

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

**INTELIGÊNCIA GEOESPACIAL APLICADA AO
PLANEJAMENTO E À GESTÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
MONTIVIDIU, SUDOESTE GOIANO**

Orientador: Prof. Dr. Lucas Peres Angelini

Discente: Hevri da Silva Carneiro Pilatti

RIO VERDE – GO

MAIO – 2022

HEVRLI DA SILVA CARNEIRO PILATTI

**INTELIGÊNCIA GEOESPACIAL APLICADA AO
PLANEJAMENTO E À GESTÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
MONTIVIDIU, SUDOESTE GOIANO**

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

Orientador: Prof. Dr. Lucas Peres Angelini

RIO VERDE – GO

MAIO – 2022

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

PP637i Pilatti, Hevrlí da Silva Carneiro
INTELIGÊNCIA GEOSPACIAL APLICADA AO PLANEJAMENTO
E À GESTÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MONTIVÍDIU,
SUDOESTE GOIANO / Hevrlí da Silva Carneiro Pilatti;
orientador Lucas Peres Angelini . -- Rio Verde,
2022.
156 p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e
Sustentabilidade) -- Instituto Federal Goiano,
Campus Rio Verde, 2022.

1. Análise Geoespacial. 2. Geotecnologias. 3.
Cerrado Brasileiro. 4. Modelos Matemáticos. I. Peres
Angelini, Lucas, orient. II. Título.



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

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

Identificação da Produção Técnico-Científica

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

Nome Completo do Autor: **Hevri da Silva Carneiro Pilatti**

Matrícula: **2020102331440080**

Título do Trabalho: **Inteligência Geoespacial Aplicada ao Planejamento e à Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Montividiu, Sudoeste Goiano**

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: **30/06/2022**

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

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

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

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

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

Água Boa, MT, 30 / 06 / 2022
Local Data

Hevri da Silva Carneiro Pilatti

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

Susana Peres Angellini

Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Documentos 41/2022 - NREPG-RV/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

INTELIGÊNCIA GEOESPACIAL APLICADA AO PLANEJAMENTO E À GESTÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MONTIVÍDIU, SUDOESTE GOIANO

Autor: Hevri da Silva Carneiro Pilatti
Orientador: Prof. Dr. Lucas Peres Angelini

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade - Área de Concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade

APROVADO em 04 de maio de 2022.

Prof. Dr. Derick Martins Borges de
Moura
Avaliador externo - UEG

Prof. Dr. Wellmo dos Santos Alves
Avaliador externo - IF Goiano / Rio
Verde

Prof. Dr. Edio Damasio da Silva
Junior
Avaliador interno - IF Goiano / Rio
Verde

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

Documento assinado eletronicamente por:

- Wellmo dos Santos Alves, TÉCNICO EM AGROPECUARIA, em 04/05/2022 16:11:08.
- Derick Martins Borges de Moura, Derick Martins Borges de Moura - Professor Avaliador de Banca - Ueg (01112580000171), em 04/05/2022 16:10:46.
- Edio Damasio da Silva Junior, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - COMEAS-RV, em 04/05/2022 16:10:23.
- Lucas Peres Angelini, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 04/05/2022 16:08:46.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 28/04/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 383217

Código de Autenticação: 8d8e0c6f19



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

Dedico este trabalho à minha família.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tantas bênçãos e por dirigir a nossa vida da melhor forma.

À minha família, por sempre me apoiarem e acreditarem em mim, quando nem eu mesmo acreditava.

Ao Wellmo dos Santos Alves, por me conduzir neste estudo, pelo conhecimento compartilhado, paciência e disponibilidade em me auxiliar desde o início.

Aos meus colegas do grupo de pesquisa, Maria Antônia Pereira Balbino e Lucas Duarte Oliveira, por me auxiliarem no desenvolvimento da dissertação.

Ao Derick Martins Borges de Moura, por vir a somar com a elaboração do trabalho.

Aos professores do PPGEAS, em especial os professores Lucas Peres Angelini e Edio Damasio da Silva Junior, pela prestatividade em me auxiliar sempre que necessário, sanando dúvidas em relação ao PPGEAS. Ao professor João Areis Ferreira Barbosa Jr., pela busca incessante de nos aproximar durante as suas aulas, mesmo à distância. Ao professor Márcio da Silva Vilela, pelas aulas intensas e bem elaboradas.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Hevri da Silva Carneiro Pilatti, filha de Odete da Silva Carneiro e Isaías Carneiro de Jesus, nascida em 09 de agosto de 1991 na cidade de Matupá, Mato Grosso. Graduada em Ciência da Computação (2013) e em Engenharia Civil (2020), ambas pela Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. Pós-Graduada em Informática e Comunicação na Educação pela Universidade Candido Mendes em 2017. E, em 2020 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade na linha de pesquisa “Eficiência Energética e Sustentabilidade”.

RESUMO

O Rio Montividiu é a principal fonte que atende à demanda hídrica (60 L.s^{-1}) da população urbana do município de Montividiu, sendo este localizado na microrregião sudoeste do estado de Goiás e com economia baseada no agronegócio. Na bacia hidrográfica desse corpo hídrico também são observadas captações de água para a produção agropecuária. Assim, este projeto tem como objetivo analisar as relações entre aspectos físicos, ações antrópicas e conservação da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil. Para isso, foram utilizados produtos oriundos de sensoriamento remoto, o método da Matriz de Tabulação Cruzada e a *Universal Soil Loss Equation* (USLE). As variáveis morfométricas são predominantemente favoráveis a conservação da área de estudo pela baixa declividade, a condição de manutenção do corpo hídrico e aos tipos de solos. Entretanto, a extensão do canal principal e a amplitude altimétrica associados com a remoção da cobertura vegetal resultam em áreas degradadas, observadas ravinas, erosão laminar e em sulcos. As mudanças no uso e cobertura da terra entre os anos de 2013 e 2020 ocorreram, principalmente, na substituição dos diversos usos por áreas agrícolas, com redução da vegetação nativa e aumento de solo exposto, ocorrendo as maiores trocas entre as classes de pastagem e agricultáveis. A perda de solo potencial foi predominante na classificação fraca, correspondendo a 93,62% da área total de estudo. Todavia, a estimativa de perda de solo real concentrou-se nas categorias ligeira (53,24%), muito alta (16,20%) e alta (9,75%), observadas nas áreas adjacentes aos corpos hídricos e com relação aos elevados valores topográficos e a erodibilidade. Estes dados indicam a necessidade de práticas conservacionistas e servirão de base para a implementação de políticas públicas e outras ações no sentido de planejar e gerir de forma adequada esse recurso, além disso, subsidiarão outros estudos.

Palavras-chave: Análise Geoespacial. Geotecnologias. Cerrado Brasileiro. Modelos Matemáticos.

ABSTRACT

The Montividiu River is the main source that meets the water demand ($60 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) of the urban population of Montividiu city, which is in the Southwest micro-region of the Goiás State and with an economy based on agribusiness. In the hydrographic basin of this water body, water captures for agricultural production are also observed. Thus, this project aims to analyze the relationships between physical aspects, human actions, and conservation of the Montividiu River basin, Southwest Goiano, Brazil. For this, products from remote sensing, the Cross Tabulation Matrix method, and Universal Soil Loss Equation (USLE) were used. The morphometric variables are predominantly favorable to the conservation of the study area due to the low slope, the maintenance condition of the water body and the types of soils. However, the extension of the main channel and the altimetric amplitude associated with the removal of vegetation cover result in degraded areas, observed ravines, laminar erosion, and furrows. Changes in land use and cover between 2013 and 2020 occurred mainly in the replacement of various uses by agricultural areas, with a reduction in native vegetation and an increase in exposed soil, with the largest exchanges between pasture and arable classes. Potential soil loss was predominant in the weak classification, corresponding to 93.62% of the total study area. However, the estimate of real soil loss was concentrated in the light (53.24%), very high (16.20%) and high (9.75%) categories, observed in the areas adjacent to the water bodies and in relation to the high topographic values and erodibility. These data indicate the need for conservation practices and will serve as a basis for public policies implementation and other actions to properly plan and manage this resource, in addition, they will subsidize other studies.

Keywords: Geospatial Analysis. Geotechnologies. Brazilian Cerrado. Mathematical Models.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE QUADROS	13
LISTA DE FIGURAS	14
1. INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Revisão de Literatura.....	19
1.1.1 Bacia hidrográfica: conceitualização e histórico de impactos.....	19
1.1.2 Análise morfométrica	20
1.1.3 Uso e cobertura do solo	21
1.1.4 Perda de solo	22
1.1.5 Geotecnologias	23
2. OBJETIVOS.....	31
2.1 Objetivo Geral	31
2.2 Objetivos Específicos	31
3. REFERÊNCIAS	32
4. CAPÍTULO 1 – ARTIGO 1	44
INTELIGÊNCIA GEOESPACIAL APLICADA À ANÁLISE DE ASPECTOS MORFOMÉTRICOS E DO USO E COBERTURA DA TERRA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO CERRADO BRASILEIRO	44
RESUMO	45
ABSTRACT	46
4.1 Introdução.....	47
4.2 Materiais e métodos.....	50
4.2.1 Área de estudo	50
4.2.2 Variáveis morfométricas	53
4.3 Resultados e discussão	58
4.4 Conclusão	71
4.5 Referências	72
5. CAPÍTULO 2 – ARTIGO 2	84

ANÁLISE DA TRANSIÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA: SUBSÍDIO À POLÍTICAS PÚBLICAS DE USO DO SOLO NA SAVANA BRASILEIRA	84
RESUMO	85
ABSTRACT	86
5.1 Introdução.....	87
5.2 Materiais e métodos.....	91
5.2.1 Área de estudo	91
5.2.2 Dados orbitais e procedimentos metodológicos.....	94
5.3 Resultados	98
5.4 Discussão.....	103
5.5 Conclusão	109
5.6 Referências	110
6. CAPÍTULO 3 – ARTIGO 3	121
GEOTECNOLOGIAS E MODELAGEM APLICADAS NA ANÁLISE DAS RELAÇÕES ENTRE USO DA TERRA, ASPECTOS FÍSICOS NATURAIS E PERDA DE SOLOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO CERRADO BRASILEIRO	121
RESUMO	122
ABSTRACT	123
6.1 Introdução.....	124
6.2 Materiais e métodos.....	126
6.2.1 Área de estudo	126
6.2.2 Fator de erosividade (R).....	128
6.2.3 Fator de erodibilidade (K)	129
6.2.4 Fator topográfico (LS).....	130
6.2.5 Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP).....	130
6.2.6 Classificação da perda de solo potencial e real	131
6.3 Resultados	132
6.3.1 Fator de erosividade (R).....	132
6.3.2 Fator de erodibilidade (K)	136

6.3.3 Fator topográfico (LS).....	137
6.3.4 Erosão potencial	138
6.3.5 Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP).....	139
6.3.6 Erosão real.....	141
6.4 Discussão.....	143
6.5 Conclusão	147
6.6 Referências	147
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	155

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 Valores dos índices morfométricos de geometria, de relevo e da rede de drenagem da bacia do Rio Montividiu, Sudoeste de Goiás.....	59
Tabela 1.2 Classes de declividade da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	64
Tabela 1.3 Matriz de confusão da classificação da imagem de março de 2020 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	66
Tabela 1.4 Uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu (março de 2020).	67
Tabela 1.5 Classes de relevo e uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu (março de 2020).....	69
Tabela 1.6 Chave de interpretação das imagens do Landsat 8/ Sensor OLI para mapeamento e classificação do uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Savana Brasileira.....	96
Tabela 1.7 Matriz de confusão da classificação da imagem de maio de 2013 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano.	99
Tabela 1.8 Matriz de confusão da classificação da imagem de setembro de 2020 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano.	99
Tabela 1.9 Matriz de transição do uso e cobertura da terra entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	101
Tabela 1.10 Área total e variação líquida de cada categoria do uso e cobertura da terra entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	101
Tabela 1.11 Persistência, perdas e ganhos por cada categoria do uso da terra e da cobertura vegetal entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	102
Tabela 1.12 Perdas, ganhos, troca, valor absoluto da variação líquida e total de mudanças de cada categoria do uso da terra e da cobertura vegetal entre os anos 2013 e 2020, na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	102
Tabela 1.13 Localização e erosividade das estações pluviométricas.	132
Tabela 1.14 Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	136
Tabela 1.15 Estimativa de perda de solo para erosão potencial mensal da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil	138

Tabela 1.16 Erosão hídrica potencial anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	138
Tabela 1.17 Matriz de confusão da classificação da imagem da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	140
Tabela 1.18 Uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	140
Tabela 1.19 Estimativa de perda de solo para erosão real mensal da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	142
Tabela 1.20 Erosão hídrica real anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	142
Tabela 1.21 Grau de erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	142

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 Características das bandas espectrais das imagens do Landsat 8.	25
Quadro 1.2 Características da bandas espectrais das imagens do Sentinel-2.....	27
Quadro 1.3 Características das câmeras do CBERS-3 e 4	28
Quadro 1.4 Características das câmeras do CBERS-4A	28
Quadro 1.5 Equações matemáticas utilizadas na obtenção dos índices morfométricos.....	54
Quadro 1.6 Classes de declividade	55
Quadro 1.7 Classes da densidade de drenagem.....	55
Quadro 1.8 Classes da densidade hidrográfica.....	56
Quadro 1.9 Classes do índice de rugosidade.....	56
Quadro 1.10 Classes do fator de forma.....	56
Quadro 1.11 Chave de interpretação das imagens do Sentinel 2/ Sensor MSI para mapeamento e classificação do uso da terra e da cobertura vegetal na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	57
Quadro 1.12 Matriz geral de tabulação cruzada para a comparação de dois mapas em dois momentos distintos.....	97
Quadro 1.13 Classificação da erosividade proposta por Carvalho (média mensal e anual)...	129
Quadro 1.14 Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K).....	130
Quadro 1.15 Classificação da erosão potencial.....	131
Quadro 1.16 Classificação da erosão real.....	132
Quadro 1.17 Recomendações da FAO, UNEP e UNESCO (1994) referentes a classificação do grau de erosão hídrica.....	132

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	51
Figura 1.2 Média mensal de precipitação de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	52
Figura 1.3 Hidrografia da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	60
Figura 1.4 Ordem hierárquica dos canais hidrográficos (conforme Strahler (1957)) da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	60
Figura 1.5 Mapa de hipsometria da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	64
Figura 1.6 Mapa de declividade da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	65
Figura 1.7 Mapa de uso e cobertura da terra da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	67
Figura 1.8 Áreas com erosão e ravinas presentes na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	70
Figura 1.9 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	92
Figura 1.10 Média mensal de índice pluviométrico na estação Montividiu (estação nº 01751004) de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, sudoeste goiano, Brasil.....	93
Figura 1.11 Uso e cobertura da terra, respectivamente, em 2013 (maio) e em 2020 (setembro) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	103
Figura 1.12 Áreas com erosão e ravinas presentes na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	107
Figura 1.13 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	127
Figura 1.14 Média mensal de índice pluviométrico na estação Montividiu (estação nº 01751004) de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, sudoeste goiano, Brasil.....	128
Figura 1.15 Erosividade (R) dos meses de (a) janeiro, (b) fevereiro, (c) março, (d) abril, (e) maio e (f) junho da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	133
Figura 1.16 Erosividade (R) dos meses de (a) julho, (b) agosto, (c) setembro, (d) outubro, (e) novembro e (f) dezembro da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	134
Figura 1.17 Erosividade (R) dos meses chuvosos (A) e secos (B) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	135
Figura 1.18 Mapa de erosividade (R) anual da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	135

Figura 1.19 Mapa de solos (A) e de erodibilidade (K) (B) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil (UFV, 2005; Ruralminas, 2005; SIEG, 2020).....	137
Figura 1.20 Fator topográfico (LS) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.....	137
Figura 1.21 Erosão potencial dos meses chuvosos (A), erosão potencial dos meses secos (B) e erosão potencial anual (C) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	139
Figura 1.22 Uso e cobertura da terra (A) e Fator CP (B) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	141
Figura 1.23 Erosão real dos meses chuvosos (A), erosão real dos meses secos (B) e erosão real anual (C) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.	143

1. INTRODUÇÃO GERAL

A remoção da cobertura vegetal, ocupação em áreas de mananciais, o aumento da demanda hídrica *per capita* e do volume de efluentes lançados nos corpos de água são problemáticas que culminam para a escassez hídrica (MARTIRANI; PERES, 2016). A exemplo, São Paulo, a maior cidade da América do Sul assistiu ao desdobramento de uma crise hídrica entre os anos de 2014 e 2015 (EMPINOTTI; BUDDS; AVERSA, 2019). Nesse contexto, se não houver controle, estima-se que em 2050 mais da metade da população mundial enfrentará a falta crônica de água, isso porque o aumento populacional implica em maiores demandas a serem alocadas para os setores doméstico, agrícola e industrial, aumentando o estresse sobre as fontes de água doce e abrindo caminho para o esgotamento dos recursos hídricos existentes (ROSHAN; KUMAR, 2020). Somente para o uso doméstico, a demanda de água tende a aumentar em 38%, considerando a projeção com elevação de 170% na ocupação urbana até 2050 (PAIVA et al., 2020). Entretanto, o maior problema consiste na prática agrícola que concentra mais de 70% do consumo de água mundial, sobretudo na agricultura irrigada em que o Brasil aparece na sexta posição de área equipada para irrigação com 8,2 Mha (ANA, 2021).

A intensificação da irrigação no país ocorreu a partir das décadas de 1970 e 1980 devido às políticas de desenvolvimento e à expansão da agricultura para regiões de características físico-climáticas menos favoráveis (total ou sazonal). Nesse contexto, o Centro-Oeste passou a incorporar áreas irrigadas mais expressivas a partir dos anos 1990, sendo a região que apresentou maior expansão nos últimos 20 anos, especialmente o Estado de Goiás e nos anos mais recentes, também o Estado de Mato Grosso. Isso porque o Centro-Oeste é uma das regiões afetadas pela escassez de água em períodos específicos do ano, sendo necessária a aplicação suplementar de água para algumas culturas nesse período. Além disso, embora a produção possa ser realizada com menores riscos climáticos no período chuvoso, é cada vez mais frequente a ocorrência de veranicos que ocasionam prejuízos às culturas (ANA, 2020; ANA, 2021).

Com a crescente frequência das crises de água em todo o mundo, compreender a natureza dos impactos ambientais ao longo das dimensões espaciais e temporais é vital para o desenvolvimento de opções de mitigação oportunas e especialmente relevantes (TSVETKOVA; RANDHIR, 2019). A segurança hídrica é um importante serviço ecossistêmico e é uma pré-condição para o desenvolvimento social e econômico (ANA, 2010).

Assim, organizar o setor de planejamento e gestão de recursos hídricos tem sido um processo inovador adotado no Brasil, respaldado em ações de países que avançaram neste quesito e na adoção de medidas recomendadas por organismos internacionais. E, para que as políticas sejam implementadas em uma gestão compartilhada é necessário compreensão do comportamento e dos impactos provocados nas bacias e no seu fluxo de recarga. Logo, utilizar a tecnologia como estratégia metodológica para modelagem hidrológica permite a rápida extração de informação sobre a rede de drenagem (PAIVA; CHAUDHRY; REIS, 2004). Para Mattos et al., (2019), a governança e gestão dos recursos hídricos de um determinado sítio geográfico, devem contemplar de forma técnica e responsável, as variáveis ambientais que eventualmente possam afetar os mecanismos de produção, captação e distribuição de água.

A análise morfométrica é um dos vários instrumentos utilizados para subsidiar o planejamento e a gestão ambiental de bacias hidrográficas (ALVES et al., 2018), consistindo numa medição quantitativa das formas de relevo, da geometria e da rede de drenagem de uma bacia, caracterizando propriedades físicas da área, propensões erosivas e potencialidade de manutenção hídrica (ASFAW; WORKINEH, 2019). Para isso, há a necessidade de representação computacional do espaço geográfico para delinear o mundo real em concepções matemáticas e técnicas analíticas (BARBOSA; IDE; GONÇALVES, 2018).

Ampliando os parâmetros da pesquisa, a análise geoespacial, por meio da comparação cronológica de imagens de satélite com a aplicação de técnicas de processamento digital, permite também identificar as dinâmicas espaciais e temporais para mensurar alterações no uso e cobertura da terra e estimar a perda de solo. Isso porque tais transformações associadas as características dos solos, que por si só já podem apresentar potencial natural de degradação, são os principais fatores causais que impulsionam a perda de solo em bacias hidrográficas, motivadas por alterações oriundas de práticas agronômicas intensivas, pressão populacional, pobreza e a ausência de políticas cautelares sobre a posse e usufruto da terra (GUERRA; BOTELHO, 1996; CAMPOS; QUEIROZ FILHO, 2017; ANESEYEE et al., 2020).

A necessidade de estimar a perda de solo levou ao desenvolvimento de modelos de previsão de erosão que são amplamente aplicados, com destaque para a *Universal Soil Loss Equation* (USLE) devido ao grau de flexibilidade e vasta disposição de dados científicos, que viabiliza a adaptação do modelo a quase todo tipo de condição e região do mundo (ALEWELL et al., 2019). Elaborada para ser uma ferramenta de apoio à decisão gerencial de pequenas bacias hidrográficas, o modelo lida com dados pluviométricos, topográficos, pedológicos e da cobertura vegetal e manejo da terra (DEVATHA; DESHPANDE; RENUKAPRASAD, 2015).

Atualmente, as análises morfométricas, das mudanças no uso e cobertura da terra e da perda de solos no âmbito de bacias hidrográficas, podem ser realizadas de forma rápida e econômica por meio de geotecnologias, que consistem em geoprocessamento, sensoriamento remoto, Sistema de Informação Geográfica (SIG), cartografia automatizada, *Global Navigation Satellite System* (GNSS) e outros que, associados a equações matemáticas, permitem investigar o ambiente de forma rápida, integrada e representativa (ROSA, 2005; ALVES et al., 2018).

Como parte do processo, verifica-se a evolução dos sensores orbitais que se diferenciam pelos níveis de resolução espacial – parâmetro utilizado para determinar o tamanho do menor objeto que pode ser identificado em uma imagem (MENESES et al., 2012). Característica esta essencial para o desenvolvimento de estudos com diferentes aplicações, os quais podem gerar produtos oriundos da conjugação de diversos sensores (PONZONI; GALVÃO; EPIPHANIO, 2001). Imagens de multissensores favorecem a análise de séries temporais via combinação de resoluções espaciais e temporais, para monitorar as dinâmicas do uso do solo (PENHA, 2018). No entanto, essa combinação de imagens com diferentes sensores, também apresentam limitações pelas divergências em sua configuração orbital, espacial e espectral, dificultando o processo de detecção de características de escala fina em regiões complexas (MANDANICI; BITELLI, 2016).

Logo, considerando que a resolução espacial é um fator determinante nas aplicações operacionais em áreas agrícolas, verifica-se que melhorar a resolução espacial pode influenciar nas estimativas de áreas cultivadas, nos levantamentos de usos do solo e de índices de vegetação (RAMIREZ, 2009). Portanto, a padronização de sensores pode reduzir as incertezas associadas aos dados de resolução espacial, discriminando padrões importantes na dinâmica dos usos e definindo o grau de confiabilidade da caracterização (PONZONI, 2012), sem precisar fundir com produtos de outros sensores para melhorar a qualidade das imagens.

