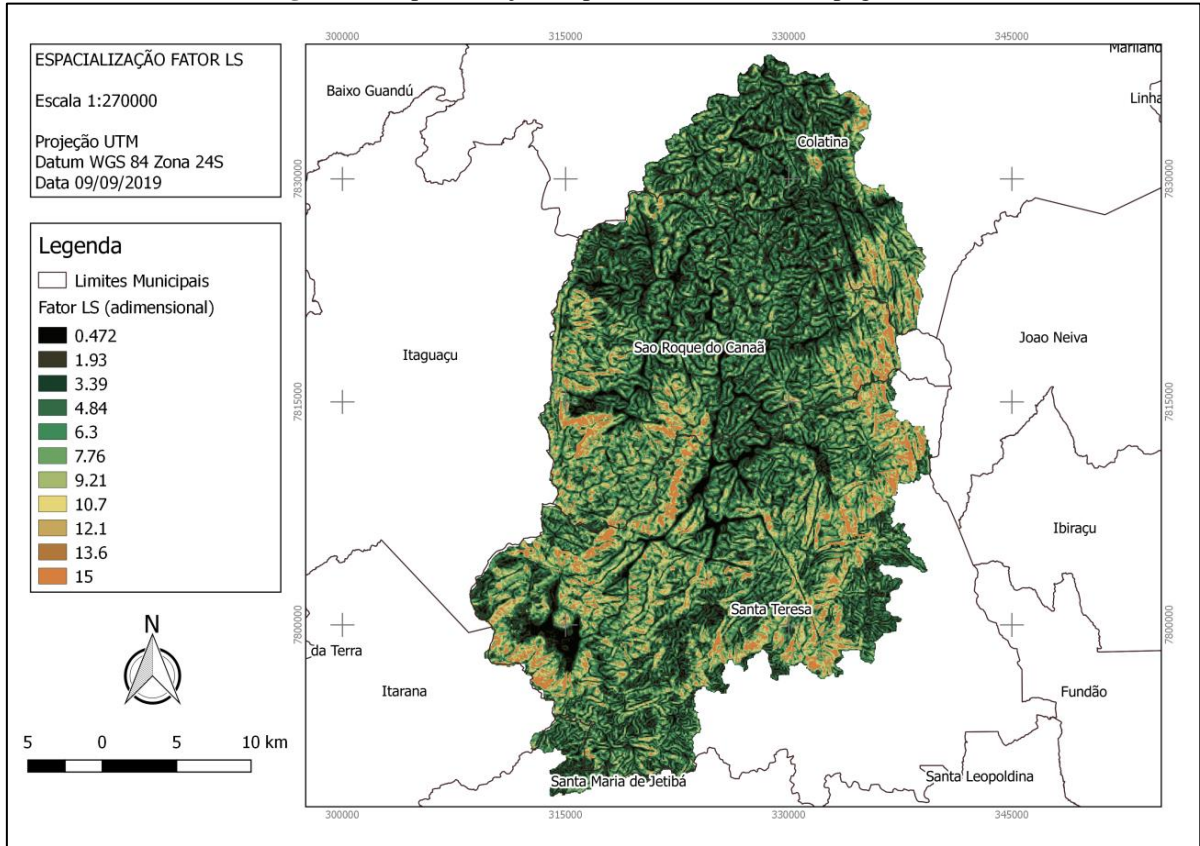
**Figura 4 - Espacialização do parâmetro Erodibilidade.**



**Fonte:** Autores

Os maiores valores do parâmetro LS (cor alaranjadas, Figura 5) estão à leste, sudeste e centro-oeste, locais caracterizados por relevo montanhoso. Esses locais são regiões de cabeceiras, naturalmente de maiores declividade, onde nascem os principais rios que formam o Santa Maria do Doce.

**Figura 5 -** Espacialização do parâmetro LS – fator topográfico.



**Fonte:** Autores

O mapeamento de uso do solo da bacia resultou nos quantitativos expressos em porcentagens, presentes na Tabela 4. Nota-se que o cultivo agrícola ocupa de sobremaneira a região, verificação também encontrada no trabalho PARH-Santa Maria (2010), juntamente à pecuária. Dos cultivos agrícolas tem destaque a cafeicultura (Mendonça, 2013).

