

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE - GO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM  
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA EROÇÃO HÍDRICA EM  
BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUDOESTE DE GOIÁS

Autora: Nivalda da Costa Nunes  
Orientador: Prof. Dr. Lucas Peres Angelini

RIO VERDE - GO  
Fevereiro - 2020

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE - GO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM  
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA EROÇÃO HÍDRICA EM  
BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUDOESTE DE GOIÁS

Autora: Nivalda da Costa Nunes  
Orientador: Prof. Dr. Lucas Peres Angelini

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, do Programa de Pós-Graduação – Stricto Sensu em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração (Engenharia Aplicada e Sustentabilidade).

RIO VERDE - GO  
Fevereiro - 2020

## FICHA CATALOGRÁFICA

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP  
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
**Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano**

da Costa Nunes, Nivalda  
dN972a      Análise espaço-temporal da erosão hídrica em bacias  
             hidrográficas no sudoeste de Goiás / Nivalda da  
             Costa Nunes; orientador Lucas Peres Angelini; co-  
             orientador Leonardo Nazário Silva dos Santos. -- Rio  
             Verde, 2020.  
             61 p.

Dissertação ( em Mestrado Profissional em  
Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) -- Instituto  
Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2020.

1. Geotecnologias. 2. USLE. 3. Perda de solo. 4.  
Ribeirão das Abóboras. 5. Ribeirão da Laje. I. Peres  
Angelini, Lucas , orient. II. Nazário Silva dos  
Santos, Leonardo, co-orient. III. Título.


INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE  
DIRETORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA E INOVAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA E  
SUSTENTABILIDADE


**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA EROÇÃO  
HÍDRICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO  
SUDOESTE DE GOIÁS**


Autora: Nivalda da Costa Nunes  
Orientador: Lucas Peres Angelini

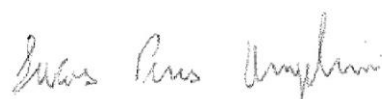
*TITULAÇÃO:* Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade –  
Área de concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

APROVADA em 19 de fevereiro de 2020.

  
Prof. Dr. Wellmo dos Santos Alves  
*Avaliador externo*  
IF Goiano – Campus Rio Verde

  
Prof. Dr. Wilker Alves Moraes  
*Avaliador externo*  
IF Goiano – Campus Rio Verde

  
Prof. Dr. Edio Damásio da Silva Junior  
*Avaliador interno*  
IF Goiano - Campus Rio Verde

  
Prof. Dr. Lucas Peres Angelini  
*Presidente da banca*  
IF Goiano - Campus Rio Verde



**Repositório Institucional do IF Goiano - RIIF Goiano  
Sistema Integrado de Bibliotecas**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO  
IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

**Identificação da Produção Técnico-Científica**

- |  |   |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese  | <input type="checkbox"/> Artigo Científico              |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação                      | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro              |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização                 | <input type="checkbox"/> Livro                          |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação                             | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ |   |

Nome Completo do Autor: Nivalda da Costa Nunes

Matrícula: 2018202331440060

Título do Trabalho: Análise espaço-temporal da erosão hídrica em bacias hidrográficas no Sudoeste de Goiás

**Restrições de Acesso ao Documento**

Documento confidencial:  Não  Sim, justifique: \_\_\_\_\_

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 17/04/20

O documento está sujeito a registro de patente?  Sim  Não

O documento pode vir a ser publicado como livro?  Sim  Não

**DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA**

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde, 15/04/2020.

Local \_\_\_\_\_ Data \_\_\_\_\_

*Nivalda da Costa Nunes*

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

*Sucos Peres Angellini*

\_\_\_\_\_  
Assinatura do(a) orientador(a)

## DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, Nivaldo e Sônia, pelo carinho e amor.*

*Aos meus irmãos, Adriana, Daiane e Rafael, por todo  
apoio e paciência.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pelo dom da vida, e por sempre estar ao meu lado nessa caminhada me guiando pelos caminhos corretos.

Aos meus pais, Nivaldo dos Santos Nunes e Sônia da Costa Nunes, e meus irmãos, Adriana, Daiane e Rafael, por sempre me apoiarem e estarem presentes na minha vida. Obrigado por nunca me deixar desistir dos meus sonhos. Amo muito vocês!

Ao João Vitor, por estar ao meu lado e pelo carinho, paciência, amor, companheirismo, e todo apoio durante essa etapa.

Ao meu professor orientador, Lucas Peres Angelini, que sempre esteve disposto a ajudar em todos os momentos, sempre com bons conselhos e muita paciência. Obrigada por contribuir para me tornar uma pesquisadora e uma pessoa melhor.

Ao Wellmo dos Santo Alves, que sempre esteve presente durante esse período de mestrado, ensinando sobre a área científica. Obrigada pelas suas contribuições durante a pesquisa do mestrado.

Aos colegas de laboratório, Maria Antonia, Bruna Dias, Lucas Duarte, Geovanna Alievi, Luanna Oliveira e Luciane, pela companhia diária, companheirismo e ensinamentos, aprendi muito com vocês.

Aos colegas do mestrado, Larisa, Ederson, Jonathan, André, Willer, Clarrisa, Leonardo, pelo companheirismo e amizade que se construiu durante esse período.

As minhas colegas que dividi casa em Rio Verde durante o mestrado, Geovanna e Ludieli, por toda a amizade nesse período.

A Renata, secretária do Programa em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, que sempre esteve disposta a ajudar em tudo que precisasse.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, do Instituto Federal Goiano, por todo conhecimento compartilhado.



## BIOGRAFIA DO AUTOR

Nivalda da Costa Nunes, filha de Nivaldo dos Santos Nunes e Sônia da Costa Nunes, nascida em 20 de setembro de 1995 na cidade de Brasília, Distrito Federal. Concluiu o ensino médio na Escola Estadual Manoel Costa Limas, localizado em Portelândia – GO, no ano de 2012. Concluiu a graduação em Engenharia Civil pelo Centro Universitário de Mineiros, em 2018. No mesmo ano ingressou no Programa de Pós-Graduação em engenharia aplicada em sustentabilidade, com área de concentração em “Engenharia Aplicada e Sustentabilidade” e linha de pesquisa em “Eficiência Energética e Sustentabilidade”.

## ÍNDICE

	Página
AGRADECIMENTOS .....	iv
BIOGRAFIA DO AUTOR .....	vi
ÍNDICE.....	vii
ÍNDICE DE TABELAS .....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS .....	x
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	14
1. INTRODUÇÃO .....	16
1.1 Referências .....	19
2. OBJETIVOS .....	22
2.1 Objetivo Geral.....	22
2.2 Objetivos Específicos .....	22
3. CAPÍTULO I.....	23
3.1 Introdução .....	25
3.2 Materiais e Métodos .....	27
3.2.1 Caracterização da área de estudo .....	27
3.2.2 Equação Universal de Perda de Solo.....	29
3.2.2.1 Fator de erosividade (R) .....	29
3.2.2.2 Erodibilidade do solo (K) .....	31
3.2.2.3 Fator topográfico (LS) .....	32
3.2.2.4 Fator de uso e cobertura da terra e fator de práticas conservacionistas (CP) ...	32
3.2.2.5 Integração e análise dos fatores.....	34

3.3 Resultados e discussão .....	36
3.3.1 Erosividade (Fator R) .....	36
3.3.2 Erodibilidade (Fator K) .....	37
3.3.3 Fator Topográfico (Fator LS).....	39
3.3.4 Erosão Potencial.....	40
3.3.5 Fator CP.....	42
3.3.6 Relação entre o uso do solo e a Erosão Real .....	46
3.4 Conclusão .....	55
3.5 Referência .....	56

## ÍNDICE DE TABELAS

	Página
<b>CAPÍTULO I: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA EROSÃO HÍDRICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUDOESTE DE GOIÁS</b>	
<b>Tabela 1.</b> Características das estações pluviométricas utilizadas para o cálculo da erosividade na área de estudo .....	30
<b>Tabela 2.</b> Classes de erosividade -média anual e mensal.....	31
<b>Tabela 3.</b> Valores atribuídos ao fator de uso e cobertura da terra.....	34
<b>Tabela 4.</b> Distribuição das classes de solos e as texturas correspondente, os valores de erodibilidade ( $t h MJ^{-1} mm^{-1}$ ), e as áreas correspondentes .....	37
<b>Tabela 5.</b> Distribuição das áreas em relação a Erosão Potencial na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Aboboras e Ribeirão e Ribeirão da Laje .....	41
<b>Tabela 6.</b> Distribuição das áreas em relação a cada uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos analisados .....	44
<b>Tabela 7.</b> Distribuição das áreas em relação a cada uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos analisados .....	46
<b>Tabela 8.</b> Distribuição das áreas em porcentagem em relação a Erosão Real na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos avaliados.....	48
<b>Tabela 9:</b> Médias e Intervalo de Confiança da Erosão Real ( $t ha^{-1} ano^{-1}$ ) para cada classe de uso de solo da BHRA.....	48
<b>Tabela 10.</b> Distribuição das áreas em porcentagem em relação a Erosão Real na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos avaliados .....	52
<b>Tabela 11:</b> Médias e intervalo de confiança da Erosão Real para cada classe de uso de solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje .....	53

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
<b>CAPÍTULO I: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA EROSIÃO HÍDRICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUDOESTE DE GOIÁS</b>	
<b>Figura 1.</b> Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras e Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje.....	28
<b>Figura 2.</b> Localização das estações pluviométricas utilizadas para estimar a erosividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras e Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje, Centro-Oeste do Brasil .....	30
<b>Figura 3.</b> Mapa de erosividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil .....	36
<b>Figura 4.</b> Mapa das classes de solos na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil .....	38
<b>Figura 5.</b> Mapa de erodibilidade do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil .....	39
<b>Figura 6.</b> Mapa do fator topográfico (Fator LS) da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil .....	40
<b>Figura 7.</b> Mapa da erosão potencial da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil .....	41
<b>Figura 8.</b> Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D) .....	43
<b>Figura 9.</b> Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (C) e 2017 (D) .....	45

<b>Figura 10.</b> Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D).....	47
<b>Figura 11.</b> Característica da erosão real para os principais usos de solo presentes na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para o ano de 2015.....	49
<b>Figura 12.</b> Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (B) e 2017 (D).....	51
<b>Figura 13.</b> Características de erosão real para cada uso de solo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para o ano de 2017.....	54

## RESUMO

NUNES, NIVALDA DA COSTA. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, fevereiro de 2020. **Análise espaço-temporal da erosão hídrica em bacias hidrográficas no sudoeste de Goiás.** Orientador: Lucas Peres Angelini. Coorientador: Leonardo Nazário Silva dos Santos.

As bacias hidrográficas passam por impactos ambientais graves, como o processo de erosão do solo, que causa contaminação e poluição dos recursos hídricos, interferindo na qualidade e disponibilidade hídrica desejável para consumo humano. Assim, objetivou-se realizar análise espaço-temporal da erosão hídrica nas bacias hidrográficas do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e do Ribeirão da Laje (BHRL), localizadas no Centro-Oeste do Brasil, buscando entender as relações entre uso, cobertura e perda de solo na BHRA para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, e na BHRL para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Para o presente estudo foi usada a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) associada a geotecnologias (sensoriamento remoto, geoprocessamento, SIG - Sistema de Informação Geográfica) para estimar a taxa de erosão do solo das bacias. A média da erosividade anual da BHRA foi de 8.519,24 MJ mm ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, e para a BHRL foi de 8.046,96 MJ mm ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, valores estes que enquadram as duas bacias na classe de erosividade alta. Os valores de erodibilidade variaram de 0,018 a 0,023 t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para a BHRA, e de 0,017 a 0,044 t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> para a BHRL. A erosão potencial obtida variou de 0 a 3.230,11 tn ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, com média de 19,49 tn ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> para a BHRA. A BHRL apresentou erosão potencial variando entre 0 e 5.055,11 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e média de 12,37 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O fator uso e cobertura da terra teve os maiores valores para o solo exposto (1) e agricultura (0,30). Por fim, obteve-se a erosão real das bacias em estudo. As perdas médias de solo para a BHRA variaram de 0 a 732,76 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com médias de 1,6;

1,83; 2,68; e 3,40 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente. Na BHRL as perdas médias de solo variaram de 0 a 574,37 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com médias de 1,35; 1,76; 2,09; e 2,39 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, respectivamente. A variação espaço-temporal na BHRA demonstrou que a taxa de perda de solo no ano de 2017 é 112,5% maior em relação ao ano de 1987. Na BHRL o aumento foi de 77,04% do ano de 2015 em relação ao ano de 1985. Nas duas bacias, os maiores valores de erosão estiveram associados às mudanças no uso do solo, como o avanço da agricultura com o passar das décadas. Na BHRA a média de erosão real para a agricultura teve aumento de 34,89% do ano de 1985 para o ano de 2015. Na BHRL este aumento foi menor, correspondendo a 4,83% do ano de 1987 para o ano de 2017. Este estudo demonstra a importância do uso de modelos como a USLE, que associada à geotecnologias é uma ótima ferramenta para análise ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Geotecnologias; Perda de solo; USLE;



## ABSTRACT

NUNES, NIVALDA DA COSTA. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, February, 2020. **Space-time analysis water erosion in southwest Goiás watersheds.** Advisor: Lucas Peres Angelini. Co-advisor: Leonardo Nazário Silva dos Santos.

Watersheds go through serious environmental impacts, such as soil erosion, which causes water resources contamination and pollution, thus interfering in the desirable water quality and availability for human use. Therefore, the objective was to perform a space-time analysis of the water erosion in Ribeirão das Abóboras (BHRA) and Ribeirão da Laje's (BHRL) watersheds, located in the Midwest region of Brazil, and thus understanding the relation between use, coverage and loss of soil in BHRA for the years 1985, 1995, 2005 and 2015, and in BHRL for the years 1987, 1997, 2007 and 2017. For the present study, the Universal Soil Loss Equation (USLE) was used associated to geotechnologies (remote sensing, geoprocessing, GIS – Geographic Information System) to estimate the erosion rate of the watersheds soil. BHRA's annual average erosivity was of  $8,519.24 \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , and for BHRL it was of  $8,046.96 \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , values that fit the two basins in the high erosivity class. The erodibility values varied from 0.018 to  $0.023 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  for BHRA, and from 0.017 to  $0.044 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  to BHRL. The potential erosion obtained varied from 0 to  $3,230.11 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , with an average of  $19.49 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  to BHRA. BHRL showed potential erosion varying between 0 and  $5,055.11 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  and an average of  $12.37 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . The land use and coverage factor had the highest values to exposed soil (1) and agriculture (0.30). Finally, the evaluated watersheds real erosion was obtained. The average soil losses to BHRA varied from 0 to  $732.76 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , with averages of 1.6; 1.83; 2.68; and  $3.40 \text{ tn ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  for the years 1985, 1995, 2005 and 2015, respectively. The average soil losses to BHRL varied from 0 to  $574.37 \text{ tn ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , with averages of 1.35; 1.76; 2.09; and  $2.39 \text{ tn ha}^{-1}$

$\text{year}^{-1}$  for the years 1987, 1997, 2007 and 2017, respectively. The BHRA space-time variation showed that the soil loss rate in 2017 is 112.5% higher than in 1987. For BHRL the increase was of 77.04% in 2015 compared to 1985. In both watersheds, the highest erosion values were associated with changes in land usage, such as the advancement of agriculture over the decades. At BHRA the average real erosion for agriculture increased 34.89% from 1985 to 2015. At BHRL this increase was smaller, corresponding to 4.83% from 1987 to 2017. This study demonstrates the importance of using models like USLE, which associated with geotechnologies is a great tool for environmental analysis.

**KEY WORDS:** Geotechnologies; soil loss; USLE.

## 1. INTRODUÇÃO

O espaço geográfico vem passando por muitas transformações nas últimas décadas, com grandes níveis de degradação dos recursos naturais pelas mudanças no uso e cobertura do solo, gerando preocupações para a sociedade e leva o meio científico a debater cada vez mais tais transformações (CARDOSO; AQUINO, 2014). A cobertura da superfície terrestre e a mudança no uso da terra é atualmente um problema mundial crítico (KARAMAGE et al., 2016), podendo ser destacadas as mudanças que ocorrem nos biomas, onde áreas nativas estão sendo substituídas por atividades de finalidades econômicas, como agricultura e pecuária.

Dentre os biomas brasileiros, pode-se destacar o Cerrado, que é o segundo maior bioma do país em área (AVELINO, 2018), ocupando uma área de 203,4 milhões de hectares, correspondendo a aproximadamente 24% do território nacional (ANDRADE et al., 2016). O Cerrado tem grande biodiversidade, sendo um dos biomas mais ricos do mundo, e mesmo diante da sua importância, a vegetação natural está sofrendo grandes perdas por causa da expansão agrícola (SCHWIEDER et al., 2016).