Assim, estudos em áreas de interesse permitem subsidiar a implementação de projetos hídricos que favoreçam a proteção ao meio ambiente e, ao mesmo tempo, o atendimento às demandas populacionais que se utiliza, por exemplo, da irrigação para contribuir com o aumento e a estabilidade na oferta de alimentos (ASFAW; WORKINEH, 2019; ANA, 2021). Todavia, conforme Barbosa, Ide e Gonçalves (2018), a etapa inicial de um trabalho em bacias hidrográficas deve consistir na regionalização de variáveis ambientais pelas particularidades de cada unidade de paisagem. Desse modo, abordar-se-á sobre o Cerrado, o segundo maior bioma do Brasil e o tipo de vegetação predominante no estado de Goiás, o qual contempla as nascentes de grandes bacias hidrográficas brasileiras: a do Amazonas, a do Paraná, a do São Francisco e

a do Araguaia-Tocantins. Além disso, tem sua economia baseada na agropecuária intensiva, o que reflete em sérios danos ao meio físico-biótico pela alteração de 57% das áreas de cobertura vegetal por usos diversos, encontrando-se em estágio de antropização acelerado (SILVA; ROSA, 2019; SIEG, 2020). Estudos apontam que entre os anos de 2001 e 2020, o Estado de Goiás teve uma área desmatada de 45.861,54 km², correspondendo a 15,78% da área total estadual (INPE, 2021), corroborando com a degradação do ambiente e apontando a necessidade de estudos que possam identificar as áreas mais vulneráveis para a adoção de práticas mais restritivas de conservação (CRUVINEL, 2016).

Nesse contexto, encontra-se a bacia hidrográfica do Rio Montividiu, um dos principais afluentes do Rio Verde (conhecido como Rio Verdão) e que atende à demanda hídrica da população do município de Montividiu, localizado a sudoeste do estado. Além disso, desse corpo hídrico são outorgados o direito de uso para a produção agropecuária e agroindustrial. O município de Montividiu está inserido em uma das regiões do estado que se destacam pelo domínio de áreas agrícolas (NASCIMENTO, 2017) e por possuir concentração de grandes áreas de pivôs centrais de irrigação (IMB, 2019).

O crescimento populacional foi de aproximadamente 89% de 1991 a 2010, período em que o município passou de 5.595 habitantes para 10.572 habitantes. E, teve acréscimo de 29% na demanda entre os anos de 2010 e 2020, alcançando estimados 13.672 habitantes (IBGE, 2020). Os dados populacionais implicam no aumento do consumo de água e em possíveis adaptações no sistema de abastecimento – ampliações já previstas pela ANA (2010).

Além do mais, os dados da safra 2018/2019 colocam o município de Montividiu entre os maiores produtores de soja do estado, alcançando a quarta posição com a produção de 421,1 mil toneladas, conforme a Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (SEAPA, 2021). Portanto, considerando que o estado de Goiás tem ampliado as áreas irrigadas e que a produção de soja e milho, por exemplo, tende ao aumento de produtividade, utilizar-se da irrigação tem se tornado uma estratégia frente a redução dos impactos climáticos e meteorológicos nas culturas, perfazendo um acréscimo na demanda hídrica (ANA, 2021). Assim, diante da necessidade de promover o desenvolvimento com sustentabilidade, faz-se necessário investigar a área da bacia hidrográfica do Rio Montividiu para fornecer apoio técnico-científico ao gerenciamento e gestão dessa bacia.

1.1 Revisão de Literatura

1.1.1 Bacia hidrográfica: conceitualização e histórico de impactos

Uma bacia hidrográfica é formada por uma área de contribuição proveniente da depressão nas adjacências do corpo hídrico, o que possibilita a drenagem da água da chuva para os pontos mais baixos do terreno. Todavia, as redes fluviais podem ser alimentadas tanto pela precipitação direta no curso hídrico, como por meio do escoamento superficial, fluxo subsuperficial ou fluxo subterrâneo que ocorre quando o nível do lençol freático atinge a superfície. E, é esse processo de renovação do ciclo hidrológico que atribui a dinâmica hídrica da bacia (LIMA, 2008; MENDES, 2018).

No entanto, o funcionamento desses ecossistemas tem sido modificado por ações antrópicas que ocasionam a gradativa perda de componentes que interferem na conservação local. Assim, compreender as características físicas oriundas do processo de formação e constituição desse ecossistema e investigar a transição da unidade espacial de uma bacia hidrográfica são fatores que contribuem para a gestão ambiental (SANTOS; SOUSA; LIMA, 2018).

Historicamente, a exploração de bacias hidrográficas não era uma preocupação, visto se tratar de recursos naturais renováveis e, portanto, inesgotáveis. O manejo inadequado desse recurso, principalmente após a II Guerra Mundial, trouxe consequências que acarretaram o desequilíbrio ambiental com uma série de alterações na dinâmica hídrica e na qualidade da água (BARRELLA et al., 2001).

No mundo, desde 1980, o uso da água tem aumentado a uma taxa de 1% ao ano devido ao crescimento populacional, padrões de consumo e desenvolvimento socioeconômico (PAIVA et al., 2020). O rápido crescimento populacional tem causado sobrecarga nos sistemas de abastecimento e distribuição de energia (RIBEIRO et al., 2018). As prerrogativas aplicam-se ao Brasil, pois estima-se que 84% da população do país vive em áreas urbanas. O resultado foi uma crise hídrica que afetou a região metropolitana do estado de São Paulo em 2014, com população estimada em mais de 20 milhões de habitantes, colocando em pauta deficiências na gestão dos recursos e a crescente disputa pela água. E, no início de 2020, a intensa urbanização e a falta de tratamento de esgoto em municípios do entorno da região metropolitana do Rio de Janeiro afetaram seriamente o abastecimento de água (PAIVA et al., 2020).

Crise hídrica é caracterizada pela falta de água para consumo humano, e é determinada quando os reservatórios de abastecimento público são atingidos e há necessidade de utilizar o “volume morto” ou, também denominado, primeira cota da “reserva técnica”, submetendo a população ao racionamento de água (DIAS, 2016). O acelerado ritmo de crescimento populacional também contribuiu para a crise hídrica entre os anos de 2016 e 2018 no Distrito Federal. A população aumentou 18,2% em sete anos e imputou sérios desafios no que se refere a investimentos e à expansão da infraestrutura necessária para o provimento de água e saneamento básico (BRANDÃO; LIMA; RAMOS, 2018).

O estado de Goiás passou por grave situação hídrica em 2017 e, desde então, periodicamente o governo vem decretando situação de emergência no Rio Meia Ponte, que abastece 39 municípios do estado, para garantir a segurança hídrica e evitar o racionamento no abastecimento na região metropolitana de Goiânia e Anápolis. Além disso, houve imposição às indústrias e ao setor agrícola, localizados a montante do ponto de captação da água, para reduzir em 50% o volume outorgado (FIEG, 2018; SEMADS, 2020).

Em Rio Verde, município que faz limite com o de Montividiu, também há crise hídrica nos períodos de estiagem. Conforme o Instituto Mauro Borges (IMB, 2016), a população local apresenta crescimento elevado em relação ao restante do país, com taxa de 3,13% a.a., enquanto Goiás cresce 1,83% a.a. e o Brasil 1,3% a.a. Considerando o crescimento populacional acelerado, a tendência é agravamento do quadro hídrico pelo aumento da demanda e política pública ineficiente na implementação de ações para garantir o abastecimento público de água adequado.

Frente às perturbações ocasionadas no sistema hidrológico, as últimas décadas foram marcadas pela crescente atenção com a manutenção e conservação desses recursos. E, para a concepção de ações, o desenvolvimento tecnológico, associado a modelos matemáticos, tem contribuído com a identificação das causas que interferem na hidromorfodinâmica das bacias (HABERSACK et al., 2016).

1.1.2 Análise morfométrica

A análise morfométrica é um método matemático quantitativo que dispõe sobre as formas de relevo e implicações sobre a conservação do solo e da água, tratando de: (i) características físicas da área; (ii) padrões de fluxo; (iii) estimativas de infiltração e escoamento superficial; e (iv) transporte de sedimentos e processos erosivos (ASFAW; WORKINEH,

2019). Tais aspectos potencializam ou não casos de inundações, enchentes, manutenção da rede de drenagem, potencial hidrelétrico de uma região e a susceptibilidade à erosão em área de contribuição (WEGNER et al., 2020).

A obtenção dos dados morfométricos ocorrem em duas etapas: a primeira consiste no levantamento das variáveis secundárias: área, perímetro, número dos cursos hídricos, comprimento axial, ponto mais alto, ponto mais baixo, altitude média, comprimento do curso hídrico principal, comprimento total dos canais e equivalente vetorial médio em linha reta (ALVES et al., 2019).

E, na segunda, são propostos como parâmetros um conjunto de modelos matemáticos para analisar a morfometria de uma bacia hidrográfica, são eles: amplitude altimétrica máxima (STRAHLER, 1952), coeficiente de compacidade (VILLELA; MATTOS, 1975), coeficiente de manutenção (SCHUMM, 1956), declividade do canal principal (VILLELA; MATTOS, 1975), densidade de drenagem (HORTON, 1945), densidade hidrográfica (HORTON, 1945), extensão do percurso superficial (HORTON, 1945), fator de forma (VILLELA; MATTOS, 1975), índice de circularidade (MULLER, 1953), índice de rugosidade (MELTON, 1957), índice de sinuosidade do rio principal (SCHUMM, 1963) e razão do relevo da bacia (SCHUMM, 1956).

Os fatores morfométricos avaliados são determinantes para a proposição e implementação de práticas de conservação, contribuindo com o planejamento e gestão ambiental, sendo aplicados nos estudos de Alves et al., (2018); Sahoo e Jain (2018); Santos, Sousa e Lima (2018); Alves et al., (2019); Asfaw e Workineh (2019); Charizopoulos et al., (2019); Alam, Ahmed e Sammonds (2020); Pinto et al., (2020); Wegner et al., (2020) e outros.

1.1.3 Uso e cobertura do solo

Compreender os impactos das atividades antropogênicas sobre o uso da terra em várias escalas de espaço-tempo contribui para o desenvolvimento de indicadores para subsidiar o planejamento sobre a bacia hidrográfica (ZHANG; LI; JIANG, 2020). Assim, o uso da Matriz de Tabulação Cruzada, proposto por Pontius Junior, Shusas e Mceachern (2004), trata-se de um método para analisar as mudanças no uso e cobertura da terra em um dado período. Com o mapeamento e análise das mudanças, identificam-se possíveis agressões ao solo que resultam em erosões e assoreamentos (DEGIFE et al., 2019).

As transições podem ter relação com causas socioeconômicas e ocorrer de forma aleatória ou sistemática. A aleatória são mudanças esporádicas e bruscas, e a sistemática evolui de forma estável e constante, proveniente da expansão populacional e econômica (TEFERI et al., 2013). Nesse contexto, encontra-se o Cerrado e as grandes transformações na paisagem devido, principalmente, ao aumento das áreas ocupadas pela agricultura e pastagem (GONÇALVEZ; GOMES; NABOUT, 2020). Ocorre que o Código Florestal Brasileiro tem negligenciado a proteção desse bioma e as políticas públicas de desenvolvimento econômico têm impulsionado o avanço da fronteira agrícola, desde 1970, sem considerar a degradação da vegetação nativa da região (MAGALHÃES et al., 2020). Os resultados da variação das condições climáticas, da ocorrência de incêndios florestais e do manejo incorreto das áreas do Cerrado resumem-se em redução de fluxo nos cursos hídricos, exacerbação da erosão do solo, aumento da concentração de sedimentos, severidade das inundações, variação temporal da produção de sedimentos e regime de escoamento e diminuição do nível de água subterrânea (SANTOS et al., 2021).

Assim, o estudo da transição dos diferentes usos da terra por meio da Matriz de Tabulação Cruzada e os impactos da degradação ambiental fornece informações valiosas sobre a gestão dos recursos hídricos e estratégias de planejamento (ADHAMI et al., 2019), sendo a proposta adotada nos estudos de Suarez e Soares Filho (2013), Teferi et al., (2013), Campos e Queiroz Filho (2017), Alves, Martins e Scopel (2018), Degife et al., (2019), Belay e Mengistu (2019), Neves et al., (2019), Alves et al., (2020) e outros.

1.1.4 Perda de solo

Os aspectos físicos naturais, que incluem características pluviométricas, pedológicas e fisiográficas, podem induzir os ecossistemas a um equilíbrio dinâmico estável baseado na troca de energia e matéria, como também a áreas ecologicamente frágeis que apresentam maior susceptibilidade à erosão e sedimentação do solo. A interação das características naturais associadas ao uso depravado da terra pode intensificar efeitos negativos (ANJINHO et al., 2021; WANG et al., 2021).

As mudanças no uso e cobertura da terra, provenientes de práticas antrópicas desfavoráveis, resultam na perda significativa de solo em bacias hidrográficas, sendo a principal causa para sedimentação, erosão, degradação de terras férteis, poluição dos recursos hídricos,

assoreamento e desastres ecológicos (BARBOSA et al., 2015; BATISTA et al., 2017a; ANESEYEE et al., 2020; CAO et al., 2020).

A necessidade de modelos para estimar a perda de solo foi originalmente reconhecida nos Estados Unidos em 1933 com a implantação do Serviço de Conservação do Solo. Nesse sentido, foram desenvolvidos projetos com prerrogativa de verificar o escoamento superficial que envolviam parcelas de perdas de solo. O desenvolvimento de equações para calcular essa perda de solo iniciou por volta de 1940 e foram sendo otimizadas (KINNELL, 2017). Até que na década de 1950, formulada por pesquisadores em conjunto com o governo dos Estados Unidos, foi apresentada a USLE, um modelo capaz de estimar e gerir a problemática de perda de solo hídrica ocasionada por processos erosivos. O amplo uso da USLE tem validado o modelo desde então, e apresenta maior precisão com análises que consideram uma longa série histórica (WISCHMEIER; SMITH, 1978; ALEWELL et al., 2019). O modelo matemático consiste no produto dos fatores de erosividade (R), erodibilidade (K), comprimento e declividade da encosta (LS), uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Os fatores C e P são influenciados pelas ações antrópicas oriundas das práticas de uso da terra (LIMA; FERREIRA; FERREIRA, 2018).

A perda de solo pode ser classificada como potencial ou real (WISCHMEIER; SMITH, 1978). A primeira integra os aspectos físicos naturais que são os fatores R (relacionado à precipitação pluviométrica), K (susceptibilidade do solo a processos erosivos) e LS (o fator topográfico influenciado pelo relevo que engloba o comprimento de rampa – L, e a declividade – S); e, a segunda classificação engloba os fatores C e P provenientes de práticas antrópicas de manejo do solo (RODRIGUES et al., 2017; LIMA; FERREIRA; FERREIRA, 2018).

A aplicação da USLE associada às geotecnologias têm favorecido pesquisas representativas em grandes áreas, contribuindo com o desenvolvimento de diretrizes para o gerenciamento de bacias hidrográficas (CORRÊA; MORAES; PINTO, 2015), informações que constam nos estudos de Barbosa et al., (2015); Corrêa, Moraes e Pinto (2015); Waltrick et al., (2015); Batista et al., (2017a); Rodrigues et al., (2017); Lima, Ferreira e Ferreira (2018); Kusi et al., (2020) e outros.

1.1.5 Geotecnologias

As geotecnologias têm sido amplamente utilizadas no monitoramento ambiental e controle de processos em todo o território brasileiro. Consistem em um conjunto de técnicas e

métodos científicos, formada por frentes como geoprocessamento, sensoriamento remoto, cartografia digital, sistemas de navegação por satélite, SIG, GNSS e outros, aplicados à análise, à exploração, ao estudo e à conservação dos recursos naturais, considerando diferentes escalas e a informação espacial. Utilizam-se de *hardwares* associados a *softwares* que armazenam, manipulam e processam imagens e dados geográficos para o estudo da paisagem, variáveis ambientais, propensão a desastres naturais e monitoramento das atividades humanas (FERNANDES; MOREIRA; NERY, 2014; TÔSTO et al., 2014; ALVES, 2019; SANTOS et al., 2021b).

1.1.5.1 Sensoriamento remoto

O sensoriamento remoto consiste em ferramentas capazes de minimizar a necessidade de levantamento de campo, isso baseado nos avanços recentes, como imagens de alta resolução espacial e políticas de acesso gratuito aos dados que permitem a disponibilização de informações, e o desenvolvimento de estudos que visam a análise das transformações em diferentes escalas espaciais e séries temporais (SHAHTAHMASSEBI et al., 2021).

Uma missão de sensoriamento remoto de recursos naturais desenvolvido no século XX foi o *Land Remote Sensing Satellite*, o qual tem os dados recebidos no Brasil desde 1973 (NOVO, 2010). Mas, somente em 2008, o *United States Geological Survey* (USGS) tornou os dados acessíveis gratuitamente pela internet, gerando aumento substancial de *downloads* das imagens do Programa *Landsat* e favoreceu a rápida expansão das aplicações científicas e operacionais e estimulou, em todo o mundo, a adaptação de políticas sobre o acesso livre a dados de observação da Terra (ZHU et al., 2019).

O Programa *Landsat* é constituído por 8 satélites desenvolvidos e lançados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). Cada lançamento deu-se em intervalos médios de 3 a 4 anos e foram projetados para uma vida útil de 2 anos, no entanto, mantiveram-se em operação durante muito mais tempo, como o *Landsat 5* que ficou ativo de 1984 a 2011, e o *Landsat 7* que foi lançado em 1999 e interrompeu recepção no Brasil em 31 de maio de 2003. Atualmente, encontram-se em órbita o *Landsat 8* que está em operação desde 2013, fornecendo informações sobre as transformações do solo (INPE, 2020).

No *Landsat 1* e *2* foram usados dois sistemas sensores, estes com a mesma resolução espacial, mas com diferentes concepções de imageamento. Isso porque o sistema *Return Beam Vidicon* (RBV) trabalhava com imageamento instantâneo de toda a cena e o sistema

Multispectral Scanner (MSS), com imageamento do terreno por varredura de linhas (*line-scanner*). O *Landsat 3* teve o sistema RBV modificado, provendo dados com melhor resolução espacial em uma única faixa do espectro e uma faixa espectral adicionada ao sistema MSS, para operar na região do infravermelho termal (SPRING, 2006). A partir do satélite *Landsat 4* foram introduzidos os sensores *Thematic Mapper* (TM), com 30 metros de resolução espacial (SHIRATSUCHI et al., 2014). Estes operavam em 7 faixas espectrais com aperfeiçoamentos dos componentes ópticos e nos componentes eletrônicos, em relação ao MSS (INPE, 2020). E, o sensor *Operational Land Imager* (OLI), a bordo do satélite *Landsat 8* apresenta resolução radiométrica de 16 bits, resultando em imagens com 4096 níveis de cinza, um aumento significativo diante de seu antecessor, *Landsat-7*, com resolução de 8 bits (256 níveis de cinza) (SHIRATSUCHI et al., 2014). Ainda, a configuração da órbita dos três primeiros satélites foi estabelecida de tal modo que, ao final de um dia, 14 faixas eram imageadas com largura de 185 km. E, a cada 18 dias, o processo reiniciava com imageamento da mesma região, atribuindo uma resolução temporal ao sistema de 18 dias. No *Landsat 4*, 5, 7 e 8 o período de revisitas ocorria/ocorre a cada 16 dias (INPE, 2020), conforme o Quadro 1.1.

Quadro 1.1 Características das bandas espectrais das imagens do *Landsat 8*.

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)
OLI (Sensor Operacional Terra Imagem)	(B1) Aerossol	0,43 a 0,45	30
	(B2) Azul	0,45 a 0,51	
	(B3) Verde	0,53 a 0,59	
	(B4) Vermelho	0,64 a 0,67	
	(B5) Infravermelho próximo	0,85 a 0,88	
	(B6) SWIR (natural com remoção atmosférica)	1,57 a 1,65	
	(B7) SWIR	2,11 a 2,29	
	(B8) Pancromática	0,50 a 0,68	15
	(B9) Cirro	1,36 a 1,38	30
TIRS (Sensor Infravermelho Termal)	(B10) Infravermelho termal	10,60 a 11,19	100
	(B11) Infravermelho termal	11,50 a 12,51	100

Fonte: USGS (2020).

As séries temporais do *Landsat* avançam a ciência e as aplicações do sensoriamento remoto de várias maneiras, como por exemplo, (i) as classificações do uso e cobertura da terra,

permitindo identificar transformações por meio da análise de séries temporais (WULDER et al., 2018); (ii) melhorar a precisão do tipo e do momento da mudança da paisagem (ZHU, 2017); (iii) agregação de séries temporais longas e prontamente disponíveis para análise (DWYER et al., 2018); e, (iv) a capacidade de integração dos dados geoespaciais (SAGAR et al., 2017).

Conforme Zhu et al., (2019), os dados do *Landsat* e do Sentinel-2, devido ao alinhamento contínuo dos programas de acesso livre com base no desenvolvimento conjunto e atividades científicas integradas, são cada vez mais assimilados para atender às necessidades científicas e apoiar aplicações emergentes. E representam os dois principais programas de imagens da terra com média resolução espacial (CLAVERIE et al., 2018). Ambos os sistemas cobrem as porções ópticas, infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR) do espectro eletromagnético e têm se mostrado bastante precisos com relação à calibração geométrica e radiométrica (HELDER et al., 2018).

A Agência Espacial Europeia (*European Space Agency* – ESA) lançou, em 2015, o primeiro satélite da missão Sentinel-2, o Sentinel-2A (S-2A). E, no ano de 2017, ocorreu o lançamento do Sentinel-2B (S-2B). Ambos os satélites fazem parte de um programa de monitoramento ambiental de acesso livre a imagens da superfície terrestre e possuem acoplado o sensor *Multi-Spectral Instrument* (MSI) que, conforme a faixa espectral, apresenta a resolução espacial variável de 10m a 60m com período de revisita de 5 dias (CLAVERIE et al., 2018). As principais bandas possuem resolução entre 10m e 20m, e somente 3 bandas apresentam resolução de 60m, sendo essas voltadas a correção atmosférica da imagem (ZHANG et al., 2018), conforme Quadro 1.2.

Assim, apesar do Sentinel-2 e do *Landsat* 8 terem características semelhantes, possuem resolução espectral e espacial diferentes, o que não impede a harmonização entre os dados (ZHANG et al., 2018).

Ocorre também que o monitoramento dos recursos terrestres favorece as parcerias internacionais. E, neste cenário, a cooperação entre a China e o Brasil resultou numa série de satélites de alta resolução, o *China-Brazil Earth Resources Satellite* (CBERS), o que teve o seu primeiro satélite (CBERS-01) lançado em 1999 com a política de dados abertos (ZHANG, et al., 2020).

Como parte de sua segunda geração foi lançado o CBERS-4 em dezembro de 2014, e a bordo da plataforma estão uma Câmera Multiespectral (MUX), uma Câmera de Campo Largo (WFI) e uma Câmera Pancromática e Multiespectral (PAN), com Imageador Multiespectral e Termal (IRS) que cobre 120 km de largura de faixa (MARTINS et al., 2018). As mesmas

especificações das bandas espectrais também são encontradas no CBERS-3, como demonstrado no Quadro 1.3, sendo a câmera PAN a que possui melhor resolução espacial, com 5 metros na banda pancromática e 10 metros nas multiespectrais (INPE, 2020).