**Tabela 4 –** Quantitativos de uso dos solos realizado com base no mapeamento IEMA (2012-2015).

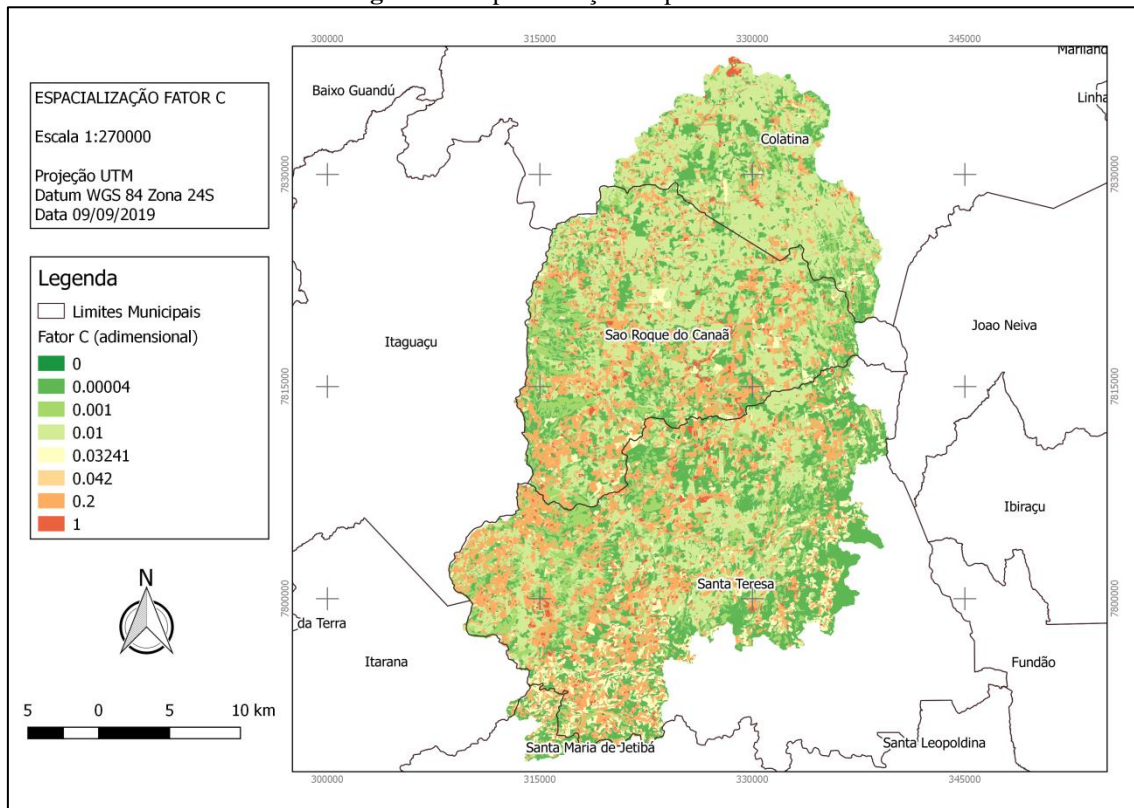
Uso do solo	Porcentagem de área ocupada
Área urbanizada	0,130
Afloramento Rochoso	1,211
Brejo	0,037
Campos	0,004
Cultivos agrícolas	76,351
Extração Mineral	0,004
Macega	1,203
Massa D'Água	0,078
Mata Nativa (todos estágios)	6,825
Outros	4,088

Pastagem	8,704
Reflorestamento com Eucalipto e Seringueira	0,998
Solo Exposto	0,369

Fonte: Autores.

Os valores do parâmetro C foram inseridos nas classes de ocupação do solo, obtendo a Figura 6. Os maiores valores do fator são encontrados no norte da bacia e pontualmente espalhados pela sua área. Ao norte se localiza a cidade de Colatina, cuja classe de uso do solo é a área urbanizada. Já nas demais, além de algumas vilas, também há extração mineral e a presença de solo exposto com valores altos para esse fator. Em contrapartida, os valores que colaboram para baixa perda de solo, valor de C pequeno, são observados em tons de verde, sendo representados pelas florestas, massas d'água e brejo.