Estudo realizado por Beuchle et al. (2015) apresenta o cenário da cobertura vegetal no bioma Cerrado para os anos de 1990, 2000 e 2010. Observa-se a partir dos resultados que houve redução das áreas vegetadas, que em 1990 correspondia a 53,1% da área total do bioma, e em 2000 passou a corresponder 49,1%, e em 2010 reduziu para 47% de áreas vegetadas em relação à área total (BEUCHLE et al., 2015).

O Cerrado está presente na maior parte do Centro-Oeste do Brasil, com destaque para o estado de Goiás, que é o único estado da federação que se encontra totalmente inserido nos limites do bioma Cerrado, e o coloca em alto nível de degradação, pois é uma região com grande desenvolvimento do setor agropecuário. Das regiões do estado de Goiás, o sudoeste de Goiás passou por grande desenvolvimento do setor agropecuário.

Dentre os municípios do sudoeste de Goiás, Rio Verde foi beneficiado com o desenvolvimento de uma agricultura intensiva, um parque industrial diversificado, e consequentemente, uma população urbana crescente (ALVES et al., 2017; IBGE, 2019).

Esse desenvolvimento tem causado danos ambientais nas bacias hidrográficas presentes nos municípios. A Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e do Ribeirão da Laje (BHRL) são importantes para o desenvolvimento econômico, social e ambiental para os municípios que elas abrangem.

As duas bacias juntas são as principais fontes de abastecimento de água para a população de Rio Verde e são fontes de água para pequenas, médias e grandes propriedades rurais (ALVES et al., 2018). Além disso, a Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras é responsável pelo fornecimento de água para uma das maiores empresas de alimentos do mundo, a Brasil Foods Sociedade Anônima (BRF S.A.) (ALVES et al., 2016).

Mesmo diante da importância das bacias hidrográficas, elas passam por muitas ações antrópicas. O desenvolvimento econômico levou a intensa transformação da paisagem natural de Rio Verde, com mudanças na dinâmica de uso e cobertura da terra dessa região. Dentre as áreas afetadas pela mudança do uso da terra, pode-se citar as áreas de preservação permanentes (APP's), que estão pouco conservadas, com intensa utilização de finalidade econômica, com destaque para a agricultura e pecuária (TSUJII et al., 2014).

As APP's são importantes para a preservação do ecossistema aquático, pois auxiliam na infiltração de água no solo, mantêm a qualidade da água, dificultando o escoamento superficial de partículas e sedimentos que causam poluição e assoreamento dos recursos hídricos, além de impedir o impacto direto da chuva no solo, minimizando os processos erosivos (TSUJII et al., 2014).

Diante da importância da conservação das áreas de paisagem natural, deve-se ter um bom planejamento ambiental, situação que requer ferramentas adequadas. Nesse sentido, a geotecnologia vem se destacando como importante ferramenta de análise ambiental. Além disso, os modelos que estimam a perda de solo com base na geotecnologia se tornaram importante ferramenta para identificar áreas de risco, avaliar os impactos de diferentes cenários de uso da terra e os efeitos de conservação do solo na erosão hídrica em áreas agrícolas (GALDINO et al., 2016).

Pode-se destacar que os modelos de erosão são importantes ferramentas na análise da perda de solo, com amplo uso por causa do grande tamanho das bacias hidrográficas brasileiras e a pouca quantidade de dados disponíveis, fornecendo assim, informações úteis a partir de um banco de dados restrito (BATISTA et al., 2017). No entanto, o Brasil tem carência de estudos do comportamento erosivo dos solos brasileiros sob diferentes condições naturais e em diferentes manejos, que acaba sendo uma dificuldade para a concepção e a melhoria dos modelos para as condições tropicais (CÔRREA et al., 2016).

Dentre os modelos de perda de solo, a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) ou Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) foi favorecida pelo Sistema de Informações Geográficas (SIG), que permite a integração de sensoriamento remoto, geoprocessamento, técnicas de modelagem ambiental, além de possibilitar a criação de bancos de dados georreferenciados que permitem a produção de documentos cartográficos (COUTO JÚNIOR et al., 2019). A USLE é um modelo que a perda de solo média anual computada é uma estimativa da quantidade bruta de erosão do solo que ocorre, não levando em conta a deposição de sedimentos sob o transporte (THOMAS et al., 2018).

A erosão hídrica é o deslocamento de partículas do solo que acontece em uma paisagem (LIU et al., 2018), em que ocorre o deslocamento e o transporte de partículas do solo por fluxo concentrado (BESKOW et al., 2009). O tipo de solo do local e a baixa cobertura vegetal contribui para a erosão do solo, levando ao carreamento de grandes quantidades de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas para o leito dos cursos d'água no período de chuva (VANZELA et al., 2010). Dessa forma, tem-se o aumento da concentração de sólidos e nutrientes na água dos mananciais, que resulta em impactos negativos.

O desenvolvimento humano e os fatores ambientais influenciam no aumento da sedimentação, que resultam em impactos diretos, como na redução do volume de armazenamento do reservatório, nos sistemas de transporte, no curso do rio e no abastecimento de água (LIN et al., 2019). Apesar da erosão do solo ser um processo natural, a atividade humana acelera a erosão do solo pela água, seja através da modificação do uso do solo, desmatamento, práticas agrícolas e atividades de construção (THOMAS et al., 2018), sendo fator preocupante em todo os continentes do mundo (GALDINO et al., 2016).

O Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois e Turvos foi instituído pelo decreto nº 5.826 de 11 de setembro de 2003, que abrange a área de 35.800 km<sup>2</sup> e atende a população de 624.000 de habitantes em 52 municípios (NUNES et al., 2016). A área correspondente ao BH do Rio dos Bois e Turvos não possui estudo referente a erosão do solo, apesar de apresentar relevo acidentado do Rio Doce até o município de Rio Verde, além de solos suscetíveis a erosão, baixa preservação de cobertura vegetal e intensa atividade agropecuária, que contribui para o aumento dos riscos de erosão (COMITÊ, 2020). Dessa forma, este estudo pode ser aplicado na gestão da bacia hidrográfica dada pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois e Turvo.

Área em que o processo de erosão é avançado, pode levar à redução da produtividade do solo e os corpos d'água são contaminados e preenchidos por sedimentos, nutrientes e produtos químicos, causando assim, degradação ambiental (BESKOW et al., 2009; DIDONÉ et al., 2015).

No Brasil e no mundo a erosão do solo traz preocupações por ser um processo acelerado, em que a combinação da intensificação agrícola e os eventos de chuvas intensas proporcionam a degradação de aproximadamente 85% dos solos, e por ocasionar prejuízos nas atividades econômicas e ao meio ambiente (AMORIM et al., 2010).

Através de informações espaciais e quantitativas é possível definir as estratégias efetivas de manejo a serem utilizadas, contribuindo assim para o planejamento da conservação do solo, controle de erosão e gestão ambiental na bacia hidrográfica em estudo (PRASANNAUMAR et al., 2012; GANASRI e RAMESH, 2016).

## 1.1 Referências

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P. Análise da fragilidade ambiental da bacia do Ribeirão das Abóboras em Rio Verde, Sudoeste de Goiás. **GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 18, n. 19, p. 81-108, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.21138/GF.556>

ALVES, W. S. et al. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 32 p. 01-22, 2018.

ALVES, W. S. et al. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão das Abóboras–Rio Verde (GO). **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 652-667, 2016.

ANDRADE, R.G. et al. Recuperação de pastagens no cerrado. **AgroANALYSIS**, v. 36, n. 2, p. 30-32, 2016.

- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 6 p. 1046-1049, 2010.
- AVELINO, E. N. Expansão da fronteira agrícola sobre o Cerrado: o mapeamento do uso da terra no município de Diamantina-MT. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 4, n. especial p. 89-101, 2018.
- BATISTA, P. V. G. et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. **Catena**, v. 157, n. 1, p. 139-150, 2017.
- BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009.
- BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, n. 1, p. 116-127, 2015.
- CARDOSO, J. A.; AQUINO, C. M. S. Análise dos usos e cobertura das terras das microbacias hidrográficas do riacho do Roncador-Timon (MA): subsídios ao planejamento ambiental. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 3, n. 2, p. 305-327, 2014.
- COMITÊ, DABHDORI. Plano de ação de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Disponível em: <[http://cbhparanaiba.org.br/\\_download.php?file=aHR0cDovL2NiaHBhcmFuYWliYS5vcmcuYnIvdXBsb2Fkcy9kb2N1bWVudG9zL1BSSF9QVJBTkFJQkEvUEFSSHMvR08vUEFSSF9UdXJ2b0Vkb3NCb2lzLnBkZg](http://cbhparanaiba.org.br/_download.php?file=aHR0cDovL2NiaHBhcmFuYWliYS5vcmcuYnIvdXBsb2Fkcy9kb2N1bWVudG9zL1BSSF9QVJBTkFJQkEvUEFSSHMvR08vUEFSSF9UdXJ2b0Vkb3NCb2lzLnBkZg)>. Acesso em: 02 de mar. 2020.
- CORRÊA, E. A.; MORAES, I. C.; PINTO, S. D. A. F.; LUPINACCI, C. M. Perdas de solo, razão de perdas de Solo e fator cobertura e manejo da cultura de Cana-de-Açúcar: primeira aproximação. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 32, n. 4, p. 72-87, 2016.
- COUTO JÚNIOR, A. A. et al. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **Catena**, v. 172, n. 1, p. 313-323, 2019.
- 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.
- GALDINO, S. et al. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 773-784, 2016.
- 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**, v. 7, n. 6, p. 953-961, 2016.

- KARAMAGE, F. et al. Usle-based assessment of soil erosion by water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 8, p. 835, 2016.
- LIN, B. S. et al. Improvement of the K-Factor of USLE and Soil Erosion Estimation in Shihmen Reservoir Watershed. **Sustainability**, v. 11, n. 2, p. 355, 2019.
- LIU, Y. H. et al. F. Soil erosion modeling and comparison using slope units and grid cells in Shihmen reservoir watershed in northern Taiwan. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1372-1387, 2018.
- NUNES, I. T. P. C. C. et al. Desafios para Gestão de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo e dos Bois nos Municípios da Região Metropolitana de Goiânia. **Blucher Engineering Proceedings**, v. 3, n. 2, p. 369-382, 2016.
- PRASANNAKUMAR, V. et al. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.
- SCHWIEDER, M. et al. Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 52, n. 1, p. 361-370, 2016.
- THOMAS, J.; JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, v. 9, n. 3, p. 893-906, 2018.
- TSUJII, P. K. et al. Uso e ocupação das áreas de preservação permanentes no Sudoeste Goiano. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 31, n. 3, p. 55-64, 2014.
- VANZELA, L.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 1, p. 43-60, 2010
- .



## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Estimar a erosão hídrica com o uso do modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*) considerando uma análise espaço-temporal para as bacias hidrográficas do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e do Ribeirão da Laje (BHRL).

### 2.2 Objetivos Específicos

- I. Determinar os fatores que compõem a USLE com uso do Sistema de Informação Geográfico (SIG);
- II. Avaliar as relações entre o uso, cobertura e perda de solo nas bacias hidrográficas do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, e do Ribeirão da Laje para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017;
- III. Elaborar o mapa de perdas de solos por erosão com o modelo USLE, e assim identificar nas bacias hidrográficas as áreas mais suscetíveis a erosão hídrica.
- IV. Disponibilizar, a partir dos produtos cartográficos gerados (mapas de erosão hídrica potencial e erosão hídrica real), informações técnico-científicas, de forma a subsidiar o planejamento e a gestão ambiental destas importantes unidades hidrográficas para o abastecimento público e economia local.

### 3. CAPÍTULO I

(Normas de acordo com a Revista Brasileira de Geomorfologia)

#### Análise espaço-temporal da erosão hídrica em bacias hidrográficas no Sudoeste de Goiás

##### RESUMO

O processo de erosão contribui para a degradação do solo, com impactos na produtividade das culturas, além de causar vários impactos ambientais. Sendo assim, objetivou-se estimar a erosão hídrica com o uso do modelo USLE (*Universal Soil Loss Equation*) e considerando uma análise espaço-temporal para as bacias hidrográficas do Ribeirão das Abóboras (BHRA) e do Ribeirão da Laje (BHRL), localizadas no Centro-Oeste do Brasil. Como também entender as relações entre o uso, cobertura e perda de solo na BHRA para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, e na BHRL para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. A taxa média de perda de solo para a BHRA variou de 0 a 732,76  $\text{tn ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , com médias de 1,6; 1,83; 2,68; e 3,40  $\text{tn ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente. Foi observado que houve aumento das médias de perda de solo na BHRA, que corresponde a 112,5% do ano de 1985 para o ano de 2015. Na BHRL a taxa média de perda de solo variou de 0 a 574,37  $\text{tn ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , com médias de 1,35; 1,76; 2,09; e 2,39  $\text{tn ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, respectivamente. O ano de 2017 teve a maior perda de solo na BHRL, com aumento de 77,04% em relação ao ano de 1987. Dentre os usos presentes nas duas bacias, os que estão associados a maior perda de solo são o solo exposto, agricultura, eucalipto e pastagem. Maior parte das áreas das bacias apresentaram baixo risco de erosão, com perda de solo inferior a 5  $\text{tn ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ . No

entanto, a análise espaço-temporal demonstrou redução dessas áreas de baixo risco com o passar das décadas, pois, o incremento de áreas agrícolas coincide com o crescimento das taxas de erosão real. Na BHRA a agricultura teve aumento de 34,89% nas taxas de erosão no solo entre os anos de 1985 e 2015. Na BHRL o aumento das taxas de erosão real no uso agricultura foi menor, correspondendo ao aumento de 4,79% do ano de 1987 para o ano de 2017. A partir do trabalho é possível concluir que o uso associado do modelo USLE e geotecnologias para estimar a erosão hídrica tem se mostrado uma importante ferramenta, que pode ser usada para o planejamento do uso e cobertura da terra e servir de suporte para políticas públicas voltadas para o uso sustentável dos recursos naturais.

**Palavras-chave:** Geotecnologias; USLE; Perda de solo; Ribeirão das Abóboras; Ribeirão da Laje.

## ABSTRACT

The erosion process contributes to soil degradation, with impacts on crop productivity, aside from causing several environmental impacts. Therefore, the objective was to estimate the water erosion using the USLE (Universal Soil Loss Equation) model and considering a space-time analysis for the watersheds of Ribeirão das Abóboras (BHRA) and Ribeirão da Laje (BHRL) located in Brazil's Midwest region. In addition to understanding the relations between use, coverage and soil loss at BHRA for the years 1985, 1995, 2005 and 2015, and at BHRL for the years 1987, 1997, 2007 and 2017. The average soil loss for BHRA varied between 0 to 732.76  $\text{tn ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ , with averages of 1.6; 1.83; 2.68; and 3.40  $\text{tn ha}^{-1}\text{year}^{-1}$  for the years 1985, 1995, 2005 and 2015, respectively. It is noticeable that there was an increase in the average soil loss at BHRA, which corresponds to 112.5% from 1985 to 2015. At BHRL the average soil loss varied from 0 to 574.37  $\text{tn ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ , with averages of 1.35; 1.76; 2.09; and 2.39  $\text{tn ha}^{-1}\text{year}^{-1}$  for the years 1987, 1997, 2007 and 2017, respectively. 2017 had the highest soil loss at BHRL, with an increase of 77.04% in relation to 1987. Among the uses present in both watersheds, the ones associated with the biggest soil loss are exposed soil, agriculture, eucalyptus and pasture. Most of the watersheds areas presented low erosion risk, with soil loss inferior to 5  $\text{tn ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ . However, the space-time analysis presented a reduction of those low risk areas over the decades, as the increase in agricultural areas coincides with the growth in real erosion rates. At BHRA the agriculture had a 34.89% increase in soil

erosion rates between 1985 and 2015. At BHRL the real erosion rates increase in agricultural use was lower, corresponding to 4.79% from 1987 to 2017. From this study, it is possible to conclude that the associated use of the USLE model and geotechnologies to estimate hydraulic erosion has proved to be an important tool, which can be used to plan land usage and coverage and serve as support to public policies aimed at sustainable use of natural resources.

**Key words:** Geotechnologies; USLE; Soil Erosion; Ribeirão das Abóboras; Ribeirão da Laje.

### 3.1 Introdução

As taxas de erosão do solo são aceleradas pela interferência humana, como as mudanças no uso e cobertura da terra pelo desmatamento, práticas agrícolas intensivas e atividade de construção (THOMAS et al., 2018). Esse processo pode ocasionar vários impactos ambientais em escalas local, regional e global (OLIVEIRA et al., 2015).

O processo de erosão contribui para a degradação do solo, reduzindo a produtividade das culturas, além de causar graves danos ambientais, como a poluição dos meios hídricos, que resulta em alterações dos ecossistemas aquáticos e assoreamento dos cursos hídricos (BARBOSA et al., 2015). O assoreamento dos cursos hídricos é um processo que implica na quantidade e qualidade de água. A degradação do solo é o resultado da combinação de fatores, como a mudança no uso do solo, a intensificação da agricultura e a ocorrência de chuvas intensas (RODRIGUES et al., 2017).