Quadro 1.2 Características da bandas espectrais das imagens do Sentinel-2

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral (µm)	Resolução Espacial (m)
MSI (Instrumento Multiespectral)	(B1) Aerossol	0,443	60
	(B2) Azul	0,458-0,523	10
	(B3) Verde	0,543-0,578	10
	(B4) Vermelho	0,650-0,680	10
	(B5) Infravermelho limítrofe-1	0,698-0,713	20
	(B6) Infravermelho limítrofe-2	0,733-0,748	20
	(B7) Infravermelho limítrofe-3	0,765-0,785	20
	(B8) Infravermelho próximo	0,785-0,900	10
	(B8A) Infravermelho limítrofe-4	0,855- 0,875	20
	(B9) Vapor d'água	0,940	60
	(B10) Cirro	1,375	60
	(B11) SWIR 1 (natural com remoção atmosférica)	1,565-1,655	20
(B12) SWIR 2	2,100-2,280	20	

Fonte: ESA (2020).

O CBERS-4A foi lançado em dezembro de 2019 e duplica o número de imagens disponíveis, uma vez que o CBERS-4 ainda se encontra em operação. A Câmera Multiespectral (MUX), a Câmera imageadora de Campo Largo (WFI) e a Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM) compõe o satélite CBERS-4A e chega a fornecer imagens com resolução panorâmica de até 2 m, conforme o Quadro 1.4.

Observa-se que as câmeras IRS e PAN do CBERS-3 e 4 foram substituídas pela câmera WPM. Outra diferença consiste na altitude de operação, ou seja, enquanto o CBERS-4 está a 778 km de altitude, o CBERS-4A opera em altitude de 630 km, corroborando com as melhores resoluções espaciais, possibilitando a expansão do monitoramento dos recursos naturais (INPE, 2020).

Quadro 1.3 Características das câmeras do CBERS-3 e 4

Características	MUX (µm)	PAN (µm)	IRS (µm)	WFI (µm)
Bandas Espectrais	0,45-0,52 (B)	0,51-0,85 (Pan)	0,50-0,90 (Pan)	0,45-0,52 (B)
	0,52-0,59 (G)	0,52-0,59 (G)	1,55-1,75 (SWIR)	0,52-0,59 (G)
	0,63-0,69 (R)	0,63-0,69 (R)	2,08-2,35 (SWIR)	0,63-0,69 (R)
	0,77-0,89 (NIR)	0,77-0,89 (NIR)	10,40-12,50 (TH)	0,77-0,89 (NIR)
Resolução (m)	20	5 / 10	40 / 80 (TIR)	64
Largura da Faixa Imageada (km)	120	60	120	866
Revisita (dias)	26	5	26	5

Fonte: INPE (2020).

Quadro 1.4 Características das câmeras do CBERS-4A

Características	WPM (µm)	MUX (µm)	WFI (µm)
Bandas Espectrais	0,45-0,52µm (B)	0,45-0,52µm (B)	0,45-0,52µm (B)
	0,52-0,59µm (G)	0,52-0,59µm (G)	0,52-0,59µm (G)
	0,63-0,69µm (R)	0,63-0,69µm (R)	0,63-0,69µm (R)
	0,77-0,89µm (NIR)	0,77-0,89µm (NIR)	0,77-0,89µm (NIR)
	0,45-0,90 µm (PAN)		
Resolução (m)	2 / 8	16,5	55
Largura da Faixa Imageada (km)	92	95	684
Revisita (dias)	31	31	5

Fonte: INPE (2020).

1.1.5.2 Sistema de Informação Geográfica

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) surgiu para acumular, analisar, manipular, combinar, processar e exibir dados espaciais e usar esses dados para a tomada de decisões em várias áreas do monitoramento ambiental e gestão de terras (SARGAZI et al., 2021). O SIG trabalha com imensas bases de dados e permite a elaboração de mapas e a geração de

informações que representam um cenário real (TÔSTO et al., 2014). A exemplo, o estudo de Zysk et al., (2020) em que utiliza o SIG como meio para identificar áreas degradadas.

Assim, as diversas aplicações dos *softwares* SIG mostram-se eficientes e versáteis. O *software* ArcGIS possibilita a (i) classificação supervisionada de imagens, atingindo grau adequado de acurácia com a redução de ruídos (RODRIGUES; RODRIGUES; TAGLIARINI, 2014); (ii) a obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE) (SHARMA et al., 2020); (iii) a análise de zonas climáticas (OLIVEIRA; LOPES; NIZA, 2020); (iv) a identificação de padrões de distribuição espacial e temporal (YAN et al., 2020) e outras.

O Quantum GIS (QGIS), *software* de acesso livre, também é utilizado para o processamento de imagens e possibilita (i) o cálculo de índices ambientais (SEBBAH et al., 2021); (ii) a estimativa de evapotranspiração a partir da temperatura de superfície (ELLSABER et al., 2020); (iii) o apoio ao desenvolvimento de estradas rurais (PRIYANKA; PADMAKAR; BARHMAIAH, 2020); (iv) a delimitação, manejo e gestão de bacias hidrográficas (SCHMITT; MOREIRA, 2015; NICOLETE et al., 2015; COSTA; SOUZA; SILVA, 2016;), dentre outros.

1.1.5.3 Geoprocessamento e análise geoespacial de bacias hidrográficas

Os sistemas computacionais envolvendo o armazenamento, análise e visualização de dados geográficos, têm se mostrado ferramentas fundamentais para o planejamento e obtenção de informações espaciais. A combinação de dados espaciais e não espaciais e modelos matemáticos propicia a simulação de realidades que auxiliem a tomada de decisão (SANTOS et al., 2016).

Assim, com o avanço do sensoriamento remoto e do geoprocessamento e a disponibilidade das imagens de alta resolução espacial, ocorre a promoção de estratégias de gestão por meio da extração rápida de dados via mapeamento da área de interesse, reduzindo os trabalhos em campo (BATISTA et al., 2017b). A viabilidade do uso de ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) geradas pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA, 2000) e disponibilizadas pelo *United States Geological Survey* (USGS, 2020) propicia o rápido levantamento de variáveis secundárias da geometria, relevo e rede de drenagem, sendo estas inseridas em equações específicas para análise da morfometria de bacias hidrográficas (HORTON, 1945; STRAHLER, 1952; MULLER, 1953; SCHUMM, 1956; MELTON, 1957; SCHUMM, 1963; VILLELA; MATTOS, 1975; e outros). Por meio das características físicas é

possível determinar potencialidades e limitações quanto ao uso do solo, auxiliando no planejamento das atividades a serem desenvolvidas (ALVES et al., 2019). Assim, identifica-se a análise morfométrica nos estudos de Alves et al., (2016); Alves et al., (2017); Batista et al., (2017b); Alves et al., (2018); Pinto et al., (2018); Sahoo e Jain (2018); Santos et al., (2018); Alves et al., (2019); Asfaw e Workineh (2019); Charizopoulos et al., (2019); Domazetović et al., (2019); Alam, Ahmed e Sammonds (2020); Wegner et al. (2020) e outros.

A aquisição oportuna das características espaciais e quantitativas do uso e cobertura da terra e da dinâmica da paisagem são fornecidas pelos sensores remotos que disponibilizam séries temporais para avaliação das áreas ecologicamente vulneráveis. As transformações, geralmente, estão relacionadas as atividades humanas oriundas da expansão urbana, desmatamento e outros usos sem precedentes do solo (HUANG et al., 2019). A evolução de tais ações podem ser sintetizadas por meio de mapas, permitindo a identificação de padrões de ocupação da paisagem e sendo uma orientação para o planejamento que detém a capacidade de suporte ou a estabilidade/ vulnerabilidade da área (LEITE; ROSA, 2012).

A classificação de imagens consiste em atribuir classes de extensão do terreno em pixels, sendo composta pelas etapas de busca e organização dos dados digitais, pré-processamento, classificação e avaliação da precisão (VIJAYALAKSHMIA; KUMAR; ARUN, 2020). Dentre os diversos métodos de classificação de imagens utilizados durante o processamento, destacam-se a classificação supervisionada e a não supervisionada. A não supervisionada é realizada via algoritmo em sua totalidade, enquanto a supervisionada ocorre a partir de uma amostra fornecida por um analista, seguido do reconhecimento da imagem espectral do padrão (NOVO, 2010; MENESES et al., 2012). Ou seja, a classificação supervisionada consiste na segmentação de classes de interesse. A partir das bandas espectrais distintas são feitas seleções manuais de amostras que possuam as mesmas características (para cada classe), para então realizar a classificação pixel a pixel da imagem (BARROS; PAMBOUKIAN, 2017).

Conforme Rodrigues (2015), o processamento digital de imagens por meio da classificação supervisionada é utilizado em boa parte dos mapeamentos digitais regionais devido aos bons resultados. No entanto, está susceptível a erros, assim como a classificação não supervisionada. Isso porque elementos diferentes, mas com índices de refletância semelhantes, podem ser classificados de maneira errônea pelo algoritmo, confundindo a classificação (BARROS; PAMBOUKIAN, 2017).

Além disso, para melhor representar os resultados das mudanças na cobertura da terra, pesquisadores complementam a análise geoespacial com a Matriz de Transição, também denominada Matriz de Tabulação Cruzada, para quantificar as áreas em relação as perdas ou ganhos em dois momentos distintos, definindo percentagens de classes (SUAREZ; SOARES FILHO, 2013; TEFERI et al., 2013; CAMPOS; QUEIROZ FILHO, 2017; DEGIFE et al., 2019; BELAY; MENGISTU, 2019; NEVES et al., 2019; ALVES et al., 2020; e outros).

Ainda, a fim de ampliar a identificação dos efeitos e considerando que a perda de solo é oriunda, principalmente das ações antrópicas (MENGUE et al., 2020), as geotecnologias podem ser associadas a modelos matemáticos, como a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), que é utilizada para previsão da perda potencial e real de solo para cada pixel na bacia hidrográfica (KUSI et al., 2020). Como vários processos ocorrem simultaneamente em uma área de contribuição, é preciso a adoção de modelos numéricos para projetar estratégias de controle sobre os usos (MAINA et al., 2020) – metodologia essa adotada por Beskow et al., (2009); Barbosa et al., (2015); Lima, Ferreira e Ferreira (2018); Abdulkareem et al., (2019); Alves (2019); Aneseyee et al., (2020); Kusi et al., (2020).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar, por meio da inteligência geoespacial, as relações entre aspectos físicos, ações antrópicas e conservação da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

2.2 Objetivos Específicos

- Compreender as relações entre aspectos morfométricos, uso e cobertura da terra e a conservação da bacia hidrográfica;
- Analisar as mudanças no uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2020 para melhor compreender as ações antrópicas na bacia hidrográfica;
- Mapear, estimar as perdas de solo e entender a influência das ações antrópicas na intensificação da erosão hídrica na bacia hidrográfica no ano de 2020.

3. REFERÊNCIAS

ABDULKAREEM, J. H.; PRADHAN, B.; SULAIMAN, W. N. A.; JAMIL, N. R. Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed. **Geoscience Frontiers**, vol. 10, ed. 2, p. 389-403, mar. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.10.010>>. Acesso em: 28 out. 2020.

ADHAMI, M.; SADEGHI, S. H.; DUTTMANN, R.; SHEIKHMOHAMMADY, M. Changes in watershed hydrological behavior due to land use comanagement scenarios. **Journal of Hydrology**, vol. 577, out. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124001>>. Acesso em: 13 maio 2020.

Agência Nacional de Águas – ANA. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água 1 – panorama nacional**. 2010. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/>>. Acesso em: 10 mar. 2020.

_____. **Relatório Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2020**. Brasília: ANA, 2020. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/>>. Acesso em: 25 mar. 2021.

_____. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. 2. ed. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <<https://portall.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/a874e62f27544c6a986da1702a911c6b>>. Acesso em: 25 mar. 2021.

ALAM, A.; AHMED, B.; SAMMONDS, P. Flash flood susceptibility assessment using the parameters of drainage basin morphometry in SE Bangladesh. **Quaternary International**, 13 p., 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2020.04.047>>. Acesso em: 22 out. 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, set. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>>. Acesso em: 16 fev. 2021.

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Revista Geociências**, 35, n. 4, 2016. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9978>>. Acesso em: 20 out. 2020.

ALVES, W. S.; MORAIS, W. A.; SALEH, B. B.; SANTOS, L. N. S. Análise de aspectos físicos da bacia do Córrego Bonsucesso, localizada em Jataí (GO), Brasil, apoiado em geotecnologias. **Revista Geográfica Acadêmica**, 11, n. 1, 2017. Disponível em: <<https://revista.ufr.br/rga/article/view/4108>>. Acesso em: 20 out. 2020.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. **Caminhos de Geografia**, v. 19, n. 65, p. 125-145, mar. 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.14393/RCG196510>>. Acesso em: 13 out. 2020.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I.; PEREIRA, M. A. B. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão da Laje, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, vol. 22, 22 p., 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5902/2236499431129>>. Acesso em: 13 maio 2020.

- ALVES, W. dos S. Geotecnologias aplicadas em estudos hidrogeográficos na bacia do Rio Verdinho – Sudoeste de Goiás – Brasil. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Jataí, 2019. Disponível em: <<https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/10259>>. Acesso em: 25 mar. 2021.
- ALVES, W. S.; MORAIS, W. A.; MARTINS, A. P.; AQUINO, D. S.; PEREIRA, M. A. B.; SALEH, B. B. Análise do uso da terra, da cobertura vegetal e da morfometria da bacia do Ribeirão Douradinho, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n. 3, p. 1093-1113, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p1093-1113>>. Acesso em: 13 out. 2020.
- ALVES, W. dos S.; MARTINS, A. P.; SCOPEL, I. análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra na bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, de 1987 a 2017. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 74, p. 01-20, abr. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.14393/RCG217442492>>. Acesso em: 27 out. 2020.
- ANESEYEE, A. B.; ELIAS, E.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, vol. 728, 16 p., 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>>. Acesso em: 13 maio 2020.
- ANJINHO, P. S. et al. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, jan. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>>. Acesso em: 16 fev. 2021.
- ASFAW, D.; WORKINEH, G. Quantitative analysis of morphometry on Ribb and Gumara watersheds: Implications for soil and water conservation. **International Soil and Water Conservation Research**, vol. 7, ed. 2, p. 150-157, jun. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.003>>. Acesso em: 22 set. 2020.
- BARBOSA, A. F.; OLIVEIRA, E. F.; MIOTO, C. L.; PARANHOS FILHO, A. C. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, Vol. 38 – 1, p. 170-179, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11137/2015_1_170_179>. Acesso em: 23 ago. 2020.
- BARBOSA, E. H. B.; IDE, C. N.; GONÇALVES, F. V. Análise Estatística de Comparação Entre os Modelos de Erosividade da Chuva (Fator R). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, vol. 41-2, p. 133-140, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.11137/2018_2_133_140>. Acesso em: 15 jun. 2020.
- BARRELLA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 2. ed., Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- BARROS, Erika de O.; PAMBOUKIAN, Sérgio V. D. Análise do desastre em Mariana através da classificação supervisionada de imagens de sensoriamento remoto. **Revista Mackenzie de Engenharia e Computação**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 8-26, 2017. Disponível em: <https://www.mackenzie.br/fileadmin/ARQUIVOS/Public/1-mackenzie/universidade/laboratorios/labgeo/2018/Ajustes/RMEC_-_AN%C3%81LISE_DO_DESASTRE_EM_MARIANA.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2021.

- BATISTA, P. V. G. et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. **Catena**, v. 157, n. 1, p. 139-150, 2017a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>>. Acesso em: 22 set. 2020.
- BATISTA, D. F.; CABRAL, J. B. P.; ROCHA, Thiago; BARBOSA, G. R. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio – GO. **Geoambiente On-line**, n. 29, jul-dez. 2017b. Disponível em: <<https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.50882>>. Acesso em: 27 out. 2020.
- BELAY, T.; MENGISTU, D. A. Land use and land cover dynamics and drivers in the Muga watershed, Upper Blue Nile basin, Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, vol. 15, 10 p., ago. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100249>>. Acesso em: 22 ago. 2020.
- BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49-59, out. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>>. Acesso em: 27 out. 2020.
- BRANDÃO, A.; LIMA, J. E. F. W.; RAMOS, A. E. Dinâmica da população e do uso e ocupação da terra no Distrito Federal. In: LIMA, J. E. F. W. et al. (Org.). **Gestão da crise hídrica 2016-2018: experiências do Distrito Federal**, cap. 1, p. 11-22, 2018. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/images/banners/alta.pdf>>. Acesso em: 28 out. 2020.
- CAMPOS, P. B. R.; QUEIROZ FILHO, A. P. Matriz de transição na detecção das mudanças do uso e ocupação do solo: estudo de caso do Centro Educacional Unificado da Paz – Zona Norte de São Paulo. **O Espaço Geográfico em Análise**, v. 42, p. 225-238, dez. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5380/raega.v42i0.47694>>. Acesso em: 14 jul. 2020.
- CAO, Z.; ZHANG, Z.; ZHANG, K.; WEI, X.; XIAO, S.; YANG, Z. Identifying and estimating soil erosion and sedimentation in small karst watersheds using a composite fingerprint technique. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, vol. 294, 11 p., jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106881>>. Acesso em: 28 set. 2020.
- CHARIZOPOULOS, N.; MOURTZIOS, P.; PSILOVIKOS, T.; PSILOVIKOS, A.; KARAMOUTSOU, L. Morphometric analysis of the drainage network of Samos Island (northern Aegean Sea): Insights into tectonic control and flood hazards. **Comptes Rendus Geoscience**, vol. 351, ed. 5, p. 375-383, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.crte.2019.03.001>>. Acesso em: 22 out. 2020.
- CLAVERIE, M. et al. The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. **Remote Sensing of Environment**, v. 219, p. 145-161, dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.002>>. Acesso em: 21 fev. 2021.
- CORRÊA, E. A.; MORAES, I. C.; PINTO, S. A. F. Estimativa da erodibilidade e tolerância de perdas de solo na região do Centro Leste Paulista. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 34, n. 4, p.848-860, 2015. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9035>>. Acesso em: 03 out. 2020.
- COSTA, F. R.; SOUZA, R. F.; SILVA, S. M. P. análise comparativa de metodologias aplicadas à delimitação da bacia hidrográfica do Rio Doce – RN. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 28 (3), p. 429-442, set/dez/2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1982-451320160308>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

- CRUVINEL, K. A. da S. Avaliação da variabilidade de qualidade ambiental de bacias de mananciais de abastecimento público com a aplicação de um índice para o estado de Goiás. 118 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/6153>>. Acesso em: 12 abr. 2021.
- DEGIFE, A.; WORKU, H.; GIZAW, S.; LEGESSE, A. Land use land cover dynamics, its drivers and environmental implications in Lake Hawassa Watershed of Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, vol. 14, p. 178-190, abr. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.03.005>>. Acesso em: 22 out. 2020.
- DEVATHA, C. P.; DESHPANDE, V.; RENUKAPRASAD, M. S. Estimation of Soil loss Using USLE Model for Kulhan Watershed, Chattisgarh- A Case Study. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1429-1436, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.185>>. Acesso em: 16 fev. 2021.
- DIAS, Natália. O sistema Cantareira e a crise da água em São Paulo [livro eletrônico] : falta de transparência, um problema que persiste. São Paulo: Artigo 19 Brasil, 2016. Disponível em: <<https://artigo19.org/wp-content/blogs.dir/24/files/2016/06/Sistema-Cantareira-e-a-Crise-da-%C3%81gua-em-S%C3%A3o-Paulo-2.pdf>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- DOMAZETOVIĆ, F.; ŠILJEG, A.; LONČAR, N.; MARIĆ, I. Development of automated multicriteria GIS analysis of gully erosion susceptibility. **Applied Geography**, 112, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102083>>. Acesso em: 22 out. 2020.
- DWYER, J. L. et al. Analysis Ready Data: Enabling Analysis of the Landsat Archive. **Remote Sens.**, v. 10, n. 9, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/rs10091363>>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- ELLSABER, F. et al. Introducing QWaterModel, a QGIS plugin for predicting evapotranspiration from land surface temperatures. **Environmental Modelling & Software**, v. 130, ago. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104739>>. Acesso em: 21 fev. 2021.
- EMPINOTTI, V. L.; BUDDS, J.; AVERSA, M. Governance and water security: The role of the water institutional framework in the 2013–15 water crisis in São Paulo, Brazil. **Geoforum**, vol. 98, p. 46-54, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.09.022>>. Acesso em: 26 out. 2020.
- European Space Agency – ESA. Copernicus (European Commission's Earth Observation Program) Open Acesso Hub. 2020. Disponível em: <<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>>. Acesso em: 07 ago. 2020.
- Federação das Indústrias no Estado de Goiás – FIEG. **Preservação e conservação da água e do solo**: estudo estratégico com propostas para enfrentar o desafio da escassez hídrica. Goiânia, maio 2020. Disponível em: <https://www.sistemafieg.org.br/repositoriosites/repositorio/portalfieg//associar/2018/Livreto_preservacao_agua_web.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.
- FERNANDES, F. H. S.; MOREIRA, A. A.; NERY, C. V. M. Dinâmica do uso e ocupação do solo da área desapropriada do lago artificial do bico da pedra no norte do estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, p. 187-206, jun. 2014. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/24749>>. Acesso em: 28 mar. 2021.

GONÇALVEZ, T. V.; GOMES, M. A. A.; NABOUT, J. C. The historical geography, bioclimatic, and informetric conditions of protected areas in the Brazilian Cerrado. **Journal for Nature Conservation**, v. 58, dez. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125905>>. Acesso em: 16 fev. 2021.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e propriedades dos solos relevantes para os estudos pedológicos e análise dos processos erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, 1996. Disponível em: <<https://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/anigeo/article/view/1741>>. Acesso em: 29 mar. 2020.

HABERSACK, H. et al. Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. **Science of The Total Environment**, vol. 543, parte A, p. 828-845, fev. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.123>>. Acesso em: 22 set. 2020.

HANSEN, M. C. et al. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 3. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/3/034008>>. Acesso em: 20 fev. 2021.

HELDER, D. et al. Observations and Recommendations for the Calibration of Landsat 8 OLI and Sentinel 2 MSI for Improved Data Interoperability. **Remote Sens.**, v. 10, n. 9, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/rs10091340>>. Acesso em: 22 fev. 2021.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945. Disponível em: <[https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2)>. Acesso em: 27 out. 2020.

HUANG, C.; HUANG, X.; PENG, C.; ZHOU, Z.; TENG, M.; WANG, P. Land use/cover change in the Three Gorges Reservoir area, China: Reconciling the land use conflicts between development and protection. **Catena**, vol. 175. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.002>>. Acesso em: 23 set. 2020.

Instituto Mauro Borges – IMB. **Painéis Municipais**: Rio Verde 009. 2016. Disponível em: <<https://www.imb.go.gov.br/files/docs/publicacoes/paineis-municipais/rio-verde-201612.pdf>>. Acesso em: 16 fev. 2021.

_____. **Mapeamento de pivôs centrais do Estado de Goiás e Distrito Federal em 2017**. Informe Técnico, Ano IX, n. 05, dez. 2019. Disponível em: <https://www.imb.go.gov.br/files/docs_sieg/informe_sieg/2019-IT-01.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2021.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. **Landsat**. Divisão de Geração de Imagens: Coordenação-Geral de Observação da Terra. 2020. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 09 ago. 2020.

_____. **Projeto PRODES de monitoramento do Cerrado brasileiro por satélite**. 2021. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments>>. Acesso em: 28 mar. 2021.

