



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**DETERMINAÇÃO DO FATOR TOPOGRÁFICO UTILIZANDO
MODELOS DIGITAIS DE ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL E
PREVISÃO POTENCIAL DE EROSÃO DO SOLO NA BACIA DO
RIBEIRÃO TABOCA NO PERÍODO ANTERIOR E POSTERIOR À
URBANIZAÇÃO**

Estéfani Jesus dos Santos
Dissertação de Mestrado

Brasília-DF: Março / 2023



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**DETERMINAÇÃO DO FATOR TOPOGRÁFICO UTILIZANDO
MODELOS DIGITAIS DE ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL E
PREVISÃO POTENCIAL DE EROSÃO DO SOLO NA BACIA DO
RIBEIRÃO TABOCA NO PERÍODO ANTERIOR E POSTERIOR À
URBANIZAÇÃO**

Estéfani Jesus dos Santos

Orientador: Renato Fontes Guimarães

Dissertação de Mestrado
Brasília-DF: Março / 2023



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

**DETERMINAÇÃO DO FATOR TOPOGRÁFICO UTILIZANDO
MODELOS DIGITAIS DE ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL E
PREVISÃO POTENCIAL DE EROÇÃO DO SOLO NA BACIA DO
RIBEIRÃO TABOCA NO PERÍODO ANTERIOR E POSTERIOR À
URBANIZAÇÃO**

Estéfani Jesus dos Santos

Dissertação de Mestrado submetida ao Departamento de Geografia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Geografia, área de concentração Gestão Ambiental e Territorial, opção Acadêmica.

Aprovado por:

Renato Fontes Guimarães, Doutor em Geologia (Universidade de Brasília)
(Orientador)

Roberto Arnaldo Trancoso Gomes, Doutor (Universidade de Brasília)
(Suplente)

Edilson de Souza Bias, Doutor (Universidade de Brasília)
(Examinador Externo)

Patrícia de Araújo Romão, Doutora (Universidade Federal de Goiás)
(Examinador Externo)

Brasília-DF, 31 de Março de 2023.



SANTOS, ESTÉFANI JESUS DOS

Determinação do fator topográfico utilizando modelos digitais de alta resolução espacial e previsão potencial de erosão do solo na bacia do ribeirão Taboca no período anterior e posterior à urbanização, 065 p. (UnB-CDS, Mestre em Geografia, área de concentração Gestão Ambiental e Territorial, 2023).

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Estéfani Jesus dos Santos



AGRADECIMENTOS

Dedico todo meu esforço, determinação e amor à minha falecida avó, Efigênia Maria, e à minha mãe, Magda Valério, pois me recordo de tantos momentos de luta, suor e lágrimas, felicidade, desespero, dedicação e amor na minha criação, com o foco de poder me proporcionar oportunidades para concretizar meus objetivos e me tornar a mulher que sou e busco ser. Se minha avó estivesse viva quando passei no processo seletivo em 2020, tenho certeza que iríamos chorar juntas e ela iria fazer um milhão de mimos culinários para comemorarmos. Ela sempre me ganhou pela barriga.

Quero agradecer muito à UnB, ao Programa de Geografia e ao meu querido orientador, Renato Guimarães, pois seu conhecimento foi precioso, e vê-lo empolgado a cada descoberta foi maravilhoso demais. Ele sempre via as situações de forma positiva e realista, além da tranquilidade que me passava, mesmo eu achando que era o fim do mundo.

É claro que tenho várias outras companheiras e companheiros de caminhada a agradecer, pois sempre me mostraram o melhor lado das situações. Agarraram o colarinho da minha blusa reforçando que sou capaz e, algumas vezes, inspiração. Entretanto, não posso deixar de citar nomes de mulheres como Fernanda Medeiros, Sarah Novais e Luciana Alves que fortemente me influenciaram a seguir a pesquisa, tiveram paciência em me auxiliar no processo seletivo e demonstraram que ser mestra era pra mim, sim! Maria Cecília, Pâmela Santos, Estefany Mathias, Wemmia Anita, Magvone e Dinalva Valério, Sara Rachel, Camila Oliveira, Nilva Silva, Camila Vieira, Amanda Maia, Ayala Vital, Amanda Godinho, Bruna Antonini, Fernanda Marques, Jéssica Almeida, Natália Sacchetto, Isabella Sousa, Fernanda Torres, Mayara Matos, Beatriz Barcelos e Laura Mendes são mulheres que vivem realidades diferentes, mas suas histórias de determinação e resiliência servem como uma poderosa fonte de inspiração para outras pessoas, desde a luta pela igualdade de direitos e oportunidade no local de trabalho e na sociedade até a superação de obstáculos pessoais e a conquista de seus objetivos. As mulheres que conheço demonstram uma força e perseverança incríveis diante da adversidade e, por isso, agradeço a todas elas.

Obrigada.



RESUMO

Os processos erosivos são, muitas vezes, originados pelas ações antrópicas que modificam os caminhos da drenagem original, ocasionando alterações na distribuição do fluxo de água. O objetivo desta dissertação é identificar como as modificações da rede de drenagem alteram o fator topográfico e, conseqüentemente, a perda de solo em uma bacia de drenagem utilizando modelos com alta resolução espacial gerados por sensor LiDAR. A metodologia desenvolvida é dividida nas seguintes etapas: a) Elaboração dos Modelos Digitais de Terreno (MDT) e Superfície (MDS) representando o relevo anterior e posterior à urbanização; b) Determinação e análise do fator topográfico nos dois períodos; e c) Determinação e análise qualitativas de áreas susceptíveis a erosão laminar potencial na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca empregando a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) nos dois períodos. Os resultados demonstraram o aumento dos valores de erosão potencial no período pós urbanização localizados principalmente nas áreas de encosta. Essa metodologia permite localizar as áreas de maior fragilidade e tem a vantagem de orientar ações voltadas para evitar o acúmulo de fluxo a partir do conhecimento da drenagem original. Assim, a utilização dos modelos com alta resolução espacial foi essencial para detecção das áreas de maior fragilidade à perda de solo retratando com maior precisão a realidade da bacia.

Palavras-chaves: EUPS; MDT; MDS; LiDAR; alta resolução espacial.



ABSTRACT

Erosive processes are often caused by anthropic activities that modify the original drainage paths, leading to changes in the distribution of water flow. The objective of this thesis is to identify how changes in the drainage network alter the topography and consequently the soil loss in a drainage basin using models with high spatial resolution generated by LiDAR sensor. The used methodology is divided into the following steps: a) Elaboration of Digital Models of Terrain (MDT) and Surface (MDS) representing the relief before and after urbanization; b) Determination and analysis of the topographic factor in the two periods; and c) Qualitative determination and analysis of areas susceptible to potential laminar erosion in the ribeirão Taboca watershed, using the Universal Soil Loss Equation (USLE) in both periods. The results showed an increase in potential erosion values measured in the post-urbanization period located mainly in the hillside areas. This methodology makes it possible to locate the areas of greatest fragility and has the advantage of guiding actions aimed at preventing the watershed flow accumulation based on the known original drainage. Thus, the use of models with high spatial resolution was essential for detecting the most vulnerable areas to soil loss portraying the basin's reality with greater precision.

Keywords: USLE, MDT, MDS, LiDAR, high spatial resolution.



SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	9
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	12
LISTA DE SÍMBOLOS	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
2.1 Área de estudo.....	18
2.2 Delimitação da bacia do ribeirão Taboca	19
2.3 Dados utilizados	21
2.4 Estimativa de erosão do solo.....	22
2.4.1 Fator erosividade da chuva (R)	24
2.4.2 Fator erodibilidade do solo (K)	26
2.4.3 Elaboração dos modelos digitais	26
2.4.4 Fator topográfico (LS)	31
2.4.5 Fator cobertura e manejo do solo (C)	33
2.4.6 Fator práticas conservacionistas (P)	35
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	36
3.1 Resultados da erosividade das chuvas (fator R)	34
3.2 Resultados de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)	37
3.3 Resultados de erodibilidade (fator K)	39
3.4 Resultados dos modelos digitais elaborados	41
3.5 Resultados de declividade.....	43
3.6 Resultados do fator LS.....	44
3.7 Resultados das áreas susceptíveis à erosão potencial	48
3.8 Comparação entre os modelos aplicados no fluxo de acumulação, fator LS e EUPS	51
4 CONCLUSÃO	54
5 REFERÊNCIAS.....	56



LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do ribeirão Taboca.	19
Figura 2 – Esquemática da delimitação da bacia do ribeirão Taboca.	20
Figura 3 – Demonstração das delimitações criadas para área de estudo.	21
Figura 3 – Esquemática das etapas metodológicas.	23
Figura 4 – Localização espacial das estações pluviométricas.	25
Figura 5 – Feição do MDT com resquícios de edificações que causam alterações na elevação do terreno.	27
Figura 6 – Demonstração do MDS com o perfil de elevação. Destacam-se as interferências na declividade do terreno.	28
Figura 7 – Hidrografia gerada pela modelagem no MDT e MDS originais: (A) no MDS com a presença de vegetação; (B) em no MDT sem a presença da vegetação e (C) ambas hidrografias geradas sob a ortofoto (2016).	28
Figura 8 – Demonstração das feições para criação do MDT. Modelo original (1), máscara da vegetação (2), curva de nível da vegetação (3), curva de nível da vegetação e pontos cotados que serão interpolados (4).	30
Figura 9 – Demonstração das feições para criação do MDS. Modelo original (MDT) (1), Máscara da vegetação (valores do MDT) (2), MDS original com a máscara da vegetação (3)	31
Figura 10 – Mapa do fator R.	37
Figura 11 – Mapa do NDVI da área estudada.	38
Figura 12 – Mapa do fator (C) de cobertura do solo da área estudada.	39
Figura 13 – Mapa do fator K.	40
Figura 14 – (A) MDT original apresentando ruídos das estruturas urbanas; (B) MDT criado sem a presença de ruídos das estruturas urbanas; (C) MDS original com a presença da vegetação densa e (D) MDS após a retirada da vegetação revelando a presença dos canais de escoamento.	41
Figura 15 – (A) MDS e (B) MDT. Demonstração do perfil de elevação de ambos os modelos, destacando a presença e ausência da ocupação urbana na bacia do Ribeirão Taboca.	42
Figura 16 – Declividade em graus gerada no MDS.	43
Figura 17 – Declividade em graus gerada para o MDT.	44



Figura 18 – Fator LS gerados a partir do MDS.	45
Figura 19 – Fator LS gerado a partir do MDT.	45
Figura 20 – Demonstração de uma voçoroca na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca, antes e após a urbanização.	46
Figura 21 – Fator topográfico: (A) no MDT e (B) no MDS. Vista do aumento no fator LS após urbanização quando comparada à área sem urbanização.	47
Figura 22 – Declividade: (A) no MDT e (B) no MDS. Pontos da voçoroca e área próxima demonstrando as diferenças de declividade.	48
Figura 23 – Perda de solo (LS-MDT).	50
Figura 24 – Perda de solo (LS-MDS).	50
Figura 25 – Comparação do fluxo de acumulação provenientes dos modelos. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.	51
Figura 26 – Comparação do fator LS provenientes dos modelos na região da voçoroca. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.	52
Figura 27 – Comparação do fator LS provenientes dos modelos. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.	53
Figura 28 – Comparação da EUPS gerados pela utilização dos modelos digitais no Fator LS. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.	53



LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores atribuídos ao fator K.....	26
Tabela 2 – Fator P para diferentes meios de práticas conservacionistas.....	35
Tabela 3 – Dados das estações pluviométricas.....	36
Tabela 4 – Descrição das classes de erosão e perdas de solo.....	49



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APPs	Áreas de Proteção Permanente
CAESB	Companhia de Saneamento de Brasília
CREAMS	<i>Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems</i>
DF	Distrito Federal
EUPS	Equação Universal de Perdas de Solo
IDW	Inverso do Quadrado da Distância
LiDAR	<i>Light Detection and Ranging</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDS	Modelo Digital de Superfície
MDT	Modelo Digital de Terreno
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
PDOT	Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal
RA-XXVII	Região Administrativa do Jardim Botânico
RGB	<i>Red, Green, Blue</i>
SEDUH	Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação do DF
Sensor WPM	Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
Terracap	Companhia Imobiliária de Brasília
UH	Unidade hidrográfica



LISTA DE SÍMBOLOS

A	Perda de solo calculada por unidade de área
A_s	Área de contribuição de drenagem
C	Cobertura e manejo do solo
EI_i	Média mensal do índice de erosão
K	Fator erodibilidade do solo
km^2	Quilômetro quadrado
L	Length – comprimento do declive
ln	Logaritmo neperiano
LS	Fator topográfico
m	Metro
m^2	Metro quadrado
MJ.mm/ ha.h.ano	Mega Joule de milímetros por hectare hora ano
mm	Milímetro
P	Práticas conservacionistas do solo
P_i	Precipitação média anual
R	Fator erosividade da chuva
R	Somatório dos índices mensais de erosão
r_i	Precipitação média mensal
S	Slope – Declividade
t.h./MJ.mm	Tonelada hora por mega Joule de milímetros
t/ha.ano	Tonelada/hectare.ano
β	Declividade
%	Porcentagem



1 INTRODUÇÃO

A erosão é um processo natural do meio ambiente oriundo do desprendimento e arraste de partículas do solo que são sedimentadas em uma nova região (PATIL, 2018; BERTONI E LOMBARDI NETO, 1990). Essa desagregação pode ser causada naturalmente por agentes climáticos, como a água e o ar, quando excedem as forças de resistência dos solos (BALASUBRAMANIAN, 2017; PATIL, 2018; ASLAM et al., 2020). Entretanto, existe uma preocupação por parte de estudiosos com relação a intensificação dos processos erosivos, sendo capaz de causar danos ao meio ambiente e sociedade (SINGH; PANDA, 2017; MIGUEL et al., 2021). Essa intensificação é causada pelas ações antrópicas devido ao manejo e ocupação do solo, juntamente com as interações naturais geomorfológicas, geológicas e hidroclimáticas (MIHI; BENARFA; ARAR, 2019; OLORUNFEMI et al., 2020; HOSSEINY et al., 2020). Os processos de urbanização alteram o comportamento do escoamento superficial, pois ampliam a impermeabilização das superfícies através da construção de pavimentos e edificações (ALBUQUERQUE et al.; ASLAM et al.; HOSSEINY et al., 2020), além da retirada de vegetação que ocasiona a compactação do solo. Por conseguinte, os caminhos naturais de fluxo das águas são sobrecarregados e as taxas de erosão, transporte e sedimentação de partículas aumentam gerando perda de solo, redução da qualidade e quantidade das águas, aumento do risco de inundação, diminuição da produtividade do solo e perda de cobertura vegetal (SAHAAR, 2013; PANAGOS et al., 2015; BOUFELDJA et al., 2020; TADESSE; TEFERA, 2020).

Em decorrência da preocupação ambiental, muitos modelos matemáticos empíricos foram desenvolvidos para descrever e prever a ocorrência dos processos erosivos (FARINASSO et al., 2006; SELMY et al., 2021; ASLAM et al., 2020). Estes modelos permitem a compreensão, previsão e simulação das taxas erosivas demonstrando as possíveis causas de sua ocorrência, o que contribui para o manejo do solo (ROCHA; SPAROVEK, 2021; MAJHI et al., 2021).

Desde a sua descoberta, o modelo mais utilizado para previsão de perda de solo é a Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) seguido pela versão revisada apresentadas por Wischmeier e Smith (1978) e Renard et al., (1997), respectivamente (KRUK et al., 2020; MIHI et al., 2019). A equação EUPS é muito aplicada devido à sua simplicidade operacional, havendo também derivações atualizadas, e é capaz de prever a taxa média anual da perda de solo em uma determinada área com base em cinco fatores: erosividade da chuva (R), erodibilidade do



solo (K), fator topográfico (LS), cobertura e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) (FARINASSO et al., 2006; ZHUANG et al., 2015; ROCHA; SPAROVEK, 2021).

Os fatores de análise da EUPS, quando especializados, podem ser inseridos em um banco de dados para que os resultados sejam obtidos por meio de técnicas de geoprocessamento, o que permite uma análise quantitativa da distribuição espacial de erosão (FUJACO; LEITE; NEVES, 2016). Pesquisadores como Farinasso et al. (2006) utilizaram análises qualitativas para estimar áreas propícias à processos erosivos por meio de classificação. Essas ferramentas são úteis na conservação de ambientes frágeis e podem monitorar, em tempo hábil, com menor custo e maior eficiência, áreas em grande escala (MIHI; BENARFA; ARAR, 2019). Mesmo tendo sido originalmente desenvolvido para reduzir os processos erosivos em campos agrícolas com declives suaves, a EUPS tem sido empregada para estudar os processos relacionados à erosão do solo em todo o mundo, tanto em áreas periurbanas quanto urbanas (AZIZIAN; KOOHI, 2021).

O fator topográfico possui uma análise mais complexa, quando comparado com os outros quatro que configuram a base de cálculo da Equação, pois fornece dados de duas componentes importantes da vertente que relacionam a topografia com a erosão hídrica do solo: comprimento e declividade. A abreviatura LS representa os dois fatores citados: L significa *length*, palavra em inglês para comprimento e, S, *slope*, que tem como tradução inclinação ou declividade (REIS; PENA, 2020). Em escalas locais ou regionais, o fator LS é gerado por meio de modelos digitais que expandem a aplicação da EUPS devido ao desenvolvimento do Sistema de Informação Geográfica (SIG) (LU et al., 2020; WANG et al., 2020).

Os modelos digitais representam as características fisiográficas do relevo e, por isso, são muito utilizados em estudos geomorfológicos, como na percepção dos processos erosivos em diferentes áreas e situações (FERNANDES; MENEZES, 2005). Esses modelos podem ser representados por mapas topográficos ou em conjunto de dados espaciais gerados, por exemplo, via *Light Detection and Ranging* (LiDAR). O LiDAR é um sensor remoto ativo capaz de modelar tridimensionalmente a superfície do terreno através da emissão de feixes de luz atingindo um obstáculo e retornando ao sensor, o que possibilita a estimativa da distância e/ou outra informação desses objetos. Trata-se de um método tecnológico que produz Modelos Digitais de Superfície (MDS) e Modelos Digitais de Terreno (MDT) de alta resolução. A partir desses modelos podem ser elaborados mapas derivados, provenientes de atributos topográficos de áreas espacialmente extensas como: declividade, direção e acumulação de fluxo, entre outros (TAROLLI, 2014; HSIAO et al., 2015; FERNANDEZ-NUNEZ; BURNINGHAM; OJEDA



ZUJAR, 2017; MARTINS et al., 2020; CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROINFORMÁTICA, 2015).

O MDT é bastante aplicado em estudos topográficos e representa a elevação da superfície do solo nu, contraposto a um MDS que evidencia características acima da superfície terrestre, que podem ser vistas da plataforma de aquisição (tripuladas ou não). Ambos os modelos podem trazer características equivalentes em áreas abertas, campos agrícolas sem vegetação, pastagens com vegetação de pequeno porte ou áreas com solo exposto. Em regiões urbanizadas, o MDS mapeia as edificações, enquanto no MDT elas são retiradas. Em áreas de floresta, o MDT consegue detectar a superfície do solo, já o MDS, mapeia a elevação mais superior de um dossel (HOLLAUS et al., 2012).

Devido a variações de centímetros entre a estrutura de dosséis e subdosséis da vegetação e a superfície do terreno, é possível observar falhas, relacionadas ao retorno do laser emitido pelo sensor após atingir o objeto. (FERNANDEZ-NUNEZ; BURNINGHAM.; OJEDA ZUJAR, 2017). Segundo Hutson (2015) existem limitações, que podem ser encontradas devido ao tipo de dossel, sendo possível obter bons dados de retorno do solo em áreas de vegetação alta e densa, ao contrário do que pode ocorrer com a presença de dosséis intermediários entre a vegetação e o terreno. Esse aspecto é importante quando se trabalha com imagens de alta resolução espacial em modelagem hidrológica, pois os modelos digitais gerados são dados de maior relevância para o conhecimento topográfico de uma determinada região.

Sendo a principal e mais importante camada de entrada para o cálculo do fator topográfico, os modelos digitais podem ser afetados por diferentes aspectos. A precisão da topografia e da modelagem hidrológica depende da resolução espacial, qualidade do conjunto de dados e escala dos mapas topográficos (WANG et al., 2020; AZIZIAN; KOOHI, 2021). Estes aspectos possibilitam maior ou menor nível de detalhamento aos resultados gerados para o fator topográfico (WANG et al., 2020). Para Alewell et al. (2019), o nível de precisão de modelos gerados por perfilamento a laser é capaz de comprometer consideravelmente o fator retromencionado criando uma estimativa tendenciosa à perda de solo. Sabe-se que diferentes resoluções espaciais geram desempenhos distintos no conhecimento de dados topográficos e que isso é outro ponto importante a ser estudado (WANG et al., 2021).