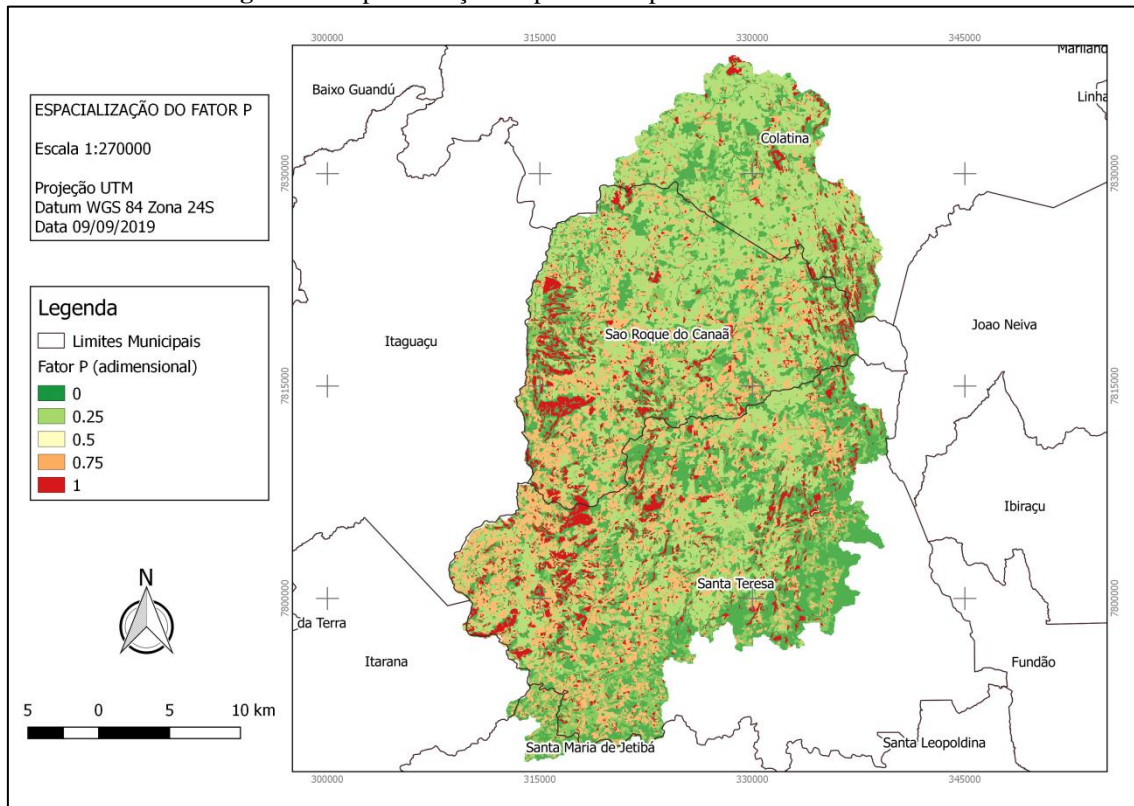
Figura 6 - Espacialização do parâmetro C.



Fonte: Autores.

Por fim, a espacialização do parâmetro P é visualizada na Figura 7. Com altos valores, em cores avermelhadas, locais de práticas agrícolas, pastagens e solo exposto. E baixos valores, assim como no fator C, em tons verdes, para áreas de mata nativa, massa d'água e brejo.

**Figura 7 -** Espacialização do parâmetro práticas conservacionistas.



**Fonte:** Autores.

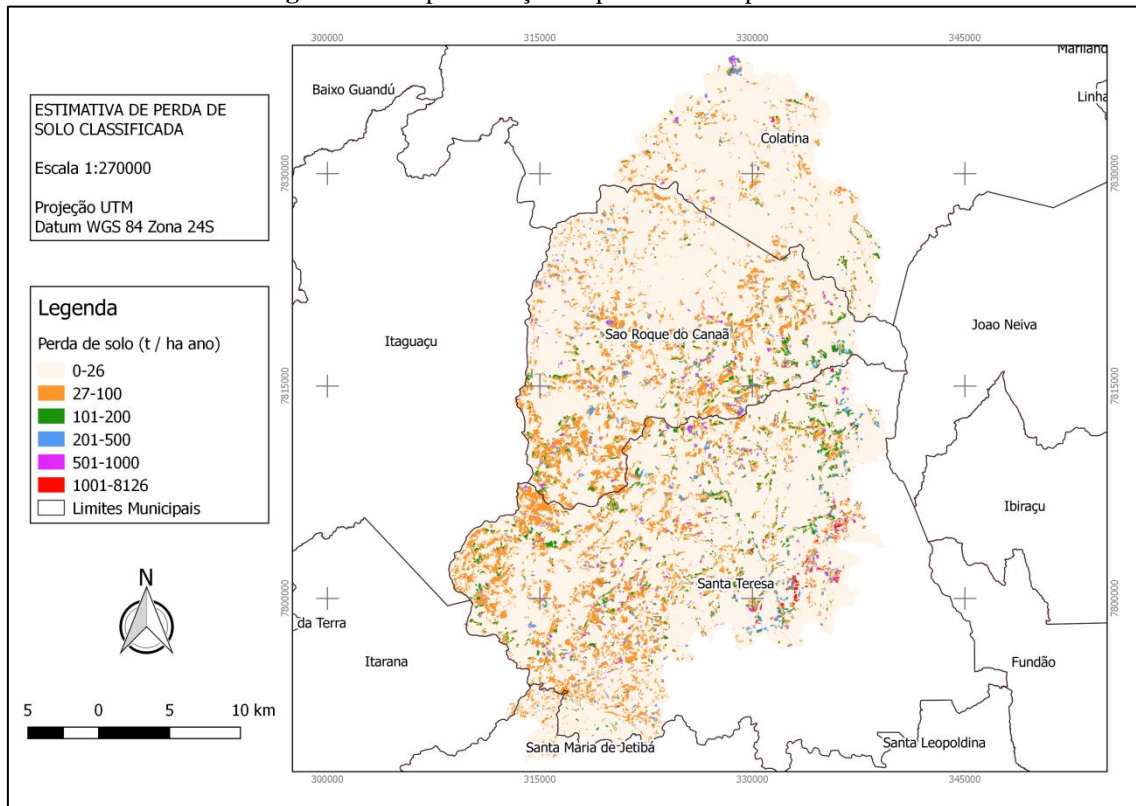
Com os resultados mapeados foi calculada a perda de solo da bacia (Figura ). Os valores máximos de perda de solo,  $8126 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , estão localizados à sudeste. Altos índices de perda de solo, na casa dos milhares, também foi encontrado no trabalho de Othman et al. (2021). Na parte sudeste há os maiores valores de erosividade, o tipo de solo é caracterizado como cambissolo, além de possuir os maiores valores de declividade. Na região, a mata nativa foi retirada para uso do espaço territorial com atividades agropecuárias. Todos esses fatores corroboram para o resultado com essa magnitude.