- JACOBI, P. R.; CIBIM, J.; LEÃO, R. de S. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos Avançados** 29, p. 29-42, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142015000200003>>. Acesso em: 03 abr. 2020.
- KINNELL, P. A comparison of the abilities of the USLE-M, RUSLE2 and WEPP to model event erosion from bare fallow areas. *Science of The Total Environment*, v. 596-597, p. 32-42, out. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.046>>. Acesso em: 28 mar. 2021.
- KUSI, K. K.; KHATTABI, A.; MHAMMDI, N.; LAHSSINI, D. Prospective evaluation of the impact of land use change on ecosystem services in the Ourika watershed, Morocco. **Land Use Policy**, vol. 97, 19 p., 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104796>>. Acesso em: 03 set. 2020.
- LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Formiga, Tocantins. **Observatorium**, Uberlândia, v. 4, n. 12, p. 90-106, 2012. Disponível em: <<http://www.observatorium.ig.ufu.br/pdfs/4edicao/n12/05.pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2020.
- LIMA, W. de P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Departamento de Ciências Florestais, Piracicaba – São Paulo. Disponível em: <<http://www.faesb.edu.br/biblioteca/wp-content/uploads/2017/09/hidrologia1.pdf>>. Acesso em: 09 abr. 2021.
- LIMA, G. S. A.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Modelagem da perda superficial de solo para cenários de agricultura e pastagem na região metropolitana de Goiânia. **Revista Brasileira de Cartografia**, vol. 70, n. 4, p. 1510-1536, 2018. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/46513>>. Acesso em: 30 ago. 2020.
- MAGALHÃES, I. B. et al. Brazilian Cerrado and Soy moratorium: Effects on biome preservation and consequences on grain production. **Land Use Policy**, v. 99, dez. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105030>>. Acesso em: 16 fev. 2020.
- MAINA, F. Z.; SIIRILA-WOODBURN, E. R.; INICIANTE, M.; XU, Z.; STEEFEL, C. Determining the impact of a severe dry to wet transition on watershed hydrodynamics in California, USA with an integrated hydrologic model. **Journal of Hydrology**, vol. 580, jan. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124358>>. Acesso em: 03 set. 2020.
- MANDANICI, E.; BITELLI, G. Preliminary comparison of Sentinel-2 and Landsat-8 imagery for a combined use. **Remote Sensing**, v. 8, n. 12, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/rs8121014>>. Acesso em: 15 abr. 2021.
- MARTINS, V. S. et al. Continental-scale surface reflectance product from CBERS-4 MUX data: Assessment of atmospheric correction method using coincident Landsat observations. **Remote Sensing of Environment**, v. 218, p. 55-68, dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.017>>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- MARTIRANI, L. A.; PERES, I. K. Crise hídrica em São Paulo: cobertura jornalística, percepção pública e o direito à informação. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. XIX, n. 1, p. 1-20, jan.-mar. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc150111r1v1912016>>. Acesso em: 03 abr. 2020.

MATTOS, J. B. et al. Natural factors or environmental neglect? Understanding the dilemma of a water crisis in a scenario of water plenty. **Land Use Policy**, vol. 82, p. 509-517, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.027>>. Acesso em: 26 out. 2020.

MELTON, M. A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology**. 11 ed. New York: Columbia University, Department of Geology, 102 p., 1957. Disponível em: <<https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/148373.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2020.

MENDES, A. T. Delimitação da bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio pela ferramenta de delimitação automática TauDEM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 11, n. 03, p. 973-986, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.3.p973-987>>. Acesso em: 26 out. 2020.

MENESES, P. R. et al. **Introdução ao processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Universidade de Brasília, Brasília, 276 p., 2012. Disponível em: <<http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8>>. Acesso em: 24 jul. 2020.

MENGUE, V. P.; FREITAS, M. W. D.; SILVA, T. S.; FONTANA, D. C.; SCOTTÁ, F. C. LAND-USE and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. **Applied Geography**, vol. 125, dez. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102342>>. Acesso em: 29 maio 2020.

MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee**. 3 ed. New York: Columbia University, Department of Geology, n.3, 51 p., 1953. Disponível em: <<https://doi.org/10.1086/626413>>. Acesso em: 22 ago. 2020.

NASCIMENTO, Diego T. F. Caracterização ambiental do Estado de Goiás e Distrito Federal como insumo à gestão dos recursos hídricos. **Revista Sapiência: Sociedade, Saberes e Práticas Educacionais**, v.6, n.2, p. 34-50, jan./jul., 2017. Disponível em: <<https://www.revista.ueg.br/index.php/sapiencia/article/view/7309>>. Acesso em: 26 mar. 2021.

National Aeronautics and Space Administration – NASA. **Shuttle Radar Topography Mission**. 2000. Disponível em: <<https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/mission.htm>>. Acesso: 05 out. 2020.

NEVES, L. V.; DEUS, L. A. B.; OSCAR JÚNIOR, A. C. S.; FERNANDES, M. C. Mudanças de Uso e Cobertura da Terra e Áreas Suscetíveis à Inundação – Estudo de Caso do Município de Duque de Caxias/RJ. **Revista do Departamento de Geografia**, vol. 37, p. 30-43, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/rdg.v37i0.149051>>. Acesso: 23 ago. 2020.

NICOLETE, D. A. P. et al. Delimitação automática de uma bacia hidrográfica utilizando MDE TOPODATA: aplicações para estudos ambientais na região da Cuesta de Botucatu – SP. In: Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25- 29 abr. 2015, INPE. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0791.pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

OLIVEIRA, A.; LOPES, A.; NIZA, S. Local climate zones classification method from Copernicus land monitoring service datasets: An ArcGIS-based toolbox. **MethodsX**, v. 7,

2020, Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.101150>>. Acesso em: 20 fev. 2021.

PAIVA, J. B. D. de; CHAUDHRY, F. H.; REIS, L. F. R. **Monitoramento de bacias hidrográficas e processamento de dados**. São Carlos: RiMa, 2004.

PAIVA, A. C. E.; NASCIMENTO, N.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; CARRIELLO, F.; REZENDE, F. S. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Science of The Total Environment**, vol. 720, jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137509>>. Acesso em: 14 out. 2020.

PENHA, T. V. Detecção de áreas queimadas na Amazônia utilizando imagens de média resolução espacial, técnicas de GEOBIA e mineração de dados. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018. Disponível em: <http://www.esensing.org/papers/tese_130.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2021.

PINTO, V. R.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A.; NEVES, S. M. A. S. SILVA, C. J. Morfometria da Bacia Hidrográfica do Rio Sararé, Sudoeste de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.11, n. 5, p. 1721-1731, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1721-1731>>. Acesso em: 22 out. 2020.

PRIYANKA, M. L. L.; PADMAKAR, M.; BARHMAIAH, B. Establishing the need for rural road development using QGIS and its estimation. **Materials Today: Proceedings**, set. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.07.658>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

PONTIUS JUNIOR, R. G.; SHUSAS, E.; MCEACHERN, M. Detecting importante categorical land changes while accounting for persistence. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 101, ed. 2-3, p. 251-268, fev. 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>>. Acesso em: 21 out. 2020.

PONZONI, F. J.; GALVÃO, L. S.; EPIPHANIO, J. C. N. Influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas não florestadas em ambiente amazônico. In: Anais X SBSR, Foz do Iguaçu, 21-26 abr. 2001, INPE, p. 1713-1720, Sessão Técnica Oral. Disponível em: <<http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/lise/2001/09.24.10.30/doc/1713.1720.043.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2021.

PONZONI, F. J. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. ed. atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

RAMIREZ, G. M. Uso de imagens de alta e média resolução espacial no estudo de áreas cafeeiras. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, SP: 2009. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/256981>>. Acesso em: 15 abr. 2021.

RIBEIRO, J. M. P. et al. The adoption of strategies for sustainable cities: A comparative study between Seattle and Florianopolis legislation for energy and water efficiency in buildings. **Journal of Cleaner Production**, vol. 197, parte 1, p. 366-378, out. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.176>>. Acesso em: 28 out. 2020.

RODRIGUES, M. T.; RODRIGUES, B. T.; TAGLIARINI, F. de S. N. Comparação do desempenho de sistemas de informação geográfica (IDRISI Selva e ArcGIS®) por meio de processamento digital de imagem. **Revista Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2,

p. 265-280, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.17271/198008271022014877>>. Acesso em: 17 ago. 2020.

RODRIGUES, M. T. Comportamento de sistemas de informações geográficas por meio de classificação supervisionada em diferentes bacias hidrográficas. 2015. 101 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/135950>>. Acesso em: 22 fev. 2021.

RODRIGUES, J. A. M.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; RODRIGUES, M. C. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do Rio Cervo – MG. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 531 – 542, 2017. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/12477>>. Acesso em: 03 out. 2020.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, Uberlândia, v. 16, p. 81-90, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.7154/RDG.2005.0016.0009>>. Acesso em: 17 set. 2020.

ROSHAN, A.; KUMAR, M. Water end-use estimation can support the urban water crisis management: A critical review. **Journal of Environmental Management**, vol. 268, ago. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110663>>. Acesso em: 26 out. 2020.

SAGAR, S. et al. Extracting the intertidal extent and topography of the Australian coastline from a 28 year time series of Landsat observations. **Remote Sensing of Environment**, v. 195, p. 153-169, jun. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.04.009>>. Acesso em: 20 fev. 2021.

SAHOO, R.; JAIN, V. Sensitivity of drainage morphometry based hydrological response (GIUH) of a river basin to the spatial resolution of DEM data. **Computers & Geosciences**, vol. 111, p. 78-86, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.10.001>>. Acesso em: 25 out. 2020.

SANTOS, A. R. et al. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, vol. 183, parte 3, p. 1050-1063, dez. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.073>>. Acesso em: 14 jul. 2020.

SANTOS, L. A.; SOUSA, T. M.; LIMA, I. M. M. F. Hydrogeomorphological Characterization of the Riacho Riachão do Natal River Basin, Piauí, Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 11, n. 01, p. 357-370, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p357-370>>. Acesso em: 25 out. 2020.

SANTOS, G. L. et al. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, v. 482, fev. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118875>>. Acesso em: 16 fev. 2021.

SANTOS, P. P. et al. Geotechnologies applied to analysis of the rural environmental cadastre. **Land Use Policy**, v. 101, fev. 2021b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105127>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

SARGAZI, S. et al. The application of geographical information system (GIS) approach for assessment of groundwater quality of Zahedan city, Sistan and Baluchestan Province, Iran.

Groundwater for Sustainable Development, v. 12, fev. 2021. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100509>>. Acesso em: 18 fev. 2021.

SCHMITT, A.; MOREIRA, C. R. Manejo e gestão de bacia hidrográfica utilizando o software gratuito Quantum-GIS. **Revista Cultivando o Saber**, edição especial, p. 125-137, 2015.

Disponível em:

<https://www.fag.edu.br/upload/revista/cultivando_o_saber/566ec59f31e47.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2021.

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v. 67, n. 5, p. 597- 646, 1956.

Disponível em: <[https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2)>.

Acesso em: 05 ago. 2020.

SCHUMM, S. A. A tentative classification of alluvial river channels. U.S. **Geological Survey Circular**, n. 477, Washington, 1963. Disponível em:

<<https://pubs.usgs.gov/circ/1963/0477/report.pdf>>. Acesso em: 05 ago. 2020.

SEBBAH, B. et al. QGIS-Landsat Indices plugin (Q-LIP): Tool for environmental indices computing using Landsat data. **Environmental Modelling & Software**, v. 137, mar. 2021.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104972>>. Acesso em: 20 fev. 2021.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMADS.

Governo de Goiás publica decreto com medidas de combate à crise hídrica em 2020. 2020.

Disponível em: <<https://www.meioambiente.go.gov.br/noticias/>>. Acesso em: 26 out. 2020.

Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – SEAPA. Com recorde de produção previsto para safra 2020/2021, Caiado abre colheita da soja no Estado. 2021.

Disponível em: <<https://www.agricultura.go.gov.br/>>. Acesso em: 12 abr. 2021.

SHAHTAHMASSEBI, A. R. et al. Remote sensing of urban green spaces: A review. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 57, jan. 2021. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126946>>. Acesso em: 22 fev. 2021.

SHARMA, P. K. et al. Analysis of terrain of site Mamatkheda Ratlam through wind modeling tool ArcGIS and WAsP. **Materials Today: Proceedings**, out. 2020. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.09.638>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

SHIRATSUCHI, L. S. et al. **Sensoriamento Remoto**: conceitos básicos e aplicações na agricultura de precisão – resultados de um novo olhar. EMBRAPA, 2014. Disponível em:

<<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1001965/1/4218.pdf>>. Acesso em: 27 out. 2020.

SILVA, A. S.; ROSA, R. Mapa de capacidade e potencial do uso da terra do município de Catalão (GO). **Caderno de Geografia**, vol. 29, n. 59, 2019. Disponível em:

<<https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2019v29n59p954>>. Acesso em: 07 ago. 2020.

Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás – SIEG. **Macro ZAEE - Zoneamento Agroecológico e Econômico**. 2020. Disponível em:

<<http://www2.sieg.go.gov.br/post/ver/171226>>. Acesso em: 26 out. 2020.

Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas – SPRING. **Manuais – Tutorial de geoprocessamento**. INPE, 2006. Disponível em:

<<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/>>. Acesso em: 27 out. 2020.

STRAHLER, A.N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, New York, v. 63, p.1117-1142, 1952. Disponível em: <[https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2)>. Acesso em: 05 ago. 2020.

SUAREZ, A. F.; SOARES FILHO, B. S. Estudo da mudança de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Formiga – MG. **Revista Brasileira de Cartografia**, vol. 65, n. 3, p. 417-429, maio-jun. 2013. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44795>>. Acesso em: 22 ago. 2020.

TEFERI, E.; BEWKET, W.; UHLENBROOK, S.; WENNINGER, J. Understanding recent land use and land cover dynamics in the source region of the Upper Blue Nile, Ethiopia: Spatially explicit statistical modeling of systematic transitions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, vol. 165, p. 98-117, jan. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.11.007>>. Acesso em: 24 ago. 2020.

TSVETKOVA, O.; RANDHIR, T. O. Spatial and temporal uncertainty in climatic impacts on watershed systems. **Science of the Total Environment**, 687, p. 618-633. Disponível em: <[10.1016/j.scitotenv.2019.06.141](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.141)>. Acesso em: 24 out. 2020.

TÔSTO, S. G.; RODRIGUES, C. A. G.; BOLFE, É. L.; BATISTELLA, M. **Geotecnologias e Geoinformação: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa, 2014, 248 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/987589/geotecnologias-e-geoinformacao-o-produtor-pergunta-a-embrapa-responde>>. Acesso em: 17 ago. 2020.

United States Geological Survey – USGS. 2020. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 22 jul. 2020.

VIJAYALAKSHMIA, S.; KUMAR, M.; ARUN, M. A study of various classification techniques used for very high-resolution remote sensing [VHRRS] images. **Materials Today: Proceedings**, out. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.08.703>>. Acesso em: 22 fev. 2020.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. M.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativa da erosividade de chuvas no estado do Paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, vol. 39, n. 1, Viçosa, jan-fev. 2015. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/rbcs/v39n1/0100-0683-rbcs-39-1-0256.pdf>>. Acesso em: 21 set. 2020.

WANG, D. et al. Characterisation of soil erosion and overland flow on vegetation-growing slopes in fragile ecological regions: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 285, maio 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112165>>. Acesso em: 16 fev. 2021.

WEGNER, N.; MERCANTE, E.; MENDES, I. S.; GANASCINI, D.; CORREA, M. M.; MAGGI, M. F.; VILAS BOAS, M. A.; WRUBLACK, S. C.; SIQUEIRA, J. A. C. Hydro energy potential considering environmental variables and water availability in Paraná Hydrographic Basin 3. **Journal of Hydrology**, vol. 580, 12 p., jan. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124183>>. Acesso em: 21 set. 2020.

- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. **Department of Agriculture, Agriculture Handbook**, n. 537, 67 p., 1978. Disponível em: <<https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>>. Acesso em: 23 ago. 2020.
- WULDER, M. A. et al. Land cover 2.0. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 12, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1452075>>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- YAN, H. et al. Prediction of the spatial distribution of *Alternanthera philoxeroides* in China based on ArcGIS and MaxEnt. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, mar. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00856>>. Acesso em: 19 fev. 2021.
- ZHANG, H. K. et al. Characterization of Sentinel-2A and Landsat-8 top of atmosphere, surface, and nadir BRDF adjusted reflectance and NDVI differences. **Remote Sensing of Environment**, v. 215, p. 482-494, set. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.031>>. Acesso em: 22 fev 2021.
- ZHANG, X. et al. The development and application of satellite remote sensing for atmospheric compositions in China. **Atmospheric Research**, v. 245, nov. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105056>>. Acesso em: 23 fev. 2021.
- ZHANG, J.; LI, S.; JIANG, C. Effects of land use on water quality in a River Basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. **Ecological Indicators**, vol. 113, 11 p., jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>>. Acesso em: 21 set. 2020.
- ZHU, Z. Change detection using landsat time series: A review of frequencies, preprocessing, algorithms, and applications. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 130, p. 370-384, ago. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.06.013>>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- ZHU, Z. et al. Benefits of the free and open Landsat data policy. **Remote Sensing of Environment**, v. 224, p. 382-385, abr. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>>. Acesso em: 22 fev. 2021.
- ZYSK, E. et al. The concept of a geographic information system for the identification of degraded urban areas as a part of the land administration system - A Polish case study. **Cities**, v. 96, jan. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102423>>. Acesso em: 23 fev. 2021.

4. CAPÍTULO 1 – ARTIGO 1

INTELIGÊNCIA GEOESPACIAL APLICADA À ANÁLISE DE ASPECTOS MORFOMÉTRICOS E DO USO E COBERTURA DA TERRA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO CERRADO BRASILEIRO

(Artigo publicado na Revista Brasileira de Geografia Física, ISSN: 1984-2295, v. 15, n. 1, p. 572-582, 2022, link: <<https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.1.p558-582>>)

RESUMO

A análise morfométrica fornece informações sobre a resposta hidrológica das bacias hidrográficas quanto aos aspectos de manutenção do corpo d'água, susceptibilidade à erosão e inundação que podem subsidiar o planejamento e implementação de medidas de uso e conservação. Assim, objetivou-se compreender as relações entre aspectos morfométricos, ações antrópicas (uso e cobertura da terra) e a conservação da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, localizada no sudoeste do estado de Goiás, Brasil. Essa unidade hidrográfica é a principal fonte de água para o abastecimento público da população urbana do município de Montividiu, além de ser fonte hídrica de diversos projetos de irrigação para a produção agropecuária. O estudo foi realizado por meio do modelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), equações matemáticas específicas, imagem Sentinel-2 e Sistema de Informação Geográfica (SIG). Observou-se: a partir dos resultados geométricos ($K_c = 2,18$, $K_f = 0,13$ e $I_c = 0,21$), um arranjo estrutural alongado que favorece a conservação da bacia hidrográfica, pela reduzida propensão a enchentes; predominância de relevos suave ondulado (49,05%) e plano (37,66%), seguidos de ondulado (12,96%) e forte ondulado (0,33%); baixa densidade de drenagem com reduzido número de canais fluviais e solo altamente permeável ($C_m = 2.012 \text{ m}^2.\text{m}^{-1}$, $D_d = 0,49 \text{ km.km}^{-2}$ e $E_{ps} = 1,006 \text{ km}$); e alta amplitude altimétrica (360 m). A partir da análise conjunta das características morfométricas e do uso e cobertura da terra, no qual há predominância de áreas agrícolas, seguidas da categoria de vegetação nativa e outras, ressalta-se que as ações antrópicas devem ser alinhadas com modernas práticas de manejo e conservação do solo.

Palavras-chave: Ações antrópicas. Geotecnologias. Recursos hídricos. Variáveis morfométricas.

ABSTRACT

The morphometric analysis provides information on the hydrological response of the hydrographic basins regarding the aspects of maintenance, susceptibility to erosion and flooding that can support the planning and implementation of use and conservation measures. Thus, the objective was to understand the relationships between morphometric aspects, anthropic actions (land use and cover) and the conservation of the hydrographic basin of the Montividiu River, located in the southwest of Goiás state, Brazil. This hydrographic unit is the main source of water for public supply to the urban population of Montividiu city, in addition to being a water source for several irrigation projects for agricultural production. The study was carried out using the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) model, specific mathematical equations, Sentinel-2 image and Geographic Information System (GIS). It was observed: from the geometric results ($K_c = 2.18$, $K_f = 0.13$ and $I_c = 0.21$), an elongated structural arrangement that favors the conservation of the hydrographic basin, due to the reduced propensity to flooding; predominance of smooth wavy (49.05%) and flat (37.66%) reliefs, followed by wavy (12.96%) and strong wavy (0.33%); low drainage density with reduced number of river channels and highly permeable soil ($C_m = 2,012 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-1}$, $D_d = 0,49 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ and $E_{ps} = 1,006 \text{ km}$); and high altimetric amplitude (360 m). From the joint analysis of the morphometric characteristics and land use and coverage, in which there is a predominance of agricultural areas, followed by the category of native vegetation and others, it is emphasized that anthropic actions must be aligned with modern management and conservation practices from soil.

Keywords: Anthropic actions. Geotechnologies. Water resources. Morphometric variables.

4.1 Introdução

Um dos principais desafios enfrentados pela sociedade atualmente é a proteção aos ecossistemas devido à degradação oriunda do aumento contínuo das pressões humanas e das demandas por recursos ambientais, assim como a ineficiência de políticas que dispõem sobre o uso e cobertura da terra, intensificando mudanças que, às vezes, são irreversíveis em bacias hidrográficas (Desta e Fetene, 2020). Isso porque o solo e os recursos hídricos são elementos básicos e críticos para países em que a maioria da sociedade e da economia nacional geral dependem do sistema de produção agrícola. Assim, as atividades de conservação do solo e da água em áreas de interesse exigem planejamento ambiental com a compreensão de suas características físicas (Asfaw e Workineh, 2019). A ausência de conhecimento das características da unidade de planejamento pode afetar a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (Santos et al., 2018a). Portanto, estudar uma bacia hidrográfica é fundamental para que se proceda, da melhor maneira, a sua utilização e manejo (Hirata e Burkert, 2020), assegurando a disponibilidade de água, a utilização racional e a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado (Brasil, 1997; Braga et al., 2020; Braga et al., 2021; Caldas et al., 2021; Martins et al., 2021), baseado num modelo de gestão de águas participativo e descentralizado, instituído na Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997; Aires et al., 2021).

A morfometria retrata os aspectos do relevo e a dinâmica ambiental existentes em uma bacia hidrográfica por meio de indicadores relacionados com a estrutura, seja pela forma, declividade ou outros aspectos da rede de drenagem, permitindo verificar se são atributos favoráveis ou não a sua conservação (Santos et al., 2018a; Charizopoulos et al., 2019), facilitando a compreensão dos parâmetros físicos da bacia no regime hidrológico (Alves et al., 2020). Dentre tais aspectos, exemplifica-se que a área da bacia implica no volume de água produzida como deflúvio, o fator de forma e o relevo atuam sobre a taxa ou sobre o regime dessa produção de água, assim como nos índices de sedimentação, e o padrão de drenagem afeta a taxa de formação do deflúvio (Back, Carlos e Pavei, 2021; Silva e Farias, 2021). Ainda, a estreita relação entre o ciclo hidrológico e a morfometria auxilia na previsão de inundações e enchentes (Silva e Silva, 2021). E, a correlação entre a morfometria e o uso e cobertura da terra nas adjacências de uma bacia hidrográfica permite estabelecer o grau das intervenções antrópicas na unidade, avaliando a suscetibilidade natural frente às ações externas à bacia (Vale et al., 2021).