As bacias hidrográficas são de grande importância social, econômica e ambiental para a região em que se encontram, sendo utilizadas para diferentes fins, como abastecimento público, uso agrícola e industrial (SUJATHA; SRIDHR, 2019). Mesmo diante da importância das bacias hidrográficas, elas vêm vivenciando o processo de degradação ambiental, causado pela expressiva exploração de recurso, crescimento populacional e mudanças climáticas.

Dentre os processos de degradação ambiental que uma bacia pode sofrer, pode-se citar a erosão do solo, que é um processo grave. A erosão do solo interfere de forma negativa na produtividade agrícola, pois ocorre perda de nutrientes do solo, além de afetar o abastecimento de água, seja pela disponibilidade hídrica, que é reduzida por fatores como o assoreamento (OLIVEIRA et al., 2015), e a presença de sedimentos na água

prejudica a operação dos sistemas de abastecimento de água. Sendo assim, os recursos hídricos necessitam de um gerenciamento adequado.

O gerenciamento dos recursos hídricos dispõe do uso de importantes ferramentas, as geotecnologias (sensoriamento remoto, geoprocessamento, SIG - Sistema de Informação Geográfica), que permitem estudar a área de uma determinada bacia hidrográfica (ENCINA et al., 2018). Dessa forma é possível avaliar a situação da cobertura vegetal e o uso da terra, além de possibilitar a organização e manipulação de dados vetoriais e matriciais dentro de um banco de dados georreferenciados.

Dentre os modelos que estimam a perda de solo pode-se citar a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) como o modelo mais usual, principalmente depois do desenvolvimento de tecnologias de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) nas últimas décadas (MARQUES et al., 2019). A USLE é um modelo em que a perda de solo média anual computada é uma estimativa da quantidade bruta de erosão do solo que ocorre, não levando em conta a deposição de sedimentos sob o transporte (THOMAS et al., 2018).

A USLE é importante pelo seu produto final possibilitar a observação de forma espacial da perda de solo na área de estudo. Dessa forma, quando se pretende realizar intervenções efetivas no manejo do solo, informações sobre a perda de solo disponíveis na forma espacial são mais relevantes que a taxa bruta anual de perda de solo (ASMAMAW; MOHAMMED, 2019).

A degradação da terra ocorre por causa dos muitos processos, como as mudanças que ocorrem no uso do solo, em que as práticas agrícolas intensivas e o desmatamento aceleram o processo (JAZOULI et al., 2019). Nesse sentido, vários estudos foram realizados com o objetivo de entender a relação do uso e cobertura da terra e sua dinâmica nas taxas de erosão e vulnerabilidade do solo (OLIVEIRA et al., 2015; WANG et al., 2016; VIJITHI et al., 2018; JAZOULI et al., 2019; COUTO JUNIOR et al., 2019).

No Brasil, o bioma Cerrado ocupa a área de 203,4 milhões de hectares, correspondendo a 24% do território nacional (ANDRADE et al., 2016). A região Centro-Oeste é composta majoritariamente por esse bioma, em especial o estado de Goiás, que dentre os estados da federação, é o único que se encontra totalmente inserido nos limites do Cerrado. Apesar da sua importância e riqueza, o Cerrado brasileiro tem passado por mudanças no uso e cobertura da terra (BRITO e SILVA, 2019).

O agronegócio brasileiro tem se desenvolvido de forma significativa nas áreas de Cerrado, correspondendo por cerca de 60% da produção de grãos no país (ANDRADE

et al., 2017). Esse desenvolvimento colocou o Brasil dentre os maiores produtores e exportadores mundiais de grãos e carne bovina (FAO, 2012). Nesse sentido, a região o sudoeste goiano foi beneficiado pelo desenvolvimento do setor agropecuário (ALVES et al., 2018a).

Dentre os municípios do sudoeste de Goiás, Rio Verde é um dos principais, com destaque regional e nacional na produção agropecuária, principalmente na produção de soja, milho, aves e suínos. A região se destaca também pelo alto nível de tecnologias empregadas, uso intensivo dos solos, relevo favorável, proximidades dos grandes centros, vias de acesso, políticas públicas, dentre outros (ALVES et al., 2019; CONAB, 2020).

O município de Rio Verde possui algumas bacias hidrográficas com grande importância social, econômica e ambiental. As principais bacias do Município são as Bacias Hidrográficas Ribeirão das Abóbora (BHRA) e Ribeirão da Laje (BHRL), que são fonte de abastecimento da atual e das futuras gerações, além de serem utilizadas para outros fins, como uso agrícola e industrial.

Em Rio Verde, do volume total de água distribuído à população urbana através do sistema de abastecimento público, 64,87% provêm da captação de mananciais superficiais (Sistema Abóbora –  $165 \text{ l s}^{-1}$ ; e Sistema Laje –  $101 \text{ l s}^{-1}$ ), correspondendo a  $266 \text{ l s}^{-1}$ . Os 35,13% restantes ( $143,94 \text{ l s}^{-1}$ ) corresponde a captação subterrânea de aproximadamente 30 poços (ANA, 2015).

A região onde se localizam as bacias possui uso intensivo dos solos para produção agropecuária, e a população cresce significativamente, conseqüentemente requer grande demanda por recursos hídricos. Sendo assim, objetivou-se estimar as perdas de solo com o uso do modelo USLE e realizar análise espaço temporal da erosão hídrica para as bacias hidrográficas do Ribeirão das Abóbora (BHRA) e do Ribeirão da Laje (BHRL), localizadas no Centro-Oeste do Brasil.

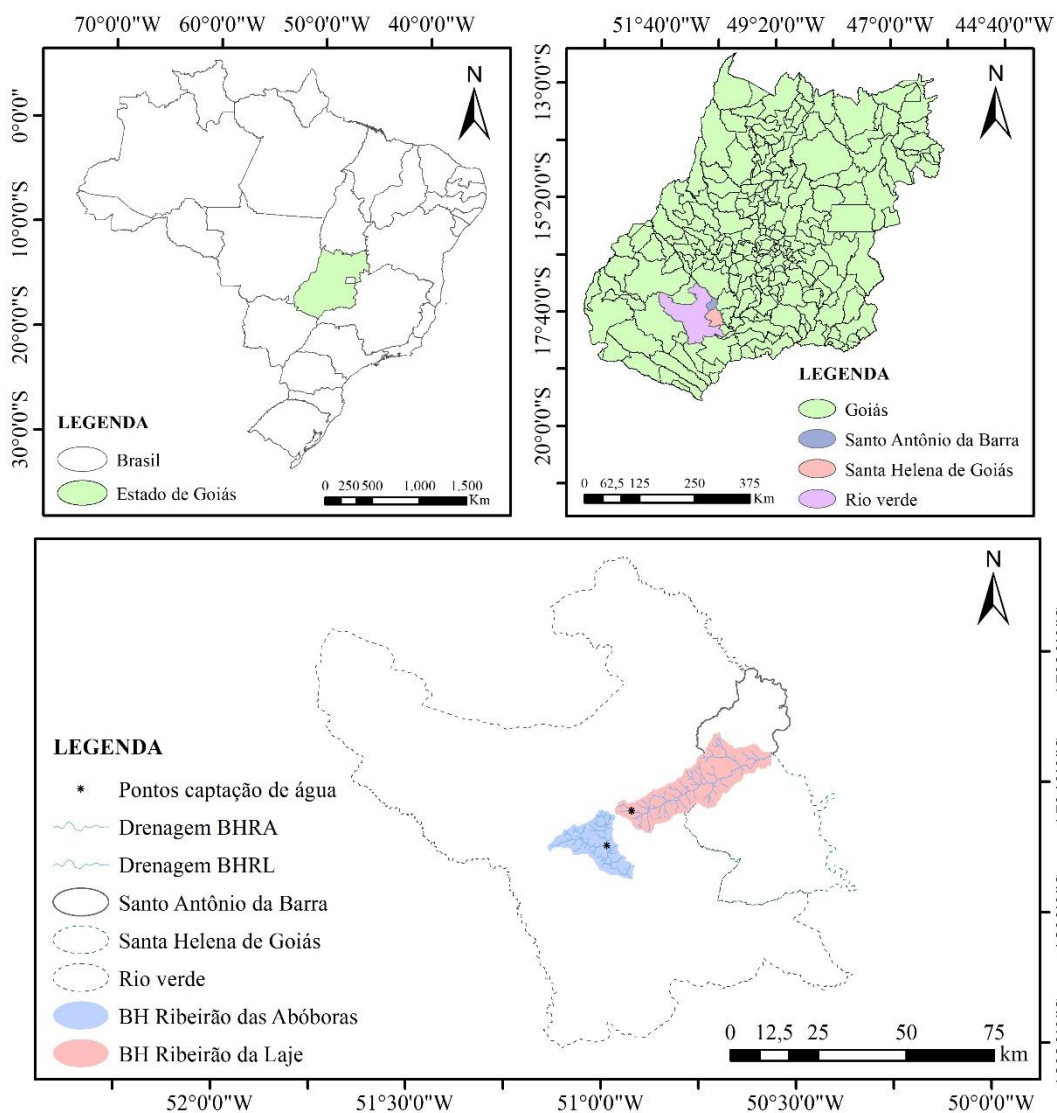
## **3.2 Materiais e Métodos**

### **3.2.1 Caracterização da área de estudo**

O presente estudo foi realizado na área que compreende a Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóbora (BHRA) (19.910 ha) e a Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL) (43.155 ha). As referidas bacias estão localizadas no sudoeste de Goiás (Figura 1), sendo a primeira no município de Rio Verde, que possui população estimada de

235.647 mil habitantes para o ano de 2019 (IBGE), e a segunda, nos municípios de Rio Verde (57,72%), Santa Helena de Goiás (15,89%) e Santo Antônio da Barra (26,89%), sendo que os dois últimos municípios possuem população estimada para 2019 de 38.648 e 4.821 habitantes, respectivamente (IBGE).

**Figura 1.** Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras e Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje.



**Fonte:** Elaborado pelos autores a partir de dados geográficos disponibilizados pelo SIEG (GO) e organizados no Sistema de Coordenadas Geográficas - Datum Sirgas 2000.

O clima da região é do tipo AW (PELL et al., 2007.), clima úmido tropical, com chuvas no verão e inverno seco. A região apresenta duas estações muito bem definidas: a seca no inverno, de maio a outubro, e a úmida no verão, de novembro a abril.

### 3.2.2 Equação Universal de Perda de Solo

A Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) ou *Universal Soil Loss Equation* (USLE) foi desenvolvida por pesquisadores do Serviço de Pesquisa Agrícola do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (WISCHMEIER e SMITH, 1978). A USLE é um modelo empírico que estima a perda média anual de solo por erosão laminar e considera em sua análise fatores naturais e antrópicos. É um dos modelos mais aceitos para o cálculo de perdas de solo. A USLE foi adaptada para o Brasil pelos pesquisadores Lombardi Neto e Moldenhauer (1980), e os parâmetros foram determinados de acordo com as condições locais do Brasil.

A obtenção do mapa de perda de solo (Fator A) foi por meio do mapeamento e interpolação dos fatores considerados na USLE. Esta metodologia possibilita estimar a perda de solo média anual em diferentes condições de uso e manejo do solo, variação climática, relevo e utilização de práticas conservacionistas, permitindo determinar as áreas que apresentam maiores ou menores perdas de solo (SILVA et al., 2016). A USLE é composta por seis fatores, definida pela Equação 1:

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (E1)$$

Na qual: A é perda de solo média anual ( $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ); R, o fator de erosividade ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ); K, o fator de erodibilidade do solo ( $t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ); L, o fator de comprimento de rampa (adimensional); S, o fator de declividade de rampa (adimensional); C, o fator de uso e manejo do solo (adimensional); e P, o fator de práticas conservacionistas (adimensional). Os procedimentos para determinação dos fatores individuais são descritos a seguir.

#### 3.2.2.1 Fator de erosividade (R)

A erosividade é provocada pelo impacto da chuva no solo e pelo escoamento superficial, que estão associados com a intensidade da chuva e com as características do solo, como a capacidade de infiltração, declividade da superfície, cobertura do solo, tipo de solo, entre outros fatores (BACK e GONÇALVES, 2017).

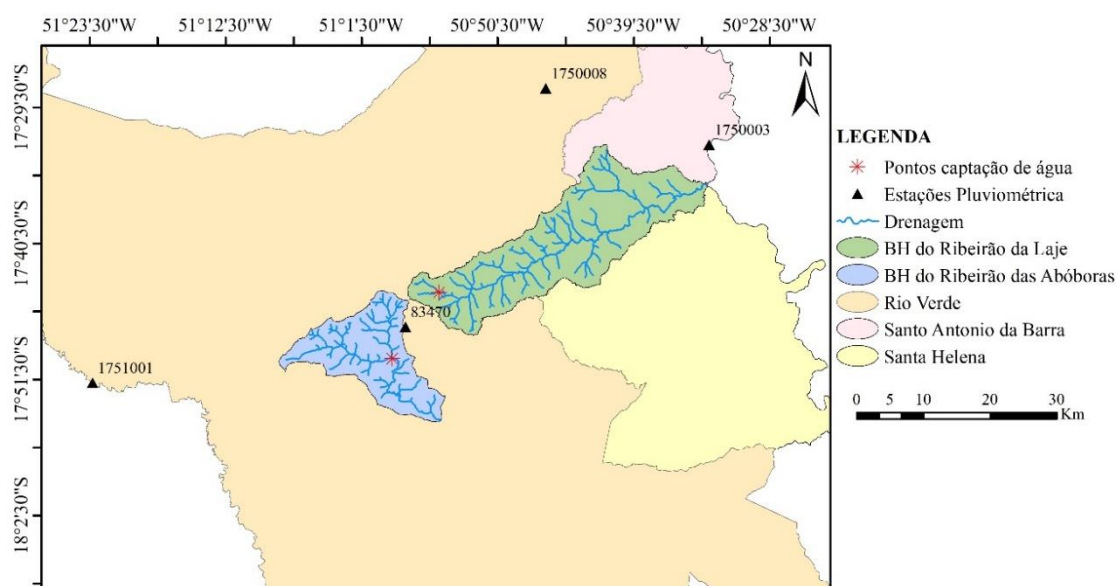
A maioria dos países desenvolvidos e subdesenvolvidos adotam métodos para calcular o Fator R que fazem uso de apenas precipitação mensal, anual e a variabilidade



entre meses, pois tem-se falta de dados de alta resolução sobre a precipitação (VIJITHI et al.,2018).

Para obtenção dos valores de R foram coletados dados das estações pluviométricas próximas das bacias hidrográficas em estudo, pertencente à rede de estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018) e também do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018). Foram selecionadas 4 estações próximas a área de estudo (Figura 2), todas situadas no sudoeste de Goiás. As estações utilizadas possuem séries de dados com mais de vinte anos.

**Figura 2.** Localização das estações pluviométricas utilizadas para estimar a erosividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras e Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje, Centro-Oeste do Brasil.



**Fonte:** Elaborado pelos autores, nas coordenadas geográficas, Datum Sirgas 2000, a partir de bases de dados disponibilizados pelo SIEG (2016), ANA (2018) e INMET (2018).

As estações pluviométricas utilizadas para o cálculo da erosividade são apresentadas na Tabela 1, e constam informações de latitude e longitude, além do órgão gestor responsável por cada estação.

**Tabela 1.** Características das estações pluviométricas utilizadas para o cálculo da erosividade na área de estudo.

Estação	Latitude	Longitude	Órgão gestor
83470	-17° 47' 07"	-50° 57' 54"	INMET
1750003	-17° 32' 29"	-50° 33' 22"	ANA
1750008	-17° 27' 57"	-50° 46' 27"	ANA
1751001	-17° 51' 39"	-51° 23' 24"	ANA

**Fonte:** Elaborado pelos autores a partir de dados da ANA (2018) e INMET (2018).

Para o cálculo do fator R foi empregada a equação proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980) (Equação 2). Nesse método é necessário a soma dos valores de precipitação média mensal e anual de cada estação.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left( \frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (\text{E2})$$

Na qual: R é o fator de erosividade (MJ.mm.h<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>); r, a precipitação média mensal (mm); e P, a precipitação média anual (mm).

Os valores do fator R obtidos a partir das estações pluviométricas foram inseridos em um SIG para a interpolação dos dados, gerando assim uma imagem *raster*. Como produto final foi gerado o mapa do Fator R. Em seguida os valores de erosividade foram avaliados conforme classificação proposta por Carvalho (2008), que classificou os valores da erosividade anuais em cinco categorias (Tabela 2).