No entanto, na maior parte da bacia os valores não ultrapassam  $26 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ . Em boa parte das áreas de cultivo agrícola, os resultados de perda de solo se encontram entre  $26$  e  $100 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ . Esse fato vai ao encontro do trabalho de Steinmetz et al. (2018) no Rio Grande do Sul, com mesma faixa de resultados para áreas agrícolas. Valores próximos também foram observados por Biddoccu et al. (2020) em áreas de vinhedos na România ( $22,24 \pm 11,13 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ ).

De maneira estatística o valor médio de perda de solo da bacia é de  $26,60 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , com desvio padrão de  $154,46 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .



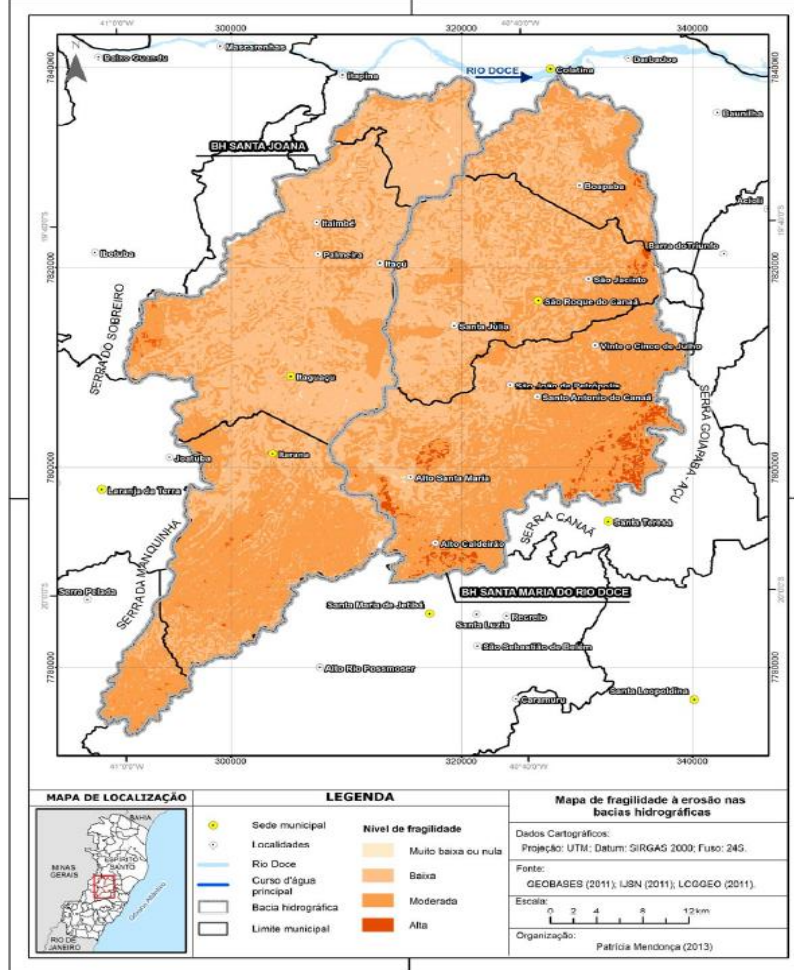
**Figura 10 – Espacialização da perda de solo pela RUSLE.**



**Fonte:** Autores.

O mapeamento de fragilidade erosiva elaborado por Mendonça (2013) visto na Figura 8, corrobora com os resultados desse trabalho, quando classifica a bacia, em sua parte inserida no município de Santa Teresa, como área de alta fragilidade erosiva por seus altos índices pluviométricos em zonas de alta declividade. Ela apresenta o valor de 54,31% do território classificado como moderado.