Conforme Bertolini, Deodoro e Boettcher (2019), a análise de parâmetros quantitativos (como rede de drenagem, geomorfologia, litologia e outros fatores físicos), são ponto de partida para o desenvolvimento de estudos ambientais em bacias hidrográficas. Os primeiros parâmetros morfométricos (para o estudo de uma bacia hidrográfica) foram propostos por Horton (1945) e Strahler (1952) e as abordagens sistêmicas continuam sendo aprimoradas (Santos et al., 2019; Rossete et al., 2021). Esse tipo de análise fornece não somente uma descrição elegante da paisagem hidrográfica, como também pode ser utilizada como eficaz ferramenta de comparação de forma e desempenho hidrológico, entre bacias que podem estar separadas temporal e espacialmente (Radwan et al., 2020; Crispim et al., 2021; Martins et al., 2021).

No entanto, um dos maiores entraves na adoção e proposição metodológica das bacias hidrográficas, enquanto unidades espaciais para o planejamento ambiental integrado, reside nas suas múltiplas dimensões e expressões espaciais (Souza et al., 2021). Ocorre que o método *in situ* exige muito capital e mão de obra e consome muito tempo. Para isso, pesquisadores como Mito et al., (2014), Franco e Santo (2015), Leal e Tonello (2016), Moura et al., (2018), Fiorese e Torres (2019), Alves et al., (2020) e Hirata e Burkert (2020) realizaram análises morfométricas por meio da implementação do geoprocessamento e confirmaram que informações detalhadas e atualizadas da bacia de drenagem podem ser geradas de forma sistemática, simplificando o processo. O aprimoramento das ferramentas de geoprocessamento tem contribuído para melhores resultados e representatividade, uma vez que favorecem a delimitação da área de contribuição e agilizam a obtenção de dados (Asfaw e Workineh, 2019; Fiorese, 2021), tornando-se um diferencial no auxílio a gestão de recursos hídricos e estudos agroambientais (Borges et al., 2020).

O geoprocessamento utiliza-se de bases de dados georreferenciadas via técnicas computacionais para gerar informação e propiciar análises e sínteses que servirão de apoio a tomada de decisões voltadas aos recursos ambientais (Silva, 2009a; Cavalcante, Grigio e Diodato, 2021). Conforme Silva e Rosa (2019), a inserção do geoprocessamento na análise ambiental é necessária e positiva para o mapeamento, pois viabiliza o uso de aparatos compatíveis e de baixo custo. A evolução das técnicas e métodos de avaliação ambiental ganha espaço nos estudos científicos de todas as áreas, tendo como principal objetivo alcançar resultados mais precisos e coerentes com a realidade ambiental (Batista et al., 2017). A obtenção de resultados rápidos e a redução de custos promovidos pelo geoprocessamento, impulsionaram os órgãos governamentais a implementarem em seus procedimentos esse

mecanismo, implicando num progresso frente ao planejamento territorial e o processo decisório inerente (Sofia, 2020).

Para compreender o comportamento do ambiente são utilizadas estratégias como a modelagem dos sistemas naturais, considerando variáveis que englobam potencialidades e fragilidades da área (Barbosa et al., 2018). Afinal, estratégias para aumentar a resiliência das bacias hidrográficas frente as incertezas requerem informações dinâmicas, espaciais e temporais, adaptáveis a escalas local e regional (Tsvetkova e Randhir, 2019), que forneçam informações básicas sobre aspectos hidrogeológicos, áreas propensas à erosão e características da bacia hidrográfica em termos de potencial de água subterrânea e superficial (Asfaw e Workineh, 2019). Além disso, a análise quantitativa das propriedades morfométricas, por meio de produtos de sensoriamento remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG) e da aplicação de medidas matemáticas, tem sido amplamente realizada para fins múltiplos, como para avaliar o potencial de risco de inundação (Alam et al., 2020), constituindo importante papel para a compreensão do relevo e dinâmica terrestre, aspectos geológicos e geomorfológicos, podendo também prevenir impactos (Castro e Carvalho, 2009). As características do ambiente, como ordem da drenagem, declividade, hipsometria e outros fatores físicos permitem ainda correlacionar elementos naturais e ações antrópicas (Batista et al., 2017).

Os SIG's são ferramentas computacionais utilizadas para o geoprocessamento que servem como banco de dados geográficos e armazenamento de informações geoespaciais (como imagens de satélite e modelos digitais do terreno) usadas para a produção de documentos cartográficos (Câmara e Queiroz, 2001). A utilização de informações de relevo em ambiente SIG permite compreender as características físicas das bacias hidrográficas (Lopes, Ramos e Leal, 2018; Alves e Barros, 2021). E, portanto, são amplamente utilizados em pesquisas da área ambiental para contribuir com o planejamento e adequabilidade das ações econômicas exercidas no espaço geográfico (Schnorr, Scoti e Petsch, 2021).

Dada a importância da análise, os estudos de Alves et al., (2016), Alves et al., (2017), Batista et al., (2017), Alves et al., (2018), Pinto et al., (2018), Sahoo e Jain (2018), Santos et al., (2018a), Santos et al., (2018b), Alves et al., (2019), Asfaw e Workineh (2019), Charizopoulos et al., (2019), Domazetović et al., (2019), Alam et al., (2020), Wegner et al., (2020) e outros utilizaram aspectos morfométricos como variáveis úteis na caracterização hidrológica de bacia hidrográfica, seja para estimar aspectos de disponibilidade hídrica, susceptibilidade à erosão, enchente ou inundação.

Neste contexto, diante da necessidade de planejamento ambiental que incorpore a compreensão dos recursos hídricos, o estudo objetiva analisar, por meio de produtos de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento, aspectos morfométricos, ações antrópicas (uso e cobertura da terra) e a conservação da bacia hidrográfica do Rio Montividiu (BHRM), sudoeste goiano, Brasil. Essa área de estudo foi escolhida por ser fonte de água para abastecimento da população urbana do município de Montividiu e, além de atender demanda hídrica do agronegócio, principalmente de projetos de irrigação para alta produção de grãos (predominantemente soja e milho), criação de bovinos, aves e suínos. Os resultados poderão subsidiar a gestão ambiental desse recurso e embasar diversos estudos acadêmicos.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Montividiu está localizada no sudoeste do estado de Goiás, Brasil (Figura 1.1). Seu principal curso hídrico nasce no local com as coordenadas geográficas 51°39'50,84"W/ 17°17'34,50"S e deságua no Rio Verde ou Verdão, no local com as coordenadas 50°59'38,56"W/ 17°19'25,88"S. Foi observada uma outorga de direito de uso d'água do Rio Montividiu para atender a demanda da população urbana do município de Montividiu, estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020) em 13.672 habitantes, sendo captado o volume de 60 L.s⁻¹ (de 26/12/2015 a 16/10/2027), referente ao processo nº 18922015 da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD, 2018).

O clima dessa região é classificado por Köppen-Geiger como Aw ou tropical seco-úmido, com estações bem definidas, sendo o inverno com duração de maio a setembro e caracterizado por forte deficiência hídrica, e a estação chuvosa (verão) de outubro a abril, período em que ocorre mais de 90% da precipitação anual (Cardoso, Marcuzzo e Barros, 2014; Silva et al., 2019a; Silva et al., 2019b; Cassino et al., 2020). Observado pelo período de 34 anos, de janeiro de 1986 a dezembro de 2019 da estação meteorológica de Montividiu (código 1751004), a média dos totais mensais é de 120,54 mm e o índice pluviométrico médio anual é de 1.446,44 mm, sendo os dados apresentados na Figura 1.2 (ANA, 2020).

A variação climática é caracterizada pela sazonalidade do Cerrado que nos períodos chuvosos ocorre a intensificação dos índices pluviométricos com elevação da temperatura e no

período de estiagem apresenta baixa umidade relativa e frentes frias, com dias de veranicos em ambas as estações (Malheiros, 2016).

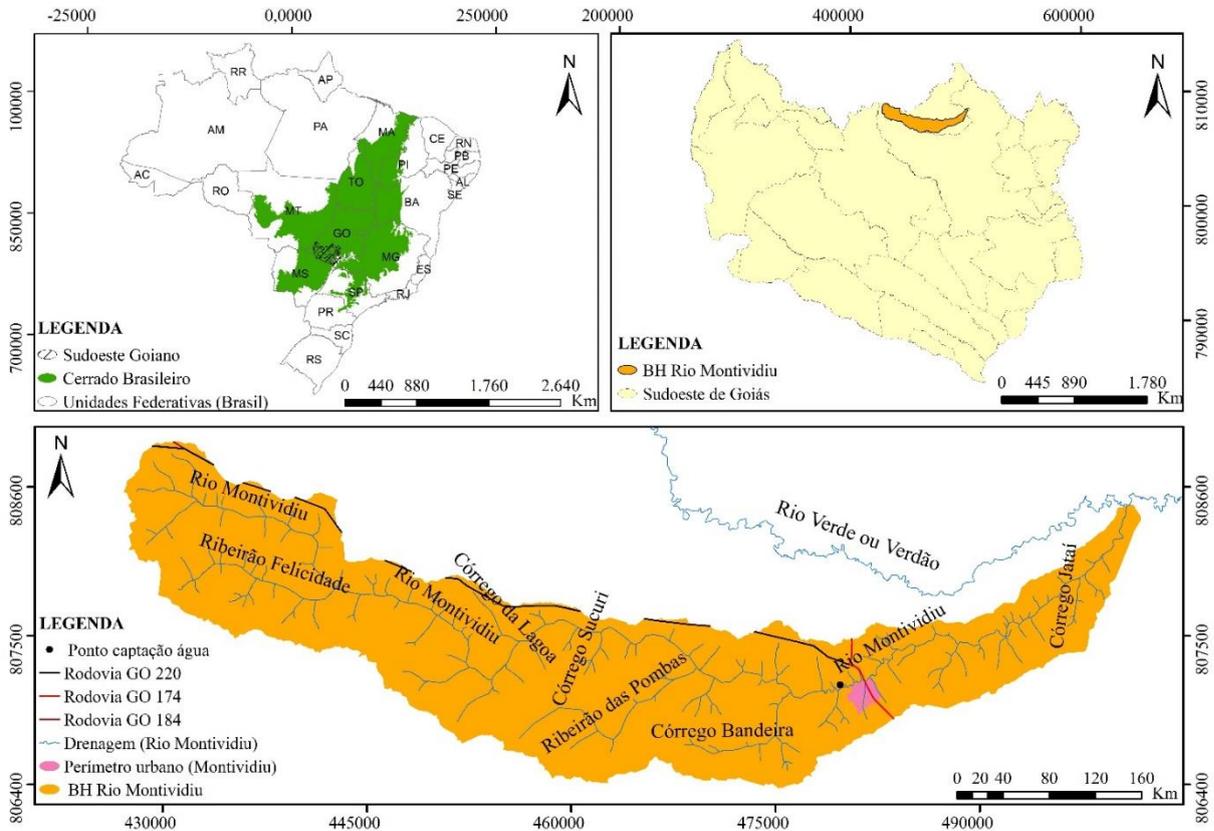


Figura 1.1 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Mapa organizado pelos autores a partir das bases de dados geográficos disponibilizadas pelo SIEG (2020).

Elaborado no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

Considerando que aproximadamente 50% da área do Cerrado está sob uso agrícola (Santos et al., 2021) e que a prática ocorre, principalmente no período chuvoso, apesar da precipitação média ser considerada suficiente para muitas culturas, os “veranicos” são fatores limitantes quando ocorrem durante a fase de crescimento da planta, podendo ocasionar a redução da produtividade (Assad et al., 1993; Silva et al., 2019a), sendo a soja uma das culturas mais afetadas pela mudança climática, mostrando-se altamente vulnerável ao aumento de temperatura (Machado Filho et al., 2016). Assim, o balanço da produção mostra-se diretamente dependente do clima e sua variabilidade, sendo imprescindível conhecer as características de cada estação e o ciclo de vida das culturas para determinar o plantio de acordo com as condições hídricas do solo (Silva et al., 2009b).

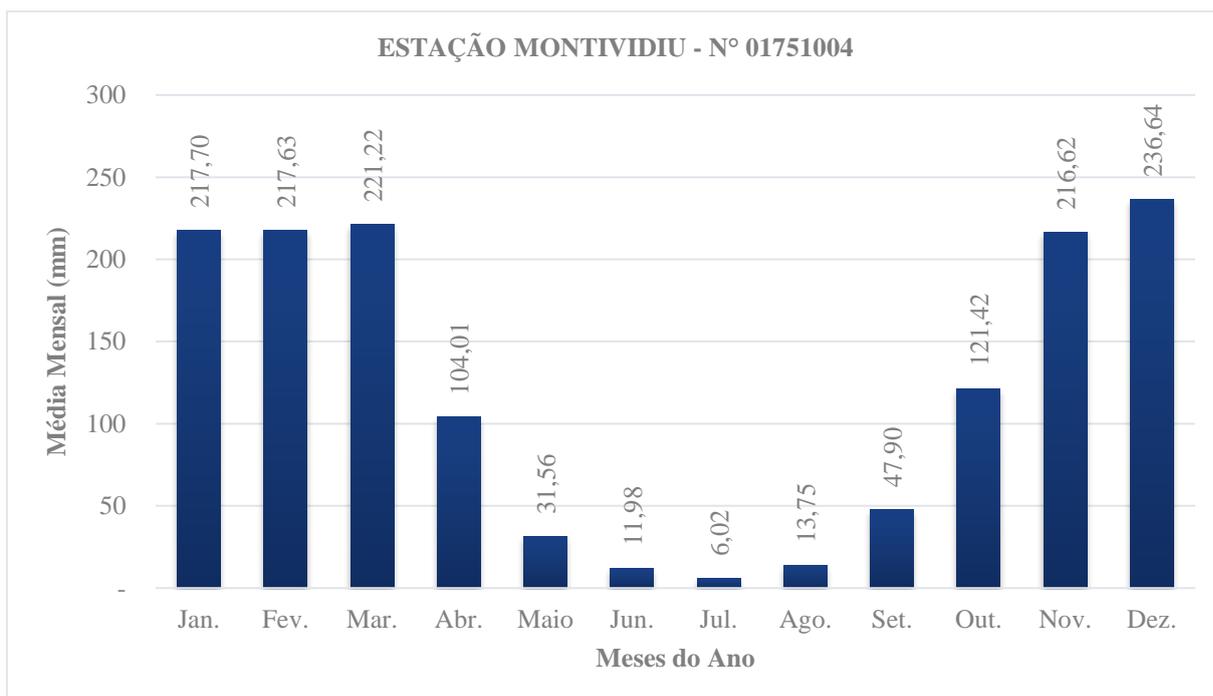


Figura 1.2 Média mensal de precipitação de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de dados disponibilizados pela ANA (2020).

Conforme o Mapa Geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (escala 1:500.000), gerado pela Superintendência de Geologia e Mineração/ Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC) e disponibilizado pelo SIEG (2020), a BHRM é composta por rochas de idade que variam entre o Neogeno e o Cretáceo, de formações sedimentares (unidade de coberturas detríticas indiferenciadas e Grupo Bauru - Formação Vale do Rio do Peixe) e ígneas (Grupo São Bento - Formação Serra Geral).

Observa-se na área de estudo a predominância de coberturas detríticas indiferenciadas (aproximadamente 72,08% da área total), seguida pela Formação Serra Geral (aproximadamente 21,38% da área total) e Formação Vale do Rio do Peixe (aproximadamente 6,54% da área total) (SIEG, 2020).

Ao observar o Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba (escala 1:250.000), gerado em março de 2005 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (RURAL MINAS, 2005) e disponibilizado pelo SIEG (2020), a região da BHRM compreende três tipos de solos: Gleissolo Háplico Tb Distrófico plintossólico (GXbd) com textura argilosa (aproximadamente 2,32% da área total), Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) de textura argilosa ou muito argilosa (aproximadamente 25,41% da área

total) e Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) de textura argilosa ou muito argilosa (aproximadamente 72,27% da área total).

Os Gleissolos ocupam pequena porção da bacia e estão situados próximos a nascente e cursos d'água (solos hidromórficos), limitando o uso para agricultura, principalmente, por serem áreas destinadas a preservação das matas ciliares. Todavia, possuem potencial agrícola, desde que não estejam no perímetro de proteção ambiental e que não apresentem elevados teores de alumínio, sódio e de enxofre (Moura et al., 2020).

A classe de latossolos são as mais utilizadas para o desenvolvimento de atividades agrícolas pela condição geográfica e relevo mais suave, contemplando um terço do território nacional (Ker, 1997). A predominância de relevo suave-ondulado é característico do sudoeste do estado de Goiás, formado por chapadões dissecados (Sousa et al., 2006).

A vegetação da área apresenta diferentes fisionomias do Cerrado que variam desde formações florestais (Cerradão, Matas Ciliares e de Galeria), silvicultura até formações tipicamente campestres (Campos Sujos). O Cerradão é caracterizado como esclerófilo com estrato herbáceo/subarbustivo pobre e rarefeito, formado por árvores que variam entre 8 e 15 m de altura média e cobertura entre 50 e 90% (ou seja, as copas encostam uma as outras). As Matas Ciliares contornam os rios e consistem em um conjunto de árvores que alcançam de 20 a 25 m de altura, sendo uma formação de aspecto semidecídua. A Mata de Galeria, por sua vez, acompanha a rede de drenagem e apresenta árvores perenifólias com altura média entre 20 e 30 m. Enquanto o Campo Sujo caracteriza-se pelo domínio de gramíneas e vegetação menos desenvolvida com arbustos e árvores de menor porte (Oliveira, 2014).

4.2.2 Variáveis morfométricas

Para caracterização e análise morfométrica da bacia foram elaborados mapas da hidrografia, altimetria, ordem dos cursos hídricos e declividade com o uso do software ArcGIS Advanced 10.8.1[®], licenciado sob o código #647261 (ESRI, 2020), informações geográficas do Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG, 2020) e de imagens Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) com resolução espacial de 30 m x 30 m, geradas pela National Aeronautics and Space Administration (NASA, 2020) e disponibilizadas pelo United States Geological Survey (USGS, 2020).

A hidrografia foi extraída das Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital (escala 1:100.000), gerada pela Agência Nacional de Águas ANA (2006) e disponibilizada pelo SIEG (2020).

Os mapas de declividade, hipsometria e ordem dos canais foram elaborados na escala 1:150.000, seguindo a proposta de definição de escalas do IBGE (1999), em que se divide a resolução espacial pelo fator de acuidade visual (0,2 mm transformado em escalar constante 1000). E, utilizou-se o Sistema de Coordenadas de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas) 2000, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), Zona 22 Sul (S).

A partir da base SRTM foram levantados dados secundários para cálculos de aspectos morfométricos: área, perímetro, número dos cursos hídricos, comprimento axial, altitude média, comprimento do canal principal, comprimento total dos canais, equivalente vetorial médio em linha reta e declividade da bacia. Foram utilizadas as equações apresentadas no Quadro 1.5 para obtenção dos índices morfométricos, recomendadas por Christofolletti (1980).

Quadro 1.5 Equações matemáticas utilizadas na obtenção dos índices morfométricos

Índice morfométrico	Equação	Unidade	Fonte
Coeficiente de compacidade (Kc)	$Kc = \frac{0,28P}{\sqrt{A}}$	Adimensional	Villela e Mattos (1975)
Fator de forma (Kf)	$Kf = \frac{A}{La^2}$	Adimensional	Villela e Mattos (1975)
Índice de circularidade (Ic)	$Ic = \frac{12,57A}{P^2}$	Adimensional	Muller (1953)
Densidade hidrográfica (Dh)	$Dh = \frac{N}{A}$	Canais.km ⁻²	Horton (1945)
Amplitude altimétrica máxima (Hm)	$Hm = PI - PII$	m	Strahler (1952)
Índice de rugosidade (Ir)	$Ir = Hm * Dd$	Adimensional	Melton (1957)
Declividade do canal principal (S1)	$S1 = \frac{100Hm}{Lcp}$	%	Villela e Mattos (1975)
Índice de sinuosidade do curso de água principal (Is)	$Is = \frac{Lcp}{Ev}$	km.km ⁻¹	Schumm (1963)
Razão de relevo (Rr)	$Rr = \frac{Hm}{Lcp}$	m.km ⁻¹	Schumm (1956)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Lt}{A}$	km.km ⁻²	Horton (1945)
Coeficiente de manutenção (Cm)	$Cm = \frac{1000}{Dd}$	m ² .m ⁻¹	Schumm (1956)
Extensão do percurso superficial (Eps)	$Eps = \frac{1}{2Dd}$	km	Horton (1945)

A: área da bacia (km²); P: perímetro da bacia (km); La: comprimento axial da bacia (km); N: número dos canais de primeira ordem; PI: altitude máxima do divisor topográfico (m), PII: altitude da foz (m); Lcp: comprimento em plano do curso de água principal (m); Ev: equivalente vetorial médio em linha reta (km); Lt: comprimento total da rede de drenagem (km); Eps: extensão do percurso superficial (km).

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Para a declividade, utilizou-se como parâmetro a classificação da Embrapa proposta por Santos et al., (2018c) e apresentada no Quadro 1.6. Para a densidade de drenagem, a

classificação foi realizada de acordo com a proposta de Beltrame (1994), Quadro 1.7, enquanto a densidade hidrográfica conforme Villela e Mattos (1975) que consideram uma variação de 0,5 km.km⁻² (bacias hidrográficas mal drenadas) a 3,5 km.km⁻² (bacias hidrográficas excepcionalmente bem drenadas). A análise da densidade hidrográfica também abrangeu a classificação realizada por Lollo (1995), Quadro 1.8. E a ordem hierárquica dos canais hidrográficos foram caracterizados conforme Strahler (1957).

O coeficiente de compacidade foi analisado conforme Spanghero, Meliani e Mendes (2015), que consideram o valor mínimo de 1 para bacias com a forma de um círculo perfeito e, quanto maior o coeficiente, o formato tende a ser alongado.

O índice de rugosidade, por sua vez, foi qualificado conforme a declividade e a proposição de Sousa e Rodrigues (2012), Quadro 1.9. Ainda, para o fator de forma utilizou-se como parâmetro a classificação proposta por Villela e Mattos (1975) e apresentada no Quadro 1.10.

Quadro 1.6 Classes de declividade

Declividade	Classificação
0 – 3%	Plano
3% – 8%	Suave-ondulado
8% – 20%	Ondulado
20% – 45%	Forte-ondulado
45% – 75%	Montanhoso
> 75%	Escarpado

Fonte: Santos et al. (2018c).

Quadro 1.7 Classes da densidade de drenagem

Densidade de drenagem (km.km⁻²)	Classificação
< 0,5	Baixa
0,5 – 2	Mediana
2,01 – 3,5	Alta
> 3,5	Muito alta

Fonte: Beltrame (1994).

O índice de circularidade é calculado conforme Muller (1953), no qual varia entre 0 e 1: a proximidade a unidade condiz numa bacia de formato circular e, conseqüentemente, propensa a enchentes; valores iguais a 0,51 apresentam um escoamento moderado; enquanto, valor abaixo de 0,51 correspondem a bacias de formato alongado, as quais favorecem o escoamento (Moura et al., 2018).