Os autores Wang et al. (2020) demonstraram em sua pesquisa uma diferenciação relativa entre o comprimento do talude (L) e o fator de inclinação (S), onde o primeiro aumenta e o segundo diminui com a mudança de resolução de 5 para 30 m (SRTM). Concluiu-se que é importante o grau de resolução espacial e a situação de relevo da área estudada. Azizian e Koohi



(2021) também detectaram diminuição da inclinação das células do Modelo Digital de Elevação (MDE) devido ao aumento da resolução espacial, sendo testadas diferentes metodologias em escalas de 1:25.000 com dados de resoluções com 30, 60, 90, 120, 150 e 200 m. Segundo os autores Meinen e Robnson (2021), MDEs grosseiros (maiores que 10 m) geram declives mal representados para áreas menores, diferente de MDEs mais finos (menores que 2 m), pois capturam a inclinação da topografia de forma micro. Os modelos com resolução espacial acima de 2 m foram encontrados na bibliografia de forma recorrente e utilizados para calcular o fator topográfico, com diferentes resoluções espaciais, como por exemplo : Boufeldja et al. (2020) e Selmy et al. (2021) – 90 metros, Mihi, Benarfa e Arar (2019) – 30 metros, Pham, Degener e Kappas (2018) – 5 metros e Das, Bora e Das (2021) 2,5 metros.

A aplicação de fórmulas para o conhecimento do fator topográfico tornou-se mais fácil justamente pela variedade de modelos digitais disponíveis, gratuitamente, com diferentes resoluções espaciais e com escalas em níveis de bacia hidrográfica e continentais. Percebe-se que existe uma vasta disponibilidade de dados, porém a maior parte dos modelos é incapaz de capturar certos níveis de detalhamento do terreno quando comparamos a uma imagem gerada por perfilamento a laser. Esta é menos utilizada devido ao seu alto custo de aquisição e processamento, pois o desenvolvimento desse estudo depende da utilização de modelos digitais com alta resolução espacial.

Com o propósito de preservação e manejo sustentável, tomadores de decisão como pesquisadores e o próprio Poder Público veem a necessidade de conhecimento da localização espacial de áreas afetadas por processos erosivos e não somente a geração de indicadores quantitativos que promovam levantamento de dados eficientes para o combate de tais processos em áreas em processo de urbanização no Distrito Federal (DF) (CERDÀ, A. et al., 2017). São comuns ocupações em áreas irregulares e de sensibilidade ambiental como ocorre na Região Administrativa do Jardim Botânico (RA-XXVII) no DF, próxima à área da microbacia do ribeirão Taboca. Esta ocupação urbana pode se tornar elemento importante na aceleração de processos erosivos, podendo ser evitada a partir de um planejamento territorial efetivo com o uso de ferramentas de predição e análise, como o SIG, combinadas com dados de alta precisão originados pelo perfilamento a laser que geram informações mais assertivas sobre as áreas susceptíveis aos processos analisados neste trabalho.

Sabendo-se da dificuldade em utilizar tais ferramentas de difícil aquisição, mas que geram dados de alta precisão, a presente pesquisa pretende realizar uma análise da situação anterior e posterior à urbanização na área proposta a partir da compreensão da dinâmica



territorial, relacionando as áreas susceptíveis a processos erosivos com as formas de uso do território.

Dessa forma, esta pesquisa tem como objetivo geral identificar as áreas susceptíveis à perda de solo através da análise da EUPS na bacia do ribeirão Taboca, anterior e posterior a presença da urbanização. Para tal, serão realizadas as seguintes etapas a fim de avaliar qualitativamente o processo erosivo na região proposta. São eles: (a) elaborar os Modelos Digitais de Terreno (MDT) Superfície (MDS) representando o relevo pré e pós urbanização com resolução espacial de 0,5 m, via perfilamento a laser (LiDAR); (b) determinar e analisar o fator topográfico (LS) nos dois modelos e (c) identificar e analisar qualitativamente áreas susceptíveis a erosão laminar potencial na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca empregando a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) nos dois períodos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A metodologia proposta será aplicada na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca contemplando sua área de contribuição com a do córrego Forquilha da Taboca situada na RA-XXVII no DF (Figura 1). A microbacia localiza-se entre as coordenadas 198918,72 e 205924,26 m E e 8244634,29 e 8244576,71 m N e é parte integrante da bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu com uma área aproximada de 20,45 km².

Em uma avaliação espacial, através do Google Earth, é perceptível que a área em estudo sofre alteração da paisagem natural dando abertura a parcelamentos urbanos regulares e irregulares que são implantados desde a década de 70 até hoje. As formas de ocupação do território em evidência seguem as características de condomínios horizontais de médio a alto poder aquisitivo. Moradores escolhem essa região por idealizarem a qualidade de vida proporcionada por morar próximo a áreas verdes e com presença de cursos de água.

Segundo o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal (PDOT) disposto na Lei n^o 803, de 25 de abril de 2009, a bacia hidrográfica do ribeirão Taboca tem sua delimitação localizada em duas zonas: contenção urbana e urbana consolidada. A zona de contenção urbana evidencia restrições de ocupação antrópica devida à sensibilidade ambiental e em prol da proteção dos mananciais destinados ao abastecimento de água presente na área, e caracteriza-se por uma predominância habitacional muito baixa, diferente da zona urbana



consolidada que possui regiões predominantemente urbanizadas ou em processo de urbanização, de baixa, média e alta densidade demográfica. (DISTRITO FEDERAL, 2009).

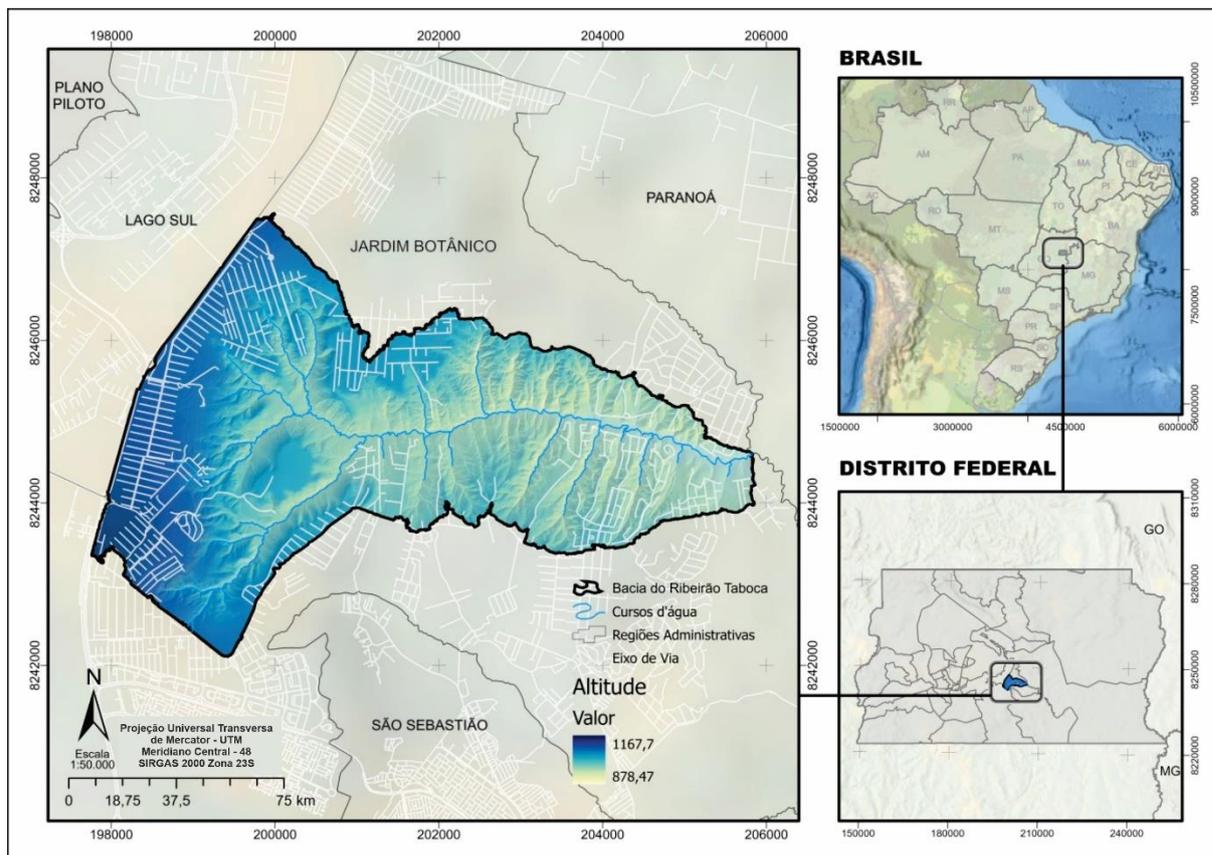


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do ribeirão Taboca.

A microbacia do ribeirão Taboca foi escolhida para análise da susceptibilidade à erosão devido às suas características de ocupação. As áreas de relevo dissecado e a rede de drenagem não estão sendo devidamente considerados para o planejamento de ocupação territorial. A área ainda apresenta aspectos de vegetação nativa conservada com Áreas de Proteção Permanente (APPs) e canais de escoamentos superficiais. Destaca-se que não foi identificada presença de uso do território para práticas agrícolas (BAYMA; STEINKE, 2009).

2.2 Delimitação da bacia do ribeirão Taboca

A bacia hidrográfica do ribeirão Taboca apresenta uma delimitação oficial na base de dados do Distrito Federal disponibilizadas no Geoportal. Entretanto, a delimitação engloba também o córrego Taboquinha aumentando assim sua área de drenagem. Por isso, duas novas delimitações foram criadas para demonstrar a realidade da bacia em estudo utilizando um MDT



de 30m da Topodata (INPE) e o MDT gerado pelo levantamento da Terracap com resolução espacial de 0,5m.

A delimitação desta bacia foi gerada automaticamente por meio do *software* Arcgis Pro utilizando ferramentas presentes no Arctoolbox. Assim, aplicou-se a seguinte sequência de cálculo: direção e acumulação de fluxo, definição da rede de drenagem e delimitação da bacia por meio do dado base inicial do MDT (Figura 2).

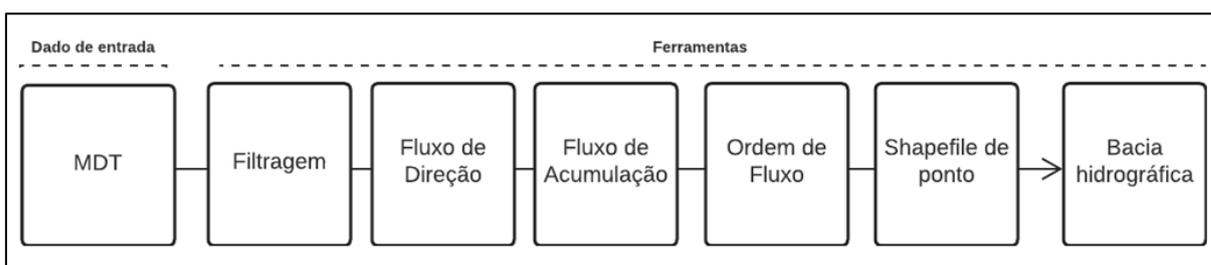


Figura 2 – Esquematização da delimitação da bacia do ribeirão Taboca.

Após geração de ambas delimitações, optou-se por utilizar a poligonal gerada pelo MDT criado via sensor Lidar com resolução de 0,5m devido ao nível de precisão que esse modelo proporcionou (Figura 4).

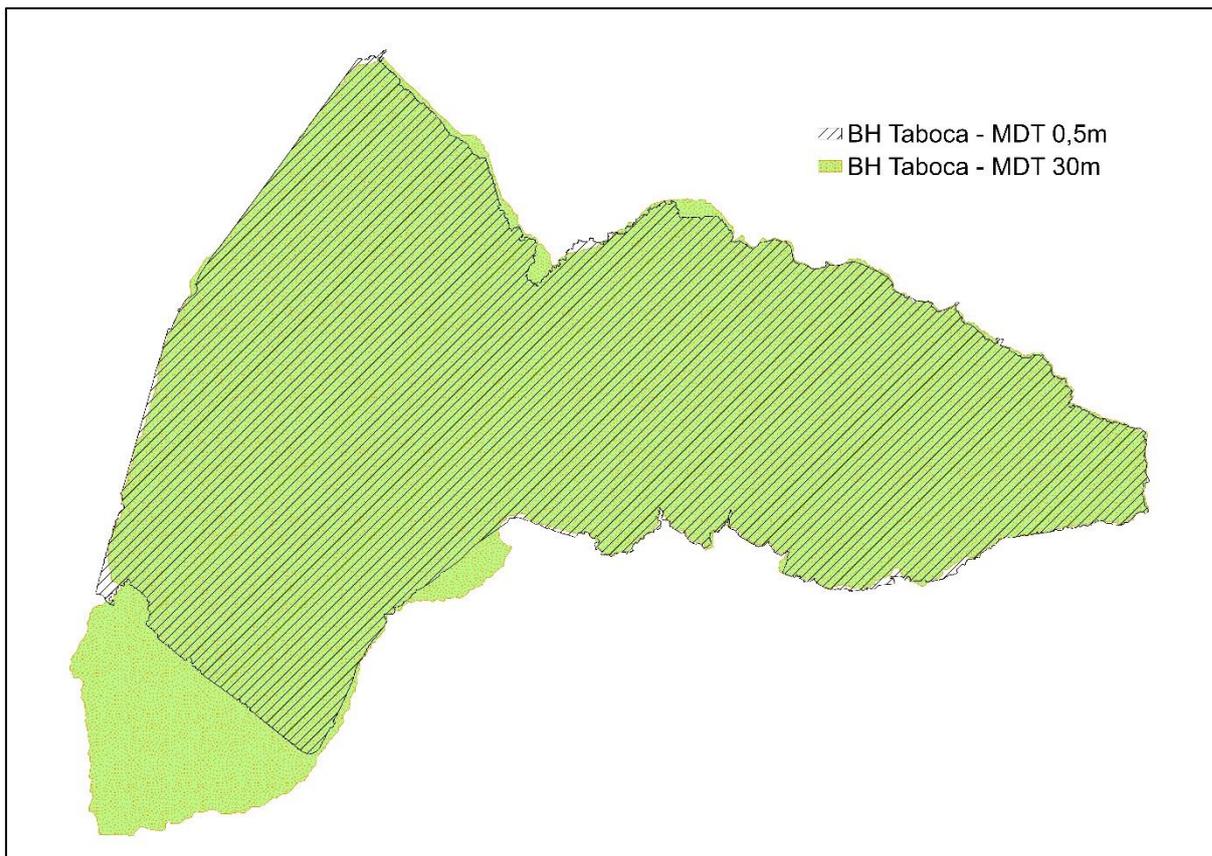


Figura 3 – Demonstração das delimitações criadas para área de estudo.

2.3 Dados utilizados

O presente estudo empregou o uso de ortofotos georreferenciadas produzidas por levantamento aerofotogramétrico com perfilamento a laser (LiDAR) realizado pela Companhia Imobiliária de Brasília (Terracap) no ano de 2016 e disponibilizadas gratuitamente pela Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação do DF (SEDUH). O levantamento gerou o MDT, MDS e imagens aéreas digitais coloridas a partir do modelo de composição do padrão *Red, Green, Blue* (RGB) com 0,5 m de resolução espacial.

A imagem CBERS-4A nas bandas 3 (vermelha) e 4 (infravermelha) através da Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (sensor WPM) com resolução espacial de 2 m na banda pancromática, obtida em 21 de setembro de 2021, foi utilizada na aplicação do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), ou Índice de Vegetação da Diferença Normalizada, com o propósito de obtenção do fator de cobertura do solo (fator C).



2.4 Estimativa de erosão do solo

O EUPS é um modelo de previsão de erosão que avalia, de forma quantitativa, os processos erosivos de uma determinada região. O modelo é adequado para estimar a erosão média anual de perda do solo para uma determinada área usando a seguinte equação empírica proposta por Wischmeier e Smith (1978). Vide fórmula (1):

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

Onde, de acordo com Sampaio et al. (2002):

A: perda de solo calculada por unidade de área (t/ha.ano);

R: fator erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano);

K: fator erodibilidade do solo (t.h./MJ.mm);

LS: fator topográfico - L: comprimento de rampa (m);

- S: ângulo ou o índice da inclinação do terreno.

C: fator cobertura e manejo do solo (adimensional); e,

P: fator práticas conservacionistas (adimensional).

A seguir é apresentado o fluxograma contendo as etapas para conhecimento das áreas susceptíveis a erosão (Figura 4).

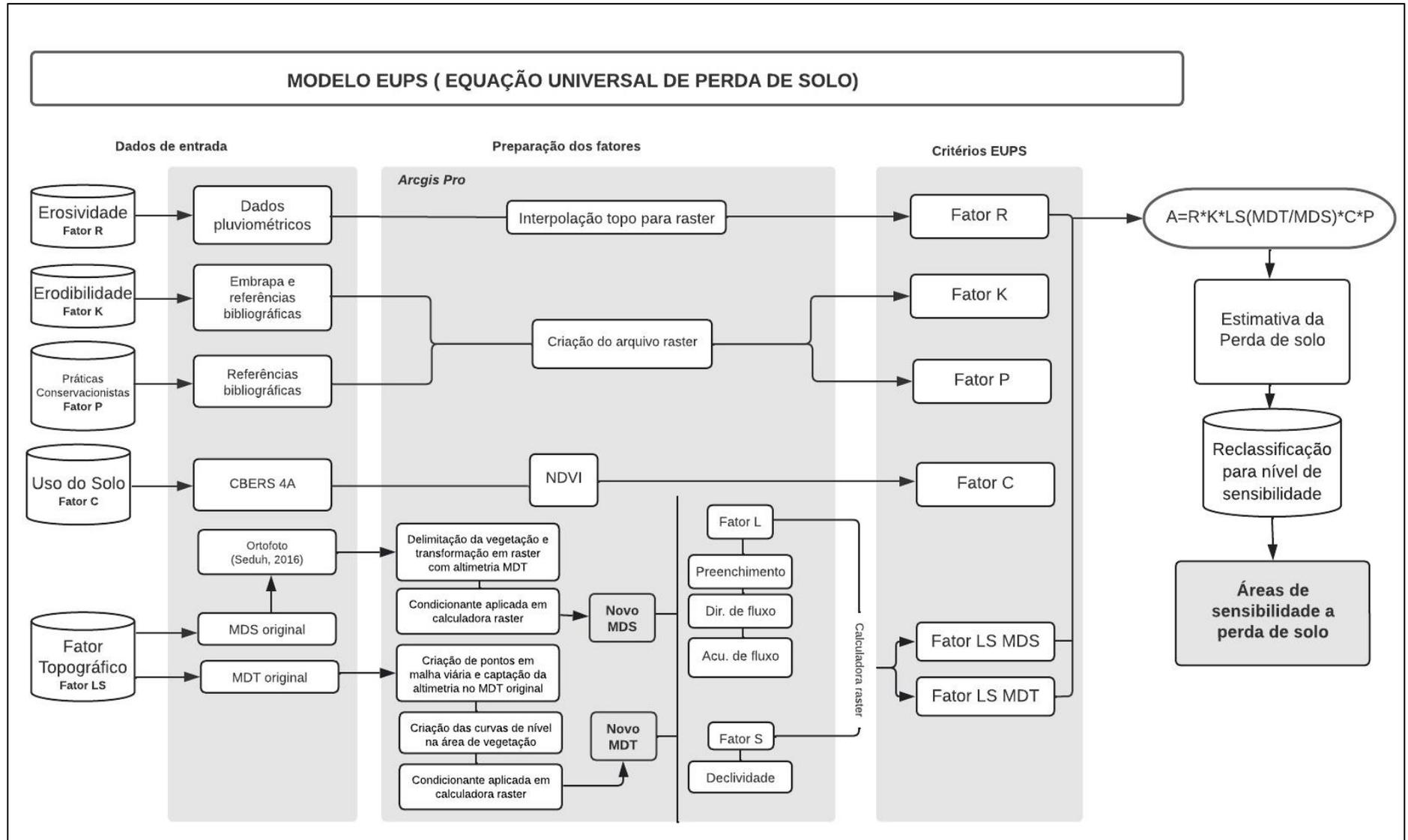


Figura 4 – Esquematização das etapas metodológicas.



2.4.1 Fator erosividade da chuva (R)

Este fator descreve, sob a análise da quantidade e intensidade da precipitação de uma região, a erosão do solo, causada por esta associada ao escoamento da água, de uma superfície desprotegida (MU et al., 2022). Os autores Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) propuseram a fórmula (2) a seguir que possibilita o cálculo do fator aqui apresentado através da fórmula (3):

$$EI_i = 67,355 \cdot \left(\frac{r_i^2}{P_i}\right)^{0,85} \quad (2)$$

$$R = \sum_{i=1}^n \left[\sum_{j=1}^m (EI_i)_j \right] \quad (3)$$

Onde:

EI_i : média mensal do índice de erosão (MJ.mm/ha.h.ano);

r_i : precipitação média mensal (mm);

P_i : precipitação média anual (mm);

R: somatório dos índices mensais de erosão (MJ.mm/ha.h.ano).

A avaliação da erosividade das chuvas foi realizada por meio dos dados de precipitação de 14 estações pluviométricas, monitoradas pela Companhia de Saneamento de Brasília (CAESB), presentes na bacia hidrográfica do São Bartolomeu, Preto e Lago Paranoá, visto que a área em estudo localiza-se em sua proximidade, em um período histórico de 12 e 30 anos, pois algumas das estações, como Papuda e Colégio Agrícola, são mais novas (Figura 5).