**Tabela 2.** Classes de erosividade média anual e mensal.

Classe de erosividade	Valores de erosividade
	MJ mm ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>
Muito baixa	R < 2.452
Baixa	2.452 < R < 4.905
Média	4.905 < R < 7.357
Alta	7.357 < R < 9.810
Muito Alta	R < 9.810

**Fonte:** Carvalho (2008).

### 3.2.2.2 Erodibilidade do solo (K)

A erodibilidade está relacionada as propriedades do tipo de solo, sendo aquelas que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, e que promovem a resistência às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (BERTONI E LOMBARDI NETO, 2014).

Para obter o Fator K foi necessário utilizar a carta pedológica da área de estudo, sendo usado o Mapa de Solos do Plano Diretor do Rio Paranaíba, na escala 1: 250.000, em formato *shapefile* (*shp*), geração de 01 de março de 2005 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV/2005)/Fundação Rural Minas (Ruralminas/2005), disponibilizado na homepage do Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2019).

A determinação do fator K em parcelas experimentais é um processo que requer muito tempo, além de possuir alto custo e ser difícil de implantar, levando a métodos mais acessíveis de estimativa que faz uso de valores de propriedades conhecidas dos solos (DEMARCHI e ZIMBACK, 2014). Devido a essas limitações, os valores de K foram obtidos na literatura considerando as classes de solo com características físicas semelhantes àquela da área das bacias.

Muitos trabalhos têm os valores do fator K obtidos da literatura científica disponível, pois geralmente tem-se limitações de determinar o fator K de forma experimental (GALDINO et al., 2016; DE SOUZA e SOBREIRA, 2017; BATISTA et al., 2017; VIJITHI et al., 2018; SOUSA e PAULA, 2019; COUTO JUNIOR et al., 2019). Os valores de K foram inseridos de acordo com os grupos de solo e em seguida convertidos em formato *raster*, forma desejada para inserir na equação da USLE.

### 3.2.2.3 Fator topográfico (LS)

O fator LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer, sendo definido como a taxa de perda de solo por uma unidade de área de uma parcela-padrão de 25 m de comprimento e 9% de declive (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2014).

Para determinar o Fator LS na área das bacias (BHRA e BHRL) utilizou-se dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Dentre as metodologias disponíveis para obtenção do fator LS, optou-se pela metodologia proposta por Pelton et al. (2012) (Equação 3).

$$LS = \left( \frac{FAC * CR}{22,1} \right)^{0,4} * \left( \frac{\sin(SLP * 0,01745)}{0,09} \right)^{0,4} * 1,4 \quad (E3)$$

Na qual, LS é o fator topográfico; FAC, o acúmulo de fluxo; CR, a resolução da célula; e SLP, a inclinação em graus.

Com os fatores relacionados aos aspectos físicos naturais das bacias (erosividade, erodibilidade e aspectos do relevo) calculados, é possível fazer a integração desses fatores e obter a erosão potencial das bacias.

### 3.2.2.4 Fator de uso e cobertura da terra e fator de práticas conservacionistas (CP)

O fator uso e cobertura da terra (Fator C) varia de 0 a 1, em que os valores próximos a 0 indicam paisagens densamente vegetadas, como as áreas de florestas, enquanto os valores próximos a 1 estão relacionados aos solos descobertos, como áreas de solo exposto (BATISTA et al., 2017).

Os mapas que retratam a evolução histórica do uso e cobertura da terra da BHRA foram disponibilizados por Alves et al. (2018a), correspondentes aos anos de 1985, 1995, 2005 e 2015. Para a BHRL os mapas temáticos foram disponibilizados por Alves, W. S. (Dados não publicados) para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017. Por serem publicações distintas, os mapas temáticos possuem anos de estudos diferentes de uma bacia para outra.

As imagens usadas para produção dos mapas de uso e cobertura das bacias foram dos satélites Landsat 5/sensor TM e Landsat 8/sensor OLI, geradas pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e disponibilizados no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e pelo USGS (2019) (ALVES et al., 2018a).

As imagens para os anos de estudos foram analisadas e classificadas através de classificação digital supervisionada, com o uso da ferramenta *Interactive Supervised Classification*, e em seguida foi feito o reconhecimento das áreas no Hipermapa *Google Earth Pro*, além de realizar visita em loco para validar a legenda e mapas preliminares com as classes presentes na área de estudo (ALVES et al., 2018a).

A validação da classificação foi feita por meio do índice Kappa proposto por Jacob Cohen em 1960, que trata de um teste estatístico usado para avaliar a qualidade da classificação do uso e cobertura da terra, como consta no Quadro 1, que traz uma escala de valores que define a qualidade de classificação segundo o índice Kappa (LANDIS; KOCH, 1997).

**Quadro 1.** Qualidade da classificação do uso da terra e cobertura vegetal segundo intervalos do Índice Kappa.

Valor Kappa	Qualidade da classificação
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

**Fonte:** Landis e Koch (1977).

Os diferentes usos e cobertura da terra foram reclassificados, em seguida foi feita a conversão para polígonos, e por fim, cada uso de solo foi quantificado (ALVES et al., 2018a). A partir do mapa de uso e ocupação da terra foram atribuídos valores apropriados para o fator C de acordo com a literatura (Tabela 3). Em seguida estes valores foram espacializados por meio de técnicas de geoprocessamento.

**Tabela 3.** Valores atribuídos ao fator de uso e cobertura da terra

Usos	Fator C	Fonte
Agricultura	0,29	Ruhoff et al. (2006)
Pastagem	0,09	Ozsoy et al. (2012)
Cerrado/Mata	0,042	Farinasso et al. (2006)
Área urbana	0,001	Farinasso et al. (2006)
Área industrial	0,001	Farinasso et al. (2006)
Construção rural	0,001	Farinasso et al. (2006)
Represa	0,00	Farinasso et al. (2006)
Solo Exposto	1,00	Farinasso et al. (2006)
Silvicultura	0,30	Martins et al. (2010)
Rodovias	0,001	Farinasso et al. (2006)

**Fonte:** Adaptado pelos autores.

O fator de práticas conservacionistas (Fator P) tem o objetivo de reduzir a quantidade e a taxa de escoamento de água, e assim reduz a erosão pelas práticas de manejo agrícola, como o plantio de contorno, cultivo em faixas, terraços e drenagem subterrânea (KARAMAGE et al., 2016). Quando não há práticas consistentes de conservação do solo, os valores de P podem ser considerados iguais a 1.

Como as bacias possuem áreas muito grandes, é difícil identificar as práticas conservacionistas presentes, tornando difícil sua identificação, situação em que a literatura recomenda considerar valor igual a 1 para toda a bacia, conforme procedimento observado em outros estudos (BESKOW et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2014; RODRIGUES et al., 2017, VIJITHI et al., 2018).

### 3.2.2.5 Integração e análise dos fatores

Os resultados de erosão potencial (interação dos fatores R, K e LS) foram classificados e interpretados de acordo com a classificação adaptada de Valério Filho (1994), como consta no Quadro 2.

**Quadro 2.** Classificação de classes de erosão potencial.

Perda de solo (tn mm ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Classes de interpretação
0 – 50	Fraca
50 – 200	Moderada
200 – 600	Média
600 – 1.500	Forte
>1.500	Muito forte

**Fonte:** Valério Filho (1994).

Obtidos os resultados dos fatores de aspetos naturais (erosividade, solo e topográfico) e antrópico (uso e cobertura da terra; e práticas conservacionistas), é possível calcular a erosão real das bacias. O resultado da integração dos fatores é em MJ ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo necessário a conversão para o sistema métrico decimal (tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) através da divisão do resultado pelo fator de conversão (9,81), para posterior comparação dos resultados com a classificação da FAO.

Os resultados de erosão real foram classificados e interpretados conforme classificação proposta por Beskow et al. (2009) (Quadro 3) e recomendação da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), *United Nations Environment Program* (UNEP) e *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO) (1981), de acordo com o Quadro 4.

**Quadro 3.** Classificação de classes de erosão real.

Perda de solo (tn mm ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Classes de interpretação
0 – 2,5	Ligeira
2,5 – 5	Ligeira - Moderada
5 – 10	Moderada
10 – 15	Moderada - Alta
15 – 25	Alta
25 – 100	Muito Alta
> 100	Extremamente Alta

**Fonte:** Beskow et al. (2009).

**Quadro 3.** Recomendações da FAO, UNEP e UNESCO (1981) referentes a classificação do grau de erosão real.

Perda de solo (tn mm ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Classes de interpretação
> 10	Nenhuma ou Baixa
10 – 50	Moderada
50 – 200	Alta
> 200	Muito Alta

**Fonte:** FAO, UNEP e UNESCO (1981).

A partir dos resultados de erosão real foi feita a estatística para cada uso de solo, em que as estimativas do intervalo de confiança ( $\pm 95\%$ ) foram calculadas por *bootstrapping* com *reamostragem* de 1000 iterações (EFROM e TIBSHIRANI, 1993).

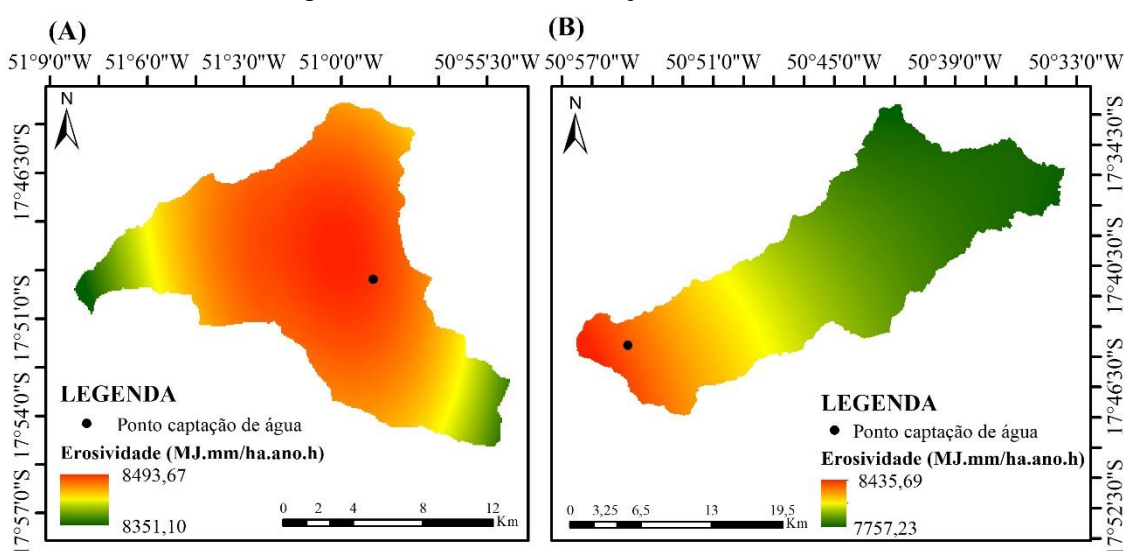
O intervalo de confiança é uma alternativa ao teste de hipóteses, porque ele fornece informações sobre a probabilidade do efeito do sinal (BERRY, 1986; GARDNER e ALTMAN, 1986; BRANDSTÄTTER e LINS, 1999). O intervalo de confiança foi calculado pelo pacote 'boot' do programa R (R CORE TEAM, 2015).

### 3.3 Resultados e discussão

#### 3.3.1 Erosividade (Fator R)

A erosividade anual foi de 7.658; 7.774; 8.103; e 8.468 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para as estações pluviométricas 1750008, 1750003, 1750001 e 83470, respectivamente. Os valores do fator R para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (BHRA) variaram entre 8.351,10 e 8.493,67 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, com média de 8.464,80 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 4A). Na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL), os valores do fator R variaram de 7.757,23 a 8.435,69 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, com média de 7.980,72 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 4B).

**Figura 3.** Mapa de erosividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.



Nas duas bacias não houve variabilidade, ou seja, não ocorreu grandes mudanças nos valores de erosividade obtidos. De acordo com a classificação proposta por Carvalho (2008), ambas as bacias se enquadram na classe de erosividade alta. A BHRA teve altos

valores de erosividade em toda a sua extensão, enquanto a BHRL teve os maiores valores na alta bacia, e os menores na baixa bacia.

Os valores médios de erosividade observados nas bacias em estudo estão próximos aos obtidos em nível regional por outros autores, como os valores encontrados por Pereira et al. (2015) na Bacia Hidrográfica do Córrego Cascavel (8.626,9 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), localizado no município de Goiânia, e por Marques et al. (2019) na Bacia Hidrográfica do Córrego Água Azul (9.378 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) no município de Ceres, ambas as bacias localizadas em Goiás.

Os valores de erosividade contribuem de forma considerável para o processo erosivo, e como os valores de erosividade para as bacias em estudo foram elevados em toda a sua extensão, são necessárias ações voltadas ao planejamento sustentável com foco na prevenção da erosão.

### 3.3.2 Erodibilidade (Fator K)

A Tabela 3 apresenta a distribuição das classes de solos presentes nas duas bacias, de acordo com a classificação de Santos et al. (2018), a textura do solo, os valores do Fator K correspondentes a cada solo e a área referente a cada tipo de solo.

**Tabela 4.** Distribuição das classes de solos e suas respectivas texturas, os valores de erodibilidade (t h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>), e as áreas correspondentes.

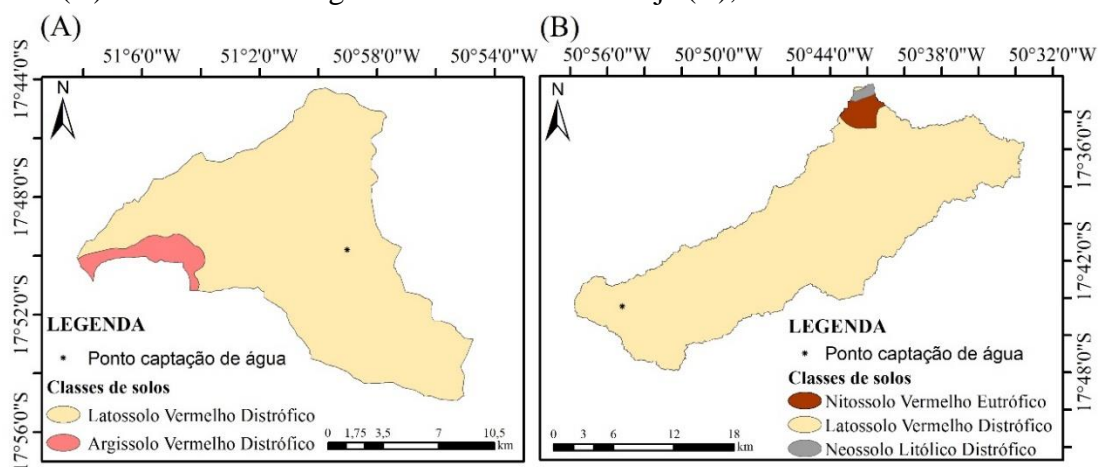
Símbolo	Unidades de solo	Textura do solo	Fator K	Área	
				(ha)	%
Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (BHRA)					
PVd	Argissolo Vermelho Distrófico	Média/argilosa	0,023*	958,21	4,8
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	Argilosa ou muito argilosa	0,018**	18.951,58	95,2
Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (BHRL)					
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	Argilosa ou muito argilosa	0,018**	42.010,01	97,53
NVe	Nitossolo Vermelho Eutrófico	Argilosa	0,017***	918,64	2,13
RLd	Neossolo Litólico Distrófico	Média cascalhenta	0,044***	217,25	0,34

**Fonte:** Elaborado pelos autores conforme Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba disponibilizado pelo SIEG (2019) e conforme Santos et al. (2018). \* Demarchi e Zimback (2014); \*\* Lima et al. (2013); \*\*\* Lima et al. (2016).



Nas duas bacias o Latossolo Vermelho Distrófico compõe a maior parte da área total das bacias, correspondendo a 95,2% na BHRA e 97,53% na BHRL (Figura 4A e 4B). Os Latossolos são favoráveis a produção agropecuária, porém, seu manejo inadequado, como o uso intensivo de mecanização agrícola, monocultura, sobrepastoreio, dentre outros, leva este solo a ser mais suscetível a erosão, além de causar outros impactos ambientais negativos (ALVES et al., 2017a).

**Figura 4.** Mapa das classes de solos na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.



**Fonte:** Elaborado a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba disponibilizado pelo SIEG (2019) e conforme Embrapa (2018).