O índice de sinuosidade indica que valores próximos a 1,0 representam a tendência de o curso hídrico principal ser retilíneo, valores acima de 2,0 implicam em canais tortuosos e valores intermediários são canais com formas transicionais (Lana et al., 2001).

A classificação da razão do relevo ocorreu pela proposta de Piedade (1980): baixa (0,0 a 0,10), média (0,11 a 0,30) e alta (0,31 a 0,60).

Quadro 1.8 Classes da densidade hidrográfica.

Densidade hidrográfica (canais km ⁻²)	Classificação
< 3	Baixa
3 – 7	Média
7 – 15	Alta
> 15	Muito alta

Fonte: Lollo (1995).

Quadro 1.9 Classes do índice de rugosidade.

Índice de rugosidade	Classificação
0 – 150	Fraca
151 – 550	Média
551 – 950	Forte
> 950	Muito forte

Fonte: Sousa e Rodrigues (2012).

Quadro 1.10 Classes do fator de forma.

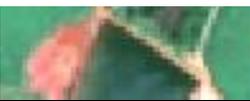
Fator de Forma	Verificação
< 0,5	Baixa propensão a inundações.
0,5 – 0,75	Média propensão a inundações.
0,75 – 1	Bacias sujeitas a inundações.

Fonte: Villela e Mattos (1975).

O mapa do uso e cobertura da terra foi elaborado a partir de imagem de março de 2020 do satélite Sentinel-2/sensor MultiSpectral Instrument (MSI). As bandas (B) utilizadas foram B3 (Verde), B4 (Vermelho) e B8 (Infravermelho Próximo), na combinação B8, B4 e B3 (falsa cor). A priori, foram realizados testes de classificação por meio da classificação não supervisionada e supervisionada interativa, não apresentando nenhuma destas resultados satisfatórios. Assim, optou-se por realizar a classificação regionalizada de forma manual. Sabendo que as interpretações de imagens constituem instrumento eficiente de correlação

(IBGE, 2013), o reconhecimento de áreas ocorreu via Google Earth Pro (Google, 2020), decorrendo nas classes: área urbana, área agrícola, campo sujo, construção rural, eucalipto, fragmentos do cerrado, mata ciliar/ galeria, pastagem, água, solo exposto, área industrial e rodovias. As imagens do Sentinel-2 e do Google Earth Pro subsidiaram a elaboração da chave de interpretação da imagem do Sensor MSI (Quadro 1.11).

Quadro 1.11 Chave de interpretação das imagens do Sentinel 2/ Sensor MSI para mapeamento e classificação do uso da terra e da cobertura vegetal na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil

Classes	Sentinel 2 / Sensor MSI	Tonalidade/cor	Textura
Cerrado/mata		Verde-escuro	Rugosa
Pastagem		Verde-claro ou rosa-claro	Lisa-média
Solo exposto		Avermelhado	Lisa
Área agrícola		Verde-escuro a verde-claro ou branco	Lisa
Construções rurais		Branco	Lisa
Superfície de água		Azul claro/ verde	Lisa

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) com base nos estudos de Ayach et al., (2012); Rex et al., (2018); e, Medeiros, Silva e Lunardi (2019).

A validação da classificação ocorreu por meio do Índice Kappa (Cohen, 1960), processo no qual se selecionam amostras manuais e aleatórias da imagem do Sentinel-2 que são cruzadas com o mapa de uso e cobertura, resultando na Matriz de Confusão. Essas amostras diferenciam-se das amostras de treinamento utilizadas no processo inicial de classificação supervisionada.

Com base na Matriz de Confusão, calculou-se o índice Kappa utilizando a equação 1 (E1):

$$K = \frac{n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}} \quad (E1)$$

Em que: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; X_{ii} , o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente (valor na linha i e coluna i); X_{i+} , a soma da linha i ; e X_{+i} , a soma da coluna i da matriz de confusão.

Conforme o IBGE (2013), obtém-se com esse procedimento a classificação preliminar, que deverá sofrer reinterpretação após levantamentos de campo na área investigada. Assim, após o campo e readequações na classificação, o resultado foi a elaboração de um mapa de uso e cobertura do solo na escala 1:50.000 (IBGE, 1999).

4.3 Resultados e discussão

A Tabela 1.1 apresenta os resultados dos índices morfométricos da bacia do Rio Montividiu com dados que caracterizam a geometria, o relevo e a rede de drenagem, calculados para derivar o caráter geral da bacia (Asfaw e Workineh, 2019).

Trata-se de uma área de 695,02 km² com perímetro de 205,02 km e comprimento axial de 73,48 km, composta por 139 canais de 1ª ordem. Integram a hidrografia o Ribeirão das Pombas, o Ribeirão Felicidade, o Córrego Bandeira, o Córrego da Raiz, o Córrego Jataí, o Córrego Sucuri e o Córrego da Lagoa (Figura 1.3). Conforme a classificação de Strahler (1957), a BHRM é de 4ª ordem (Figura 1.4), representando elevado número de afluentes na área de interesse (Santos et al., 2018a). Assim, considerando que quanto maior o grau de ramificação, mais eficiente é a drenagem, uma vez que a água da chuva escoará uma curta extensão até encontrar um curso d'água (Villela e Matos, 1975), a ordem da BHRM torna-se um aspecto favorável ao abastecimento público do município de Montividiu (GO) devido a maior área de contribuição para o ponto de captação de água. Característica que difere da identificada na bacia do Ribeirão da Laje, também inserida no Sudoeste do Estado de Goiás, a qual possui 73 canais de 1ª ordem e baixo grau de ramificação, podendo prejudicar o fornecimento de água a cidade de Rio Verde (GO) (Alves et al., 2018). Ainda, conforme Fiorese, Silva e Torres (2019), a ordem da bacia influencia em projetos de recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs), pois, teoricamente, quanto maior a hierarquia, maior a largura do rio e, conseqüentemente, maior a área preservada.

Tabela 1.1 Valores dos índices morfométricos de geometria, de relevo e da rede de drenagem da bacia do Rio Montividiu, Sudoeste de Goiás.

Característica	Variáveis morfométricas	Resultado
Geométrica	Área (A)	695,02 km ²
	Perímetro (P)	205,02 km
	Número de canais (N)	139
	Comprimento axial (La)	73,48 km
	Coeficiente de compacidade (Kc)	2,18
	Fator de forma (Kf)	0,13
	Índice de rugosidade (Ir)	178,92
	Densidade hidrográfica (Dh)	0,19 canais km ⁻²
Relevo	Índice de circularidade (Ic)	0,21
	Ponto mais alto da bacia (P1)	1030 m
	Ponto mais baixo da bacia (P2)	670 m
	Altitude média	903,13 m
	Amplitude altimétrica (Hm)	360 m
	Declividade do canal principal (S1)	0,37%
	Índice de sinuosidade (Is)	1,33
Razão de relevo (Rr)	4,9 m.km ⁻¹	
Rede de drenagem	Comprimento do canal principal (L)	96,91 km
	Comprimento total dos canais (Lt)	345,47 km
	Equivalente vetorial médio em linha reta (Ev)	72,54 km
	Densidade de drenagem (Dd)	0,49 km.km ⁻²
	Coeficiente de manutenção (Cm)	2.012 m ² .m ⁻¹
	Extensão do percurso superficial (Eps)	1,006 km
	Ordem do curso hídrico principal	4ª ordem

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

O formato da bacia e as características hidrológicas relacionadas podem ser entendidos a partir do fator de forma (Kf), coeficiente de compacidade (Kc) e índice de circularidade (Ic) (Spanghero, Meliani e Mendes, 2015; Santos et al., 2018a). Para estas variáveis, os valores obtidos foram respectivamente, Kf = 0,13, Kc = 2,18 e Ic = 0,21, indicando que a BHRM possui formato alongado (característica que pode ser observada nos mapas) com reduzida propensão a ocorrência de enchentes, pois a tendência de sofrer cheias está relacionada à forma circular (Moura et al., 2018).

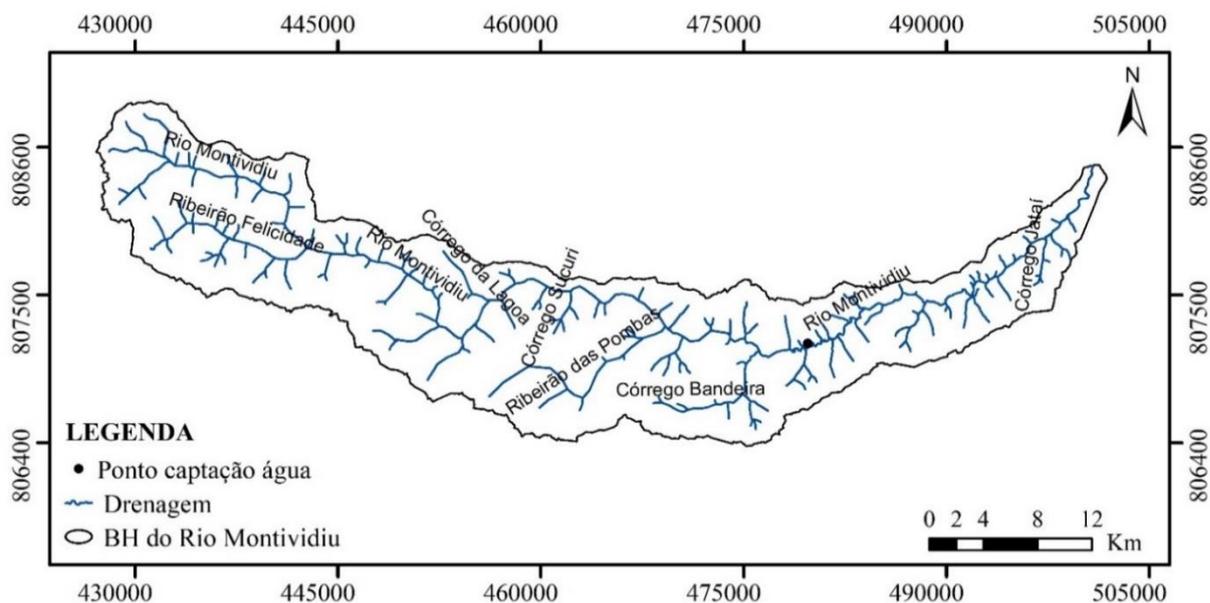


Figura 1.3 Hidrografia da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de bases de dados disponibilizados pelo SIEG (2020), projetada no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

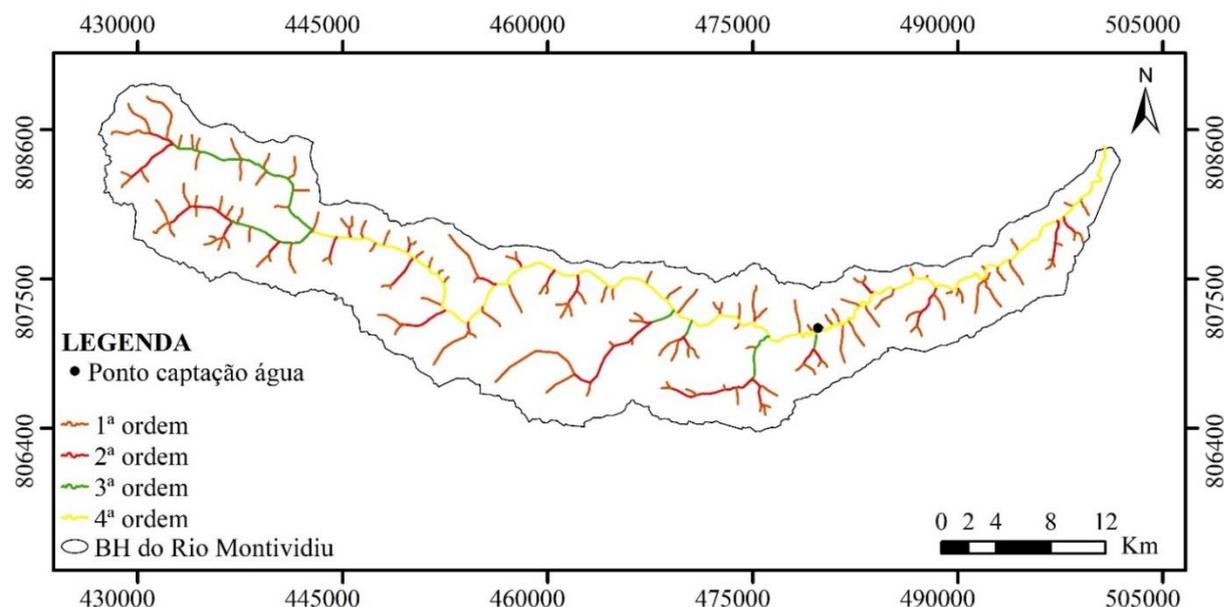


Figura 1.4 Ordem hierárquica dos canais hidrográficos (conforme Strahler (1957)) da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de bases de dados disponibilizados pelo SIEG (2020), projetada no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S, escala 1:150.000.

Enquanto o K_c e o I_c correlacionam o perímetro da zona de interesse e a área da bacia (Muller, 1953; Villela e Mattos, 1975), o K_f é derivado da razão entre a área e o quadrado do seu comprimento axial, sendo um parâmetro para prever a intensidade do fluxo de uma bacia hidrográfica, tendo nos altos valores um indicativo de alta descarga de curta duração e vice-versa. E, quanto menor o valor do K_f , mais alongada é a bacia (Villela e Mattos, 1975; Asfaw

e Workineh, 2019; Alam et al., 2020). O resultado do Kf na bacia do Rio Montividiu representa um baixo pico de fluxo com maior duração de tempo. Assim, sabendo que uma bacia com Kf reduzido tem menores chances de sofrer inundações porque dificilmente as chuvas intensas atingem a bacia em sua totalidade, ao mesmo tempo (Alves et al., 2016), justifica-se a baixa susceptibilidade da bacia a este tipo de fenômeno, considerando condições pluviométricas normais (Villela e Mattos, 1975). Apesar da baixa susceptibilidade a enchentes, considerando eventuais precipitações torrenciais na parte alta da bacia hidrográfica, podem ocorrer problemas como tromba d'água, colocando em risco banhistas que se encontram na média-baixa bacia, e também desbarrancamento das margens dos cursos d'água, assoreamento, assolação das camadas férteis do solo, outros danos ambientais e prejuízos aos proprietários rurais pela desvalorização das terras (Alves et al., 2020).

Similarmente, as bacias do Ribeirão da Laje (Kf = 0,20) (Alves et al., 2018), do Ribeirão das Abóboras (Kf = 0,23) (Alves et al., 2016), do Ribeirão Douradinho (Kf = 0,30) (Alves et al., 2019) e a do Ribeirão Santo Antônio (Kf = 0,37) (Moura et al., 2018), todas presentes no estado de Goiás, apresentam formato alongado e reduzida propensão a inundações em condições comuns de chuvas. Além destas, os resultados são análogos nas bacias analisadas por Santos et al., (2018a) e localizadas especificamente no município de Rio Verde (GO): Rio Verdinho (Ic = 0,26), Ribeirão Monte Alegre (Ic = 0,19) e Rio São Francisco (Ic = 0,25).

Tais características também foram constatadas em um conjunto de bacias inseridas no estado de Mato Grosso pelo estudo de Pinto et al., (2018) na bacia do Rio Sararé (Kc = 1,91 e Ic = 0,26), na pesquisa de Costa, Galvanin e Neves (2020) na bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara (Kc = 1,73 e Ic = 0,33) e nos levantamentos realizados por Félix e Souza (2017) no Rio Cabaçal (Ic = 0,08).

Por sua vez, o índice de rugosidade é o produto adimensional da densidade de drenagem e relevo que acaba determinando o grau de entalhamento dos rios na superfície terrestre e é capaz de indicar o favorecimento à erosão e ao transporte de sedimentos, fluxos de pico rápidos e inundações repentinas, resultando em valores elevados nas bacias com encostas íngremes (Melton, 1957; Asfaw e Workineh, 2019; Medeiros, Berezuk e Pinto, 2019; Alam et al., 2020). Na BHRM, o índice de rugosidade (178,92) é classificado como médio (Sousa e Rodrigues, 2012), indicando a susceptibilidade à enchente pela característica do relevo que influencia na capacidade de escoamento superficial, e também numa média propensão a processos erosivos, que requer adequadas práticas de manejo e conservação da área. Classificação que abrange também as bacias do Ribeirão da Laje (Ir = 189,75) e do Ribeirão

das Abóboras ($Ir = 155,25$), inseridas no Sudoeste de Goiás (Alves et al., 2016; Alves et al., 2018). A baixa densidade hidrográfica da BHRM ($0,19$ canais km^{-2}) caracteriza a área de estudo como de reduzida capacidade de gerar novos canais, dificuldade de escoamento, favorecimento da infiltração e, por causa do maior trajeto da água na superfície, propensão a processos erosivos (Lollo, 1995). Aspecto corroborado pela análise dos parâmetros de Villela e Mattos (1975), em que a BHRM se enquadra como de drenagem pobre.

Os aspectos morfométricos voltados à rede de drenagem em uma bacia hidrográfica também têm sido usados como parâmetros úteis na caracterização hidrológica de uma bacia (Sahoo e Jain, 2018). Assim, dada pela partilha entre o comprimento total da rede de drenagem e a área da bacia, a densidade de drenagem (Dd) representa a proximidade do espaçamento dos canais ou o comprimento médio do canal do rio para toda a bacia e está relacionada à dissecação da paisagem, clima e vegetação, propriedades do solo e rocha e processos de evolução da paisagem, refletindo na capacidade de infiltração, produção de água (inclusive potencial de água subterrânea) e sedimentos da área de captação, além da susceptibilidade à erosão (Horton, 1945; Asfaw e Workineh, 2019; Martins et al., 2021).

A BHRM é classificada como de baixa densidade de drenagem ($Dd = 0,49$ km.km^{-2}), característica do subsolo altamente permeável associada à cobertura vegetal e baixo relevo (Beltrame, 1994; Asfaw e Workineh, 2019). Além disso, o baixo valor da Dd indica drenagem ineficiente na rede hidrográfica e pode influenciar a forma da resposta hidrológica, não estando essa bacia sujeita a enchentes (Charizopoulos et al., 2019).

Estudos desenvolvidos em bacias do sudoeste do estado de Goiás indicam que a Dd , geralmente é classificada de baixa a mediana: na pesquisa de Alves et al., (2016) sobre a bacia do Ribeirão das Abóboras verificou-se uma Dd de $0,661$ km.km^{-2} ; Alves et al., (2018) identificaram $0,55$ canais.km^{-2} referente a bacia do Ribeirão da Laje; a Dd encontrada para a bacia do Ribeirão Douradinho foi de $0,59$ km.km^{-2} (Alves et al., 2019); e, de modo geral, as bacias do município de Rio Verde se caracterizam como de baixa a mediana densidade de drenagem (Santos et al., 2018a). Apesar da diferença de classes entre as bacias analisadas e a do Rio Montividiu, os valores de Dd descritos não apresentam grande discrepância.

E, pelo coeficiente de manutenção (Cm) verifica-se a área necessária para manter ativo um metro de escoamento perene em um canal da bacia (Moura et al., 2018), sendo preciso na BHRM de 2.012 m^2 para a manutenção de 1 m de canal (2.012 $\text{m}^2.\text{m}^{-1}$). Quanto maior o valor do Cm , menos densa é a drenagem da bacia (Alves et al., 2019). Logo, devido ao elevado valor do Cm , a BHRM apresenta-se como “pobre” em cursos d’água, característica predominante em

áreas com o relevo mais suave. Nesse cenário, ao ocorrer chuvas intensas nas áreas planas, o escoamento superficial tende a se concentrar e formam-se fluxos preferenciais que compõem a rede de drenagem. Por outro lado, o valor do C_m reduziria gradativamente à medida que o relevo se torna mais ondulado, porque o escoamento superficial tende a seguir a declividade natural do terreno escavando o solo nos pontos de menor resistência ao cisalhamento, proporcionando concentração maior de canais naturais e, por sua vez, a maior densidade de drenagem (Queiroz et al., 2017). A bacia do rio Ivaí, localizada no estado do Paraná, indica um C_m ainda mais alto que a BHRM de $4.400,476 \text{ m}^2.\text{m}^{-1}$ e, portanto, apresenta escassez na evolução da drenagem por demandar maior área para manutenção de 1 m de fluxo no canal (Souza et al., 2017).

Por sua vez, a extensão do percurso superficial (Eps) é de 1,006 km que, conforme análises de Alves et al., (2018) e Alves et al., (2019) referente às bacias do Ribeirão da Laje e Ribeirão das Abóboras, respectivamente, trata-se de uma característica favorável a conservação da bacia, por causa da vasta distância para o escoamento da enxurrada e maior tempo para concentração da água, reduzindo a susceptibilidade a ações erosivas, além de favorecer a infiltração e recarga de água no sistema.

A maior altitude da BHRM é de 1.030 m, e a menor, de 670 m, resultando numa altitude média de 903,13 m e amplitude altimétrica de 360 m (Figura 1.5), que interfere no índice de rugosidade e razão de relevo e é considerada alta e, portanto, desfavorável a conservação da bacia – ao contrário da bacia hidrográfica do Alto do Rio Meia Ponte, localizada a 60 km de Goiânia, que possui pequena amplitude altimétrica, variando de 120 m a 240 m (Calil et al., 2012).

A razão de relevo viabiliza comparar a altimetria local para verificar os locais acidentados, partindo do princípio de que quanto maior o valor obtido no cálculo, mais acidentado é o relevo na região e maior será o escoamento superficial da água das chuvas, refletindo numa menor relação infiltração-deflúvio, provocando erosão (Rodrigues, Cardoso e Pollo, 2015). De acordo com Piedade (1980), a R_r da BHRM é de $4,9 \text{ m.km}^{-1}$ ($0,0049 \text{ m.m}^{-1}$), indicando baixa velocidade de escoamento do corpo hídrico, propiciando a infiltração e, conseqüentemente, reduz o risco de erosões e assoreamento. Característica condizente com a predominância dos tipos de relevo identificados na área da bacia, em que a maior parte consiste em plano e suave ondulado. A classificação da R_r é similar nos estudos de Alves et al., (2018) no Ribeirão da Laje ($R_r = 7,50 \text{ m.km}^{-1}$), Alves et al., (2019) na bacia do Ribeirão Douradinho ($R_r = 9,80 \text{ m.km}^{-1}$), Pinto et al., (2018) no Rio Sararé ($R_r = 4,0 \text{ m.km}^{-1}$) e de Félix e Souza

(2017) na bacia do Rio Cabaçal ($R_r = 3,0 \text{ m.km}^{-1}$). E, diferente do valor observado por Rodrigues, Cardoso e Pollo (2015) em uma bacia na costa de Botucatu (SP) com R_r altamente susceptível a erosão ($R_r = 0,42 \text{ m.m}^{-1}$) devido ao relevo íngreme – situação que pode ser agravada pela falta de cobertura vegetal.