As informações pluviométricas foram convertidas em valores do fator R calculadas no *software* Excel e interpoladas junto ao método topo para raster utilizando vetor de pontos.

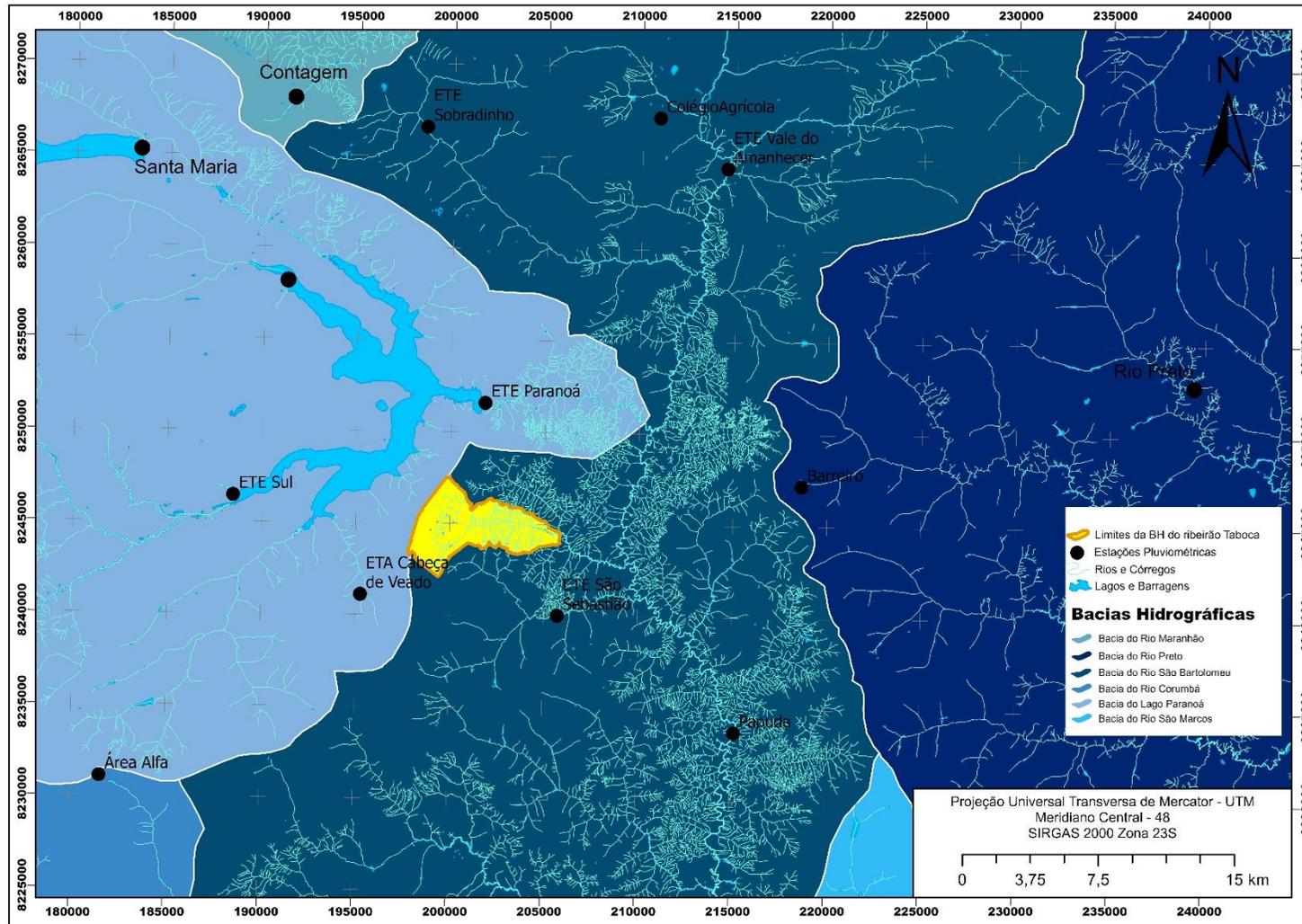


Figura 5 – Localização espacial das estações pluviométricas.



2.4.2 Fator erodibilidade do solo (K)

Este fator compreende a suscetibilidade do solo à erosão hídrica e é uma característica particular de cada tipo de solo, além de ser fundamental para a previsão de perdas de solo e planejamento de uso da terra. A permeabilidade, capacidade de armazenamento de água, textura, coesão, grau e tipo de estrutura do solo são atributos que afetam sua erodibilidade (SILVA et al., 2009). As diferenças nas propriedades físicas do solo fazem com que alguns sejam mais facilmente erodidos que outros, mesmo que não ocorra alteração no declive, precipitação, cobertura vegetal e nas práticas de controle de erosão (PHAM; DEGENER.; KAPPAS, 2018).

As equações para medir o fator K estão sempre relacionadas à textura, matéria orgânica, porcentagem de areia, lodo e teores de argila no solo (MILLWARD; MERSEY, 1999). Por isso, os autores Panagos et al. (2015) discorrem que a maior dificuldade para modelagem da erosão do solo em grandes escalas espaciais seria a ausência de dados sobre seus atributos.

Devido às formas propostas na literatura para aquisição primária do fator de erodibilidade, optou-se por utilizar dados já evidenciados em estudos, pois sua determinação experimental para grandes áreas requer um grande espaço amostral, o que poderia dificultar o desenvolvimento da pesquisa.

Baseado na equação desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), Baptista e Eid (2000) sugeriu os valores de K para os tipos de solo existentes no DF apresentados na Tabela 1. Na UH do ribeirão Taboca há a presença de solos tipo cambissolo, latossolo vermelho, latossolo vermelho-amarelo e argissolo vermelho-amarelo, evidenciados por Reatto et al. (2004) com escala 1:100.000.

Tabela 1 – Valores atribuídos ao fator K.

Tipos de solo	Erodibilidade (t.ha.h/ha/MJ/mm)	Área (km ²)
Argissolo vermelho-amarelo	0,042	1,079
Cambissolo	0,024	7,016
Latossolo vermelho	0,013	0,171
Latossolo vermelho-amarelo	0,020	4,568

Fonte: Baptista e Eid (2000).

2.4.3 Elaboração dos modelos digitais

Com intuito de realizar uma análise da bacia no período pré e pós urbanização, foi elaborada metodologias de tratamento dos modelos digitais para que o MDT represente a superfície do terreno antes da urbanização, e o MDS represente o terreno pós a urbanização contendo todos os objetos urbanos, como vias, construções, entre outros.



A metodologia apresentada no tópico anterior foi aplicada em quatro diferentes modelos digitais classificados como MDS/MDT originais e os modelos criados. Ao manusear as imagens originais elaboradas pela Terracap e disponibilizadas pela SEDUH, observou-se características presentes nesses modelos que pudessem afetar os dados de modelagem hídrica, interferir no resultado do fator topográfico e criar resultados tendenciosos à perda de solo.

Em relação ao levantamento topográfico, o MDS deu origem ao MDT por um processo de filtragem para remover os objetos acima da superfície do solo (CRUZ et al., 2011). Entretanto, resíduos de ocupação urbana foram observadas no MDT que deveria somente representar informações de relevo com características morfológicas e padrões de drenagem. A Figura 6 destaca a feição do MDT com resquícios de edificações que causam alterações na elevação do terreno, e a Figura 7 demonstra o MDS.

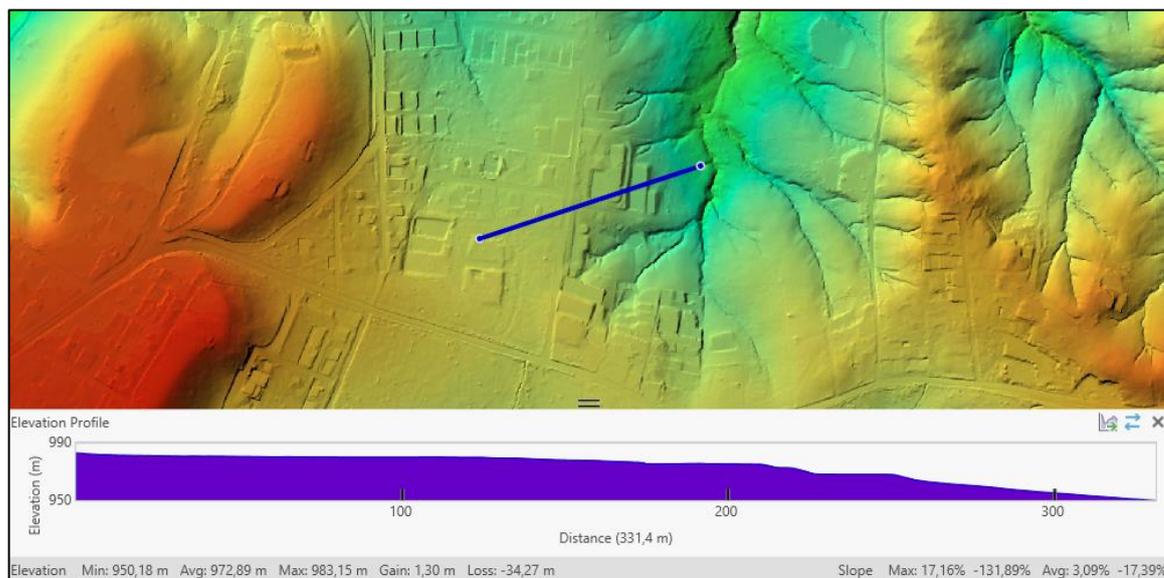


Figura 6 – Feição do MDT com resquícios de edificações que causam alterações na elevação do terreno.

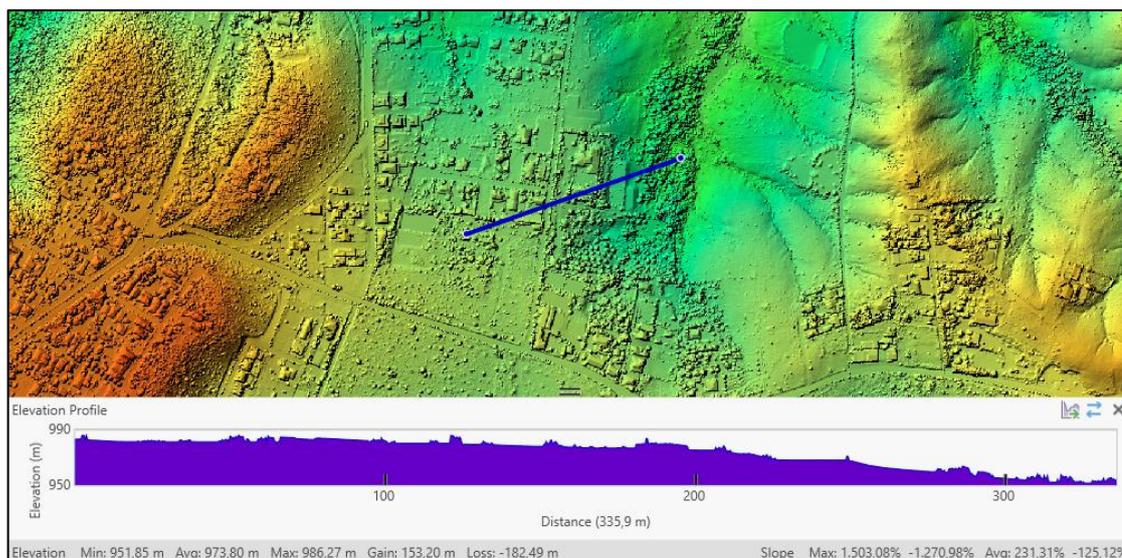


Figura 7 – Demonstração do MDS com o perfil de elevação. Destacam-se as interferências na declividade do terreno.

Por outro lado, o MDS apresentou alteração na direção de fluxo do ribeirão Taboca devido ao mapeamento do dossel nas áreas de mata galeria. O mapeamento sobre a vegetação não permite a identificação dos talwegues, interferindo na delimitação da rede de drenagem (Figura 8).

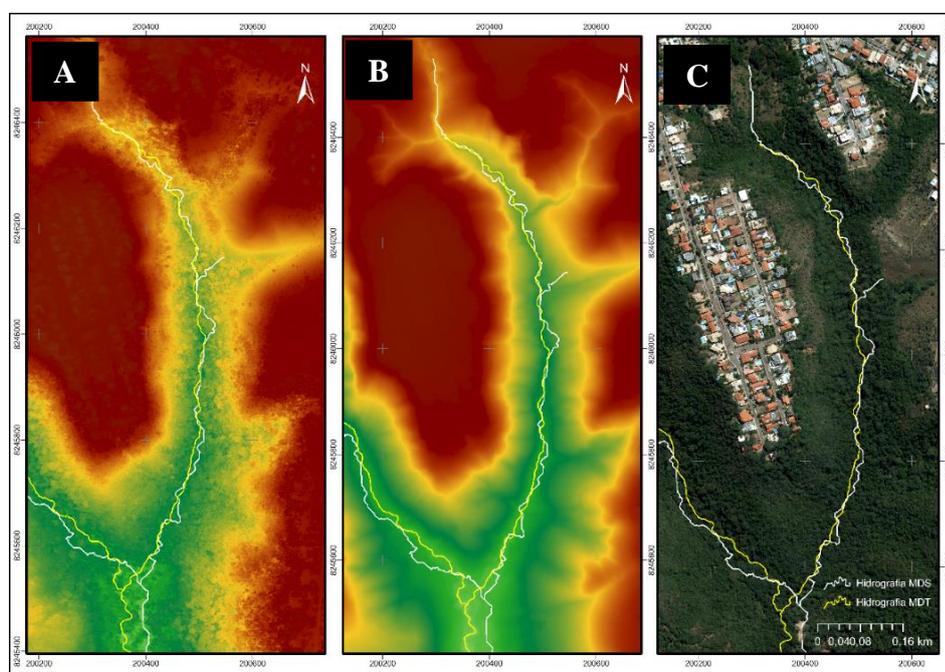


Figura 8 – Hidrografia gerada pela modelagem no MDT e MDS originais: (A) no MDS com a presença de vegetação; (B) em no MDT sem a presença da vegetação e (C) ambas hidrografias geradas sob a ortofoto (2016).

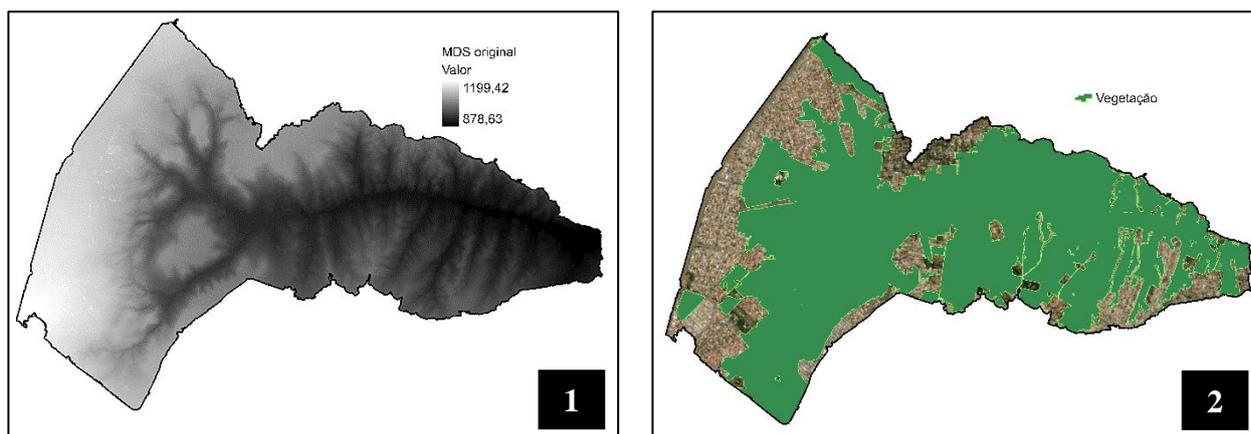


Assim, foi necessária criação de novos modelos digitais a fim de evidenciar a real situação do fluxo de direção e do acumulado na bacia do ribeirão Taboca antes e após a ocupação urbana, pois a fidedignidade dos dados é de suma importância para a obtenção de bons resultados.

2.4.4.1 Elaboração do MDT

Devido aos resquícios urbanos existentes no MDT original, mostrado na Figura 6, será elaborado um novo MDT. Para isso, a bacia será dividida em duas áreas: urbana e rural. Na área urbana será utilizada a feição da malha viária disponibilizada pelo Geoportal, sendo transformada em um shapefile de pontos. Com o vetor de pontos será possível extrair dados de altimetria do MDT original. Dessa forma, os valores altimétricos dos pontos, representam os valores mais próximos do relevo original. Já na área rural será elaborada a delimitação da vegetação a partir da interpretação de ortofotos sendo criada uma máscara da vegetação. Com o vetor da vegetação será extraída as informações do MDT original gerando um novo raster e assim, extraída as curvas de nível nessas áreas.

Finalmente, para que o MDT seja criado será realizada uma interpolação dos dados gerados, juntando as curvas de nível e os pontos da malha viárias com os dados altimétricos. O resultado será um novo MDT sem a presença dos ruídos provenientes dos elementos urbanos (Figura 9).



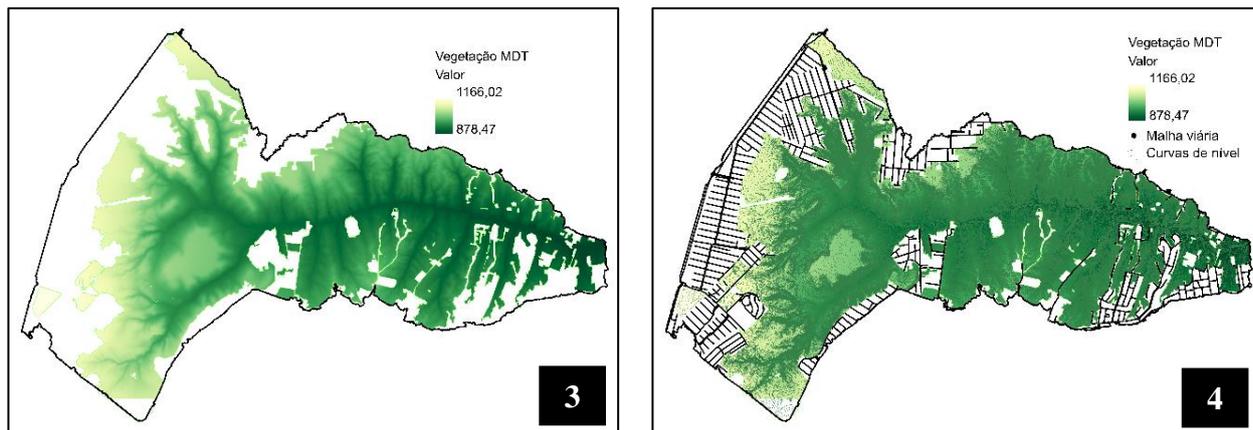
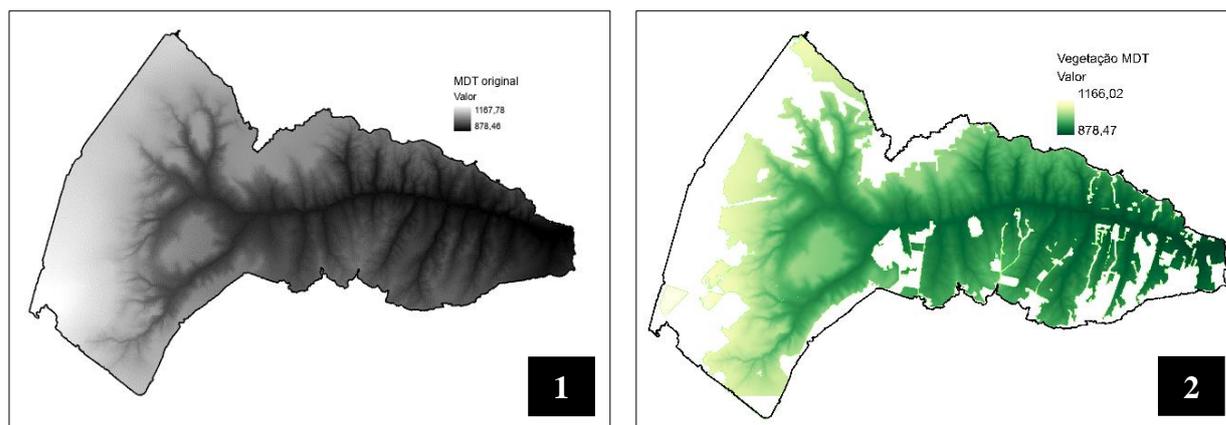


Figura 9 – Demonstração das feições para criação do MDT. Modelo original (1), máscara da vegetação (2), curva de nível da vegetação (3), curva de nível da vegetação e pontos cotados que serão interpolados (4).

2.4.4.2 Elaboração do MDS

Na elaboração do MDS utilizou-se a máscara da área de vegetação para a extração das altimetrias provenientes do MDT original correspondente a superfície do terreno sem a vegetação. Em seguida, foi substituída essas altimetrias no MDS e preservando os valores altimétricos do MDS original (Figura 10). Dessa forma foi possível gerar um modelo contendo as estruturas urbanas e apresentando os dados de altimetria do terreno em áreas verdes excluindo a altura da vegetação.