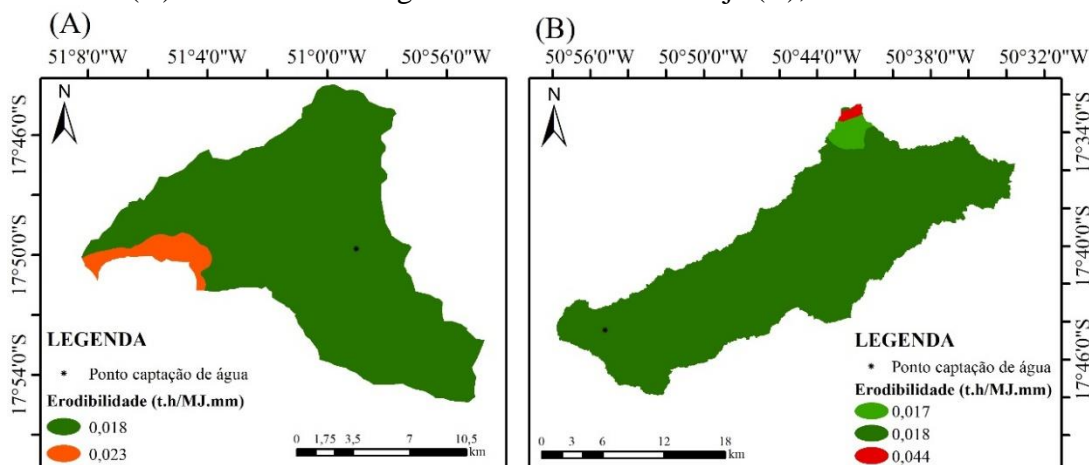
O Argissolo Vermelho Distrófico está presente em 4,8% da BHRA, caracterizado por ter textura média/argilosa. Na BHRL se encontra o Nitossolo Vermelho Eutrófico (2,13%), e apresenta como característica textura argilosa, e o Neossolo Litólico Distrófico (0,34%) com textura média cascalhenta. Os Neossolos Litólicos têm como característica pouca profundidade, presença de rochas e declives acentuados, situação que limita o uso, sendo solos indicados para preservação da flora e fauna (ALVES et al., 2018b; ALVES et al., 2018c).

Os menores valores de erodibilidade estão presentes nos solos Nitossolos Vermelho Distróficos (0,017) e nos Latossolos Vermelhos Distróficos (0,018). De acordo com Barbosa et al. (2015) os Latossolos Vermelhos são bastante férteis e por esse motivo é intensa a atividade agropastoril nesses solos.

Os Neossolos Litólicos Distróficos presentes na BHRL apresentam o maior valor de erodibilidade (0,044), como observado na Tabela 3 e Figura 5B. Segundo Beskow et al. (2009), valores de erodibilidade do solo superiores a  $0,03 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$  indicam que

estas áreas possuem alta suscetibilidade à erosão hídrica. Sendo assim, esta região da bacia é favorável ao processo erosivo.

**Figura 5.** Mapa de erodibilidade do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.



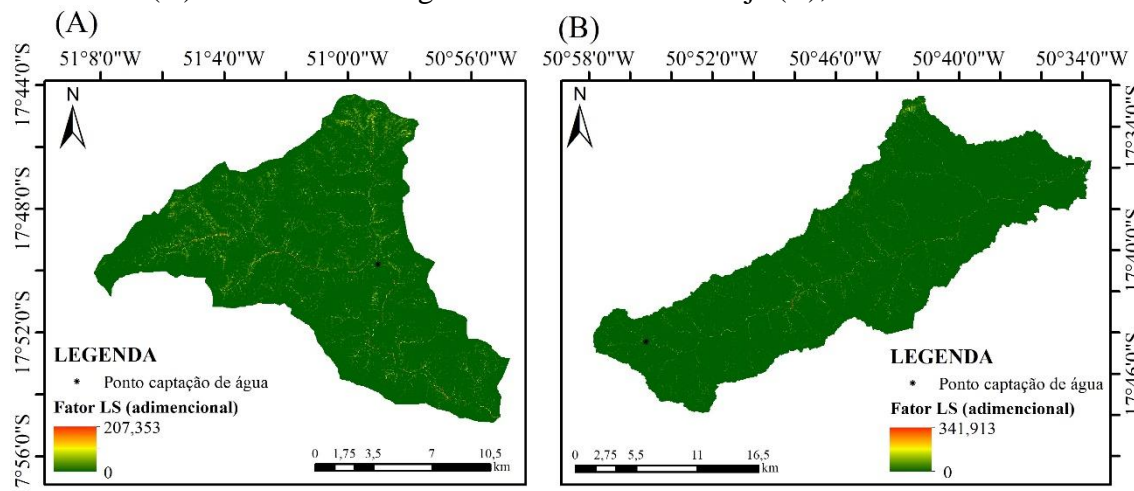
**Fonte:** Elaborado a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba disponibilizado pelo SIEG (2019) e dados da literatura (2019).

A erodibilidade do solo está ligada à sua natureza/gênese e as suas características, sendo assim, os tamanhos das partículas de solo influenciam de modo direto no seu transporte (SOUSA; PAULA, 2019). Na BHRA a região com classe de solo Argissolo Vermelho Distrófico tem maior suscetibilidade aos processos erosivos, pois sua textura média/argilosa reflete nos valores de erodibilidade. A maior suscetibilidade aos processos erosivos na BHRL está na baixa bacia, região com a presença do solo Neossolo Litólico Distrófico, que apresenta textura média cascalhenta e consequentemente o maior valor de erodibilidade (0,044).

### 3.3.3 Fator Topográfico (Fator LS)

O fator LS apresentou valores variando de 0 a 207,353, com média de 0,81 na BHRA, e na BHRL, variou entre 0 a 341,91, com média de 1,24. Nas duas bacias foi observada variabilidade. Em ambas as bacias ocorre a predominância dos valores próximos a zero para o fator LS (Figura 6), que contribui para a ocorrência de menores taxas de escoamento superficial. Alves et al. (2017) estudando a BHRA obteve resultados de declividade com predominância de relevo suave-ondulado, seguido de relevo plano, característica que favorece a produção agrícola nessa bacia.

**Figura 6.** Mapa do fator topográfico (Fator LS) da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.



O fator topográfico é importante na aplicação da USLE, pois ele caracteriza a velocidade de escoamento superficial, por consequência, é um indicador do risco de erosão do solo em bacias hidrográficas (BESKOW et al. 2009). Nas duas bacias há predominância de relevo plano, caracterizando as áreas utilizadas para cultivos agrícolas. Os maiores valores de LS são observados próximos à rede de drenagem, nos vales, onde se encontram relevos mais acidentados.

Resultados semelhantes foram obtidos por outros pesquisadores, como Batista et al. (2017), no estudo da bacia do Alto Rio Grande, localizada no estado de Minas Gerais, observaram valores para o fator LS variando de 0 a 43,74 (média de 4,99), sendo próximos a 0 nos locais onde tem a presença de relevos planos, em que o ângulo de inclinação era nulo, e valores próximos a 43,74 nos locais com encostas íngremes e áreas de convergência de fluxo.

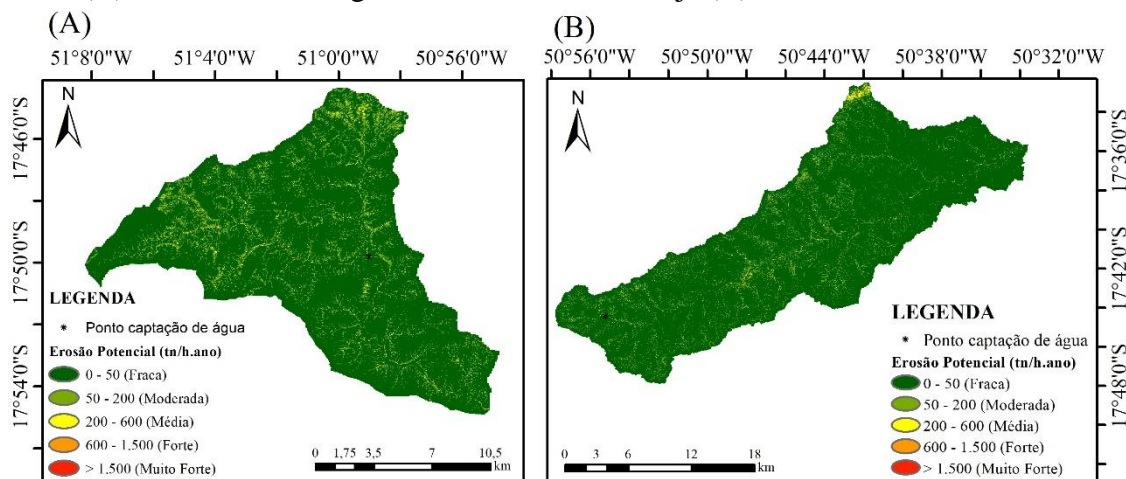
### 3.3.4 Erosão Potencial

A erosão potencial representa a interação dos fatores naturais do meio físico interveniente no processo de erosão laminar, sendo o fator R, K e LS. Na BHRA a erosão potencial variou de 0 a 31.662,16 MJ ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e média de 191,13 MJ ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e na BHRL variou de 0 a 46.634,39 MJ ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com média de 121,49 MJ ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Na BHRA a erosão potencial variou de 0 a 3.230,11 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com média de 19,49 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>(Figura 8A). A BHRL apresentou erosão potencial variando entre 0 e 5.055,11 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e média de 12,37 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>(Figura 7B). As duas bacias apresentaram variabilidade. Segundo Durões e Melo (2016), quando representa a erosão laminar de forma cartográfica, permite melhor interpretação dos riscos de erosão numa

bacia hidrográfica em função do meio físico, podendo identificar áreas suscetíveis a erosão.

**Figura 7.** Mapa da erosão potencial da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras (A) e da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje (B), Centro-Oeste do Brasil.



**Fonte:** Adaptado de Valério Filho (1994).

As duas bacias apresentam erosão potencial “fraca” (entre 0 e 50  $\text{tn ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) na maior parte de suas áreas, correspondendo a 92,17% na BHRA e a 86,72% na BHRL (Tabela 5), o que se justifica pela predominância de baixos valores para o fator LS, além da presença dos Latossolos Vermelhos Distróficos na maior parte das duas bacias, que são solos de baixa erodibilidade.

As demais áreas das bacias que apresentam erosão potencial de “Moderada” a “Muito Forte”, que são erosões maiores que 50  $\text{tn ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , estão presentes em regiões que possuem os maiores valores para o fator LS, erosividade alta, juntamente com a presença de solos favoráveis aos processos erosivos, como pode ser observado na baixa bacia da BHRL, que tem a presença do Neossolo Litólico Distrófico, solo de erodibilidade alta (0,044).

**Tabela 5.** Distribuição das áreas em relação a Erosão Potencial na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Aboboras e Ribeirão e Ribeirão da Laje.

Erosão Potencial	Classes	Erosão Potencial BHRA		Erosão Potencial BHRL	
		Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
0 - 50	Fraca	39698,26	92,14	17269,40	87,62
50 – 200	Moderada	3027,21	7,03	2214,77	11,24
200 – 600	Média	317,76	0,74	203,52	1,03
600 - 1500	Forte	35,98	0,08	20,40	0,10
> 1500	Muito Forte	5,92	0,01	2,37	0,01

**Fonte:** Adaptado de Valério Filho (1994).

Os fatores naturais característicos das bacias, como a topografia, o potencial erosivo e a vulnerabilidade dos solos a erosão contribuem para a erosão potencial. Como o uso e cobertura da terra é fator importante nessas situações, deve ser considerado de modo a manter o mínimo de exposição possível do solo ao impacto direto de chuvas intensas (DURÃES e MELLO, 2016).

### 3.3.5 Fator CP

Nas últimas décadas, a região onde estão localizadas as duas bacias tem apresentado profundas modificações quanto ao uso da terra, em razão da expansão da fronteira agrícola brasileira, situação que pode provocar a aceleração dos processos erosivos, requerendo análise mais detalhada. Tal contexto leva o Fator C a ter maior atenção, por ser o único dentre os demais fatores da USLE a ser modificado visando a conservação do solo, pois os demais não permitem interferência por corresponderem a aspectos climáticos e características físicas da bacia (BARROS et al., 2018).

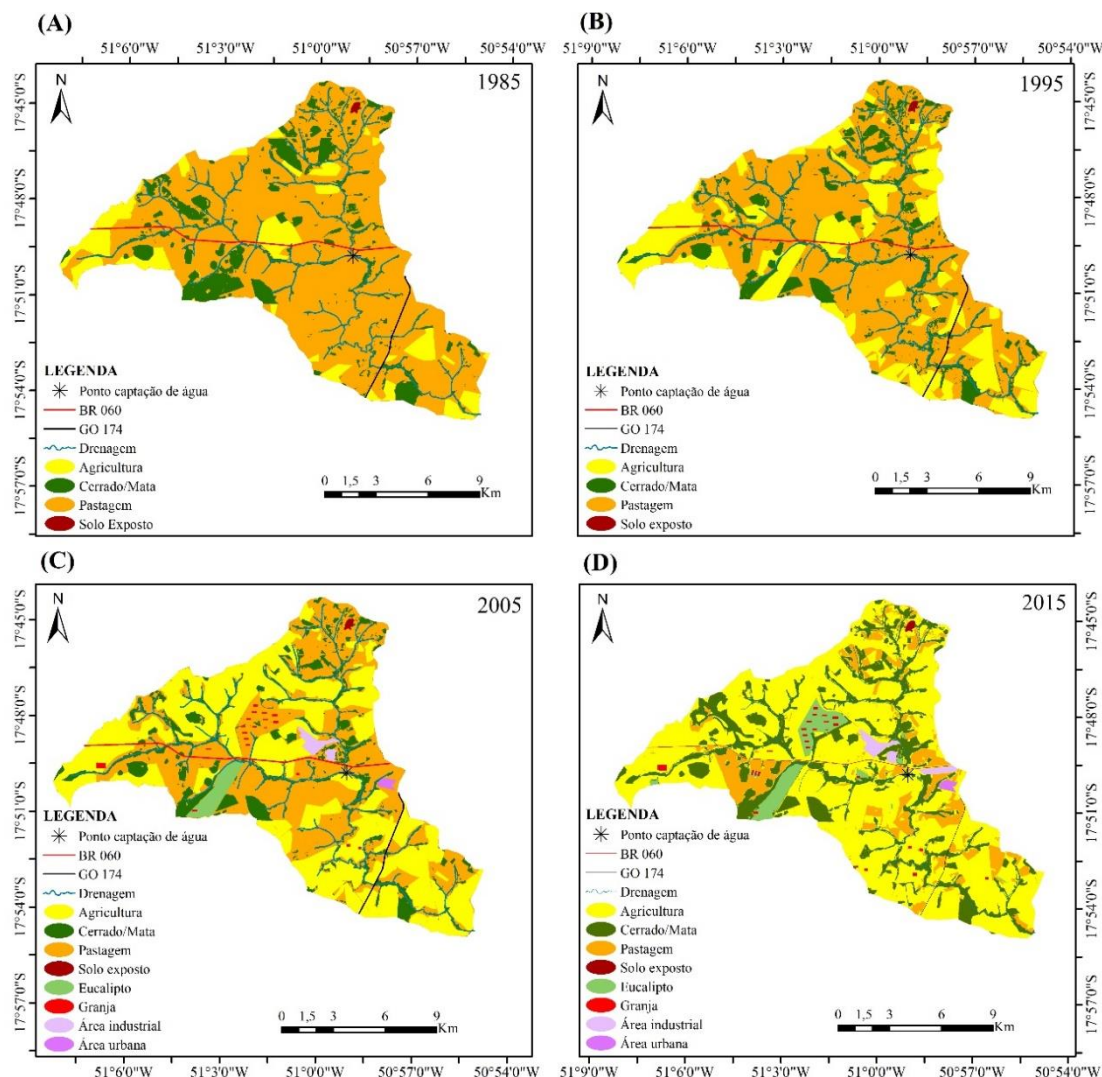
Neste estudo os Índices Kappa para as duas bacias tiveram valores que representam excelente grau de aceitação para os resultados de classificação de uso da terra e da cobertura vegetal (ALVES et al., 2018a).

Durante o período analisado (1985, 1995, 2005 e 2015) sobre a BHRA, o uso e cobertura da terra apresentaram muitas mudanças, como pode ser observado na Figura 8. Em 1985 havia a predominância de pastagem, que com o passar dos anos foi substituída pela agricultura. Outro uso que merece destaque é o de área vegetada (Cerrado/Mata), que até 1995 manteve a mesma área do ano de 1985, porém, em 2005 a área vegetada reduziu, e levou o município a criar políticas públicas voltadas para o reflorestamento das áreas de APP's, que resultou no aumento da área vegetada em 2015 (Figura 8D).

Dessa maneira, foram criadas a Lei nº 5.090, de dezembro de 2005, que institui o Código Ambiental Municipal, e a Lei Municipal nº 6.033, de 28 de outubro de 2011, que instaura o Programa Produtor de Água (PPA), alterada pela Lei nº 6.290, de 23 de agosto de 2013 (RIO VERDE, 2005; RIO VERDE, 2013). O Programa Produtor de Água (PPA) visa promover a recuperação das nascentes e dos corpos d'água que abastecem o município (BHRA e BHRL), com o objetivo de garantir a qualidade e a quantidade de água, incentivando os produtores rurais a se envolverem no processo, mediante compensação pelos serviços ambientais por eles prestados (RIO VERDE, 2013).