**Figura 8** - Mapeamento da fragilidade do solo nas bacias do rio Santa Joana e do rio Santa Maria do Doce.



**Fonte:** Mendonça (2013)

A discretização da área da bacia em classes de perda de solo (Tabela 5), além de mostrar alta porcentagem de terras com valores abaixo da média, demonstra em sua sequência, valores de perda de solo de 27 a 100 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, para 12,24% da área. Já os mais altos valores de perda de solo estão presentes em pequena porcentagem de área (0,23%), concentrados na região sudeste.

Em relação às médias dos parâmetros da RUSLE em cada classe discretizada, observa-se que os valores do fator R têm suas métricas aumentadas em função do acréscimo de perda de solo. O fator K se comporta do modo inverso, decresce de valor à medida que a perda de solo aumenta. O parâmetro topográfico também tem sua maior média na classe de maior perda de solo. Médias mais altas do fator C nas classes de maior perda de solo são indicativas de uso agrícola mais intenso do que outros usos do solo, fato de igual semelhança para as médias do fator P.

**Tabela 5** – Parâmetros médios por classe de perda de solo e área de abrangência.

<b>Classes de perda de solo (t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>Área da bacia (%)</b>	<b>R médio (MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>K médio (t.h.MJ<sup>-1</sup>.mm<sup>-1</sup>)</b>	<b>LS médio (adimensional)</b>	<b>C médio (adimensional)</b>	<b>P médio (adimensional)</b>
0-26	82,68	4094.831	0.028	5.758	0.072	0.368
27 - 100	12,24	4130.042	0.027	5.047	0.212	0.651
101-200	2,90	4398.912	0.025	8.284	0.287	0.711
201-500	1,29	4475.172	0.035	7.382	0.692	0.855
501-1000	0,66	4511.875	0.044	7.483	0.881	0.948
1001-8126	0,23	5457.064	0.112	10.813	0.670	0.850

**Fonte:** Autores

As áreas sobre influência antrópica são as que contêm os maiores valores de perda de solo, fato que vai ao encontro do trabalho PARH-Santa Maria (2010). Isso implica na necessidade de um gerenciamento efetivo que garanta qualidade de vida, segurança social e ambiental para a comunidade da região avaliada. Já que, o trabalho de Brune (2014) reforça o fato da bacia possuir potencial de geração de sedimentos superior às bacias adjacentes, devido sua declividade, tipos de solo e os usos que se fazem desses.

No mais, os parâmetros da RUSLE conseguiram demonstrar a variação espacial de perda de solo da região, destacando o Sudeste com um solo propício a erosão, com uso de práticas agrícola, em relevo acidentado e com alto regime energético pela precipitação.

Utilizando-se da área de 953,365 km<sup>2</sup>, o valor do *SDR* ficou em 0,20. Assim, com a multiplicação pela média de perda de solo, 26,60 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, a produção de sedimento da bacia resulta em 5,33 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Valor esse que chega à calha principal do rio Doce no município de Colatina.

Brune (2014) encontrou o valor de 0,83 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> relativos à média da produção de sedimento em suspensão no período chuvoso quando avaliou um ponto na calha do rio. A autora encontrou um valor bem reduzido a esse trabalho, quando monitorou um afluente. Já Tesch (2015) encontrou uma média de 0,130 t.ha<sup>-1</sup> no mês de janeiro de 2013, quando analisou a produção de sedimentos advindos de estradas não pavimentadas em uma subbacia.

As divergências entre os valores de produção decorrem das incertezas inseridas para obtenção de cada fator espacializado da RUSLE, pois, os parâmetros são condicionados aos dados pesquisados e não monitorados, sendo esses últimos escassos para o local. Ademais, se faz necessário um monitoramento contínuo para que se possa registrar valores de produção médios anuais de modo representativo, assim como, devem ser realizadas pesquisas para obter valores locais referentes aos fatores que compõem a equação de perda de solo.

Certos disso, e da não disponibilidade de valores mais consistentes para a validação ou calibração dos achados no estudo, assim como preposto por Andreoli (2018), esse trabalho deve ser considerado como uma avaliação qualitativa, indicador de valores medianos de perda de solo e produção de sedimento.

#### 4. Conclusão

O modelo RUSLE juntamente a um SIG se configura como uma ferramenta possível de ser aplicada em local com precariedade de monitoramento sedimentométrico, ressaltando a economia de custos e tempo para execução de análises. Por meio dele foi estimado para a bacia do rio Santa Maria do Doce um valor



médio de perda de solo de 26,60 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Com a região sudeste da bacia registrando as maiores métricas, pois, além de sua predisposição erosiva devido ao tipo de solo, declive e taxas de precipitação, as práticas agrícolas veem contribuindo para os altos valores.