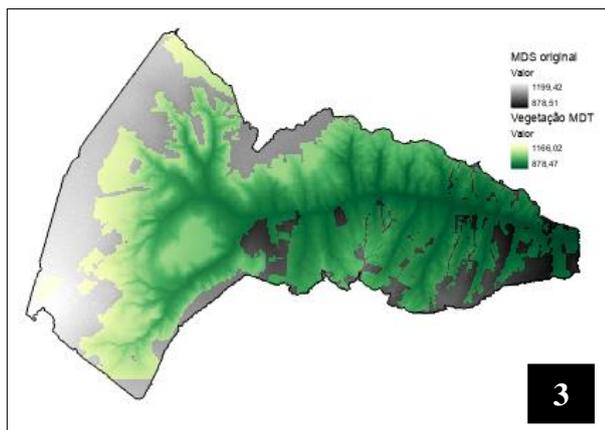


Figura 10 – Demonstração das feições para criação do MDS. Modelo original (MDT) (1), Máscara da vegetação (valores do MDT) (2), MDS original com a máscara da vegetação (3)

2.4.4 Fator topográfico (LS)

Este fator é composto por dois subfatores que afetam diretamente na intensidade da erosão hídrica: o comprimento (L) e a inclinação (S) do talude (SILVA, 2019). Dentre as variáveis utilizadas na EUPS, o comprimento de rampa é o fator mais difícil de ser estimado em ambiente computacional (FARINASSO et al., 2006).

Os estudos iniciais para obter-se o comprimento do declive de uma determinada área eram realizados por métodos manuais através de medições em campo que demandavam tempo e custo alto. A análise deste fator em grandes áreas foi possível com o desenvolvimento, uso e aprimoração de tecnologias SIG. Sabe-se que as técnicas digitais apresentam vantagens operacionais que permitem o mapeamento do comprimento de rampa em alta resolução e compensam parcialmente os erros de precisão numérica da estimativa (BUENO; ARRAES.; MIQUELONI, 2011).

A parametrização do fator topográfico (LS) pode ser realizada por meio de diferentes abordagens e algoritmos derivados da proposta de Wischmeier e Smith (1978). Em decorrência das limitações existentes na concepção original do comprimento de rampa, Moore e Burch (1986) propuseram uma adequação da variável área de contribuição unitária, a qual permite determinar com uma maior precisão, sob um terreno tridimensional, os processos erosivos advindos do fluxo laminar de declives (FARINASSO et al., 2006; ZHANG et al., 2013; AZIZIAN; KOOHI, 2021).

Os autores Moore e Burch (1986) discorrem que os processos de erosão ou deposição ocorrem na convergência de uma bacia hidrográfica. No desenvolvimento do modelo criado por eles, foi levado em consideração o comprimento da inclinação como sendo “a distância do ponto de origem do fluxo terrestre até o ponto onde o gradiente de inclinação diminui o suficiente para que a deposição comece, ou a água de escoamento entra em um canal bem definido que pode fazer



parte de uma rede de drenagem ou de um canal construído”, como um terraço ou desvio (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Sendo assim, a teoria indica que o fluxo laminar possui baixa capacidade de transporte de sedimentos e que a convergência ou divergência topográfica de uma determinada bacia hidrográfica pode aumentar ou diminuir a unidade de potência da corrente e a capacidade de transporte de sedimentos. Detalhe que, para uma encosta 3D onde existe a convergência ou divergência de fluxo, a perda de solo não depende da distância entre o ponto de origem do fluxo e o final dele. Ou seja, o comprimento do declive deve ser substituído pela área de contribuição da unidade quando do cálculo do fator LS (DESMET; GOVERS, 1996; MOORE; BURCH, 1986).

Visto isso, o modelo utiliza a área de contribuição e inclinação do declive para geração do LS (ZHANG, H. et al., 2013). Assim sendo, aplicou-se a fórmula (4) a seguir proposta por Moore e Burch (1986):

$$LS = \left(\frac{A_s}{22,13} \right)^m \left(\frac{\text{sen } \beta}{0,0896} \right)^n \quad (4)$$

Onde:

A_s : área de contribuição de drenagem (acumulação de fluxo) (m^2/m);

β : declividade (radianos);

22,13 e 0,0896: coeficientes que representam o comprimento e declive gráfico padrão da fórmula, respectivamente;

m e n: expoentes que refletem a interação entre os diferentes tipos de fluxo, como o transporte e desprendimento do solo. Seguindo a proposta de Moore e Wilson (1992), estes expoentes valem 0,4 e 1,3, respectivamente. Liu, Nearing e Risse (1994) relataram que para declives acentuados é aconselhável adotar 0,5 como valor de m, onde quanto maior a inclinação da encosta, maior deverá ser este valor.

A avaliação do comprimento linear do talude depende, inicialmente, da direção e acumulação de fluxo, ambos gerados por ferramentas do Arctoolbox utilizando os modelos digitais. A estimativa destes pode ser obtida por dois métodos determinísticos: D8 (O'CALLAGHAN; MARK, 1984) e D-infinito (TARBOTON, 1997). No primeiro, “a área de contribuição de um pixel é repassada integralmente para o pixel subjacente de menor valor, de forma direcional”. Já no segundo, “a distribuição do fluxo é proporcional entre os pixels



subjacentes de acordo com a declividade de cada um”. Ele é distribuído entre os oito pixels gerados pela matriz (3x3) que contém a célula chave ao centro (FREITAS et al., 2007).

Ambos os métodos resultam em direções de fluxo diferentes (ZHANG, J.; CHU, X., 2015), entretanto, para estimativa da área de contribuição, foi aplicado o método D-infinito por apresentar melhores resultados na conjectura do fator L quando comparado ao método D8 (FARINASSO et al., 2006; NOURANI; ROUGHANI; GEBREMICHAEL, 2011). No estudo desenvolvido por Zhang e Chu (2015), o método D-infinito proporcionou a visualização de maiores direções de fluxo em comparação ao método D8, o que potencialmente altera a quantificação das acumulações de fluxo e a conectividade hidrológica da bacia hidrográfica.

O fator LS foi gerado aplicando a equação 4 na calculadora raster do *software* Arcgis Pro por meio da função (1) descrita abaixo onde a declividade foi apresentada em graus e transformada em radianos. Após conhecimento do fator topográfico, aplicou-se o logaritmo neperiano (ln) com o propósito de visualizar detalhadamente as feições geradas.

$$\text{Potência} \left(\left(\text{“Fluxo de acumulação”} * \text{tamanho da célula} \right) / 22.13, 0,4 \right) * \text{Potência} \left(\left(\text{sen}(\text{“declividade”} * 0.01745) / 0.0896 \right), 1.3 \right) \quad (1)$$

2.4.5 Fator cobertura e manejo do solo (C)

Este fator expressa o efeito protetor da cobertura do solo contra a ação erosiva das águas pluviais, dentro do método EUPS. Também representa uma relação entre a perda de solo em uma área com cobertura vegetal e manejo específico e uma área com solo exposto ou descompactado (DURIGON et al., 2014; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Estimar o fator C pode ser uma tarefa difícil, pois exige a junção de uma série de dados sobre a dinâmica espaço-temporal da cobertura ou uso de um determinado território, além do conhecimento de práticas agrícolas (GABRIELS et al., 2003). O monitoramento recorrente da área em estudo é necessário para geração dos dados, observando-se os diferentes usos do território, o calendário agrícola, as práticas de conservação utilizadas, entre outros. Monitorar as áreas de estudos pode ser uma ação impraticável e que demanda um tempo considerável quando falamos em grandes áreas. Por isso, alterações na estimativa do fator C foram realizadas e simplificadas ao decorrer dos anos e os valores específicos atualmente adotados são provenientes da literatura existente e são aplicados a mapas de cobertura e uso do território (BENAVIDEZ, R. et al., 2018; ALEWELL, C. et al., 2019).



Uma abordagem comum é o uso de classificação por meio de imagens de satélites para conhecimento da cobertura e uso da terra no qual o fator C é calculado (ALMAGRO et al., 2019; GWAPEDZA et al., 2021). A cobertura vegetal é um indicador biofísico de erosão, e por isso os índices de vegetação derivados de imagens de satélite são utilizados a fim de permitir a observação de como está a distribuição de vegetação e solo com base na refletância da vegetação verde. Pode-se citar o NDVI como um desses índices (KARABURUN, 2010).

Nesse contexto, para mensuração deste índice foi utilizado o método proposto por Tucker, et al. (1978) demonstrado a seguir através da fórmula (5):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (5)$$

Onde:

NIR: luz infravermelha;

RED: luz vermelha visível

O valor do NDVI pode variar entre -1 e 1. Quanto mais próximo do solo nu e rochas encontram-se valores entre 0,1 e 0,4; em se tratando de vegetação espaçada, como gramínea e arbustos, pode assumir valores que variam 0,2 a 0,5 e, quando da vegetação densa com características de floresta exibe faixas entre 0,6 e 0,9 (GWAPEDZA et al., 2021). Os valores gerados após aplicação do NDVI podem mudar a cada imagem de satélite utilizada, pois estas podem ser captadas em diferentes épocas do ano. A baixa ou alta precipitação afeta diretamente a cobertura do solo e influencia os resultados do fator C (DURIGON et al., 2014). Nos períodos com maior ocorrência de chuvas e grande potencial erosivo, as imagens da região apresentaram grande quantidade de nuvens, o que impossibilitou o aproveitamento destas para avaliação da cobertura do solo, e por isso utilizou-se uma imagem feita na época de estiagem.

Após o conhecimento do NDVI, calculou-se o fator C baseados nos dados obtidos através do método proposto por Durigon et al. (2014), pois, para os autores, este cálculo permite uma associação direta entre a susceptibilidade a erosão e o fator aqui tratado. Observe a fórmula (6) a seguir.

$$C_r = \frac{-NDVI+1}{2} \quad (6)$$



O fator C abrange valores entre 0 e 1 operando inversamente ao NDVI, ou seja, valores que tendem a 1 são retratados por áreas com menor proteção do solo quando relacionada à ausência de cobertura vegetal, enquanto valores que tendem a 0 demonstram uma vegetação mais verde e adensada que representa maior proteção ao solo (AYALEW, et al. 2020).

Nesse meio termo, a presença de uma vegetação seca confere proteção ao solo quanto ao impacto das gotas de chuva, o que propicia a capacidade de infiltração auxiliada pelas raízes (ZUAZO; PLEGUEUELO, 2008). Dessa maneira, valores baixos do NDVI nessas áreas causam aumento do fator C sendo capaz de contribuir na superestimação do resultado final de perda do solo.

2.4.6 Fator práticas conservacionistas (P)

Dentre os seis fatores de entrada do modelo EUPS, os valores de P são considerados os mais incertos (PANAGOS et al., 2015). Estes se baseiam nos efeitos de práticas que podem reduzir a quantidade e a taxa de escoamento das águas pluviais, o que evita, por conseguinte, o surgimento de processos erosivos (KUOK; MAH; CHAN, 2013; PANAGOS et al., 2015). Os valores diminuem com a adoção de práticas de conservação como cultivo em contorno e em faixas e terraços, pois reduz o volume e a velocidade do escoamento superficial estimulando a deposição dos sedimentos nas encostas (PANAGOS, P. et al., 2015; MAJHI, A. et al., 2021). Assim, quanto menor o valor do fator, melhor a prática de controle dos processos erosivos.

O método estimativo desse fator segue o modelo *Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) juntamente com a aplicação de outros dados experimentais desenvolvidos por Foster et al. (1980) e citados por Renard et al. (2011) em seu estudo. Com isso, o fator P é gerado pelo cálculo de subfatores, como cultivo em contorno e em faixas, dentre outras práticas de suporte ao solo, que combinados obtêm o melhor e mais provável controle de erosão. Porém, na aplicação dentro da EUPS raramente é seguida essa metodologia para obter as quantificações de P, sendo empregados valores evidenciados em diversos estudos justamente pela dificuldade de geração primária do dado. A Tabela 2 traz práticas de conservação propondo valores para o fator em questão segundo Kuok, Mah e Chan (2013).

Tabela 2 – Fator P para diferentes meios de práticas conservacionistas.

Conservação do solo	Fator P
Sem prática	1,000
Agricultura em contorno	0,600
Cultivo em contorno (faixas)	0,350



Conservação do solo	Fator P
Terraceamento	0,150

Fonte: Kuok, Mah e Chan (2013).

As áreas consideradas não agrícolas dispõem de características que reforçam a ausência de boas práticas de conservação, como ocorre nas áreas urbanas. Nessa situação, maior parte das aplicações no modelo EUPS adotam o valor de P como sendo 1 (BOUFELDJA et al., 2020). Para Majhi, A. et al. (2021), o valor sugerido soa apropriado quando aplicado a áreas sem nenhum procedimento ou ação que vise deter ou desviar o escoamento superficial promovendo a deposição do solo.

Na bacia em estudo não foram avaliadas práticas conservacionistas, visto que ações voltadas ao uso agrícola e recuperação do solo não foram relatadas em estudos ou levantamentos na região, por isso foi atribuído o valor máximo 1. Este foi também aplicado por Farinasso et al. (2006), Olorunfemi et al. (2020), Souza et al. (2019), Almagro et al. (2019) e Majhi et al. (2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Resultados da erosividade das chuvas (fator R)

Os valores encontrados para o fator R (Figura 11), utilizando-se o interpolador topo para raster, variaram de 7.437 a 7.741 MJ.mm/ha.h, tendo como número amostral dados de 10 estações pluviométricas (Tabela 3) posicionadas espacialmente em bacias hidrográficas próximas à do ribeirão Taboca.

O DF apresenta 26 estações pluviométricas, algumas com dados gerados na década de 70 e outras mais recentes (CAESB, 2021), caso houvessem mais estações poderia ser gerado resultados mais precisos. Observou-se que o fator de erosividade da chuva foi maior à montante da bacia hidrográfica, enquanto à jusante apresentou-se uma menor erosividade.

Tabela 3 – Dados das estações pluviométricas.

Estação	Latitude	Longitude	BH	EI30 ano
Barreiro	-15,83833333	-47,62694444	São Bartolomeu	7.321,61
ETE São Sebastião	-15,90138889	-47,74805556	São Bartolomeu	7.508,99
ETA Cabeça de Veado	-15,89055556	-47,84555556	Paranoá	7.881,72
Papuda	-15,95916667	-47,66083333	São Bartolomeu	7.400,82
ETE Vale do Amanhecer	-15,68194444	-47,66305556	São Bartolomeu	7.388,61



Estação	Latitude	Longitude	BH	EI30 ano
Colégio Agrícola	-15,65694444	-47,69638889	São Bartolomeu	7.418,72
ETE Sobradinho	-15,66083333	-47,81166667	Maranhão	7.532,71
ETE Paranoá	-15,79666667	-47,78333333	Paranoá	7.386,32
ETE Sul	-15,84138889	-47,90833333	Paranoá	7.443,76
Área Alfa	-15,97916667	-47,97500000	São Bartolomeu	8.056,35
Rio Preto	-15,79194444	-47,43277778	Rio Preto	7.115,80
ETE Norte	-15,74305556	-47,87694444	Paranoá	7.433,77
Contagem	-15,65305556	-47,87888889	Maranhão	8.167,21
Santa Maria	-15,67000000	-47,95250000	Maranhão	6.998,91

Fonte: Elaboração própria.

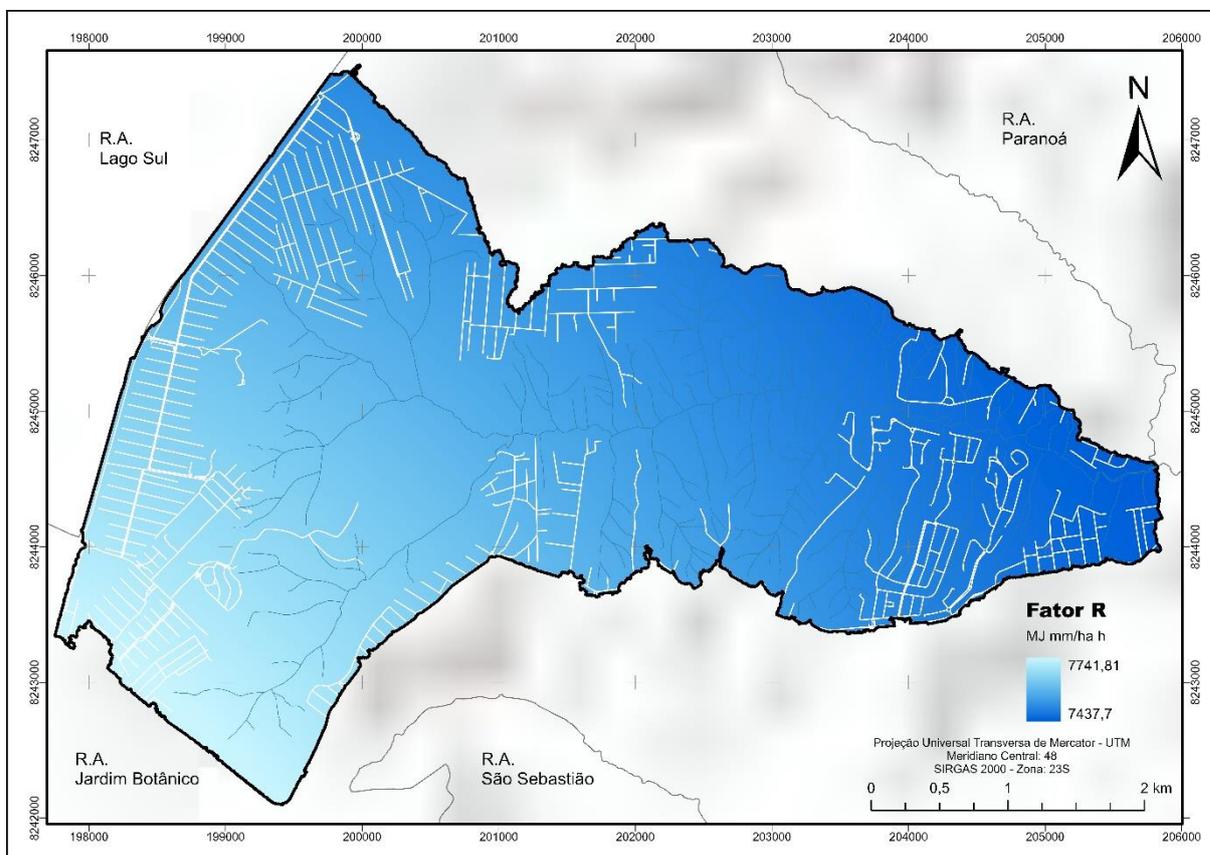


Figura 11 – Mapa do fator R.

3.2 Resultados de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)

O fator C foi calculado com base nos resultados gerados pelo método NDVI. Os valores encontrados para a área em estudo, oscilaram de -0,47 a 0,92 (Figura 12). Observando o uso do território na bacia hidrográfica, percebe-se que os maiores valores de NDVI ocorrem em áreas florestais com vegetação adensada e os menores em área de ocupação urbana ou com solo exposto.



Como foi mencionado, o método NDVI é uma medida de refletância da superfície, então existe a possibilidade de alteração dos valores entre as épocas de seca e chuva, pois a tonalidade da vegetação pode mudar, e isso impacta diretamente nos resultados do modelo. Destaca-se que a imagem de satélite utilizada para gerar o NDVI foi captada na época de seca, podendo haver variação caso tivesse sido captada quando das chuvas, principalmente nas áreas onde existe a presença de vegetação savânica/campestre.

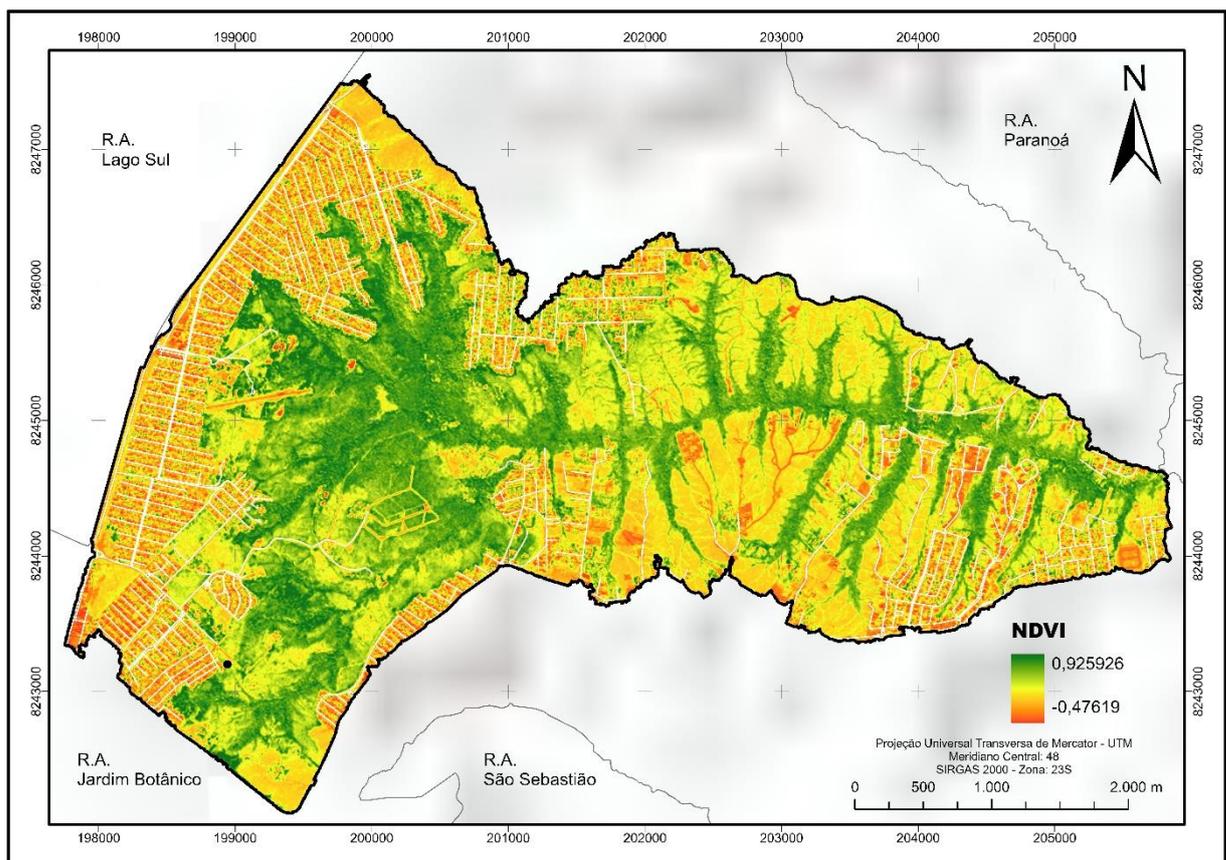


Figura 12 – Mapa do NDVI da área estudada.