**Figura 8.** Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D).



**Fonte:** Elaborado por Alves et al. (2018a) a partir de imagens disponibilizadas pelo INPE (2016) e pelo USGS (2016).

A partir dos mapas de uso e cobertura da terra é possível observar as mudanças que ocorreram na BHRA, em que novas formas de uso e cobertura da terra surgem. Em 1985 a BHRA apresentava como usos a agricultura, cerrado/mata, pastagem, solo exposto e rodovias, sendo a pastagem a de maior proporção, correspondendo a 73,74% da área total da bacia (Tabela 6) (ALVES et al. 2018a).

Para o ano de 1995 houve incremento da produção agrícola e passou a corresponder a 26,18% da área total da bacia. Situação que se manteve em 2005, que passou de 26,18% para 44,96% da área total da bacia. Além disso, no ano de 2005 teve-se novos usos na BHRA, como eucaliptos, granjas, áreas industriais e urbanizadas. No

ano de 2015 o principal uso da BHRA passou a ser a agricultura, correspondendo a 62,08% da área total da bacia (Tabela 5) (ALVES et al. 2018a).

**Tabela 6.** Distribuição das áreas em relação a cada uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos analisados.

USOS	Uso do solo (%)				Fator C
	1985	1995	2005	2015	
Agricultura	10,79	26,18	44,96	62,08	0,29*
Cerrado/Mata	15,02	15,23	12,51	19,59	0,042**
Pastagem	73,74	58,14	38,96	12,12	0,09***
Solo exposto	0,12	0,12	0,12	0,13	1,00***
Eucalipto	-	-	1,70	3,89	0,30****
Granja	-	-	0,33	0,43	0,001***
Área industrial	-	-	0,88	1,16	0,001***
Área urbanizada	-	-	0,23	0,23	0,001***
Rodovias	0,33	0,33	0,38	0,38	0,001***

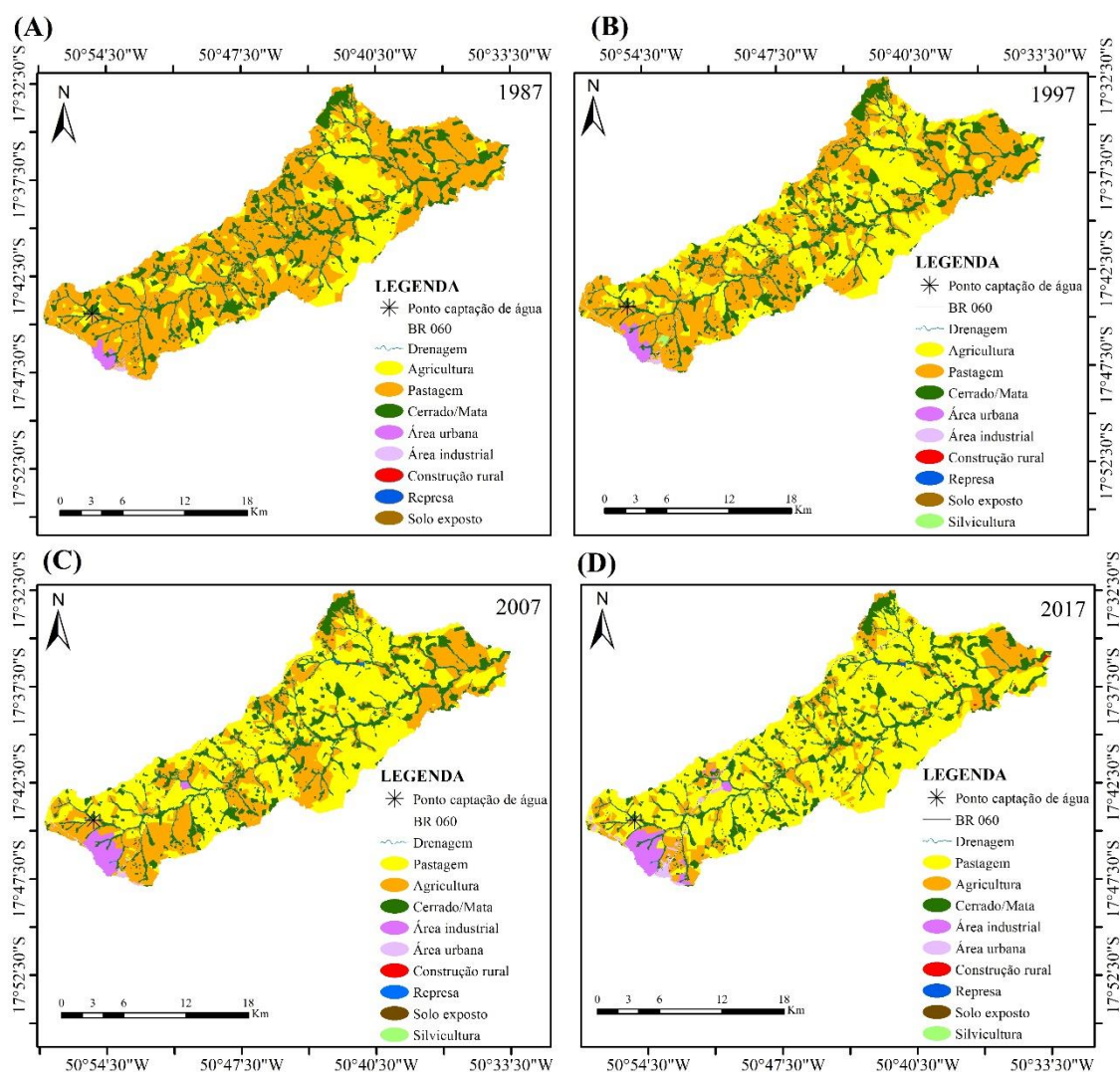
**Fonte:** Alves et al. (2018a). \* Ruhoff et al. (2006); \*\* Ozsoy et al. (2012); \*\*\* Farinasso et al. (2006); \*\*\*\* Martins et al. (2010).

A partir da Tabela 6 é possível perceber que a BHRA se encontra com uso intensivo do solo desde 1985, em que as áreas antropizadas correspondiam a 84,98% da área total da bacia e predominava a presença das pastagens. No ano de 2015 as áreas antropizadas reduziu, correspondendo a 80,41% da área total da bacia. (ALVES et al. 2018a).

O crescimento das áreas de agricultura contribui para os processos erosivos, pois seu fator C é um dos maiores dentre os valores atribuídos para os usos e cobertura da terra presentes na bacia (0,29). Altos valores também são observados nas áreas de solo exposto, que considera o valor máximo (1) e locais com plantações de eucalipto (0,30).

Na BHRL de uma década para outra, o uso e cobertura da terra passaram por mudanças, como pode ser observado na Figura 9. Desde 1987 a BHRL tem a presença de áreas urbanas e industriais, agricultura, pastagem, cerrado/mata, construção rural, represa, solo exposto, e apenas a silvicultura foi observada como uma nova classe de uso a partir de 1997 (ALVES, W. S., dados não publicados).

**Figura 9.** Mapa de uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (C) e 2017 (D).



**Fonte:** Elaborado por Alves, W. S. (dados não publicados) a partir de imagens disponibilizadas pelo INPE (2017) pelo USGS (2017).

A BHRL apresentou mudanças no uso e cobertura da terra parecido com o observado na BHRA, em que as áreas de pastagem foram substituídas pela agricultura. No ano de 1987 a BHRL possuía 79,54% das áreas antropizadas, com predominância da pastagem, correspondendo a 56,85% da área total da bacia, enquanto a agricultura correspondia a apenas 21,62%. Com o passar das décadas, a agricultura passou a ocupar maior parte da bacia, correspondendo a 61,14% da área da bacia em 2017 (Tabela 7) (ALVES, W. S., dados não publicados).



**Tabela 7.** Distribuição das áreas em relação a cada uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos analisados.

Usos	Uso do solo (%)				Fator C
	1987	1997	2007	2017	
Agricultura	21,62	37,14	49,37	61,14	0,29*
Pastagem	56,85	41,99	29,17	15,65	0,09**
Cerrado/Mata	20,46	19,19	18,82	18,66	0,042***
Área urbana	0,76	1,13	2,11	2,67	0,001***
Área industrial	0,18	0,20	0,21	0,85	0,001***
Construção rural	0,01	0,01	0,07	0,30	0,001***
Represa	0,07	0,07	0,17	0,16	0,00***
Solo Exposto	0,04	0,12	0,07	0,09	1,00***
Silvicultura	-	0,14	0,01	0,17	0,30****
Rodovias	0,30	0,30	0,30	0,29	0,001***

**Fonte:** Alves, W. S. (Dados não publicados). \* Ruhoff et al. (2006); \*\* Ozsoy et al. (2012); \*\*\* Farinasso et al. (2006); \*\*\*\* Martins et al. (2010).

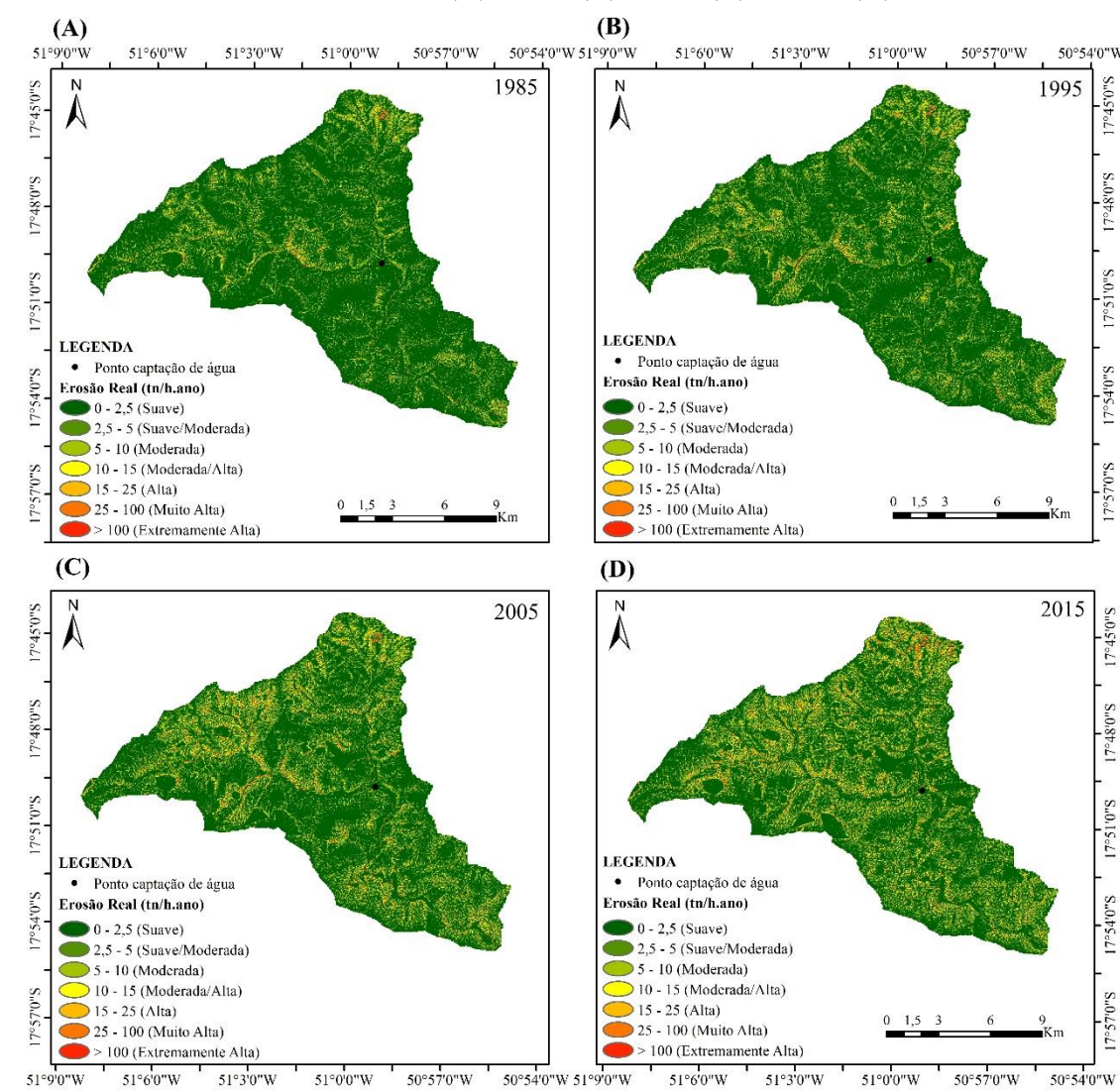
Resultados semelhantes foram obtidos por Rodrigues et al. (2017), que estudaram a bacia hidrográfica do Rio Cervo, localizada em Minas Gerais, onde a maior parte da bacia se encontrava antropizada, com 72,77% da área disposta entre área urbana, agricultura, eucalipto, pastagem e solo exposto, resultando em impactos na maior parte da bacia.

Os valores do fator C mudam de acordo com o uso e cobertura da terra presente na bacia, e os menores valores foram observados nos corpos d'água e nas áreas vegetadas, enquanto os maiores valores são relacionados às classes que apresentam pouca ou nenhuma cobertura vegetal. Com as mudanças no uso e cobertura da terra, a agricultura passou a predominar na maior parte da bacia, o que contribui para o aumento da estimativa de perda de solo, pois seu fator C é alto (0,29).

### 3.3.6 Relação entre o uso do solo e a Erosão Real

O resultado final da USLE pode ser visualizado no mapa de perda do solo, em toneladas por hectare ano (Figura 10 e 11).

**Figura 10.** Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos de 1985 (A), 1995 (B), 2005 (C) e 2015 (D).



A taxa média de perda de solo para a BHRA variou de 0 a 732,76  $\text{tn ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , com médias de 1,6; 1,83; 2,68; e 3,40  $\text{tn ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente, e corresponde ao aumento de 112,5% do ano de 1985 para o ano de 2015. Estes aumentos estão relacionados as mudanças de uso e cobertura da terra que ocorreram na bacia. A partir das Tabelas 4 e 5 é possível observar os resultados de erosão de acordo com a classificação proposta por Beskow et al. (2009) e as médias de erosão real para cada classe de uso do solo, respectivamente.

**Tabela 8.** Distribuição das áreas em porcentagem em relação a Erosão Real na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para os anos avaliados

Erosão real	Classes	Área em porcentagem da Erosão Real (%)			
		1985	1995	2005	2015
0 - 2,5	Suave	75,62	71,38	65,25	61,55
2,5 - 5	Suave/Moderada	13,23	14,29	14,57	13,90
5 - 10	Moderada	7,29	9,01	11,69	13,14
10 - 15	Moderada/Alta	1,97	2,63	3,99	4,93
15 - 25	Alta	1,17	1,67	2,73	3,77
25 - 100	Muito Alta	0,65	0,94	1,66	2,58
> 100	Extremamente Alta	0,04	0,04	0,08	0,10

**Fonte:** Adaptado de Beskow et al. (2009).

Os valores de erosão real variaram de acordo com os anos avaliados, sendo que as áreas da bacia que compreendiam as classes Suave a Moderada reduziu, correspondendo a 96,14% em 1985, e em 2015 este valor regrediu para 88,59%, e representou a redução de 8,52%. Das classes Moderada/Alta a Extremamente Alta houve aumento nas áreas da bacia durante os anos avaliados, sendo que em 1985 correspondia a 3,14% e em 2015 passou a ser 11,41%, representando aumento de 263,37%.

Tem-se a classificação do grau de erosão hídrica proposta pela (FAO; UNEP; UNESCO, 1981), em que a BHRA tem o predomínio da classe com nenhuma ou baixa perda de solo ( $>10 \text{ tn mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), seguida da moderada ( $10 - 50 \text{ tn mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), Alta ( $50 - 200 \text{ tn mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), e Muito Alta ( $>200 \text{ tn mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

**Tabela 9:** Médias e Intervalo de Confiança da Erosão Real ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) para cada classe de uso de solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras.