Além disso, foi calculada a produção de sedimentos corresponde a 5,33 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, que são descarregados no curso principal do rio Doce. Dessa forma fica evidente a necessidade de ações que contemplem o zoneamento ambiental em termos de perdas do solo para essa região.

## 5. Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio Institucional da Universidade Federal do Espírito Santo-UFES e do Instituto Federal do Espírito Santo-IFES, além da instituição de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES pelo apoio financeiro no desenvolvimento da pesquisa.

## 6. Referências

Adhikary, R. (2020). Causes and Effect of Soil Erosion and its Preventive Measures. **In: Advanced Agriculture by S. Maitra and B. Pramanick (Editors)**. New Delhi Publishers, New Delhi, p.376-387.

Andreoli, R. (2018). Modeling erosion risk using the RUSLE equation. **QGIS and Applications in Water and Risks**, v. 4, p. 245-282.

Asfaw, S.; Pallante, G.; Palma, A. (2020). Distributional impacts of soil erosion on agricultural productivity and welfare in Malawi. **Ecological Economics**, v. 177, p. 106764.

Biddoccu, M.; Guzmán, G.; Capello, G; Thielke, T.; Strauss, P.; Winter, S.; Zaller, J. G.; Nicolai, A.; Cluzeau D.; Popescug, D.; Bunea, C.; Hoble, A.; Cavallo, E.; Gómez, J. A. (2020). Evaluation of soil erosion risk and identification of soil cover and management factor (C) for RUSLE in European vineyards with different soil management. **International Soil and Water Conservation Research**, v.8, n.4, p.337-353.

Boehner, J.; Selige, T. (2006). Spatial Prediction of Soil Attributes Using Terrain Analysis and Climate Regionalisation. In: Boehner, J.; McCloy, K.R.; Strobl, J.: **'SAGA - Analysis and Modelling Applications'**, Goettinger Geographische Abhandlungen, v.115, p.13-27.

Bonna, J. L. (2011). **Mapeamento pedológico e de suscetibilidade erosiva no alto córrego prata (Ouro Preto-MG)**. Dissertação de mestrado – Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

Brovini, E. M; Brovini, M. M.; Pereira, R. O.; Gomes, M. H. R. (2020). Caracterização preliminar da microbacia hidrográfica do ribeirão São João, em Mar de Espanha - Minas Gerais. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.8, n.3. p.71-91.

Brune, R. A. (2014). **Métodos de estimativa de descarga sólida em rios – Análise comparativa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental – Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Buarque, D. C. (2015). **Simulação da Geração e do Transporte de Sedimentos em Grandes Bacias: Estudo de caso do rio Madeira**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental),

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Campanharo, W. A. (2010). **Diagnostico Físico da Bacia do Rio Santa Maria do Doce-ES**. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro.

Cardozo, G.; Zanandrea, F.; Michel, G. P.; Poletto, C. (2015). Aplicação da USLE na Predição de Perdas de Solo em uma Subbacia Hidrográfica na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS. In: **Anais Congresso Internacional de Hidrossedimentologia**. Disponível em: < <https://www.ufrgs.br/gpden/wordpress/wp-content/uploads/2015/12/Cardozo-et-al-2015-Hidrossedimentologia-USLE.pdf>>. Acesso em: 24/07/2019.

Carvalho Júnior, W.; Chagas, C. S.; Calderano Filho, B.; Bhering, S. B.; Donagemma, G. K.; Calderano, S. B.; Araújo, F. O.; Pereira, N. R. (2013). **Zoneamento Agroecológico do Município de Bom Jardim, Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 230. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Rio de Janeiro.

Carvalho, N. de O. (2008). **Hidrossedimentologia prática**. 2ª ed., rev., atual e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência, 599p.

Cecílio, R. A.; Silva, K. R.; Xavier, A. C.; Pezzopane, J. R. M. (2012). Método para a espacialização dos elementos do balanço hídrico climatológico. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 47, p. 478-488.

Chagas, C. S.; Bhering, S. B.; Silva, E. F. Da; Coelho, M. R.; Amaral, F. C. S. Do; Zaroni, M. J.; Pereira, N. R.; Carvalho Junior, W. De; Goncalves, A. O.; Dart, R. O.; Aglio, M. L. D.; Lopes, C. H. L.; Daniel Filho, A. C. B.; Earp, C. G. S. de (2011). **Zoneamento Agroecológico do município de Dois Irmãos do Buriti – MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 63p.

Desmet P. J. J.; Govers G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.51, p. 427–433.