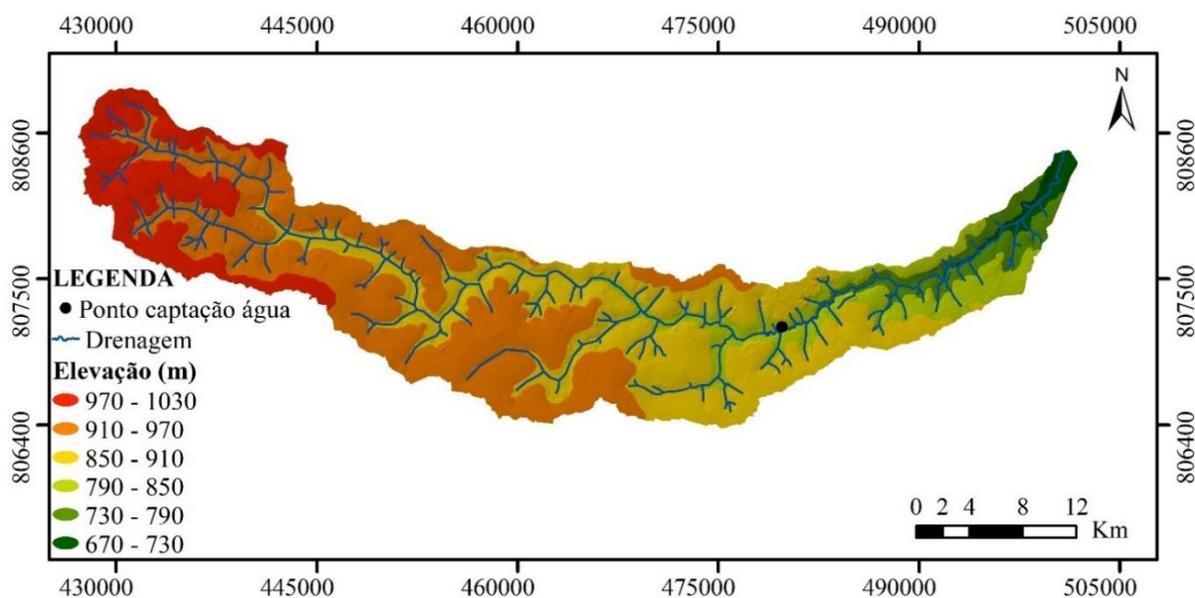


Figura 1.5 Mapa de hipsometria da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de bases de dados disponibilizadas pelo USGS (2020), projetada no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S, escala 1:150.000.

Os resultados de declividade da BHRM são apresentados na Tabela 1.2 e Figura 1.6, sendo obtido valor mínimo de 0% e máximo de 41%, conforme classificação proposta por Santos et al., (2018c). O relevo suave ondulado com declive de 3% a 8% é predominante e representa 49,05% do total, correspondente a uma área de 340,94 km². Em segundo lugar, encontra-se o tipo plano (37,66%), seguido do ondulado (12,96%) e forte ondulado em menor escala (0,33%). Na área de estudo não foram identificadas as classes de relevo montanhoso e escarpado.

Tabela 1.2 Classes de declividade da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Declividade (%)	Relevo	Área	
		km ²	%
0 – 3	Plano	261,72	37,66
3 – 8	Suave ondulado	340,94	49,05
8 –	Ondulado	90,06	12,96
20 –	Forte ondulado	2,30	0,33
45 –	Montanhoso	–	–
> 75	Escarpado	–	–
Total	–	695,02	100

Fonte: Elaborada pelos autores conforme a classificação de Santos et al. (2018c).

O perfil de declividade predominante na BHRM (suave ondulado) é também identificado com representatividade nas bacias hidrográficas Ribeirão Douradinho e Ribeirão da Laje. O estudo realizado por Alves et al., (2019) na bacia hidrográfica do Ribeirão Douradinho apresenta que 60,25% da área total é classificado como relevo suave ondulado, e a pesquisa desenvolvida por Alves et al., (2018) na bacia do Ribeirão da Laje aponta que 54,71% da área total da bacia também é suave ondulado. Ainda, segundo Santos et al., (2018a), a maioria das bacias inseridas no município de Rio Verde, unidade administrativa adjacente ao de Montividiu, apresentam baixa declividade, confirmando as características proeminentes do relevo na região sudoeste do Estado de Goiás.

Complementarmente, verifica-se baixa declividade do canal principal (S1) da BHRM (0,37%), percentual considerado favorável a proteção da rede de drenagem, pois diminui a velocidade de escoamento do fluxo e, conseqüentemente, reduz o potencial erosivo pela maior estabilidade do solo e a resistência à ação da chuva. No entanto, este mesmo fator sujeita a bacia a deposição de sedimentos que ficam nas áreas mais baixas do relevo, assoreando os cursos d'água e contribuindo para a formação dos depósitos tecnogênicos (Venceslau e Miyazaki, 2019; Fiorese, 2021).

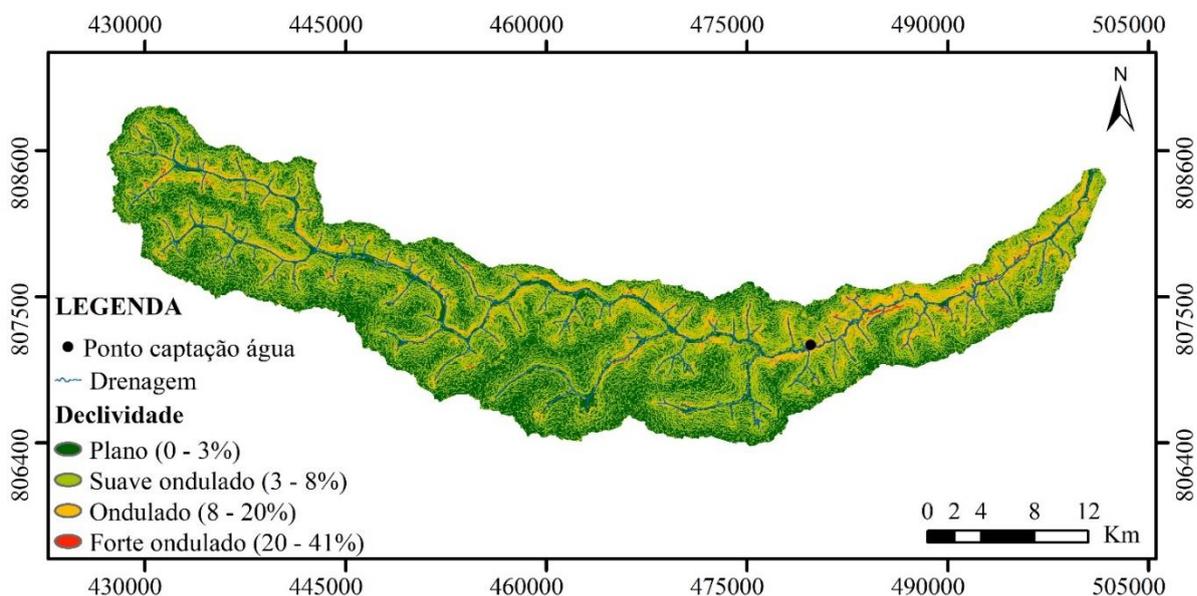


Figura 1.6 Mapa de declividade da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de bases de dados disponibilizados pelo USGS (2020), projetada no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S, escala 1:150.000.

Ainda, o índice de sinuosidade de 1,33 do principal canal implica numa bacia de formas transicionais, regulares e irregulares, que sofre influência de sua estrutura física e

geológica, carga de sedimentos e litologia (Lana et al., 2001). De acordo com Batista et al., (2017), o Is caracteriza a velocidade de escoamento do curso hídrico, sendo que quanto menor a sinuosidade, maior a facilidade de o fluxo chegar à foz e, com sinuosidade elevada, encontrará maior dificuldade. Resultado semelhante ao encontrado por Silva et al., (2018) ao estudar a bacia do Riacho Rangel no Piauí, obtendo Is de 1,18. Por outro lado, Batista et al., (2017) identificaram um Is de 2,41 na bacia do Ribeirão Santo Antônio, Goiás, retratando um corpo hídrico composto por canais sinuosos que devem receber atenção especial quanto ao monitoramento, por ser fator que pode intensificar processos erosivos.

Sobre o mapeamento digital do uso e cobertura da terra da BHRM verifica-se na Tabela 1.3 a matriz de confusão utilizada para gerar o Índice Kappa, que foi de 0,95.

Na análise da matriz de confusão observam-se pequenas confusões entre as classes de mata ciliar/galeria, fragmentos do Cerrado, pastagem, campo sujo, área agrícola, eucalipto e solo exposto. Assim, a classificação do uso e cobertura da terra pode ser considerada como de alta representatividade, possibilitando a análise detalhada dos tipos de cobertura e a quantificação para cada tipologia (Cavalcante, Grigio e Diodato, 2021).

Tabela 1.3 Matriz de confusão da classificação da imagem de março de 2020 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Classes	Amostra de validação (Kappa)													Total (pontos)
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
1	264	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	264
2	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
3	0	0	62	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	64
4	1	0	0	153	0	0	5	0	0	1	0	0	0	160
5	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	25
6	1	0	0	0	0	216	0	0	0	0	0	0	0	217
7	0	0	0	19	0	0	156	0	0	0	0	0	0	175
8	3	0	0	0	0	0	2	312	0	11	0	0	0	328
9	5	0	3	1	0	1	0	0	152	0	0	0	0	162
10	1	0	0	0	0	0	6	0	0	194	0	0	0	201
11	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	37	0	0	39
12	1	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	52	0	58
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
Total (pontos)	276	10	65	176	25	217	171	312	154	208	37	52	8	1711

As classes são: área agrícola (1); outros (2); construção rural (3); mata ciliar/galeria (4); área urbana (5); rodovias (6); fragmentos do cerrado (7); pastagem (8); solo exposto (9); campo sujo (10); água (11); eucalipto (12); e, área industrial (13).

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Os resultados do uso e cobertura da terra da BHRM são apresentados na Tabela 1.4 e na Figura 1.7, sendo diversificado e com predominância de áreas agrícolas (76,86%), seguido de fragmentos do Cerrado (9,13%), pastagem (4,57%), campo sujo (4,42%) e demais classes com menor representatividade.

Tabela 1.4 Uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu (março de 2020).

Classes	Área	
	km ²	%
Água	0,79	0,11
Área agrícola	534,22	76,86
Área industrial	0,88	0,13
Área urbana	3,43	0,49
Campo sujo	30,73	4,42
Construção rural	0,91	0,13
Eucalipto	0,50	0,07
Fragmentos do Cerrado	63,42	9,13
Mata Ciliar/Galeria	23,76	3,42
Outros	1,20	0,17
Pastagem	31,75	4,57
Rodovias	1,10	0,16
Solo exposto	2,33	0,34
Total	695,02	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

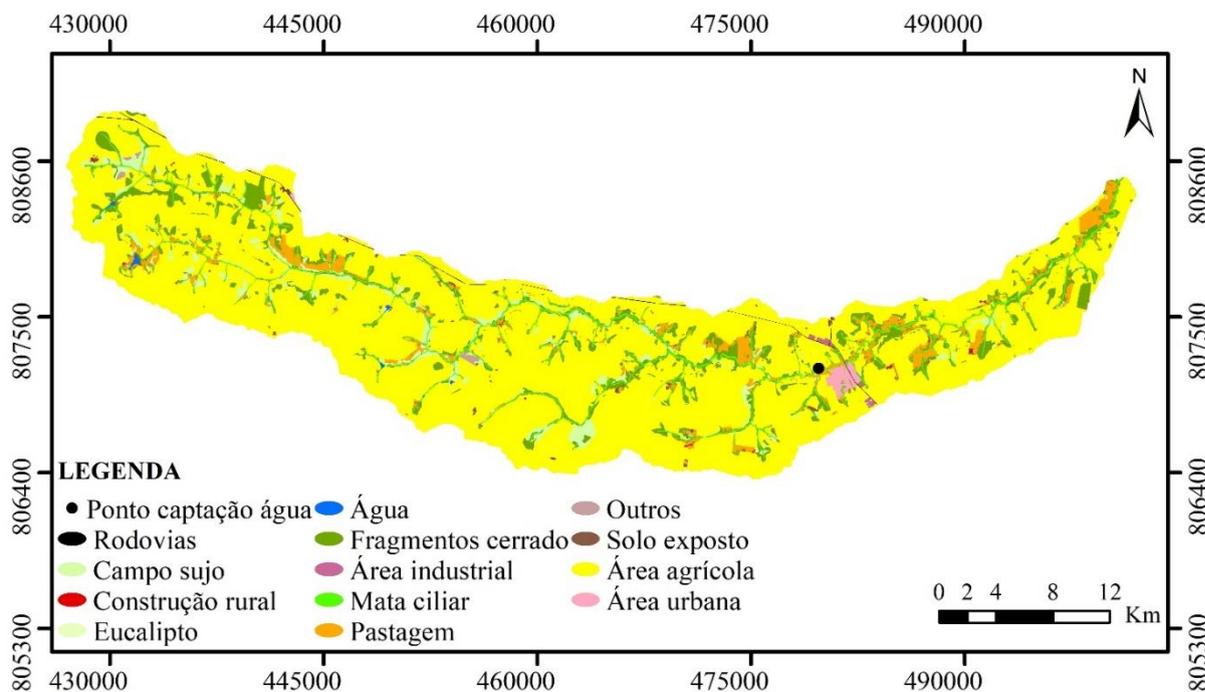


Figura 1.7 Mapa de uso e cobertura da terra da bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de bases de dados disponibilizados pela ESA (2020), projetada no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S, escala 1:50.000.

A conversão da vegetação nativa em áreas de cultivo pode provocar sérios problemas ambientais, pois a cobertura vegetal protege o solo de processos erosivos, enquanto as atividades antrópicas perante o uso irracional da terra e o manejo deficiente aumentam a possibilidade de erosão (Mehri et al., 2018). Isso porque nas áreas agrícolas há maior compactação do solo e, conseqüentemente, redução da infiltração da água da chuva, que associado ao solo exposto e as áreas impermeabilizadas confluem para o aumento do escoamento superficial com o arraste de partículas, ocasionando elevação da turbidez da água (Girardi et al., 2016), podendo prejudicar o processo de tratamento de água para abastecimento público.

A reduzida Dd da BHRM favorece a infiltração e recarga dos aquíferos, contribuindo na manutenção das vazões de base dos canais hidrográficos, e assegurando o abastecimento hídrico em períodos de estiagem, seja na escala urbana ou rural. Enquanto a investigação conjunta do Cm e Eps são parâmetros para verificar a dinâmica das vertentes e do escoamento superficial e subsuperficial, principalmente em áreas com maiores declives que podem favorecer processos de erosão laminar e concentrada pela exposição dos solos e dos materiais inconsolidados, agravado pela falta de cobertura vegetal (Queiroz et al., 2017). Os dados levantados para o Cm, a Eps e a Dd indicam que a BHRM possui solos permeáveis, assim como no Córrego Bonsucesso, localizado em Jataí, Goiás (Alves et al., 2017).

Nesse sentido, a associação da interferência antrópica também pode se estender a análise com a Hm (alta) e o Is (formas transicionais), os quais podem influenciar na velocidade de escoamento da água e, conseqüentemente, na conservação da bacia. Na BHRM as formas regulares e irregulares identificadas pelo Is são contraste para o desfavorável resultado da Hm. No entanto, pondera-se a necessidade de práticas conservacionistas para amenizar o quadro de erosões.

Sobre o relevo, apresenta-se a Tabela 1.5, em que se verifica cenário composto por relevo plano, e tem-se 222,10 km² de área agrícola, que equivale a 84,85% do total, seguido de fragmentos do Cerrado (4,65%) e de campo sujo (3,96%); similarmente, no relevo tipo suave ondulado, 78,76% do espaço são destinados a agricultura (268,54 km²), 8% a classe de fragmentos do Cerrado, 4,70% a pastagem e 3,88% referem-se a campo sujo. As classes de vegetação natural do Cerrado são, em sua maioria, como APP, localizadas principalmente às margens do curso hídrico principal e seus afluentes, ou como Reserva Legal (RL).

A expressiva área da BHRM composta por relevo suave ondulado e plano (86,71%) favorece o desenvolvimento da pecuária e agricultura com aplicação de práticas

conservacionistas mais simples (Alves et al., 2019). E representa também menor probabilidade de ocorrências de erosões hídricas, favorece a infiltração de águas pluviais, a preservação da unidade territorial e a ocorrência de inundações (Alves et al., 2018). O alto potencial para o agronegócio também é identificado na bacia hidrográfica do Rio das Pedras, também presente no estado de Goiás, favorecida pelo relevo (plano a suave ondulado) e tipos de solos (com predomínio dos Latossolos, sendo estes passíveis de serem corrigidos quimicamente e de fácil trânsito de maquinários agrícolas) (Souza, Nunes e Herculano, 2021).

Tabela 1.5 Classes de relevo e uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu (março de 2020).

Categorias	Relevo (km ²)				Total
	Plano	Suave ondulado	Ondulado	Forte ondulado	
Água	0,32	0,37	0,10	0,00	0,79
Área agrícola	222,10	268,54	43,33	0,00	534,22
Área industrial	0,31	0,39	0,18	0,00	0,88
Área urbana	0,49	2,17	0,77	0,00	3,43
Campo sujo	10,37	13,25	7,01	0,10	30,73
Construção rural	0,26	0,49	0,16	0,00	0,91
Eucalipto	0,15	0,25	0,10	0,00	0,50
Frag. Cerrado	12,18	27,29	22,45	1,65	63,42
Mata ciliar/ galeria	8,90	9,64	5,07	0,25	23,76
Outros	0,35	0,73	0,12	0,00	1,20
Pastagem	5,19	16,02	10,25	0,29	31,75
Rodovias	0,50	0,54	0,06	0,00	1,10
Solo exposto	0,60	1,26	0,46	0,01	2,33
Área (km ²)	261,72	340,94	90,06	2,30	695,02

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

No caso de relevo ondulado e forte ondulado, que representam 92,36 km² (13,29% da BHRM), há susceptibilidade a processos erosivos pelo aumento da velocidade de escoamento superficial, requerendo a aplicação de técnicas avançadas de conservação e preservação ambiental, alinhando o desenvolvimento econômico, conforme a Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), com a função socioambiental da propriedade.

Além dos aspectos de geometria e relevo, as áreas com erosão laminar, em sulcos e ravinas identificadas na BHRM (Figura 1.8), podem ser associadas a aspectos antrópicos, como pastagens degradadas ou práticas agrícolas rudimentares. Para Alves, Martins e Scopel (2020), a pastagem degradada é oriunda da falta de planejamento e gestão não alinhados ao ambiente ecologicamente equilibrado, ou da ineficiência das ações nesse sentido. Podendo se aplicar ao

segundo caso, pois o desenvolvimento de atividades agrícolas de forma inadequada resulta no empobrecimento do solo e, em conjunto com o desmatamento das encostas, intensificam os processos erosivos (Sampaio, Cordeiro e Bastos, 2016).

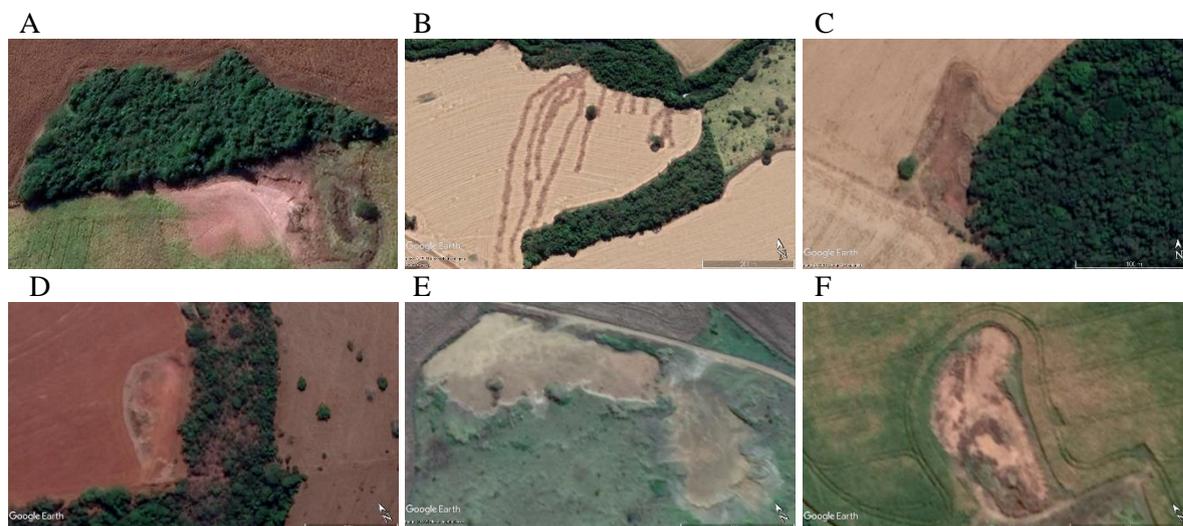


Figura 1.8 Áreas com erosão e ravinas presentes na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.
Fonte: Imagens de 2020 do Google Earth Pro.

Nessas classes de relevo ondulado e forte ondulado, pode-se identificar aumento no percentual da categoria de solo exposto, em relação as classes de relevo dos tipos plano e suave ondulado: inicialmente representando 0,23% de solo exposto na classe de relevo plano, a categoria alcança 0,43% na classe tipo forte ondulado. Nestes locais acontece maior tensão de cisalhamento, aumentando a capacidade de desagregação do solo e transportando grande quantidade do mesmo (Santos et al., 2021). E, mesmo em áreas com declives suaves, a ausência de boa cobertura vegetal agravado pela intensidade pluviométrica podem desencadear processos erosivos, por isso, a importância de práticas adicionais de conservação do solo e da água na bacia (Alves et al., 2018; Pinto et al., 2018; Fiorese, Silva e Torres, 2019).

Aneseyee et al., (2020) afirmam que a magnitude da erosão e produção de sedimentos têm relação com os parâmetros físicos (como a hipsometria e a declividade) da bacia, agravados por práticas de manejo e intensidade pluviométrica, sendo verificado em sua pesquisa que as áreas com maior declividade apresentam maior assoreamento de barragem e degradação do ecossistema na parte inferior da bacia. A declividade é um dos fatores topográficos com importante papel na distribuição e dinâmica das mudanças no uso e cobertura da terra. À exemplo, trata-se de um parâmetro utilizado para verificar a aptidão agrícola da área, indicando a viabilidade ou limitação quanto a mecanização e vulnerabilidade a erosão (Mendes et al.,

2021). E tanto as áreas favoráveis ao processo agrícola, quanto as com maiores declives devem passar por um processo de manejo planejado e gerido, visando a sustentabilidade ambiental. Isso porque tais mudanças podem impactar negativamente a biodiversidade, reduzir a produtividade do solo, aumentar a erosão a ponto de assoreá-la, afetar o escoamento superficial, a recarga da água subterrânea e a qualidade da água em uma bacia, podendo desvalorizar as propriedades rurais (Alves et al., 2018; Desta e Fetene, 2020; Santos et al., 2021).

Diante desse contexto, verifica-se que a erosão dos solos pode ser proveniente de causas naturais como a morfometria do relevo e aspectos físicos, mas também pode ser intensificada por ações antrópicas pelo uso do solo, e que este conjunto de fatores implicam em prejuízos a qualidade hídrica, seja pelo arraste de materiais superficiais e, conseqüente, assoreamento, eutrofização ou pelo aumento de contaminação dos cursos d'água devido aos poluentes (Fia et al., 2015; Sampaio, Cordeiro e Bastos, 2016; Pereira et al., 2020; Anjinho et al., 2021).