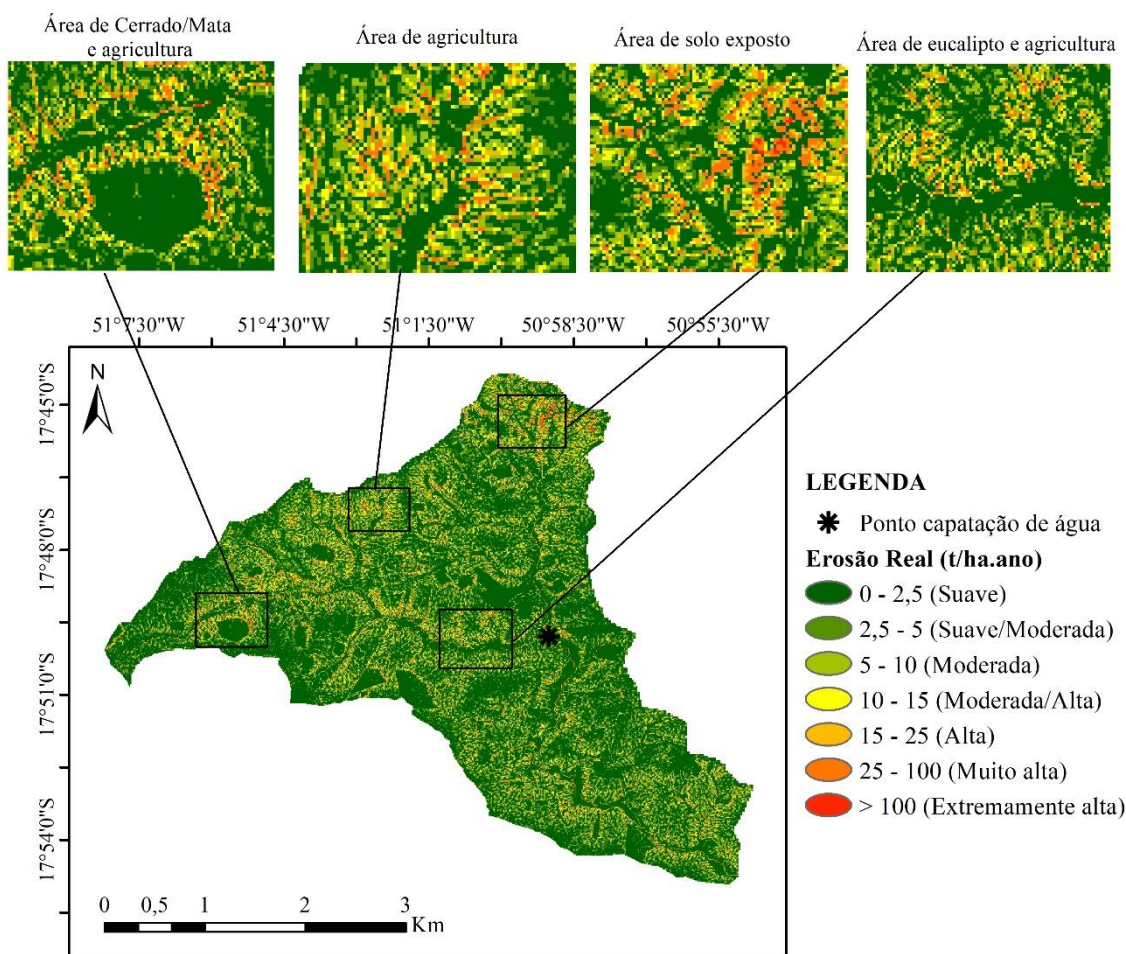
Classes	Média $\pm$ IC da Erosão Real por Classe			
	1985	1995	2005	2015
Agricultura	3,862 $\pm$ 0,158	4,144 $\pm$ 0,096	4,801 $\pm$ 0,076	5,210 $\pm$ 0,059
Cerrado/Mata	1,306 $\pm$ 0,036	1,666 $\pm$ 0,044	1,723 $\pm$ 0,062	2,003 $\pm$ 0,059
Pastagem	2,095 $\pm$ 0,024	2,148 $\pm$ 0,026	2,487 $\pm$ 0,034	2,673 $\pm$ 0,075
Solo exposto	29,665 $\pm$ 4,105	29,180 $\pm$ 4,280	25,250 $\pm$ 4,210	29,160 $\pm$ 3,910
Eucalipto	-	-	5,725 $\pm$ 0,455	4,880 $\pm$ 0,258
Granja	-	-	0,211 $\pm$ 0,092	0,436 $\pm$ 0,148
Área industrial	-	-	0,076 $\pm$ 0,037	0,141 $\pm$ 0,046
Área urbanizada	-	-	0,029 $\pm$ 0,013	0,020 $\pm$ 0,004

Analisando a área de agricultura, esta passou por crescimentos nas suas médias de erosão real de uma década para outra, representando aumento de 34,89% do ano de 1985 para o ano de 2015, coincidindo com o aumento das áreas de agricultura na bacia.

O Cerrado/Mata e a Pastagem tiveram crescimento nas médias de erosão real entre os anos de 1985 e 2015, sendo 53,36% para o Cerrado/Mata e 27,84% para a Pastagem.

Ao tomar como referência a média de erosão real para o Cerrado/Mata para o ano de 2015 ( $2,003 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), os demais usos apresentaram valores significativamente maiores em relação a referência na proporção de 160,10% (agricultura), 33,44% (pastagem), 143,58% (eucalipto) e 1.355,81% (solo exposto). O solo exposto foi a classe que apresentou os maiores valores de erosão real na bacia, com suas médias de erosão do solo variando de 25,20 a  $29,665 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , seguido pelo eucalipto com médias de 5,725 e  $4,880 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , e agricultura com médias entre 3,862 e  $5,210 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Tais diferenças de erosão podem ser observadas na Figura 11, que apresenta as características espaciais da erosão para cada tipo de uso para o ano de 2015 na BHRA.

**Figura 11.** Característica da erosão real para os principais usos de solo presentes na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Abóboras para o ano de 2015.



A partir da figura 4, percebe-se que os diferentes usos têm características espaciais diferente em relação a erosão real. As áreas de agricultura e de solo exposto apresentam

maior predominância de altos valores, situação preocupante, pois, estas áreas de alta perda de solo estão presentes a montante do ponto de captação de água. Como consequência do aumento das taxas de perda de solo, ocorre o aumento da entrada de sedimentos nos canais de drenagem, solubilização e lixiviação de fertilizantes fosfatados NPK) (Nitrogênio Fosfato e Potássio), além de assoreamento e eutrofização dos reservatórios (COUTO JUNIOR et al., 2019). Estas alterações implicam na qualidade hídrica, e consequentemente na água para abastecimento público, pois, os pontos de captação estão localizados de forma que suas áreas de contribuição têm locais de alta erosão real.

Alves et al. (2017b) avaliando o estado trófico da BHRA no período de julho de 2012 a janeiro de 2013, obteve valores de Fósforo Total (FT) fora do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos de água doce classe 2, resultados que refletiram nos altos índices de estado trófico, que variou de eutrófico a hipereutrófico. Estudo semelhante foi feito na BHRA no ano de 2015 e 2016 por Alves et al. (2018d), que obteve valores de FT fora dos limites preconizado pela resolução supracitada, e consequentes altos índices de estado trófico, variando de mesotrófico a hipereutrófico.

Em ambos os estudos, os autores atribuem tais resultados as ações antrópicas que ocorrem na sua área de drenagem, como o carreamento dos resíduos agrícola pelas águas das chuvas dos locais de atividades agropecuária, como também o descarte de efluentes urbanos, industriais e agropecuários no corpo hídrico sem o devido tratamento (ALVES et al., 2017b; ALVES et al., 2018d).

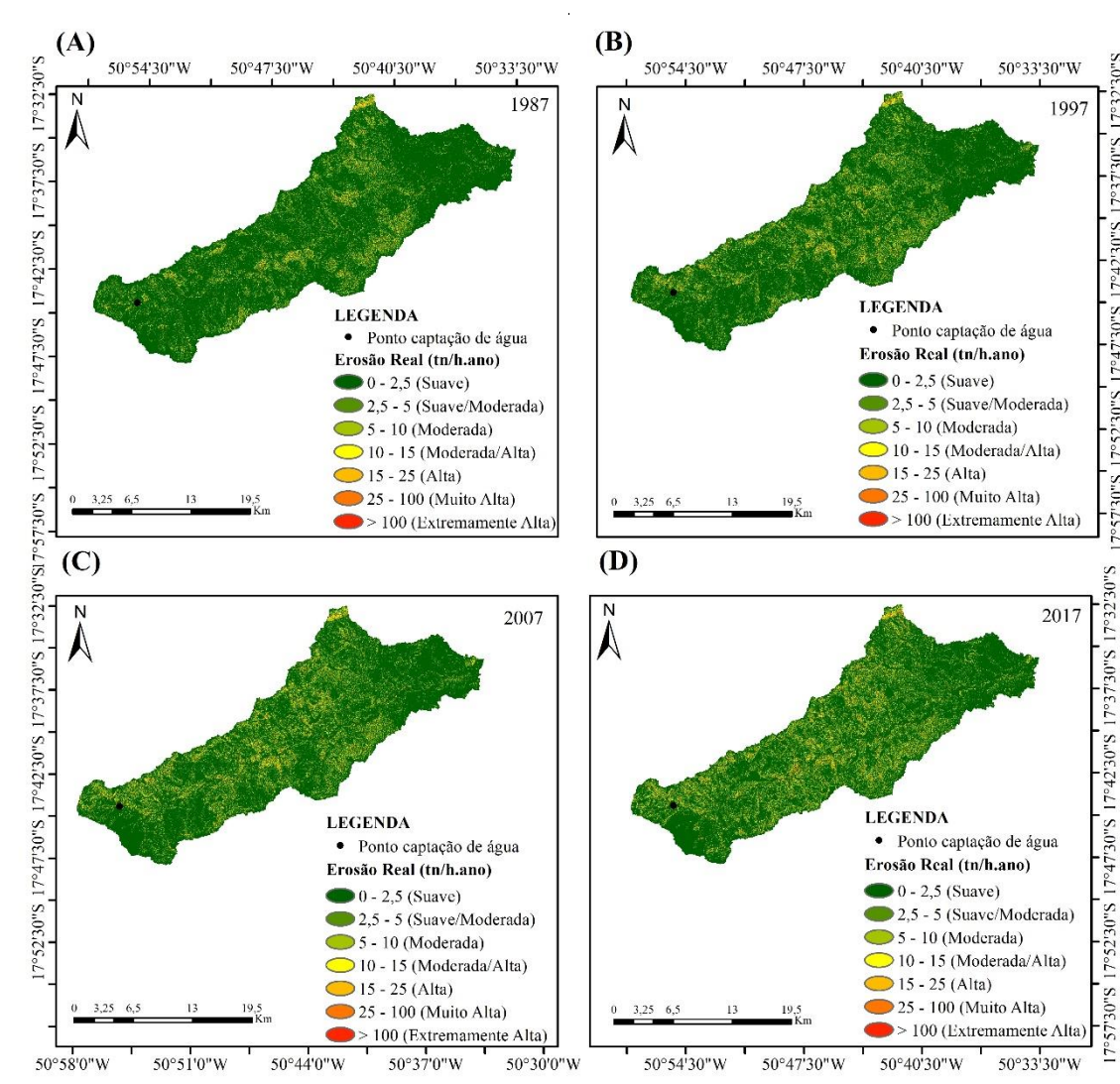
As áreas das bacias que se encontram favoráveis à perda de solo deve receber medidas de proteção. Para as áreas agrícolas, pode-se tomar como medida de atenuação o uso de técnicas de terraceamento, plantio em nível, sistema de plantio direto, integração lavoura-pecuária. As áreas de solos nus devem ser identificadas e reabilitadas. As práticas de gestão do solo devem estar alinhadas ao desenvolvimento socioeconômico e preservação/conservação ambiental.

A BHRL teve taxa média de perda de solo variando de 0 a 574,37 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e médias de 1,35; 1,76; 2,09; e 2,39 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, respectivamente, e corresponde ao aumento de 77,04% na erosão real do ano de 1987 para o ano de 2017. Observa-se aumento das médias de perda de solo de uma década para a outra, e demonstra as mudanças no uso e cobertura da terra refletiu nos valores de perda de solo (Figura 12).



De acordo com a classificação proposta por Beskow et al. (2009) para a erosividade real, a BHRL tem a maior parte da sua área inserida na classe Suave a Moderada, que são área de erodibilidade baixa, com fator topográfico baixo, e que representa área de declividade suave. E uma pequena parte da bacia se enquadra na classe Moderada/Alta a Extremamente Alta, correspondendo a áreas com presença de solo de erodibilidade alta, como Neossolo Litólico Distrófico que está presente no baixo curso da bacia, além de fator topográfico alto e os altos valores do fator de erosividade (Fator R).

**Figura 12.** Mapa da erosão real da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos de 1987 (A), 1997 (B), 2007 (C) e 2017 (D)



Tem-se a classificação do grau de erosão hídrica proposta pela (FAO; UNEP; UNESCO, 1981), em que a BHRL tem comportamento semelhante ao da BHRA, em que se tem o predomínio da classe com nenhuma ou baixa perda de solo ( $>10 \text{ tn mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )

<sup>1</sup>), seguida da moderada (10 – 50 tn mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), Alta (50 - 200 tn mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), e Muito Alta (>200 tn mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

Através a Figura 12 e a Tabela 10 percebe-se a evolução das áreas classificadas como Moderada/Alta e Extremamente Alta, em 1987 correspondia a 3,46% e em 2017 passou para 7,2%. Estes altos valores estão associados ao aumento das áreas agrícolas na bacia, que com o decorrer dos anos aumentaram gradativamente. Além disso, estas áreas que apresentam altos valores de erosão são as que têm os maiores valores de LS associados aos altos valores de erosividade.

**Tabela 10.** Distribuição das áreas em porcentagem em relação à Erosão Real na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para os anos avaliados.

Erosão real	Classes	Área em porcentagem da Erosão Real (%)			
		1987	1997	2007	2017
0 -2,5	Suave	79,58	74,99	71,79	68,55
2,5 - 5	Suave/Moderada	10,89	12,38	13,17	13,88
5 – 10	Moderada	6,07	7,81	9,10	10,37
10 - 15	Moderada/Alta	1,75	2,37	2,87	3,40
15 - 25	Alta	1,09	1,55	1,91	2,32
25 - 100	Muito Alta	0,57	0,84	1,10	1,39
> 100	Extremamente Alta	0,01	0,02	0,03	0,04

**Fonte:** Adaptado de Beskow et al. (2009).

Apesar das mudanças ocorridas no uso e ocupação da terra, as médias da taxa de perda de solo são baixas, que se justificam pelas áreas agrícolas estarem localizadas em solos menos erodíveis, como os Latossolos Vermelhos Distróficos, além das áreas de agricultura estarem presentes em relevo suave, com fator LS baixo, que favorece o processo de mecanização.

É possível observar que a alteração do uso e cobertura da terra nos períodos analisados refletiu nas taxas de erosão das bacias, em que o aumento progressivo da atividade agrícola nas bacias representa uma das atividades de maior propensão a erosão, com Fator C de 0,29. A Tabela 10 apresenta as médias de erosão real para cada classe de uso do solo na BHRL.

**Tabela 11:** Médias e intervalo de confiança da Erosão Real para cada classe de uso de solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje.

Classes	Média ± IC da Erosão Real por Classe			
	1987	1997	2007	2017
Agricultura	3,826±0,047	3,765±0,034	3,874±0,033	4,009±0,026
Pastagem	1,390±0,013	1,525±0,016	1,595±0,021	1,775±0,034
Cerrado/Mata	1,212±0,024	1,254±0,026	1,262±0,026	1,256±0,026
Área urbana	0,013±0,001	0,013±0,001	0,013±0,001	0,015±0,001
Área industrial	0,015±0,005	0,058±0,047	0,016±0,004	0,013±0,001
Construção Rural	0,006±0,005	0,039±0,021	0,299±0,063	0,016±0,005
Represa	0,046±0,037	0,052±0,039	0,021±0,017	0,021±0,016
Solo Exposto	5,658±1,115	7,716±1,125	10,155±1,165	12,800±2,340
Silvicultura	-	2,581±0,301	2,984±1,872	3,479±0,665

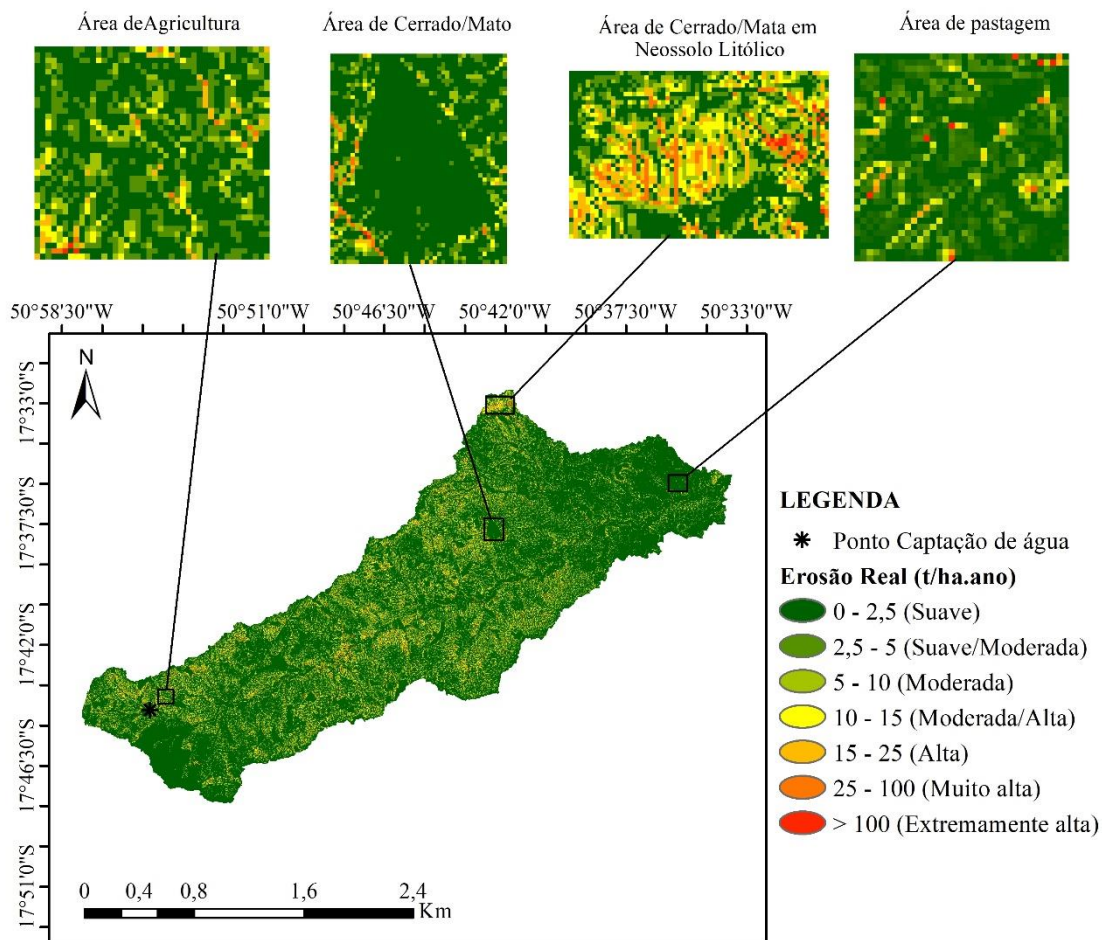
Considerando o cenário de agricultura, as taxas de perda de solo apresentaram crescimento de 4,84% do ano de 1987 para 2017. O cenário de pastagem teve crescimento de 27,78% das taxas de perda de solo do ano de 1987 para o ano de 2017. Por fim, o Cerrado/Mata teve as menores taxas de perda de solo de 1987 a 2017 dentre os três principais usos de solo da bacia, além de pouca variação dos seus valores, fato que está associado com a pouca mudança na área correspondente a este uso.