Díaz, A. R.; Sanleandro, P. M.; Silla, R. O. (2012). Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. South-Eastern Spain. **Catena**, v. 99, p. 42-53.

Domingos, J. L. (2006). **Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em uma Bacia hidrográfica**. Monografia. Universidade Federal do Espírito Santo.

Dutra, K. R.; Mendonça, A. S. F. (1997) Estimativa de Perda de Solo por Erosão Superficial em Bacia Hidrográfica Utilizando Sistema de Informações Geográficas - SIG. In: **Anais 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1997, Foz do Iguaçu (PR).

Efthimiou, N.; Psomiadis, E.; Panagos, P. (2020). Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica, Greece. **Catena**, v. 187.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2008). **Curso de recuperação de áreas degradadas. A visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Centro de treinamento da Petrobrás. Rio de Janeiro-RJ, 22 a 26 de Set.

Farinasso, M.; Carvalho Júnior, O. A. de C.; Guimarães, R. F.; Gomes, R. A. T.; Ramos, V. M. (2006). Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS - Equação Universal de Perdas de Solo, utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba-Pi-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 7, n.2, p.73-85.

Foster, G. R.; Mccool, D. K.; Renard, K. G.; Moldenhauer, W. C. (1981). Conversion of the universal soil loss equation to SI units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Baltimore, v.36, p.355-359.

Girmay, G.; Moges, A.; Muluneh, A. (2020). Estimation of soil loss rate using the USLE model for Agewmariayam Watershed, northern Ethiopia. **Agriculture & Food Security**, v. 9, n. 1, p. 1-12.

Hateffard, F.; Mohammed, S.; Alsafadi, K.; Enaruvbe, G. O.; Heidari, A.; Abdo, H. G.; Rodrigo-Comino, J. (2021). CMIP5 climate projections and RUSLE-based soil erosion assessment in the central part of Iran. **Scientific reports**, v.11, n.1, p.1-17.

Issaka, S.; Ashraf, M. A. (2017). Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 1, n. 1, p. 1-11.

Lira, C.; Medeiros, P. H. A. ; Lima Neto, I. E. (2020). Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92.

Maronedze, A. K.; Schütt, B. (2020). Assessment of soil erosion using the RUSLE Model for the Epworth district of the Harare Metropolitan Province, Zimbabwe. **Sustainability**, v. 12, n. 20, p. 8531.

Medeiros, M. S.; Fleischmann, A. S.; Oliveira, A. M.; Corati, B. K.; Fan, F. M.; Martinbiancho, G. K.; Jardim, P. F.; Correa, S. W.; Siqueira, V. A.; Collischonn, W. (2018). **Manual de exemplo de aplicação do modelo MGB 2018 utilizando o IPH-Hydro Tools**. Disponível em: <[https://www.ufrgs.br/hge/wp-content/uploads/2018/11/manual\\_MGB\\_2018\\_QGIS\\_FINAL\\_02-1.pdf](https://www.ufrgs.br/hge/wp-content/uploads/2018/11/manual_MGB_2018_QGIS_FINAL_02-1.pdf)>. Acesso em: 19 mai. 2020.

Mendonça, P. R. (2013). **Características hidrogeomorfológicas das bacias hidrográficas dos rios Santa Maria do Rio Doce e Santa Joana/ES**. Dissertação de Mestrado – Pós-Graduação em Geografia, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Mohammed, S.; Abdo, H. G.; Szabo, S.; Pham, Q. B.; Holb, I. J.; Linh, N. T. T.; Anh, D. T.; Alsafadi, K.; Mokhtar, A.; Kbibo, I.; Ibrahim, J.; Rodrigo-Comino, J. Estimating human impacts on soil erosion considering different hillslope inclinations and land uses in the coastal region of Syria. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2786, 2020.

Moore I. D.; Burch G. J. (1986). Physical basis of the lengthslope factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p.1294–1298.

Morais, R. C. S.; Sales, M. C. L. (2017). Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v.27, Número Especial 1.

Moreira, M. C.; Cecílio, R. A.; Pezzopane, J. E. M.; Pruski, F. F.; Fukunaga, D. C. (2012). Programa

computacional para a estimativa da erosividade da chuva no Espírito Santo. **Revista Engenharia na Agricultura – REVENG**, v.20, p.350-356.

Morgan, R. P. C. (2005). **Soil erosion & conservation**. 3ª Edição. EUA: Blackwell Publishing.

Moura-Bueno, J. M.; Dalmolin, R. S. D.; Miguel, P.; Horst, T. Z. (2018). Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. **Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 102-112.

Nunes, A. R. (2013). **Confronto do Uso e Ocupação da Terra em APP's e Estimativa de Perda de Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Alegre**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Universidade Federal do Espírito Santo Centro de Ciências Agrárias Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Jerônimo Monteiro.