O valor de C na área de estudo variou de 0,03 a 0,73 (Figura 13). Os valores mais baixos do fator C foram observados à jusante da bacia, onde o território é caracterizado por vegetação florestal densa, enquanto os valores mais altos podem ser observados nas áreas mais externas da bacia onde existem características de urbanização e solos nus. Os valores baixos para as áreas densamente vegetadas ocorrem devido à capacidade da cobertura vegetal de reduzir os impactos das gotas de chuva sobre o solo, enquanto um solo descoberto fica desprotegido dos impactos das gotas de chuva e, com isso, mais propenso à erosão hídrica. Por conseguinte, espera-se maior perda de solo nessas áreas.

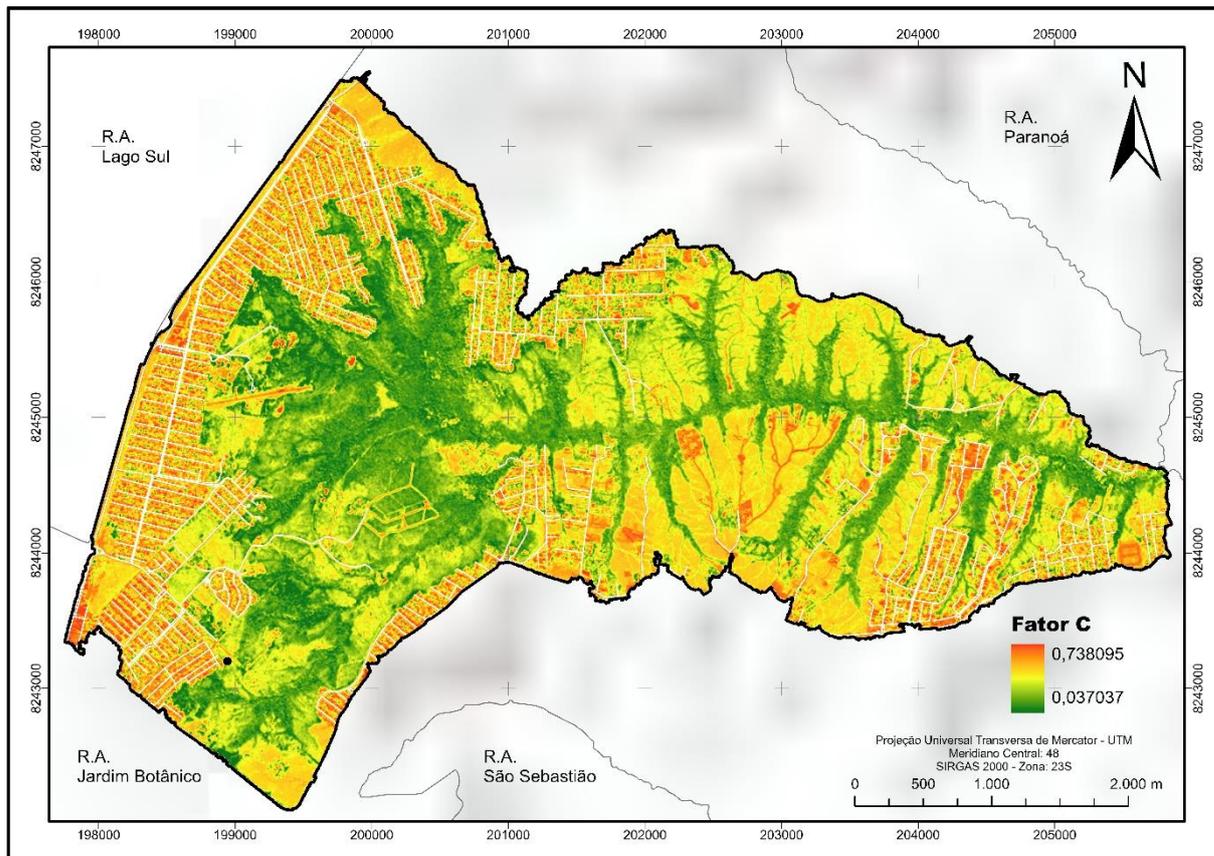


Figura 13 – Mapa do fator (C) de cobertura do solo da área estudada.

Regiões onde existem ocupações urbanas representaram os maiores valores desse fator. Todavia, essas áreas, em grande parte da bacia, apresentam pavimentação, o que intensifica o escoamento superficial até as áreas não pavimentadas. Esse é um fator que pode intensificar os processos erosivos em áreas descobertas por vegetação.

As áreas de vegetação savânicas entremeadas ao cerrado campestre em regiões não modificadas antropicamente na bacia obtiveram valores acima da média no fator C, o que não necessariamente indica uma região propícia à perda de solo, também devendo ser levados em consideração fatores litológicos e de relevo.

Devido à realidade de uso do território da bacia do ribeirão Taboca, adotou-se 1 para o fator P, o que indica a não existência de práticas conservacionistas na área.

3.3 Resultados de erodibilidade (fator K)

A erodibilidade do solo é um importante índice para avaliar a susceptibilidade do mesmo à erosão. Assim sendo, o valor de K divergiu de 0,013 a 0,042 t.h/MJ.mm. Solos com valores mais



altos de K indicam maior suscetibilidade destes à erosão, enquanto valores mais baixos indicam menor suscetibilidade.

Como resultado, o mapa de erodibilidade demonstra o seguinte padrão: (a) alta erodibilidade está associada, principalmente, ao Argissolo Vermelho Amarelo (0,042 t.h/MJ.mm). Esta classe compreende uma área de 1,079 km², o que equivale a, aproximadamente, 8% da área total da bacia; (b) a média erodibilidade se concentra, especialmente, sobre o Cambissolo (0,024 t.h/MJ.mm) e distribui-se em uma área percentual de 7,016 km² (55%) sendo a classificação de solo mais presente na bacia hidrográfica; (c) as baixas erodibilidades estão nos Latossolos Vermelho (0,013 t.h/MJ.mm) e Vermelho Amarelo (0,020 t.h/MJ.mm), correspondendo a 0,171 km² (1%) e 4,568 km² (36%), respectivamente (Figura 14).

Na bacia são encontradas áreas com a presença de cascalhos e pedregosidade provenientes de solos como os Argissolos deparados em áreas com maior declividade. Os latossolos estão dispostos em áreas de baixa declividade e os cambissolos são encontrados em maior parte da bacia e ocorrem em relevos de baixa ou alta declividade.

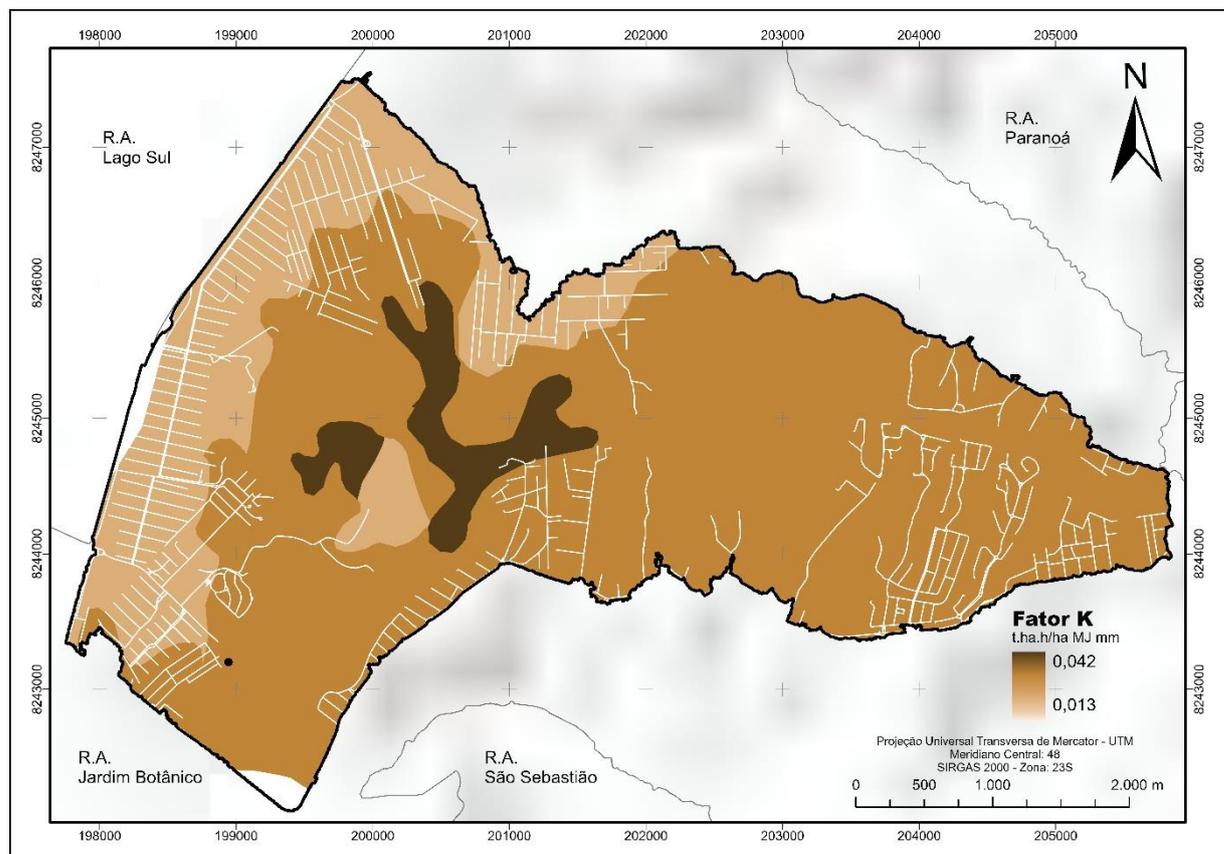


Figura 14 – Mapa do fator K.



3.4 Resultados dos modelos digitais elaborados

Os modelos de elevação gerados por sensor LiDAR utilizados demonstraram alta eficiência nos resultados do fator LS. Todavia, percebeu-se as divergências nos dados de elevação em áreas com vegetação densa no MDS quando comparado ao MDT original. As diferenças nas informações de altitude em áreas com vegetação densa comparada às áreas de solo exposto são justificadas pela forma de dispersão dos pulsos do sensor dentro do dossel das árvores.

A Figura 15 demonstra os modelos originais em paralelo aos novos modelos notando-se as diferenças de suavização no MDT (imagem B) quando se trata de ruídos da ocupação urbana e a ausência da vegetação densa no MDS (imagem D) proporcionando a indicação dos canais de escoamento.

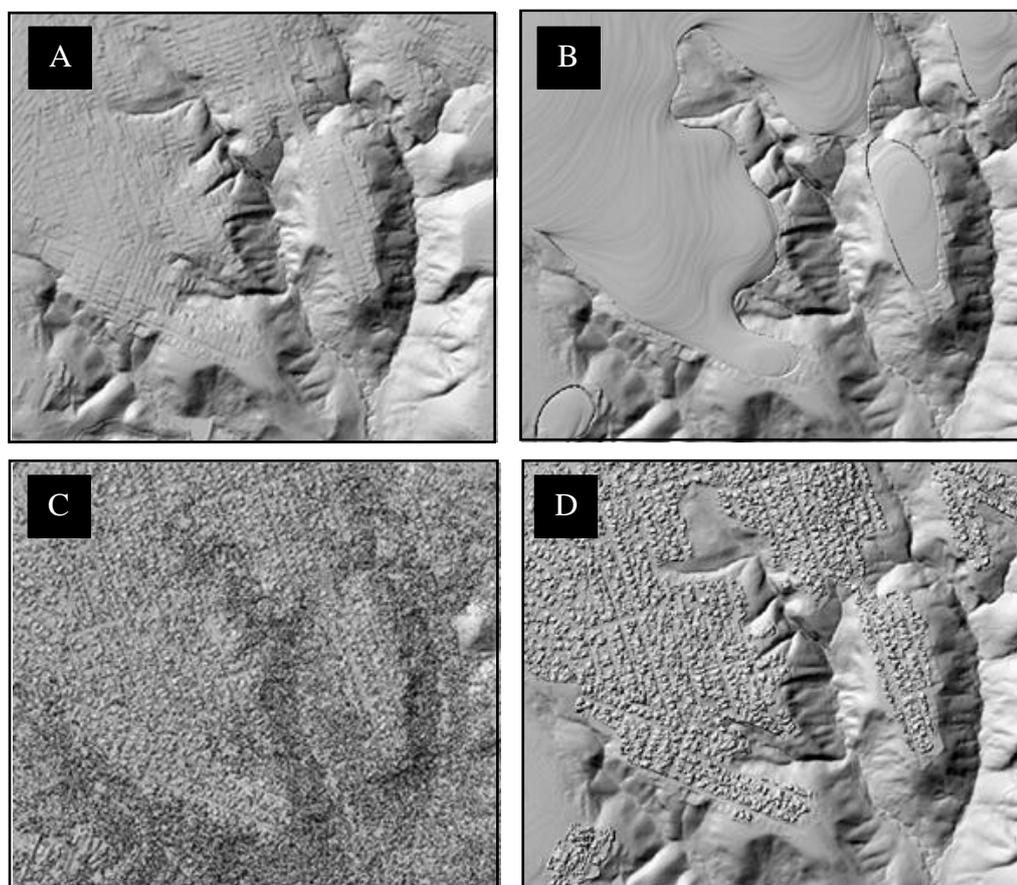


Figura 15 – (A) MDT original apresentando ruídos das estruturas urbanas; (B) MDT criado sem a presença de ruídos das estruturas urbanas; (C) MDS original com a presença da vegetação densa e (D) MDS após a retirada da vegetação revelando a presença dos canais de escoamento.



Com a criação do MDS foi possível obter um resultado com maior confiabilidade em relação aos dados de altimetria em áreas de vegetação densa. Diferente do MDS, o MDT criado apresentou informações de uma realidade pré urbanizada e simula a original situação hidrogeomorfológica da bacia. A Figura 16 demonstra o perfil de elevação de ambos os modelos, evidenciando em (A) as ocupações e a redução da elevação (MDS) e em (B) a ausência das ocupações e o decaimento da elevação no terreno (MDT).

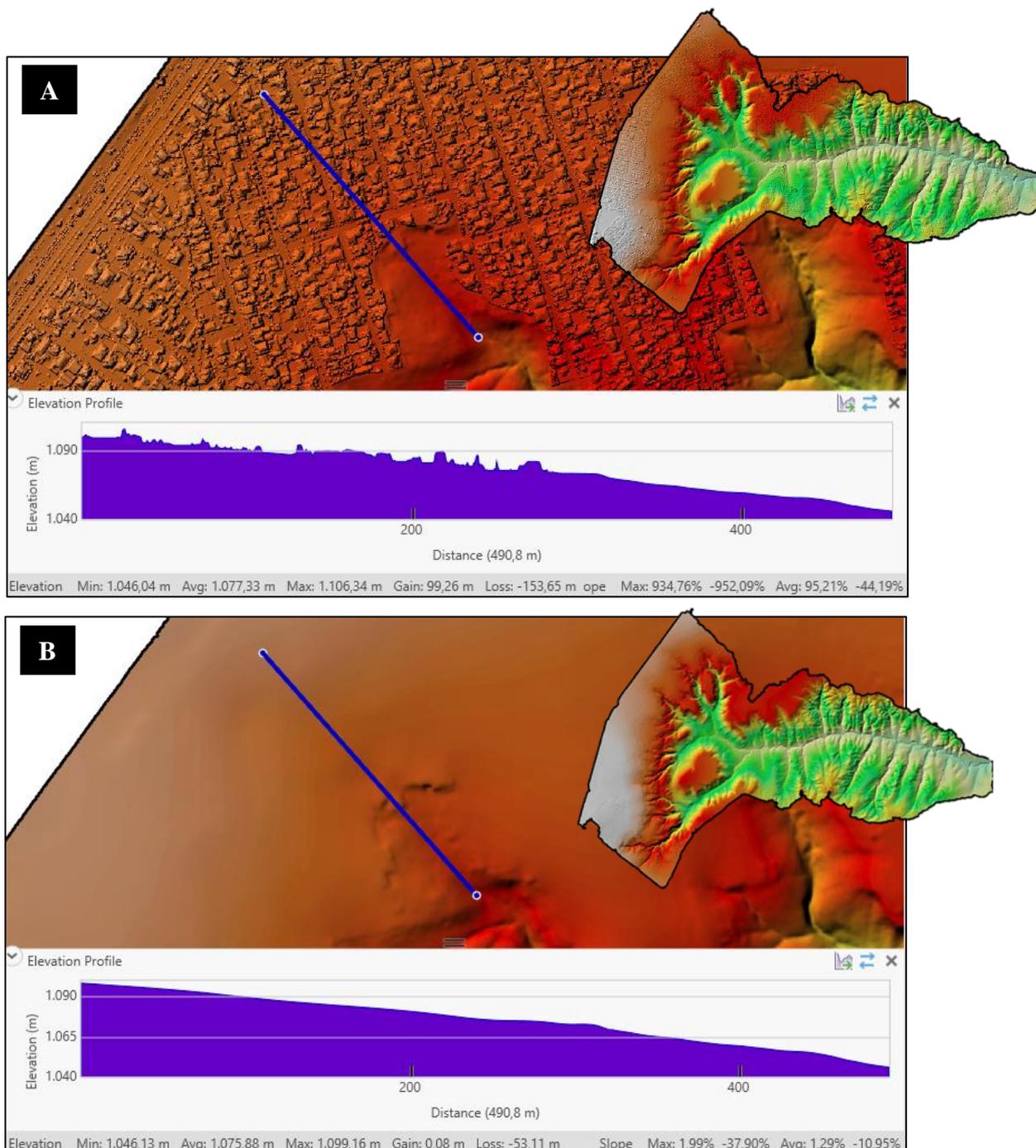


Figura 16 – (A) MDS e (B) MDT. Demonstração do perfil de elevação de ambos os modelos, destacando a presença e ausência da ocupação urbana na bacia do Ribeirão Taboca.



3.5 Resultados de declividade

A declividade é um fator essencial para o cálculo do fator LS, pois esta é capaz de proporcionar aumento ou redução na velocidade do escoamento superficial que tem relação direta com os processos erosivos. Sendo assim, comparando as declividades encontradas para os modelos digitais, o MDS se apresentou levemente superior ao MDT, visto que este leva em consideração a altura das edificações e estruturas presentes acima da superfície do solo e não somente a altimetria do terreno (Figura 17). Por isso, a declividade no MDS foi superestimada nas áreas onde se tem ocupação urbana, principalmente ao redor das edificações, demonstrando a influência da altura nos resultados encontrados e indicando uma sensibilidade maior deste modelo com alta resolução espacial e que pode afetar diretamente os resultados do fator LS em grandes escalas como a que ocorre quando se trata de uma bacia hidrográfica.