Ao considerar a classe de uso Cerrado/Mata como referência para o ano de 1987 (1,212 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), os principais usos tiveram valores de erosão real maiores em relação a referência nas porcentagens de 215,67% (agricultura), 14,64% (pastagem), 366,83% (solo exposto).

Para o ano de 2017 os maiores valores de erosão real foram para a classe de solo exposto (12,800 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), agricultura (4,009 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e silvicultura (3,479 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), correspondendo aos valores maiores que o uso de referência (Cerrado/Mata – 1,256 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) nos valores de 219,10% (agricultura), 41,26% (pastagem), 176,92% (silvicultura) e 918,70% (solo exposto). Tais diferenças de erosão real podem ser observadas na Figura 13, que apresenta a característica de perda de solo para cada uso de solo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje.



**Figura 13.** Características de erosão real para cada uso de solo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Laje para o ano de 2017.



Percebe-se que a erosão real tem aspectos diferentes quando observada espacialmente, e os locais de cerrado/mata têm predominância de valores classificados como suave, com exceção do cerrado/mata localizado em solos Neossolo Litólico, que têm características favoráveis a erosão hídrica, indicando que estas áreas sejam preservadas, com a presença de vegetação. O uso de agricultura tem a predominância de erosão real alta, e requer medidas de proteção.

A montante do ponto de captação de água para abastecimento público tem-se a predominância de usos antrópicos, como agricultura, pastagem, áreas urbanas, situação que pode interferir de forma negativa na qualidade do corpo hídrico, refletindo de forma direta na captação de água para o abastecimento público. Sendo assim, as atividades causadoras de impactos ambientais na área de estudo devem ser substituídas aos poucos, ou reguladas por formas de agricultura ecológica, e os locais de processo erosivo acelerado deve ser estudado com o objetivo de encontrar alternativas locais para a recuperação ambiental desses locais (ALVES et al. 2018c).

Quando se compara os resultados da BHRA com a BHRL, percebe-se que a BHRL apresentou padrões de erosão espaço-temporal diferentes da BHRA. Essa diferença é atribuída aos resultados dos fatores naturais, em que a erosividade teve resultados menores na BHRL (média de 7.980,72 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) e o fator topográfico, que teve baixos valores em quase toda a área da bacia. Além disso, as áreas agrícolas estão localizadas principalmente em locais de solos menos erodíveis.

A avaliação da erosão hídrica de duas bacias localizadas no Tocantins, identificaram diferenças nos resultados obtidos (BARROS et al. 2018). A bacia do Rio Manoel Alves Pequeno apresentou menor suscetibilidade a erosão hídrica comparado à bacia do Rio Lontra, que foi justificado pelos autores pela predominância de baixos valores de erodibilidade, baixos valores de LS em mais 78% da bacia, além de boa conservação da paisagem natural da bacia.

Estudo realizado por Couto Junior et al. (2019) no estado de São Paulo, na bacia do Córrego Cachoeirinha exemplifica muito bem a mudança nos valores de erosão do solo em relação ao uso e cobertura da terra. A taxa média de perda de solo considerando o cenário de ocupação total da bacia por cobertura vegetal foi de 0,03 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, variando de 0,01 a 0,40 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O cenário 2 exemplifica o uso atual da bacia, e apresentou perda média de solo estimada em 3,5 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, variando de 0,1 a 40 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Por fim, foi considerado o cenário em que toda a bacia é ocupada por cultura de cana-de-açúcar, a perda média de solo foi 12,6 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, variando de 0,1 a 58 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o maior valor em relação aos outros cenários avaliados.

### 3.4 Conclusão

Verificou-se que a perda anual de solo variou de 0 a 732,76 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na BHRA, com médias de 1,6; 1,83; 2,68; e 3,40 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em 1985, 1995, 2005 e 2015, respectivamente. Para a BHRL a perda de solo variou de de 0 a 574,37 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com médias de 1,35; 1,76; 2,09; e 2,39 tn ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, respectivamente. A variação espaço-temporal na BHRA demonstrou que a taxa de perda de solo no ano de 2017 é 112,5% maior em relação ao ano de 1987. Na BHRL o aumento foi de 77,04% do ano de 2015 em relação ao ano de 1985.

Dentre os usos presentes nas duas bacias, os que estão associados com a maior perda de solo são o solo exposto, agricultura, eucalipto e pastagem. Na BHRA a

agricultura teve aumento de 34,89% nas taxas de erosão no solo entre os anos de 1985 e 2015. Na BHRL o aumento das taxas de erosão real no uso agricultura foi menor, correspondendo ao aumento de 4,79% do ano de 1987 para o ano de 2017.

Percebe-se que a utilização do modelo empírico USLE associado ao SIG apresenta-se como ferramentas eficientes no que se refere a integração dos dados para posterior identificação e espacialização das áreas de maior vulnerabilidade a erosão dos solos, podendo ser usada para o planejamento do uso da terra e servir de suporte para políticas públicas voltadas para o uso sustentável dos recursos naturais.

Este estudo indica a necessidade de planejamento e gestão ambiental adequados nas duas bacias em estudo. Este estudo poderá subsidiar o planejamento e a gestão ambiental dessas bacias hidrográficas, além de servir de base para outros estudos locais e de outras regiões, como o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois e Turvos, contribuindo assim, para a conservação dos recursos hídricos, e conseqüentemente, para o abastecimento público e demais usos múltiplos.

### 3.5 Referência

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015.

**Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 65, p. 125-145, 2018a.

ALVES, W. S, et al. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, Brasil. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 32, p. 01-22, 2018b.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Fragilidade ambiental: subídio ao planejamento e à gestão da bacia do ribeirão da Laje (GO), Brazil. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 32 p. 01-17, 2018c.

ALVES, W. S.; et al. Análise do grau de trofia no ribeirão das abóboras, no município de Rio Verde, sudoeste do estado de Goiás, Brasil. **Geoambiente**. On-line, n. 32, p. 187-209, 2018d. DOI: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i32.51365>.

ALVES, W. S; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P. Análise da fragilidade ambiental da bacia do ribeirão das Abóboras, em Rio Verde, sudoeste de Goiás. **GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, v. 1, n. 19, p. 81-108, 2017a.

ALVES, W. S. et al Aspectos físico-químicos da água do Ribeirão das Abóboras em Rio Verde (GO) e impactos na qualidade hídrica. **Boletim de Geografia**, v. 37, n. 1, p.265-287, 2019.

ALVES, W. S. et al. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde – GO, Brasil. **Geociências (São Paulo)**, v. 36, n. 1, p. 13-29, 2017b.

ANA-Agência Nacional de Águas, 2019. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). **Indicadores de qualidade de água** (04/2012 até

08/2018). Disponível em: <<http://estacoespnqa.ana.gov.br/estacoes.aspx>>. Acesso em: 10 mar. 2019.

\_\_\_\_\_. Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: panorama nacional. Brasília: ANA, Engecorps/Cobrape, 2010. 72p. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Home.aspx>>. Acesso em: 03 mar. 2020.

ANDRADE, R.G. et al. Recuperação de pastagens no cerrado. **AgroANALYSIS**, v. 36, n. 2, p. 30-32, 2016.

ANDRADE, R. G. et al. Avaliação das condições de pastagens no cerrado brasileiro por meio de geotecnologias. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v.7, n.1, p.34-41, 2017.

ASMAMAW, L. B.; MOHAMMED, A. A. Identification of soil erosion hotspot areas for sustainable land management in the Gerado catchment, North-eastern Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 306-317, 2019.

BARBOSA, A. F. et al. Aplicação da equação universal de perda do solo (USLE) em softwares livres e gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 38, n. 1, p. 170-179, 2016.

BARROS, E. N. et al. Modelagem da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manoel Alves Pequeno, Tocantins. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences/Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, p. 1-9, 2018.

BATISTA, P. V. G. et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. **Catena**, v. 157, n. 1, p. 139-150, 2017.

BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. **Dados de precipitação de janeiro de 1996 a dezembro de 2018**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: fev. 2019.

BERRY, G. Statistical significance and confidence intervals. **The Medical Journal of Australia**, v. 144, p. 618-619, 1986.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355 p.

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, n. 1, p. 49-59, 2009.

BRANDSTÄTTER, E.; LINZ, J. K. U. Confidence Intervals as an Alternative to Significance Testing. **Methods of Psychological Research Online**, v. 4, n.2, p. 33-46, 1999.

BRITO, B. N.; DA SILVA, Elaine Barbosa. Análise multitemporal de uso e cobertura da terra na Reserva da Biosfera do Cerrado. **Ateliê Geográfico**, v. 13, n. 2, p. 73-91, 2019.

CONAB – Companhia Nacional de abastecimento. **Boletim da safra de grãos**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos/boletim-da-safra-de-graos/>>. Acesso em: fev. 2020.

CARVALHO, N.O. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, v. 372, 2008.

COUTO JÚNIOR, A. A. et al. Land use changes associated with the expansion of sugar cane crops and their influences on soil removal in a tropical watershed in São Paulo State (Brazil). **Catena**, v. 172, n. 1, p. 313-323, 2019.

DE SOUZA, L. A.; SOBREIRA, F. G. A avaliação da geração de sedimentos ao longo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Carmo. Potencial natural de erosão, feições morfológicas e cicatrizes de movimentos de massa. **Geociências (São Paulo)**, v. 36, n. 2, p. 285-299, 2017.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perdas de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Energia na Agricultura**, v. 19, n.2, p. 102-114, 2014.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 677-685, 2016.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An introduction to the bootstrap**. Chapman & Hall, New York. p. 443, 1993.

ENCINA, C. C. C. et al. Geotecnologias aplicadas à análise ambiental da bacia hidrográfica do rio olho d'água, município de Jardim, Mato Grosso do Sul–Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 2, p. 577-584, 2018.

SANTOS, H. G. et al. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2018.

FAO. 2012. Food and Agricultural commodities production. Country rank in the world, by commodity. Acesso em: [site/339/default.aspx](http://www.fao.org/3/339/default.aspx).

FARINASSO, M. et al. 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, p. 73-85, 2006.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 773-784, 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativa da população brasileira em 2017**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>>. Acesso em: 28 set. 2019.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 01 Mar. 2018.

JAZOULI, A.; BARAKAT, A.; KHELLOUK, R.; RAIS, J.; EL BAGHDADI, M. Remote sensing and GIS techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 361-374, 2019.

- KARAMAGE, F. et al. Usle-based assessment of soil erosion by water in the Nyabarongo River Catchment, Rwanda. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 8, p. 1-16, 2016.
- LIMA, C. G. R. et al. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na Bacia Hidrográfica do Baixo São José dos Dourados. **Revista Geociências**. v. 35, n. 1, p. 63-76, 2016.
- LIMA, J.E.F.W. et al. Desenvolvimento de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma cerrado. In. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 17 a 22 de novembro de 2013, Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul, 8 p., 2013.
- LOMBARDI NETO, F. e MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. IN: **Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do solo**, v. 3, Recife, 1980, Anais. fl. 13.
- MARQUES, V. S. et al. USLE K-Factor Method Selection for a Tropical Catchment. **Sustainability**, v. 11, n. 7, p. 1-17, 2019.
- MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 87, p. 517-526, 2010.
- OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524-1532, 2015.
- OZSOY, G. et al. Determination of soil erosion risk in the Mustafakemalpaşa River Basin, Turkey, using the revised universal soil loss equation, geographic information system, and remote sensing. **Environmental management**, v. 50, n. 4, p. 679-694, 2012.
- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L., MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633–1644, 2007.
- PELTON, J.; FRAZIER, E.; PICKILINGIS, E. Calculating slope length factor (LS) in the revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). 2012.
- PEREIRA, T. S. R. et al. Determinação e espacialização da perda de solo da bacia hidrográfica do Córrego Cascavel, Goiás. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 9, n. 2, p. 76-93, 2015.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: < <http://www.Rproject.org/>>. Acesso em: 12 dez. 2019.
- RABELO, D. R.; ARAÚJO, J. C. Estimativa e mapeamento da erosão bruta na bacia hidrográfica do Rio Seridó, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 2, p. 361-372, 2019.
- RIO VERDE (Município). Lei 5.090/2005. Institui o Código Ambiental Municipal e dá outras providências: promulgada em 28 de dezembro de 2005. Rio Verde, 2005.

Disponível em: < <http://www2.rioverde.go.gov.br/arquivos/lei5090.pdf> >. Acesso em: 12 dez. 2019.

\_\_\_\_\_. Lei 6.033/2011. Cria o Programa Produtor de Água: promulgada em 28 de outubro de 2011. Rio Verde, 2011. Disponível em: < <https://camararioverde.com.br/conteudo/projetosleis/26052014040540.pdf> >. Acesso em: 12 dez. 2019.

\_\_\_\_\_. Lei 6.290/2013. Altera a Lei n.o 6.033/2011, que cria o Programa Produtor de Água: promulgada em 26 de agosto de 2013. Rio Verde, 2013. Disponível em: < <https://camararioverde.com.br/conteudo/projetosleis/26052014040540.pdf> >. Acesso em: 12 dez. 2019.

RODRIGUES, J. A. M. et al. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo–MG. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 531-542, 2017.

RUHOFF, A.L.; SOUZA, B. S. P.; GIOTTO, E.; Pereira, R. S. Avaliação dos processos erosivos através da Equação Universal de Perda de Solos, implementada com algoritmos em LEGAL. **Geomática**, v. 1, n. 1, p. 1 - 9, 2006.

SIEG – Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás. **Downloads/SIG Shapefiles**. Disponível em: <<http://www.sieg.go.gov.br/>>. Acesso em 18 jan. 2018.

SILVA, D. C. C. et al. Uso de indicadores morfométricos como ferramentas para avaliação de bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 2, p. 221-217, 2016.

SOUSA, F. R. C.; PAULA, D. P. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Coreau (Ceará-Brasil). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 3, p. 491-507, 2019.

SUJATHA, E. R.; SRIDHAR, V. Mapping of erosion susceptibility using a weighted linear combination model: A case study of a hill sub-watershed in Kodaikkanal, Western Ghats, South India. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 14, p. 34-45, 2019.

THOMAS, J.; JOSEPH, S.; THRIVIKRAMJI, K. P. Assessment of soil erosion in a tropical mountain river basin of the southern Western Ghats, India using RUSLE and GIS. **Geoscience Frontiers**, v. 9, n. 3, p. 893-906, 2018.

USGS - United States Geological Survey. Multimedia Gallery. Disponível em: <https://www.usgs.gov/products/multimedia-gallery/overview>. Acesso em: 19 out. 2019.

VIJITH, H.; HURMAIN, A.; DODGE-WAN, D. Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 57-69, 2018.

WANG, X. et al. 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.

WISCHMEIER, W.H; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. **In: Agricultural Handbook**. Washington, USDA, 1978.