Onyando, J. O.; Kisoyan, P.; Chemelil, M. C. (2005). Estimation of potential soil erosion for river perkerra catchment in Kenya. **Water Resources Management**, v. 19, n. 2, p. 133-143.

Othman, A. A.; Obaid, A. K.; Al-Manmi, D. A. M. A.; Al-Maamar, A. F.; Hasan, S. E.; Liesenberg, V.; Shihab, A. T.; Al-Saady, Y. I. (2021). New Insight on Soil Loss Estimation in the Northwestern Region of the Zagros Fold and Thrust Belt. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 10, n. 2, p. 59.

PARH Bacia Hidrográfica do Rio Doce. (2010). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**. Disponível em: [http://www.cbhdoce.org.br/\\_docs/planobacia/PARH/PARH\\_SM\\_Doce](http://www.cbhdoce.org.br/_docs/planobacia/PARH/PARH_SM_Doce). Acesso em 16/06/2019.

Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**, v.11, p.1633–1644.

Prado, J. P. B.; Nóbrega, M. T. (2005). Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). **Acta Scientiarum Technology**. Maringá, v.27, p. 33-42.

Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Mccool, D.K.; Yoder, D.C. (1997). **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA, 384p. (USDA. Agriculture handbook, 703).

Ribeiro, L. S.; Alves, M. da G. (2007). Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos de Goytacazes/RJ através de técnicas de Geoprocessamento. **In: Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Florianópolis. Florianópolis, p. 3039-3046.

Ruhoff, A. L.; Penna, B. S. S.; Giotto, E.; Pereira, R. S. (2006). Avaliação dos processos erosivos através da equação universal de perdas de solos, implementada com algoritmos em legal. **Geomática**, v.1, n.1.

Shojaei, S.; Kalantari, Z.; Rodrigo-Comino, J. (2020). Prediction of factors affecting activation of soil erosion by mathematical modeling at pedon scale under laboratory conditions. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2020.

Silva, L. F. D. (2007). **A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA): uma proposta Metodológica**. Tese de Doutorado em Economia Aplicada – Instituto de Economia da UNICAMP.

Silva, V. C. (2004). Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 34, n. 3, p. 147–159, set./dez.

Siqueira, V. A.; Fleischmann, A. S.; Jardim, P. F.; Fan, F. M.; Collischonn, W. (2016). IPH-Hydro Tools: uma ferramenta acoplada a SIG para aquisição de topologia de bacias hidrográficas em ambiente de código aberto. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian Journal of Water Resources**, v. 21, n.1.

Souza, V. (2010). **Estimativa de perdas de solo por erosão laminar na bacia do Córrego Pinhalzinho II com suporte de Geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Maringá.

Steinhoff-Knopp, B.; Kuhn, T. K.; Burkhard, B. (2021). The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 1, p. 1-18.

Steinmetz, A. A.; Cassalho, F.; Caldeira, T. L.; Oliveira, V. A.; Beskow, S.; Timm, L. C. (2018). Assessment of soil loss vulnerability in data-scarce watersheds in southern Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v.42, n.6.

Teng, H.; Hu, J.; Zhou, Y.; Zhou, L.; Shi, Z. (2019). Modelling and mapping soil erosion potential in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v.18, n.2, p. 251–264.

Tesch, F. (2015). **Avaliação da calibração do modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para a simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Tiecher, T.; Minella, J. G.; Caner, L.; Evrard, O.; Zafar, M. Capoane, V.; Le Gall, M.; Santos, D. R. (2017) Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, p. 95-108.

Tomazoni, J. C.; Mantovani, L. E.; Bittencourt, A. V. L.; Rosa Filho, E. F. (2005). A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v.3, n.1, p.1-21, jan./jun.

Vanoni, V. A. (2006). **Sedimentation Engineering**. American Society of Civil Engineers, Reston VA, classic edition.

Vitte, A. C. (1997). Metodologia para cálculo de perdas de solo em bacias de drenagem. Bol. Par. de Geoc., Curitiba, n. 45, p. 59-65.

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

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1965). **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain**. Washington, DC: ARS/USDA.

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1978). **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. Washington, USDA, 58p. Agriculture Handbook, 537.

Wu, L.; Liu, X.; Ma, X. (2018). Research progress on the watershed sediment delivery ratio. **International Journal of Environmental Studies**, v. 75, n. 4, p. 565-579.

Yang, Y.; Zhao, R.; Shi, Z.; Rossel, R. A. V.; Wan, D.; Liang, Z. (2018). Integrating multi-source data to improve water erosion mapping in Tibet, China. **Catena**, v.169, p.31-45, oct.