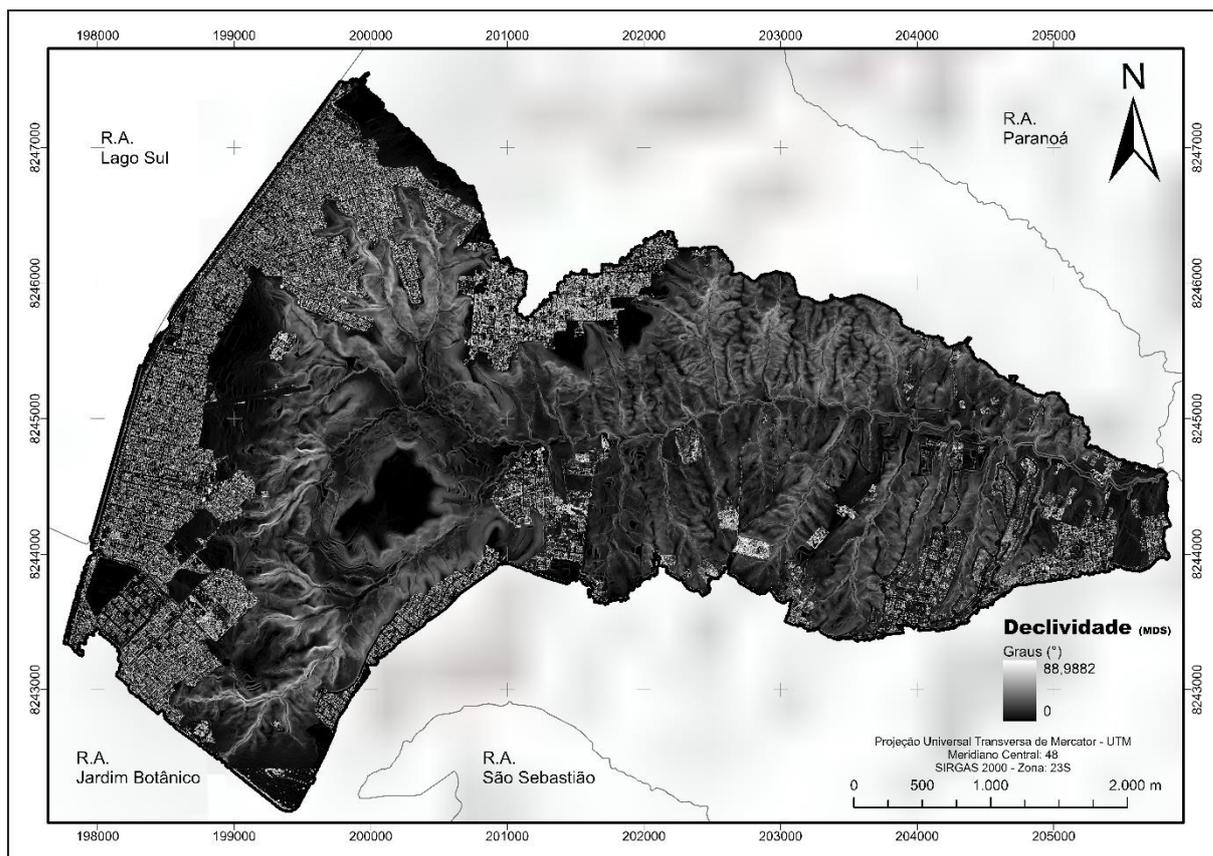


Figura 17 – Declividade em graus gerada no MDS.

Por outro lado, a declividade gerada pelo MDT trouxe um resultado diferente para a realidade da bacia do ribeirão Taboca. Nas áreas de menor declividade, seguindo a classificação da Embrapa, têm-se um relevo variando de plano a ondulado, e já nas áreas mais íngremes (relevo



montanhoso a escarpado) há um maior predomínio de vegetação e canais de escoamento (Figura 18). As declividades mais acentuadas verificadas nos canais de escoamento da bacia deixam em evidência a possibilidade de barrancos ou ribanceiras, principalmente no canal do ribeirão Taboca.

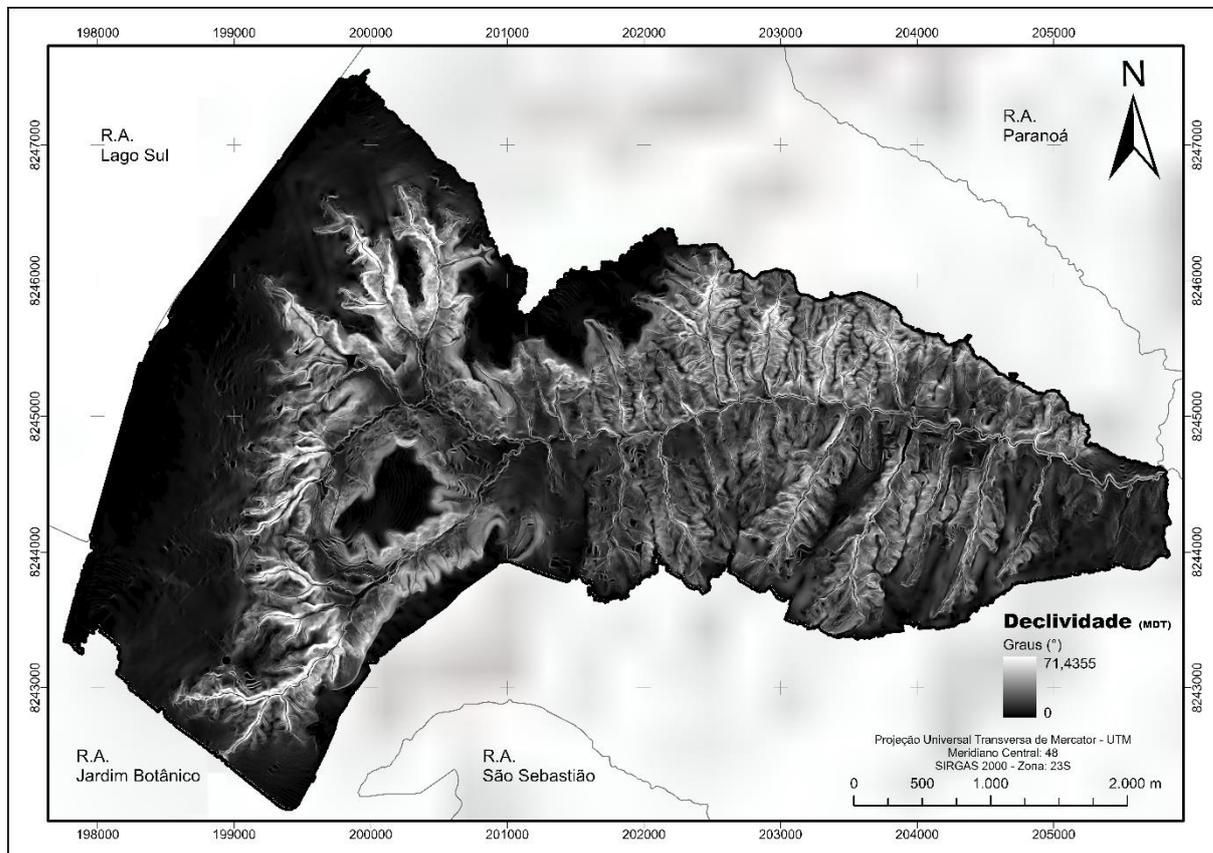


Figura 18 – Declividade em graus gerada para o MDT.

3.6 Resultados do fator LS

O cálculo do fator LS foi realizado nos dois modelos digitais com resolução espacial de 0,5 m. O fator LS calculado a partir do MDS apresentou valores entre 0 – 4.476 (0 a 8,40 em logaritmo neperiano) e o obtido a partir do MDT, valores entre 0 – 816 (0 a 6,70 em logaritmo neperiano) (adimensional) (Figura 19 e Figura 20). Os resultados refletem a influência do comprimento e da inclinação de rampa sob o escoamento superficial demonstrando as áreas com maior vulnerabilidade a ocorrência de processos erosivos.

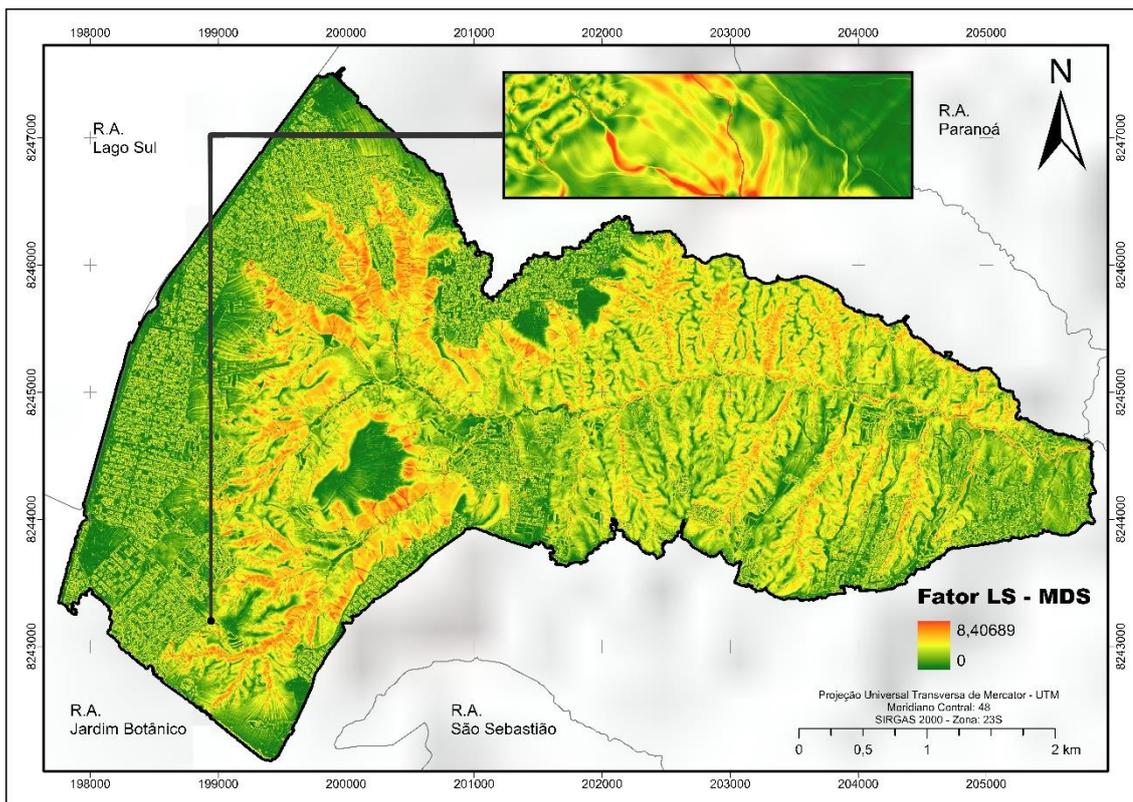


Figura 19 – Fator LS gerados a partir do MDS.

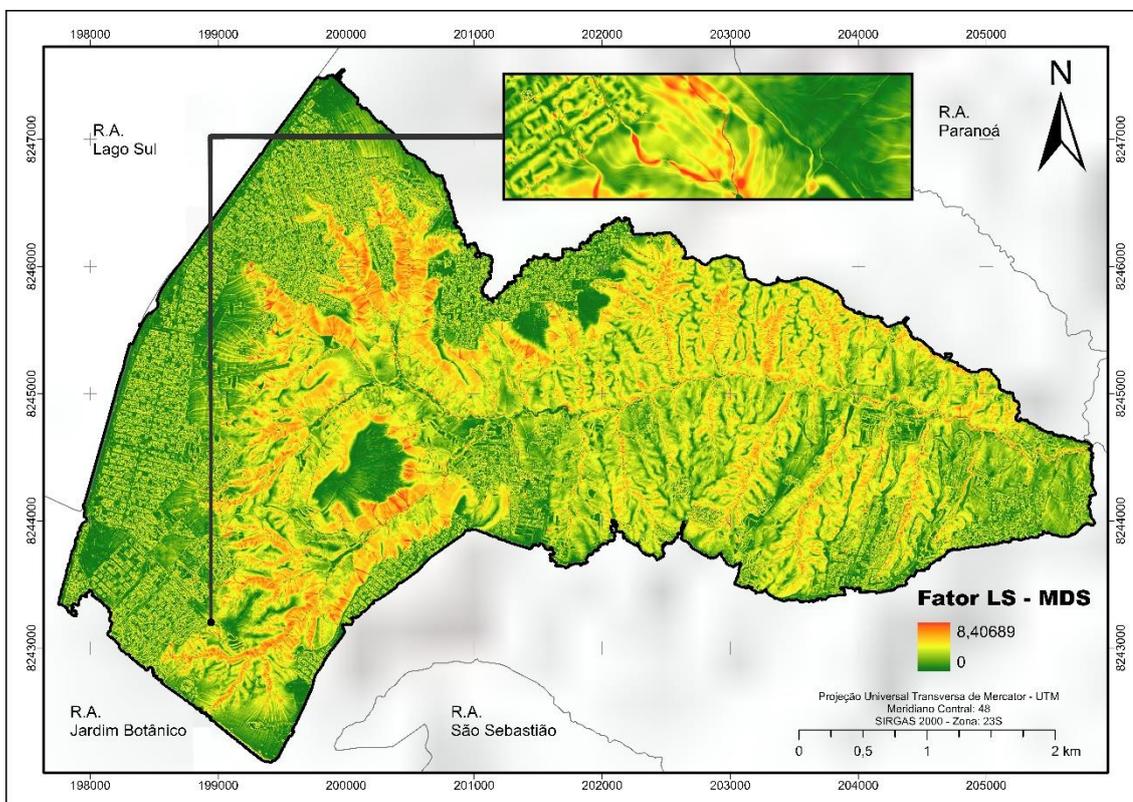


Figura 20 – Fator LS gerado a partir do MDT.



Analisando espacialmente o fator LS em ambos modelos é perceptível, que após a urbanização, o aumento desse fator e alterações no escoamento das águas devido as transformações na superfície do solo ocorreram. Mudanças no comprimento de rampa podem aumentar o caminho percorrido pelas águas e juntamente com a declividade aumentar a velocidade e o fluxo de acumulação do escoamento progressivamente, isso resulta em uma maior energia que intensifica processos como a erosão.

Um processo erosivo intensificado em nível de voçoroca foi observado na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca por intermédio da ortofoto de 2016. Em uma avaliação temporal é possível averiguar a área anterior ao surgimento do processo erosivo e posteriormente, com o crescimento urbano nas áreas adjacentes (Figura 21).

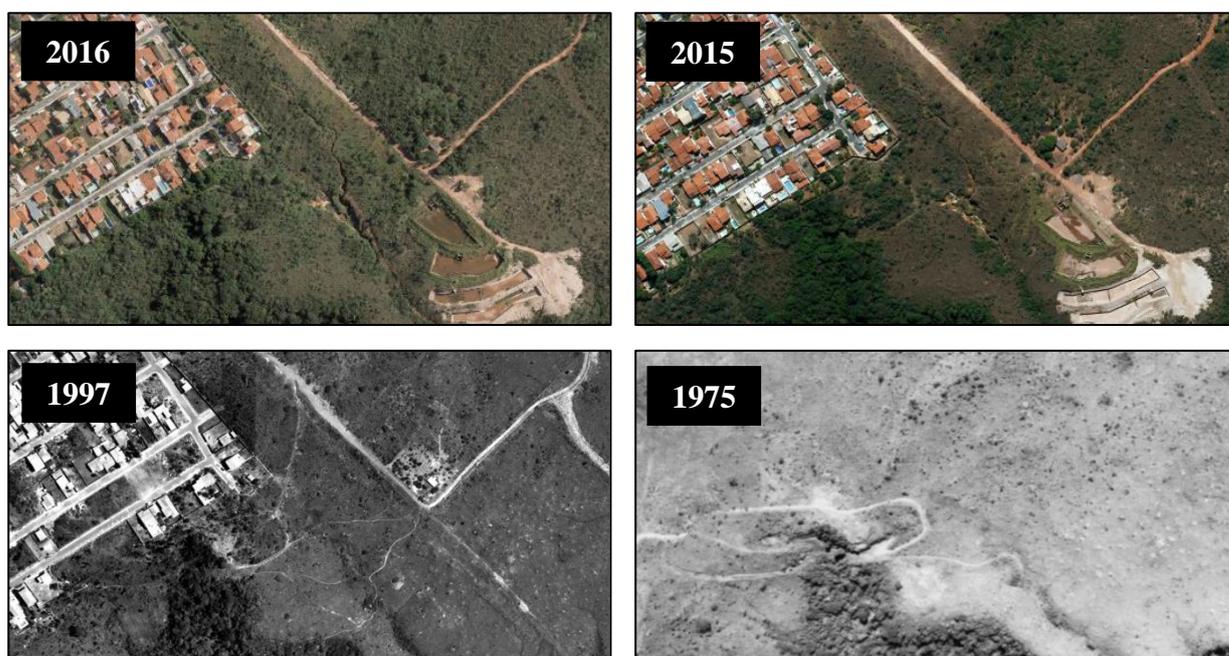
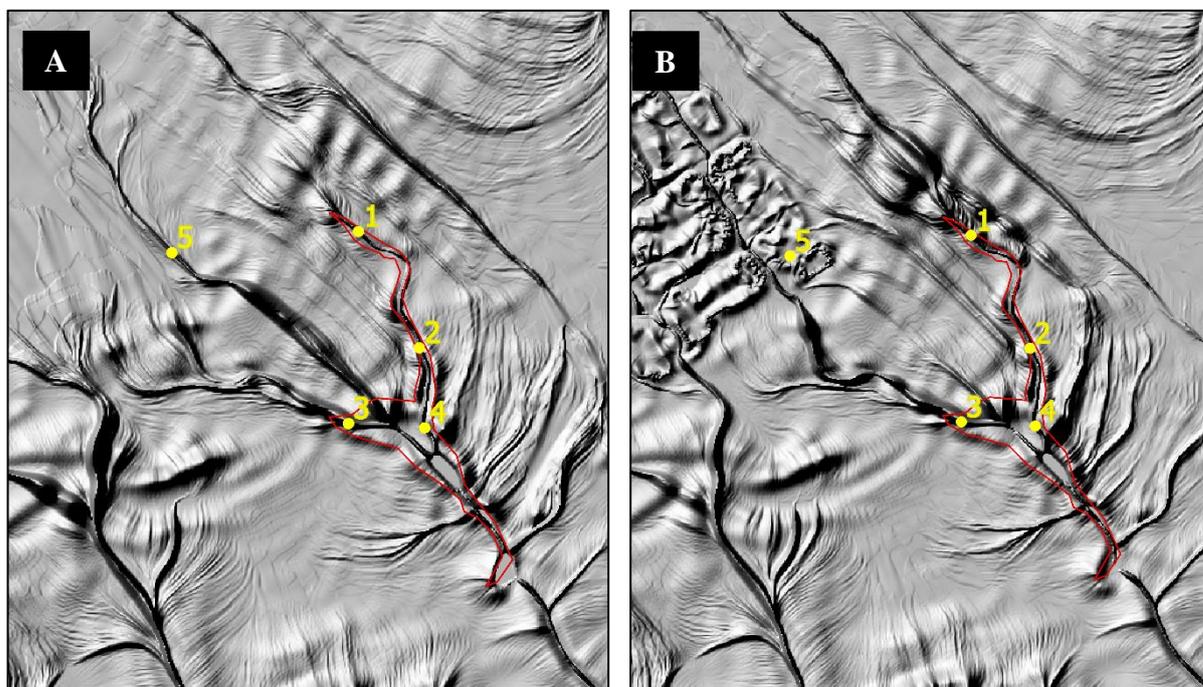


Figura 21 – Demonstração de uma voçoroca na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca, antes e após a urbanização.

Quando se observa esse processo erosivo em ambos os modelos, é possível compreender que houve um aumento no fator LS no cenário pós urbanização. Com o aumento do fator topográfico, certifica-se que a inclinação do terreno aumentou e, com isso, a água superficial passou a fluir com maior rapidez adquirindo mais energia e fazendo com que o solo seja transportado, o que intensificou o processo erosivo. A Figura 22 mostra o aumento do fator topográfico aplicado no MDS em 4 (quatro pontos) quando comparado ao mesmo fator no MDT. O fator LS no ponto 5 foi reduzido devido as edificações após a urbanização, apresentando um

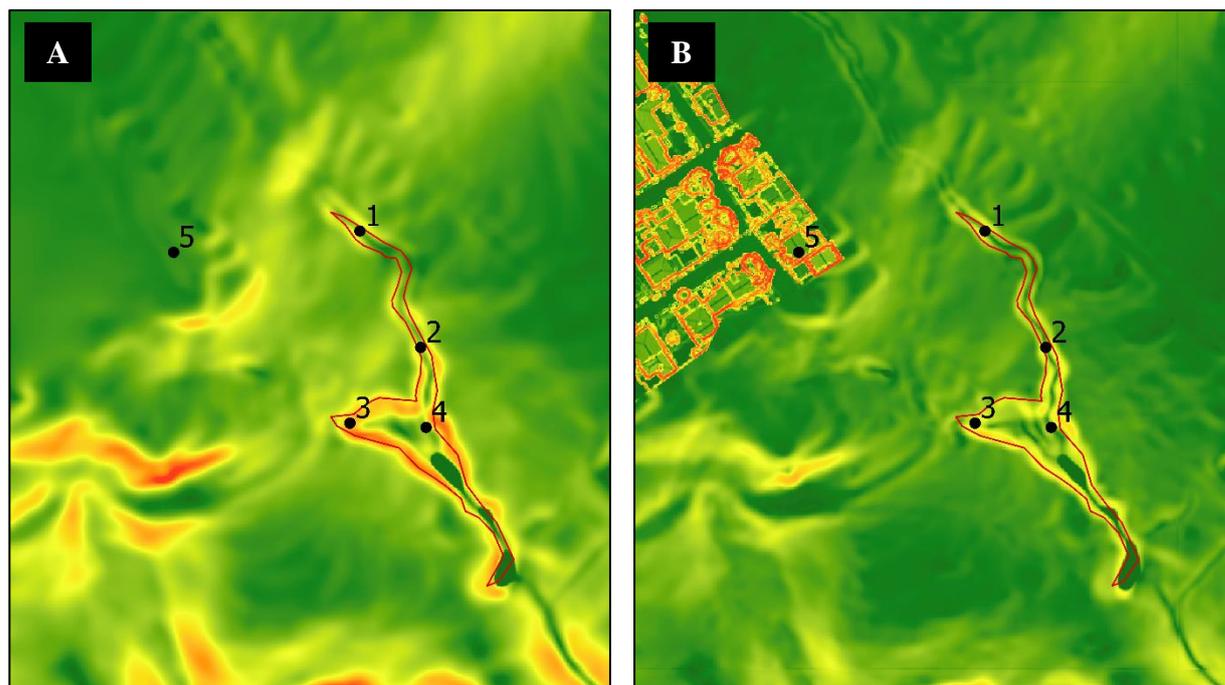


fator topográfico superior anteriormente. Já na Figura 23 foram apresentados os mesmos 5 (cinco) pontos de análise para declividade da voçoroca e área adjacente, confirmando um aumento da inclinação após a urbanização.



Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
▲ Fator LS - MDT 22,619093 ▲ Fator LS - MDS 73,469147	▲ Fator LS - MDT 17,358902 ▲ Fator LS - MDS 24,792257	▲ Fator LS - MDT 66,738411 ▲ Fator LS - MDS 86,422623	▲ Fator LS - MDT 33,213257 ▲ Fator LS - MDS 71,201904	▲ Fator LS - MDT 10,060956 ▲ Fator LS - MDS 0,549478
50,850052	7,433355	19,684212	37,988647	-9,511478

Figura 22 – Fator topográfico: (A) no MDT e (B) no MDS. Vista do aumento no fator LS após urbanização quando comparada à área sem urbanização.



Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
▲ Declividade - MDT 21,870625 ▲ Declividade - MDS 35,309032	▲ Declividade - MDT 16,941776 ▲ Declividade - MDS 26,397860	▲ Declividade - MDT 30,412672 ▲ Declividade - MDS 31,433931	▲ Declividade - MDT 13,817779 ▲ Declividade - MDS 15,639927	▲ Declividade - MDT 5,041568 ▲ Declividade - MDS 16,327747
13,438407	9,456084	1,021259	1,822148	11,286179

Figura 23 – Declividade: (A) no MDT e (B) no MDS. Pontos da voçoroca e área próxima demonstrando as diferenças de declividade.

3.7 Resultados das áreas susceptíveis à erosão potencial

Com o propósito de conhecimento da erosão atual na bacia hidrográfica do ribeirão Taboca, multiplicou-se os fatores K, R, LS, C e P no modelo EUPS, destaca-se que os fatores tiveram suas resoluções espaciais padronizadas em 0,5m seguindo o fator LS. A partir disso, para interpretar os valores gerados em um viés qualitativo, organizou-se por classes seguindo o proposto por Farinasso et al. (2006) e Teng et al (2019) (adaptado), onde a classificação varia de muito baixa a muito alta (Tabela 4).

As perdas de solo foram estimadas utilizando o fator LS em MDT e MDS, sendo gerados dois mapas de classes de potenciais perdas de solo com resolução espacial de 0,5 m.



Tabela 4 – Descrição das classes de erosão e perdas de solo.

Classes de potenciais perdas de solos	Perdas de solo (ton/ha/ano)	Área			
		EUPS-LS-MDT		EUPS-LS-MDS	
		Área em m ²	Frequência relativa (%)	Área de m ²	Frequência relativa (%)
Muito baixa	<0 – 1	790.620	3,8%	1.092.287	5,3%
Baixa	2 – 5	17.306.883	84,6%	16.854.562	82,5%
Média	6 – 10	2.357.264	11,5%	2.482.806	12,1%
Alta	11 – 20	0	0,0%	17,342	0,0%
Muito alta	=>21	41,139	0,0%	498,436	0,0%
TOTAL		20.454.810	100%	20.454.810	100%

Fonte: Elaboração própria.

A distribuição espacial das áreas susceptíveis a processos erosivos demonstrou que na maior parte da bacia do ribeirão Taboca o potencial à perda de solo é classificado como baixo (2 – 5 ton/ha.ano) em ambos os modelos.

Áreas com potencial de perda muito baixo (<0 – 1 ton/ha.ano) estão localizadas em regiões de planaltos e com baixa declividade onde se tem ocupação urbana. Essa classificação foi maior no modelo de perda utilizando o fator LS-MDS, visto que esta apresenta alterações na estrutura do solo devido a instalação das ocupações urbanas. Já as áreas classificadas como de média perda de solo (6 – 10 ton/ha.ano) também tiveram significativa presença na região da bacia do ribeirão Taboca. Estas surgem nas proximidades da região citada, em locais de maior declividade e sob a presença de argissolo e cambissolo que, com alto gradiente textural e somados ao tipo de relevo como ondulado, forte ondulado e montanhoso que podem ser facilmente erodíveis. As áreas com estimativas de perda acima de 10 ton/ha.ano (alta e muito alta) tiveram baixa presença na bacia hidrográfica, nos dois modelos. Na análise do MDS é possível notar, especialmente, perdas muito altas em áreas urbanizadas (=>21 ton/ha.ano), diferente do MDT que demonstrou uma perda menos significativa na mesma classificação com distribuição espacial abrangente (Figura 24 e Figura 25).

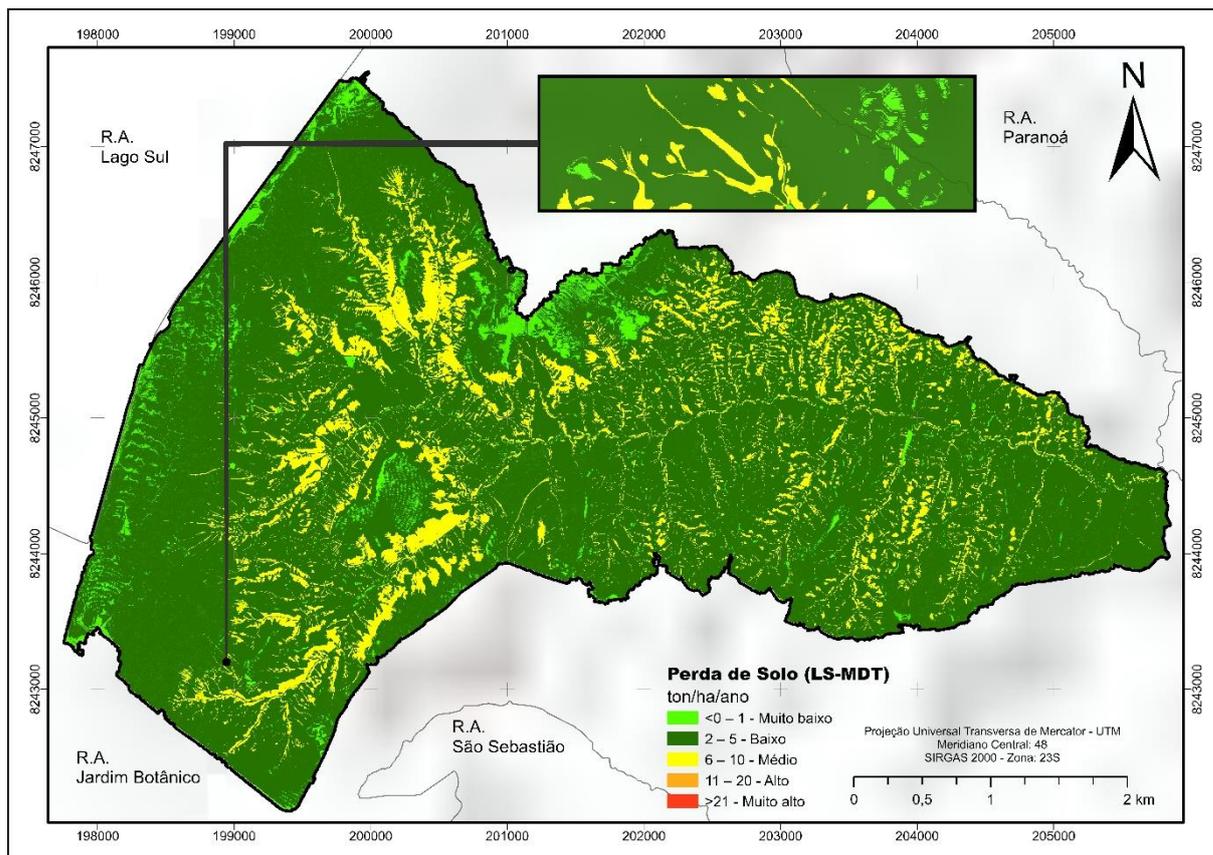


Figura 24 – Perda de solo (LS-MDT).

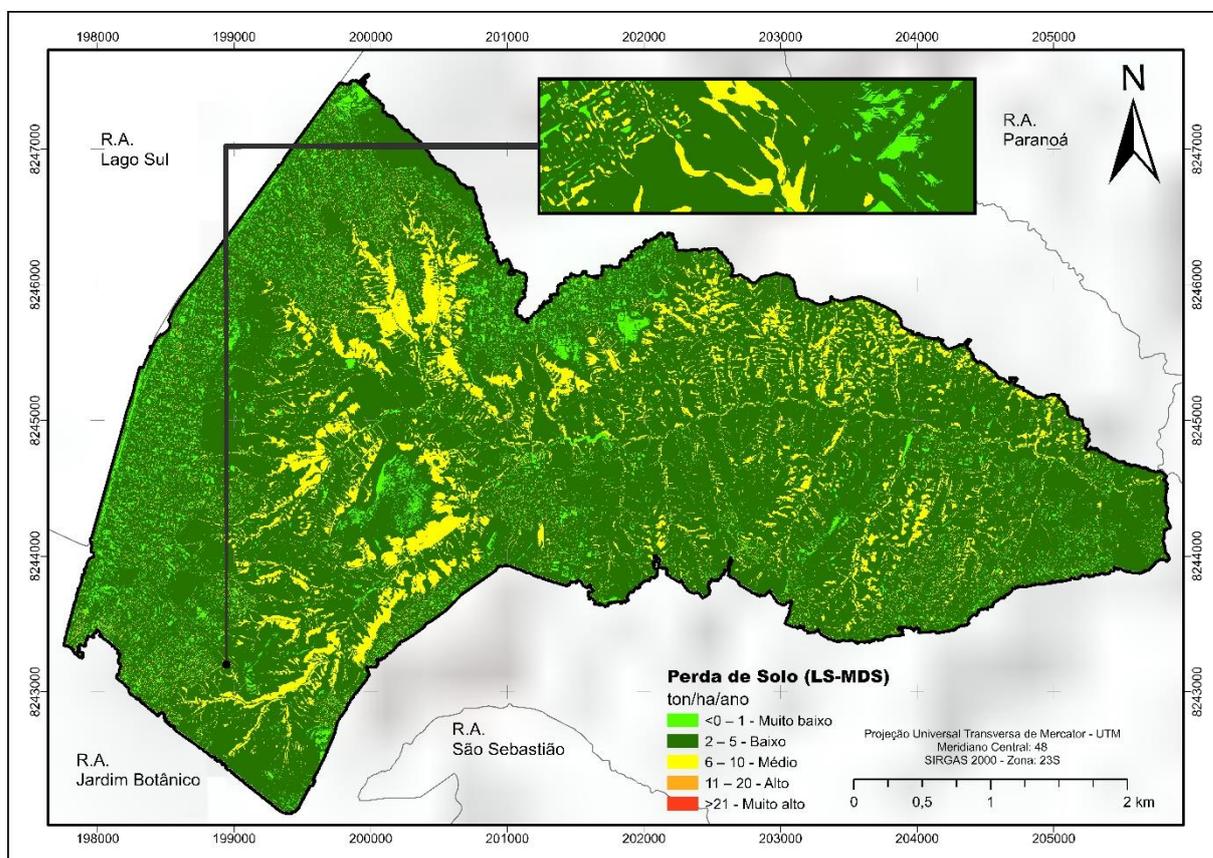


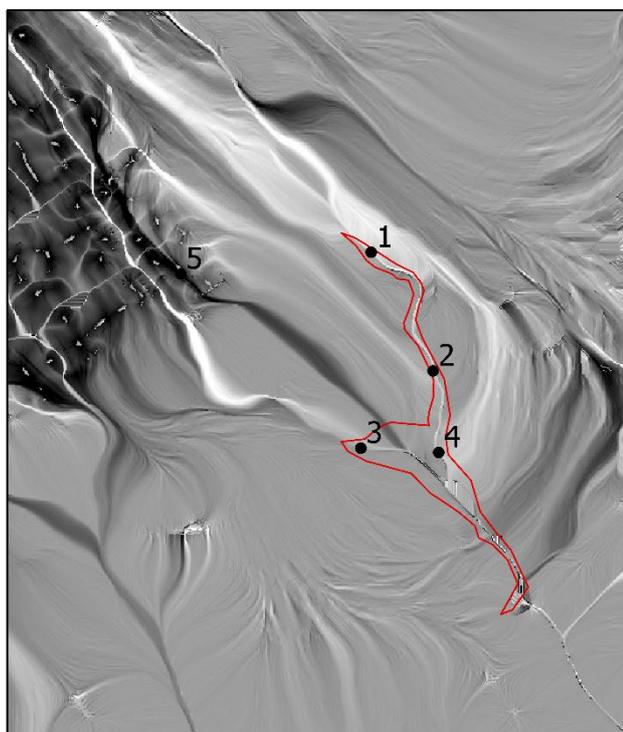
Figura 25 – Perda de solo (LS-MDS).



3.8 Comparação entre os modelos aplicados no fluxo de acumulação, fator LS e EUPS

Uma diferenciação de imagem foi utilizada com o propósito de subtrair os valores de pixel entre os dois modelos para os resultados do fluxo de acumulação, fator LS e a EUPS. A voçoroca citada anteriormente foi utilizada como exemplo nesse tópico. As figuras a abaixo mostram áreas que apresentam alterações onde nas regiões destacadas em branco, o MDS é maior que o MDT, em preto, vice-versa e em cinza são áreas que se repetem nos dois resultados.

Em se tratando do fluxo de acumulação, esse fator em uma bacia refere-se ao movimento da água dentro de uma determinada área geográfica, à medida que flui em direção a um ponto central de coleta ou descarga, como um rio ou lago e pode ser influenciada por fatores de precipitação, topografia, características do solo e presença ou não de cobertura vegetal. Com isso, analisando as diferenças encontradas nos dois modelos foi possível perceber uma baixa mudança entre eles (Figura 26), onde afirma-se que o fluxo de acumulação se manteve quase constante anterior e posterior a urbanização, não tendo grande participação na formação da voçoroca. Assim, essa modelagem avaliada de forma isolada não demonstra ser uma boa ferramenta para análise da intensificação desse processo erosivo.



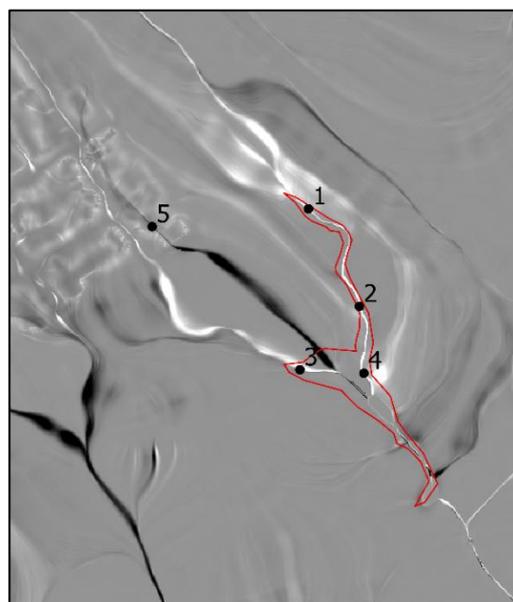
Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Fluxo de Acumulação - MDS/MDT 2,684527	Fluxo de Acumulação - MDS/MDT 1,444902	Fluxo de Acumulação - MDS/MDT 1,019801	Fluxo de Acumulação - MDS/MDT 1,963390	Fluxo de Acumulação - MDS/MDT -9,645775

Figura 26 – Comparação do fluxo de acumulação provenientes dos modelos. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.



Com o fluxo de acumulação aplicado ao fator LS foi possível analisar maiores diferenças entre os dois modelos digitais. A alteração no uso do território dentro da bacia mudou a forma como a água flui e interage com o solo, com isso, é notória a modificação de percurso das águas quando comparado à região na ausência e presença das estruturas urbanas. A Figura 27 aponta os 5 (cinco pontos) com ênfase na voçoroca demonstrando que os pontos 1, 3 e 4 apresentam maior diferença (diminuição do MDS no MDT pela calculadora raster) de fator topográfico após a urbanização, somente o ponto 5 demonstrou o inverso. Outras áreas foram levantadas e citadas, como na Figura 28 (1) e (2) onde as águas escoam entre as vias pavimentadas seguindo as edificações até a região mais baixa do terreno, diferente dos caminhos demonstrados em preto onde o percurso ocorria de forma difusa. A Figura 28 (3) destaca que nessa situação, após a urbanização, parte do fluxo foi alterado criando um novo percurso de escoamento indicada pela seta em branco.

Com isso, percebe-se as diferenças dos valores no fator LS entre os dois modelos, podendo distinguir feições que ainda existem após a urbanização ou que foram alteradas devido a esse processo. Mesmo havendo baixa alteração no fluxo de acumulação, notou-se que o cumprimento de rampa e a declividade foram consideravelmente alteradas nesse processo erosivo, sendo um indicador importante para análise da intensificação dessa voçoroca.



Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
▲ LS - MDS/MTD 50,850052	▲ LS - MDS/MTD 7,433355	▲ LS - MDS/MTD 19,684212	▲ LS - MDS/MTD 37,988647	▲ LS - MDS/MTD -9,511478

Figura 27 – Comparação do fator LS provenientes dos modelos na região da voçoroca. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.

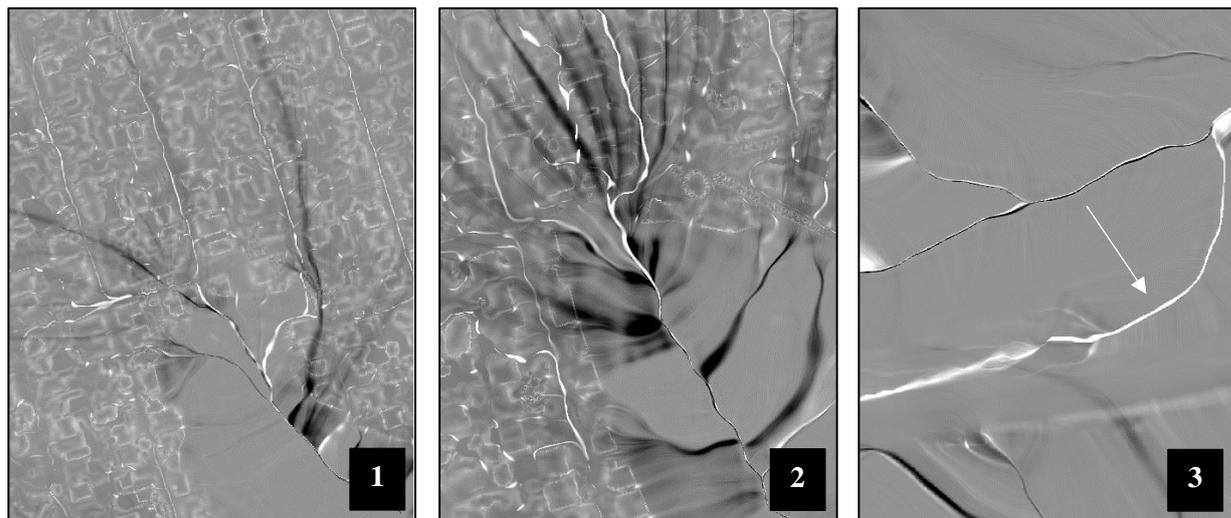


Figura 28 – Comparação do fator LS provenientes dos modelos. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.

O mesmo foi realizado para os dois resultados gerados pela EUPS aplicando o fator LS com o uso do MDT e do MDS além dos fatores C, P, K e R, demonstrando a diferença de pixel entre ambos. Dentre as áreas amostrados na região da voçoroca do ponto 1 ao 4 a tendência a perda de solo foi superior no cenário pós urbanização, já o ponto 5 apresentou maior perda no MDT, ou seja, anterior a urbanização (Figura 29).

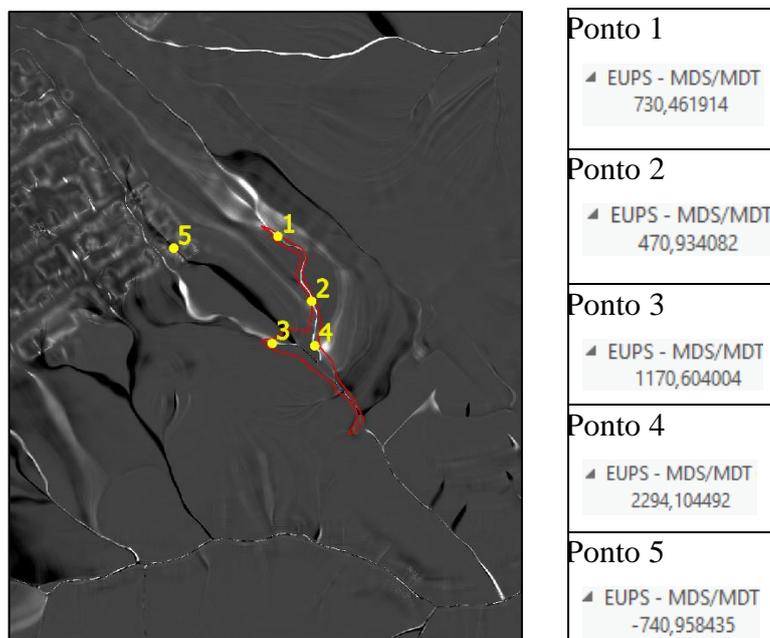


Figura 29 – Comparação da EUPS gerados pela utilização dos modelos digitais no Fator LS. Em branco, o MDS é maior que o MDT e em preto, vice-versa.



4 CONCLUSÃO

A EUPS, somada ao uso de ferramentas de geoprocessamento, demonstrou ser um modelo de predição à perda de solo de baixo custo, simples e eficaz. Deve-se levar em consideração a rapidez para geração de resultados quando comparada à análise em campo, principalmente quando se pesquisa em escala de bacia hidrográfica.

A presença de áreas com maior sensibilidade aos processos erosivos foi relativamente baixa em ambos os modelos, porém áreas de perda classificadas como alta e muito alta foram encontradas em maior evidência no modelo que demonstra a situação da bacia após a urbanização (EUPS-MDS) representando 539,575 m², menos de 1% do total amostrado. As áreas que representam uma maior preocupação em relação aos processos erosivos são as de média probabilidade, pois essas apresentam uma declividade já acentuada e estão localizadas em regiões próximas aos canais de escoamento como também da ocupação urbana. Essas regiões já apresentavam uma susceptibilidade aos processos erosivos mesmo antes das ocupações urbanas, como demonstrado nos resultados sendo deparado um percentual de 11,5% na EUPS-MDT e 12,1% na EUPS-MDS, o que indica a necessidade de reforçar ações voltadas ao planejamento urbano e ambiental na área estudada. As áreas de maior representação são as classificadas como de baixas perdas de solo com uma representação de 84,6% na EUPS-MDT e 82,5% na EUPS-MDS.

Os fatores que compõem a EUPS, como erodibilidade, erosividade, uso e cobertura do solo e práticas conservacionistas, foram baseados em dados primários e secundários, aplicados de forma simples e eficaz. Destaca-se que no fator de uso e cobertura do solo (fator C) foi utilizado o método NDVI tendo uma imagem coletada em época de seca, o que pode ter causado uma menor reflectância na vegetação de cerrado, sendo indicada a utilização de imagens na época chuvosa.

A elaboração dos modelos digitais aplicados ao fator LS geraram informações de forma local e regional da bacia hidrográfica sendo possível detectar alterações ou, simplesmente, o fluxo convencional de escoamento superficial das águas comparando a região antes e após a urbanização. Os métodos aplicados para criação dos modelos digitais, utilizando como base os modelos elaborados pela Terracap, atingiram o objetivo de demonstrar a real situação da bacia sem os ruídos de ocupação urbana, como ocorreu no MDT e sem alterações na altimetria das áreas com vegetação referente ao MDS original. A aplicação do MDS original no fator topográfico demonstrou a necessidade de uma observação mais detalhada em relação aos resultados gerados, pois a presença da vegetação, principalmente em matas de galeria, alterou os dados altimétricos e



influenciam a modelagem do fluxo de direção e acumulação trazendo um cenário não real à área em estudo.

A resolução espacial de 0,5 m dos modelos digitais segue como um ponto primordial para o nível de detalhamento encontrado nos resultados do fator topográfico. Tratando-se da declividade, o uso de imagens de alta resolução espacial pode fornecer informações valiosas para identificar áreas de alta inclinação nas margens dos rios, o que pode ser útil para monitorar a erosão em suas margens, prever perigos potenciais e implementar medidas de mitigação apropriadas. Uma das desvantagens encontradas na utilização de modelos digitais de alta resolução é o tempo de processamento e modelagem dos dados, além da difícil disponibilidade dessas informações de forma atualizada.

Na elaboração do fator LS, o uso da metodologia proposta por Moore e Burch (1986) possibilitou apresentar espacialmente as diferenças no potencial erosivo do escoamento. A teoria da potência unitária do escoamento superficial proposta por esses autores demonstra que o escoamento superficial das águas possui energia capaz de transportar e desagregar partículas do solo quando se movem no sentido do declive, sendo um método de fácil aplicação.

Com os modelos digitais criados, o fator LS se tornou peça fundamental para análise do escoamento das águas na bacia do ribeirão Taboca. Avaliando o fator topográfico nos dois cenários propostos nesse artigo, concluiu-se que a alta resolução espacial proporcionou um cenário real do escoamento superficial demonstrando aumento no comprimento de rampa após urbanização, além da alta influência da declividade sobre esse fator. Sabe-se que a declividade, quando acentuada juntamente com o aumento no comprimento de rampa, possibilita a criação de altas velocidades de escoamento superficial e intensificação ou surgimento de processos erosivos. Com isso, após a urbanização foi possível avaliar aumento no fator topográfico em áreas que ligam ocupações urbanas às áreas íngremes e com presença de canais de escoamento.

Outro ponto importante se tratando do fator topográfico é que o fluxo de acumulação quando avaliado isoladamente não é capaz de traduzir a intensificação de processos erosivos ou demonstrar o surgimento destes em uma determinada área, diferente de como ocorre com o conjunto de informações que o fator LS traz.

A análise de áreas susceptíveis ao surgimento de processos erosivos se torna importante, pois fornece informações que podem nortear o crescimento urbano em seu planejamento a médio e longo prazo reduzindo ocupações em áreas de risco, como também evitando a intensificação da erosão natural. No caso de áreas já urbanizadas, o levantamento de áreas propícias aos processos erosivos pode vir a minimizar danos ocasionados ao sistema hídrico, pois a área estudada possui,



há anos, uma dinâmica de crescimento ocupacional com a presença de condomínios sem infraestrutura adequada e segue expandindo com novas ocupações devido às regularizações fundiárias. A identificação da rede de drenagem pré urbanização, auxilia a projetos de reestruturação da rede de drenagem de águas pluviais, evitando acúmulos de água que podem desencadear mais voçorocas. Com isso, reforça-se a necessidade de observação para essa bacia visto que é classificada como uma área de vulnerabilidade ambiental devido a presença de áreas protegidas, declividade acentuada e corpos hídricos como o ribeirão Taboca.

5 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. O. et al. Assessment of gully development using geomorphic change detection between pre- and post-urbanization scenarios. **Environmental Earth Sciences**, v.79, n.232, p. 1–14, 2020.

ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v.7, n.3, p. 203–225, 2019.

ALMAGRO, A. et al. Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions. **International Soil and Water Conservation Research**, v.7, n.4, p. 325–334, 2019.

ARCGIS PRO. **Localização da bacia hidrográfica do ribeirão Taboca**. Versão Pro. [Califórnia]: ArcGIS, 2022.

ASLAM, B. et al. Soil erosion susceptibility mapping using a GIS-based multi-criteria decision approach: Case of District Chitral, Pakistan. **Ain Shams Engineering Journal**, v.12, p. 1637-1649, 2020.

AYALEW, D. A. et al. Quantifying the sensitivity of NDVI-based C factor estimation and potential soil erosion prediction using Spaceborne Earth Observation Data. **Remote Sensing**, v.12, n.7, p. 1-25, 2020.

AZIZIAN, A.; KOOHI, S. The effects of applying different DEM resolutions, DEM sources and



flow tracing algorithms on LS factor and sediment yield estimation using USLE in Barajin river basin (BRB), Iran. **Paddy and Water Environment**, v.19, n. 3, p. 453–468, 2021.

BALASUBRAMANIAN, A. Soil erosion - Causes and effects. **Centre for Advanced Studies in Earth Science**, University of Mysore, p.7, 2017.

BAPTISTA, G. M. M.; EID, N. J. Análise de quatro métodos indiretos de determinação da erodibilidade (fator da USLE) dos grandes grupos de solos do Distrito Federal. **Sociedade e Natureza**, v.12, n.24, p. 63-70, 2000.

BARBOSA, F. L. R. et al. Potencialidades e limitações do uso de informações altimétricas provenientes de perfilamento à laser em ambiente urbano. **Revista Caminhos de Geografia**, v.22, n.84, p. 301–322, 2021.

BAYMA, GUSTAVO; STEINKE, VALDIR. (2009). Alterações na paisagem e seus impactos diretos nas Áreas de Preservação Permanentes das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Taboca (DF): Uma Análise Espaço-Temporal 1964-2004. **Caminhos de Geografia. Uberlândia: Programa de pós-graduação em Geografia**, 2009- . ISSN 1678-6343 versão online.

Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/235898954_Landscape_modifications_and_impacts_in_Taboca_basin_Federal_District_Brazil_a_space-temporal_analysis_1964-2004>. Acesso em: 16 jan. 2023.

BENAVIDEZ, R. et al. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, n.22, p. 6059-6086, 2018.

BOUFELDJA, S. et al. Identification of zones at risk of erosion by the combination of a digital model and the method of multi-criteria analysis in the arid regions: case of the Bechar Wadi watershed. **Applied Water Science**, v.10, n.121, p. 1–18, 2020.

BUENO, C.R.P.; ARRAES, C.L.; MIQUELONI, D. P. Aplicação do sistema de informação geográfica para determinação do fator topográfico em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira**



de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias, Guarapuava-PR, v.4, n.2, p.30-47, 2011.

CAESB. **Estações Pluviométricas e Fluviométricas da CAESB**, 2021, Brasília. Disponível em: <<https://atlas.caesb.df.gov.br/portal/apps/MapJournal/index.html?appid=d57d3747c94c460e8e9089458ea2c53f>>. Acesso em: 05 dez. 2022.

CERDÀ, A. et al. Runoff initiation, soil detachment and connectivity are enhanced as a consequence of vineyards plantations. **Journal of Environmental Management**, v.202, p. 268–275, 2017.

CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROINFORMÁTICA, 9., 2015, São Paulo. **Departamento de Engenharia de Biosistemas**. São Paulo: USP, 2015. Disponível em: <http://eventos.uepg.br/sbiagro/2015/anais/SBIAgro2015/pdf_resumos/13/13_andre_freitas_colaco_125.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2023.

CRUZ, C. B. M. et al. Avaliação da exatidão planialtimétrica dos modelos digitais de superfície (MDS) e do terreno (MDT) obtidos através do LIDAR. **Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, n. 1988, p. 1-8, 2011.

DAS, S.; BORA, P. K.; DAS, R. Estimation of slope length gradient (LS) factor for the sub-watershed areas of Juri River in Tripura. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2021.

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

DISTRITO FEDERAL. Lei nº 803, de 25 de abril de 2009. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. **Câmara Legislativa do Distrito Federal**, Brasília, DF, 25 abr. 2009. Disponível em: <<http://www.defensoria.df.gov.br/wp-content/uploads/2013/06/Lei-Complementar-Distrital-803.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2023.

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



EMBRAPA. In: **SRTM - Shuttle Radar Topography Mission**. Satélites de monitoramento. 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento/missoes/srtm>>. Acesso em: 12 jan. 2023.

FARINASSO 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.

FERNANDES, D.; FERNANDES, M. T. C. Imagens de radar de abertura sintética como instrumento de auxílio na avaliação do impacto ambiental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 1998, Santos. **Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Santos: INPE, 1998. P. 733-744.

FERNANDES, M. C.; MENEZES, P. M. L. Avaliação de métodos de geração de MDE para a obtenção de observações em superfície real: um estudo de caso no maciço da Tijuca-RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 2005, Goiânia. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Goiânia: INPE, 2005. P. 2985-2992.

FERNANDEZ-NUNEZ, M.; BURNINGHAM, H.; OJEDA ZUJAR, J. Improving accuracy of LiDAR-derived digital terrain models for saltmarsh management. **Journal of Coastal Conservation**, v.21, n.1, p. 209–222, 2017.

FOSTER, G.R. et al. A model to estimate sediment from field-sized areas. **CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems**, n. 26, p. 36–64, 1980.

FREITAS et al. Determinação do potencial de erosão a partir da utilização da EUPS na Bacia do Rio Preto. **Espaço e Geografia**, v.10, n.2, p. 431-452, 2007.

FUJACO, M. A. G.; LEITE, M. G. P.; NEVES, A. H. C. J. A gis-based tool for estimating soil



loss in agricultural river basins. **Revista Escola de Minas**, v.69, n.4, p. 417–424, 2016.

GABRIELS, D. et al. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. **Soil and Tillage Research**, v.74, n.1, p. 47–53, 2003.

GWAPEDZA, D. et al. Temporal influences of vegetation cover (C) dynamism on MUSLE sediment yield estimates: NDVI evaluation. **Water** **2021**, v.13, n.19, 2021.

HOLLAUS, M. et al. Accuracy assessment of als-derived stem volume and biomass maps. **EARSeL eProceedings**, v.11, n.1, p. 74–86, 2012.

HOSSEINY, H. et al. A Generalized automated framework for urban runoff modeling and its application at a citywide landscape. **Water**, v.12, n.357, 2020.

HSIAO, K. H. et al. Change detection of landslide terrains using ground-based LiDAR data. **Transformation**, p. 1–5, 2015.

HUTSON, S. R. Adapting LiDAR data for regional variation in the tropics: a case study from the Northern Maya Lowlands. **Journal of Archaeological Science: Reports**, v.4, n.8, p. 252–263, 2015.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. *Ozean Journal of Applied Sciences*, v.3, n.1, p. 77–85, 2010.

KUOK, K. K.; MAH, D. Y. S.; CHAN, C. P. Evaluation of C and P factors in Universal Soil Loss Equation on trapping sediment: case study of Santubong River. **Journal of Water Resource and Protection**, v.5, n.12, p. 1149–1154, 2013.

LANDAU, E. C.; GUIMARÃES, D. P. Análise comparativa entre os modelos digitais de elevação ASTER, SRTM e TOPODATA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 2011, Curitiba. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Curitiba: INPE, 2011. P. 4003-4010.



LIU, B. Y.; NEARING, M. A.; RISSE, L. M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes. **American Society of Agricultural Engineers**, v.37, n.6, p. 1835-1840, 1994.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. **Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas**. São Paulo. *Bragantia*, Campinas, v.51, n.2, p. 189-196, 1992.

LU, S. et al. Soil erosion topographic factor (LS): accuracy calculated from different data sources. **Catena**, v.187, p. 1-12, 2020.

MAJHI, A. et al. Towards improved USLE-based soil erosion modelling in India: A review of prevalent pitfalls and implementation of exemplar methods. **Earth-Science Reviews**, v.221, p. 1-72, 2021.

MARTINS, T. D. et al. Considerações sobre o LiDAR na análise de instabilidade de vertentes. **Terra Plural**, v.14, p. 1–15, 2020.

MEINEN, B. U.; ROBINSON, D. T. From hillslopes to watersheds: variability in model outcomes with the USLE. **Environmental Modelling and Software**, v.146, p. 1-13, 2021.

MIGUEL, P. et al. Mapping of erodibility and potential soil erosion in a hillside watershed. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.26, n.1, p. 1–9, 2021.

MIHI, A.; BENARFA, N.; ARAR, A. Assessing and mapping water erosion-prone areas in northeastern Algeria using analytic hierarchy process, USLE/RUSLE equation, GIS, and remote sensing. **Applied Geomatics**, v.12, n.2, p. 179–191, 2019.

MILLWARD, A.; MERSEY, J. E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. **Catena**, v.38, n.2, p. 109–129, 1999.



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

MOORE, I.D.; WILSON, J.P. Length-slope factors for the revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.47, n.5, p. 423–428, 1992.

NOURANI, V.; ROUGHANI, A.; GEBREMICHAEL, M. TOPMODEL capability for rainfall-runoff modeling of the Ammameh watershed at different time scales using different terrain algorithms. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.5, n.1, p. 1–14, 2011.

O'CALLAGHAN, J.F.; MARK, D. M. The extraction of drainage networks from digital elevation data. **Computer Vision, Graphics and Image Processing**, v.27, n.3, p. 323-344, 1984.

OLORUNFEMI, I. E. et al. A GIS-based assessment of the potential soil erosion and flood hazard zones in Ekiti State, Southwestern Nigeria using integrated RUSLE and HAND models. **Catena**, v.194, n.May, p. 1-15, 2020.

PANAGOS, P. et al. Rainfall erosivity in Europe. **Science of the Total Environment**, v.511, p. 801–814, 2015.

PATIL, R. J. Spatial techniques for soil erosion estimation – Remote sensing and GIS approach. **SpringerBriefs in GIS**. ISSN 2367-010X, p. 35–49, 2018.

PATIL, R. J.; SHARMA, S. K. Remote sensing and GIS based modeling of crop/cover management factor (C) of USLE in Shakker river watershed. **International Conference on Chemical, Agricultural and Medical Sciences**, v.1, n.1, 2013.

PHAM, T. G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in a sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**, v.6, n.2, p. 99–110, 2018.



REATTO, A. et al. Mapa Pedológico Digital – SIG Atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo. **Embrapa Cerrados**, n. 120, p. 1-31, 2004.

REIS, E; PENA, S. **Áreas de elevado risco de erosão hídrica do solo - Cálculo do fator topográfico (LS)**. Lisboa: CNT, 2020. 24 p. (Guias de apoio à delimitação da Reserva Ecológica Nacional). Bibliografia: p. 1. ISBN 978-989-8785-17-6.

RENARD, K. G. et al. Universal Soil Loss Equation and Revised Universal Soil Loss Equation. **Handbook of Erosion Modelling**, v.1, n.1, p. 137–167, 2011.

ROCHA, G. C.; SPAROVEK, G. Scientific and technical knowledge of sugarcane cover-management USLE/RUSLE factor. **Scientia Agricola**, v.78, 2021.

SAHAAR, A. S. **Erosion mapping and sediment yield of the Kabul River Basin, Afghanistan**. 2013. 151 f. Thesis (Department of Civil and Environmental Engineering) - Colorado State University, Colorado, 2013.

SAMPAIO et al. **Erosividade da chuva**: distribuição e correlação com a precipitação pluviométrica de Teodoro Sampaio. 2002. 10 f. Tese (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado de São Paulo, 2002.

SELMY, S. A. H. et al. Modeling and assessing potential soil erosion hazards using USLE and wind erosion models in integration with GIS techniques: Dakhla Oasis, Egypt. **Agriculture**, v.11, n.11, 2021.

SILVA et al. **Seção VI - Manejo e conservação do solo e da água - Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na Região de Lavras, sul de Minas Gerais**. 2009. 10 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2009.

SILVA. **Estudo da vulnerabilidade ambiental devido à expansão urbana na Bacia Hidrográfica do ribeirão Taboca (DF)**. 2019. 77 f. Monografia (Departamento de Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2019.



SINGH, G.; PANDA, R. K. Grid-cell based assessment of soil erosion potential for identification of critical erosion prone areas using USLE, GIS and remote sensing: A case study in the Kapgari watershed, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v.5, n.3, p. 202–211, 2017.

SOUZA, A. R. et al. Zoneamentos da vulnerabilidade ambiental e expectativa de perda de solo : é possível usar a USLE na determinação de vulnerabilidade ambiental?. **Revista Geociências**, v.38, n.4, p. 1105–1119, 2019.

TADESSE, T. B.; TEFERA, S. A. Comparing potential risk of soil erosion using RUSLE and MCDA techniques in Central Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2020.

TARBOTON, D.G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. **Water Resources Research**. v.33, n.2, p. 309-319, 1997.

TAROLLI, P. High-resolution topography for understanding Earth surface processes: Opportunities and challenges. **Geomorphology**, v. 216, p. 295–312, 2014.

TENG, H. et al. Modelling and mapping soil erosion potential in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v.18, n.2, p. 251–264, 2019.

TUCKER, C. J. et al. Hand-held radiometer red and photographic infrared spectral measurements of agricultural crops. **NASA Technical Memorandum 78091**, p. 1-27, 1978.

UM et al. **Mapping soil erosion dynamics (1990–2020) in the Pearl River Basin, China**, China, nov. 2022. Remote Sensing. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/14/23/5949/pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2023.

WANG, B. et al. The suitability of remote sensing images at different resolutions for mapping of gullies in the Black Soil Region, Northeast China. **Remote Sensing**, v.13, p.1-16, 2021.

WANG, C. et al. Impacts of horizontal resolution and downscaling on the USLE LS factor for



different terrains. **International Soil and Water Conservation Research**, v.8, n.4, p. 363–372, 2020.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **Agriculture handbook number 537**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

YANG, P. et al. What is the effect of LiDAR-derived DEM resolution on large-scale watershed model results?. **Environmental Modelling and Software**, v.58, p. 48–57, 2014.

ZHANG, H. et al. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers and Geosciences**, v.52, p. 177–188, 2013.

ZHANG, J.; CHU, X. Impact of DEM resolution on puddle characterization: Comparison of different surfaces and methods. **Water**, v.7, p. 2293–2313, 2015.

ZHUANG, Y. et al. Research trends and hotspots in soil erosion from 1932 to 2013: a literature review. **Scientometrics**, v.105, p. 743–758, 2015.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. **Sustainable Agriculture**, n. 28, p. 785-811, 2008.