O estudo das relações entre variáveis morfométricas e os processos voltados ao desenvolvimento econômico pelo manejo da terra demonstram a necessidade de intervenções conservacionistas nas áreas investigadas, de modo a reestabelecer o equilíbrio ambiental, na forma instituída pela Lei nº 9.433 (Brasil, 1997), em que a bacia hidrográfica é uma unidade básica de planejamento e gestão ambiental que deve ser utilizada de forma racional e integrada (Alves et al., 2019), devendo o interesse coletivo prevalecer sobre os interesses políticos e econômicos (Servidoni et al., 2021). Para isso, sugere-se intensa fiscalização, de modo a recuperar as APPs, conservar as RLs e assegurar a aplicação das legislações pertinentes (Alves et al., 2019). Para a recuperação de áreas degradadas, é importante o levantamento das espécies nativas, de forma a acelerar o processo de sucessão florestal e o ressurgimento da fauna (Rodrigues et al., 2021).

4.4 Conclusão

Os parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do Rio Montividiu foram decisivos na determinação de aspectos predominantemente favoráveis a conservação local. Os resultados das variáveis principais foram comparados com valores de referência e observou-se que, a partir da análise do Kc (2,18), o Kf (0,13) e o Ic (0,21), a BHRM tem o formato alongado, com baixa suscetibilidade a enchentes devido ao pico de fluxo baixo com maior duração de tempo, característica comum nas bacias hidrográficas do Cerrado Goiano. Os valores do Cm

(2.012 m².m⁻¹), da Dd (0,49 km.km⁻²) e da Eps (1,006 km) devem-se ao fato da baixa declividade, reduzida capacidade de recarga hídrica e solo altamente permeável, que favorece o desenvolvimento de práticas agrícolas e atividades agropecuárias que devem ser conduzidas em conjunto com ações conservacionistas do solo e da água, pois há vulnerabilidade da bacia devido a longa distância do canal principal e elevada amplitude altimétrica (360 m).

Além disso, aspectos morfométricos da BHRM, como o Cm e a Eps, associados a remoção da vegetação nativa e mudanças na cobertura da terra implicaram em áreas degradadas com a presença de ravinas, erosão laminar e em sulcos, fatores que podem implicar em danos ao ecossistema, seja pela interferência na distribuição e disponibilidade da água, como também pela sua qualidade.

Considerando que os cenários podem mudar pela influência de diferentes fatores, como manejo do solo e variadas práticas de gestão, espera-se que o estudo seja base para implementação de medidas de mitigação específicas para atenuar os efeitos negativos à BHRM e aos que usufruem desse recurso. A adoção de meios conservacionistas pode evitar a perda de solo e a sedimentação, fortalecer o armazenamento e a qualidade da água.

Este estudo contribuirá com o gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, um corpo hídrico importante para a distribuição de água no município de Montividiu, Goiás. Subsidiará o desenvolvimento de políticas de manejo adequado nas adjacências do recurso hídrico e disponibilizará dados para à comunidade científica e população em geral.

São necessários outros estudos para melhor entender as relações entre aspectos físicos naturais, ações antrópicas e a conservação da BHRM. Assim, estão sendo realizados estudos sobre a transição do uso e cobertura da terra (de 2013 a 2020) e a erosão hídrica, gerando produtos cartográficos e resultados quantitativos sobre a dinâmica das ações antrópicas, os tipos de solo (refinamento na escala de 1:100.00), a erosão potencial (natural do ambiente) e erosão real (integração da erosão potencial e ações antrópicas).

4.5 Referências

Aires, A. A.; Costa, J. D.; Bezerra, J. M.; Rêgo, A. T. A., 2021. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica da barragem de Pau dos Ferros/RN. **Revista GEAMA**, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology, v. 7, n. 3, p.67-76. Disponível: <http://200.17.137.114/index.php/geama/article/view/4557>. Acesso: 05 fev. 2022.

Alam, A.; Ahmed, B.; Sammonds, P., 2020. Flash flood susceptibility assessment using the

parameters of drainage basin morphometry in SE Bangladesh. **Quaternary International**. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2020.04.047>. Acesso: 09 dez. 2020.

Alves, W. S.; Scopel, I.; Martins, A. P.; Morais, W. A., 2016. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Revista Geociências**, 35, n. 4. Disponível: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9978>. Acesso: 09 dez. 2020.

Alves, W. S.; Morais, W. A.; Saleh, B. B.; Santos, L. N. S., 2017. Análise de aspectos físicos da bacia do Córrego Bonsucesso, localizada em Jataí (GO), Brasil, apoiado em geotecnologias. **Revista Geográfica Acadêmica**, 11, n. 1. Disponível: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/4108>. Acesso: 09 dez. 2020.

Alves, W. S.; Martins, A. P.; Scopel, I.; Pereira, M. A. B., 2018. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão da Laje, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, 22. Disponível: <https://doi.org/10.5902/2236499431129>. Acesso: 09 dez. 2020.

Alves, W. S.; Morais, W. A.; Martins, A. P.; Aquino, D. S.; Pereira, M. A. B.; Saleh, B. B., 2019. Análise do uso da terra, da cobertura vegetal e da morfometria da bacia do Ribeirão Douradinho, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 12, n. 3. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p1093-1113>. Acesso: 09 dez. 2020.

Alves, W. S.; Martins, A. P.; Scopel, I., 2020. Análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra na bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, de 1987 a 2017. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 74, p. 01-20. Disponível: <https://doi.org/10.14393/RCG217442492>. Acesso: 20 jan. 2021.

Alves, W. S. et al., 2020. Morfometria da Bacia Hidrográfica do Rio Verdinho, Sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.07, p. 3636-3658. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3636-3658>. Acesso: 24 abr. 2021.

Alves, A. T. A.; Barros, V. H. de O., 2021. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Riacho das Garças, Pernambuco, Brasil. **Revista Semiárido De Visu**, Petrolina, v. 9, n. 2, p. 131-142. Disponível: <https://revistas.ifsertao-pe.edu.br/index.php/rsdv/article/view/236>. Acesso: 04 fev. 2022.

ANA – Agência Nacional de Águas, 2006. Drenagens da Base Cartográfica Vetorial Digital, geração de 22 de julho de 2006.

_____, 2020. Hidroweb v3.1.1: Séries Históricas de Estações. Disponível: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso: 20 ago. 2020.

Aneseyee, A. B. et al., 2020. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, vol. 728, 16. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>. Acesso: 14 dez. 2020.

Anjinho, P. S. et al., 2021. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>. Acesso: 01 fev. 2021.

Asfaw, D.; Workineh, G., 2019. Quantitative analysis of morphometry on Ribb and Gumara watersheds: Implications for soil and water conservation. **International Soil and Water Conservation Research** 7, ed. 2. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.003>. Acesso: 09 dez. 2020.

Assad, E. D. Et al., 1993. Veranicos na região dos cerrados brasileiros frequência e probabilidade de ocorrência. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 28, n. 9, set. Disponível: <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/3962>. Acesso: 08 abr. 2021.

Ayach, L. R.; Cunha, E. R.; Silva, L. F.; Bacani, V. M., 2012. Utilização de imagens Google Earth para mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Indaiá, MS. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.2, n.4, p.1801 – 1811. Disponível: <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2234/2113>. Acesso: 23 set. 2020.

Back, A. J.; Carlos, F. S.; Pavei, S. B., 2021. Análise Morfométrica da Bacia do Rio Timbé, localizada na Região do Município de Timbé do Sul/SC. In: 6º Simpósio Sobre Sistemas Sustentáveis, v. 5, 2021, Toledo, PR. Anais do 6º Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis, Editora GFM, 2021, p. 55-70.

Barbosa, E. H. B.; Ide, C. N.; Gonçalves, F. V., 2018. Análise Estatística de Comparação Entre os Modelos de Erosividade da Chuva (Fator R). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, 41, n. 2. Disponível: https://doi.org/10.11137/2018_2_133_140. Acesso: 09 dez. 2020.

Batista, D. F.; Cabral, J. B. P.; Rocha, T.; Barbosa, G. R., 2017. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio – GO. **Geoambiente Online**, 29. Disponível: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.50882>. Acesso: 09 dez. 2020.

Beltrame, A. da V., 1994. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. da UFSC.

Bertolini, W. Z.; Deodoro, S. C.; Boettcher, N., 2019. Análise Morfométrica da Bacia do Rio Barra Grande – Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia Online**, v. 20, n.1. Disponível: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v20i1.1506>. Acesso: 02 fev. 2022.

Borges, E. F. et al., 2020. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Grande, oeste da Bahia-BA. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.5. Disponível: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n5-584>. Acesso: 03 fev. 2022.

Braga, S. E.; Wanderley, R. A.; Holanda, T. F.; Caldas, A. M., 2020. Aplicação da Análise Hierárquica para mapeamento de risco de inundação: O caso no município de Limoeiro (Pernambuco – Brasil). **Meio Ambiente (Brasil)**, 2(1), p. 57-66. Disponível: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3969577>. Acesso: 05 fev. 2022.

Braga, S. E.; Caldas, A. M.; Rizzi Neto, E.; Silva, L. J. de S.; Perônico, A. M. B. L.; Wanderley, R. A.; Freitas, P. M. L. de.; Lima, J. R. de.; Cunha, C. R. R. O. da.; Abreu, B. S., 2021. Environmental conflict of land use in Tapacurá-PE hydrographic basin. **Research, Society and Development**, 10(2), e52310212833. Disponível: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12833>. Acesso: 05 fev. 2022.

Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso: 02 fev. 2021.

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, revogado o Código Florestal Brasileiro de 1965 e dá outras providências. Disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso: 03 out. 2020.

Caldas, A. M. et al., 2021. Morfometria, aspectos de qualidade físico-química e microbiológica da água e ações antrópicas em bacia hidrográfica na região de Mata Atlântica, Brasil. *Research, Society and Development*, v.10, n.5, e12210514656. Disponível: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i5.14656>. Acesso: 05 fev. 2022.

Calil, P. M. et al., 2012. Caracterização geomorfométrica e do uso do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Meia Ponte, Goiás. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, v.16, n.4, Campina Grande, abr. 2012. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000400014>. Acesso: 07 abr. 2021.

Câmara, G.; Queiroz, G. R., 2001. Arquitetura de Sistemas de Informação Geográfica. In: *Geoprocessamento: teoria e aplicações*. Org. Câmara, G.; Monteiro, A. M.; Davis, C. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível: <https://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>. Acesso: 06 abr. 2021.

Cardoso, M. R. D.; Marcuzzo, F. F. N.; Barros, J. R., 2014. Classificação climática de Köppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. *ACTA Geográfica*, Boa Vista, v.8, n.16, jan./mar., p.40-55. Disponível: <https://revista.ufrn.br/index.php/actageo/article/view/1384>. Acesso: 05 abr. 2021.

Cassino, R. F.; Ledru, M. P.; Santos, R. A.; Favier, C., 2020. Vegetation and fire variability in the central Cerrados (Brazil) during the Pleistocene-Holocene transition was influenced by oscillations in the SASM boundary belt. *Quaternary Science Reviews*, v. 232. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106209>. Acesso: 28 jan. 2021.

Castro, S. B.; Carvalho, T. M., 2009. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. *Scientia Plena*, 5, n. 2. Disponível: <https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/623>. Acesso: 09 dez. 2020.

Cavalcante, A. E. de Q.; Grigio, A. M.; Diodato, M. A., 2021. Morfometria e diagnóstico físico conservacionista (dfc) em 19 sub-bacias da bacia hidrográfica Apodi Mossoró. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.7, 3891-3909. Disponível: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/viewFile/250188/40415>. Acesso: 06 fev. 2022.

Cohen, J., 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educ. and Psychol. Meas.* 20, n. 1. Disponível: <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>. Acesso: 11 set. 2020.

Costa, A. A. D.; Galvanin, E. A. S.; Neves, S. M. A. S., 2020. Análise morfométrica da bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara, Mato Grosso – Brasil. *Geosul*, Florianópolis, v. 35, n. 74. Disponível: <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2020v35n74p483>. Acesso: 15 dez. 2020.

Charizopoulos, N.; Mourtziou, P.; Psilovikos, T., Psilovikos, A., & Karamoutsou, L., 2019. Morphometric analysis of the drainage network of Samos Island (northern Aegean Sea): Insights into tectonic control and flood hazards. **Comptes Rendus Geoscience**, 351, ed. 5. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2019.03.001>. Acesso: 09 dez. 2020.

Christofolletti, A., 1980. **Geomorfologia**. 2. ed. A Análise de Bacias Hidrográficas, p. 102-121. São Paulo: Edgard Blucher Ltda.

Crispim, D. L.; Bezerra, P. E. S.; Lima, G. V. B. de A.; Fernandes, L. L., 2021. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Quarenta Horas no município de Ananindeua, Pará. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v.11, n.1, p.1-10. Disponível: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/jhrs/article/view/248631>. Acesso: 04 fev. 2022.

Desta, H.; Fetene, A., 2020. Land-use and land-cover change in Lake Ziway watershed of the Ethiopian Central Rift Valley Region and its environmental impacts. **Land Use Policy**, 96. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104682>. Acesso: 09 dez. 2020.

Domazetović, F.; Šiljeg, A.; Lončar, N.; Marić, I., 2019. Development of automated multicriteria GIS analysis of gully erosion susceptibility. **Applied Geography**, 112. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102083>. Acesso: 09 dez. 2020.

ESA – European Space Agency. 2020. Copernicus (European Commission's Earth Observation Program) Open Access Hub. Disponível: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso: 07 ago. 2020.

ESRI, 2020. ArcGIS Desktop: Release 10.8.1[®]. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Félix, E. A.; Souza, C. A., 2017. Levantamento e análise morfométrica da hidrográfica do Rio Cabaçal – MT. XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física, Campinas – SP. Disponível: <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1779>. Acesso: 21 dez. 2020.

Fia, R. et al., 2015. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275. Disponível: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p267-275>. Acesso: 02 fev. 2021.

Fiorese, C. H. U.; Silva, G. A. Z.; Torres, H., 2019. Caracterização Morfométrica da Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão São João, estado do Espírito Santo. **Cadernos Camilliani**, v.16, n.2. Disponível: <http://www.saocamiloes.br/revista/index.php/cadernoscamilliani/article/view/356>. Acesso: 06 fev. 2022.

Fiorese, C. H. U.; Torres, H., 2019. Morfometria da sub-bacia hidrográfica do Córrego Amorim, em Muniz Freire-ES, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 16 n. 29, p. 157. Disponível: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2019a/agrar/morfometria.pdf>. Acesso: 12 maio 2021.

Fiorese, C. H., 2021. Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Mão Forte Quente, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Pesquisas Agrícolas**, v. 2 n. 1. Disponível: <https://pesquisasagricolas.com/index.php/rbpa/article/view/15>. Acesso: 05 fev.

2022

Franco, A. C. V.; Santo, M. A. D., 2015. Contribuição da morfometria para o estudo das inundações na sub-bacia do Rio Luís Alves/SC. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 3, p. 151-167. Disponível: <https://www.scielo.br/pdf/mercator/v14n3/1984-2201-mercator-14-03-0151.pdf>. Acesso: 12 maio 2021.

Girardi, R. et al., 2016. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 514-524, jul./set. Disponível: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>. Acesso: 24 abr. 2021.

Google, 2020. Google Earth Pro. Versão 2020. Imagem de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Rio Montividiu (GO). Disponível: <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/>. Acesso: 21 nov. 2020.

Hirata, A. A.; Burkert, D., 2020. Morfometria da bacia do Ribeirão Lajeado – SP. **Formação (Online)**, v. 27, n. 50. Disponível: <https://doi.org/10.33081/formacao.v27i50.6449>. Acesso: 12 maio 2021.

Horton, R. E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, New York, 56, n. 3. Disponível: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2). Acesso: 09 dez. 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1999. Noções básicas de cartografia. Manuais Técnicos em Geociências, n. 8. Rio de Janeiro, IBGE. Disponível: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv8595_v1.pdf. Acesso: 11 set. 2020.

_____, 2013. Manual Técnico de Uso da Terra. Manuais Técnicos em Geociências, n. 7. 3. ed. Rio de Janeiro, IBGE. Disponível: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso: 09 set. 2020.

_____, 2020. Brasil. População 2019 (estimativa). Disponível: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/go/montividiu.html>. Acesso: 29 jul. 2020.

Ker, J. C., 1997. Latossolos do Brasil: uma revisão. *Geonomos*, v. 5, n. 1, p. 17-40. Disponível: <https://doi.org/10.18285/geonomos.v5i1.187>. Acesso: 29 jan. 2021.

Lana, C. E.; Alves, J. M. de P.; Castro, P. de T. A., 2001. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque, MG – Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672001000200008>. Acesso: 21 dez. 2018.

Leal, M. S.; Tonello, K. C., 2016. Análise da morfometria e do uso e cobertura da terra da microbacia do Córrego Ipaneminha de Baixo, Sorocaba, SP. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 46, n. 4, p. 439-446. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5380/ufpr.v46i4.45809>. Acesso: 12 maio 2021.

Lollo, J. A., 1995. O uso da técnica de avaliação do terreno no processo de elaboração do mapeamento geotécnico: sistematização e aplicação na quadrícula de Campinas. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

268 p. Disponível: [10.13140/RG.2.1.2370.8322](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2370.8322). Acesso: 15 dez. 2020.

Lopes, I.; Ramos, C. M. C.; Leal, B. G., 2018. Caracterização morfométrica de bacia hidrográfica no semiárido de Pernambuco através de dados SRTM em softwares livre.

Journal of Hyperspectral Remote Sensing 8, p. 31-40. Disponível:

<http://doi.org/10.29150/jhrs.v8.1.p31-40>. Acesso: 04 fev. 2021.

Machado Filho, H. et al., 2016. Mudança do clima e os impactos na agricultura familiar no Norte e Nordeste do Brasil. IPC-IG Working Paper, n. 141. Disponível:

https://ipcig.org/pub/port/Mudanca_no_clima_e_os_impactos_na_agricultura_familiar.pdf. Acesso: 11 abr. 2021.

Malheiros, R., 2016. A influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma Cerrado.

Revista Brasileira de Climatologia, v. 19, ano 12, jul./dez. Disponível:

<http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v19i0.48876>. Acesso: 08 abr. 2021.

Martins, D. D. dos S.; Camargo, R. V.; Maciel, G. F.; Serra, J. C. V.; Zukowski Junior, J. C., 2021. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras no município de Palmas – TO. **Revista AIDIS**, v. 14, n.1. Disponível:

<http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.71014>. Acesso: 04 fev. 2022.

Medeiros, R. B.; Berezuk, A. G.; Pinto, A. L., 2019. Análise da morfometria do relevo da bacia hidrográfica do Rio Mimoso, Mato Grosso do Sul Brasil. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.13, n. 32. Disponível: <https://revista.ufr.br/actageo/article/view/5139>. Acesso: 15 dez. 2020.

Medeiros, F. H. F.; Silva, P. C. M.; Lunardi, D. G., 2019. Análise comparativa de classificações supervisionadas aplicadas a zona de amortecimento de um Parque Nacional no bioma Caatinga. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada: Geografia física e as mudanças globais. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza/CE, 11-15 jun. 2019.

Disponível: <http://www.editora.ufc.br/images/imagens/pdf/geografia-fisica-e-as-mudancas-globais/1021.pdf>. Acesso: 23 set. 2020.

Mehri, A. et al., 2018. Investigation of likely effects of land use planning on reduction of soil erosion rate in river basins: Case study of the Gharesoo River Basin. **Catena**, v. 167, p. 116-129. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.026>. Acesso: 24 abr. 2021.

Melton, M. A., 1957. An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology. 11. ed. New York: Columbia University, Department of Geology. Disponível: <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/148373.pdf>. Acesso: 09 dez. 2020.

Mendes, D. M.; Costa, D. P.; Rosa, D. M.; Vendruscolo, J.; Cavalheiro, W. C. S.; Rodrigues, A. A. M., 2021. Morfometria e desmatamento da microbacia do rio Pirarara, Cacoal, Rondônia. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 9, e3310917266. Disponível: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i9.17266>. Acesso: 07 fev. 2022.

Mioto, C. L. et al., 2014. Morfometria de Bacias Hidrográficas Através de SIGs Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências (IGEO)**, v. 37, n. 2. Disponível:

http://dx.doi.org/10.11137/2014_2_16_22. Acesso: 12 maio 2021.

- Moura, D. M. B. et al., 2018. O uso de geotecnologias na análise morfométrica da alta bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio, no município de Iporá – Goiás, Brasil. **GeoFocus** (Artículos), n. 21. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21138/GF.493>. Acesso: 15 dez. 2020.
- Moura, D. M. B.; Oliveira, I. J.; Nascimento, D. T. F.; Sousa, F. A., 2020. Refinamento do mapa de solos da alta bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Marta, estado de Goiás, Brasil. **Caderno de Geografia**, v. 30, n. 62, p. 865-889. Disponível: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2020v30n62p865>. Acesso: 06 abr.2021.
- Muller, V. C., 1953. A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area, Virginia and Tennessee. 3. ed. New York: Columbia University, Department of Geology, n. 3. Disponível: <https://doi.org/10.1086/626413>. Acesso: 09 dez. 2020.
- NASA – National Aeronautics and Space Administration, 2000. Shuttle Radar Topography Mission. Disponível: <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/mission.htm>. Acesso: 14 out. 2020.
- Oliveira, I. J., 2014. Chapadões descerrados: relações entre vegetação, relevo e uso das terras em Goiás. In: Boletim Goiano de Geografia, v. 34, n. 2, p. 311-336. Disponível: <https://doi.org/10.5216/bgg.v34i2.31734>. Acesso: 30 jan. 2021.
- Pereira, M. A. B. et al., 2020. Qualidade Hídrica da Cachoeira do Rio São Tomás, no Município de Rio Verde, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.01, p. 377-390. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p377-390>. Acesso: 02 fev. 2021.
- Piedade, G. C. R., 1980. Evolução de voçorocas em bacias hidrográficas do município de Botucatu, SP. 161 p. Tese (Livre Docência). Botucatu/SP, FCA/UNESP.
- Pinto, V. R.; Pierangeli, M. A. P.; Souza, C. A.; Neves, S. M. A. S.; Silva, C. J., 2018. Morfometria da Bacia Hidrográfica do Rio Sararé, Sudoeste de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 11, n. 5. Disponível:<https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1721-1731>. Acesso: 09 dez. 2020.
- Queiroz, P. H. B.; Crispim, A. B.; Silva, J. M. O.; Sales, M. C. L., 2017. Parâmetros morfométricos lineares e zonais aplicados a um segmento do médio curso da bacia hidrográfica do Rio Pacoti – CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, Sobral/CE, v. 19, n. 1. Disponível: <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/284>. Acesso: 30 dez. 2020.
- Radwan, F.; Alazba, A. A.; Mossad, A., 2020. Analyzing the geomorphometric characteristics of semiarid urban watersheds based on an integrated GIS-based approach. **Modeling Earth Systems and Environment**, v.6, p.1913–1932. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00802-0>. Acesso: 04 fev. 2022.
- Rex, F. E.; Kafer, P. S.; Debastiani, A. B.; Kazama, V. S., 2018. Potencial de imagens MSI (Sentinel-2) para classificação do uso e cobertura da terra. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 15 n. 27; p. 219. Disponível: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/581>. Acesso: 23 set. 2020.
- Rodrigues, V. A.; Cardoso, L. G.; Pollo, R. A., 2015. Caracterização morfológica de

microbacia na cuesta de Botucatu, São Paulo, Brasil. **Irriga**, Botucatu, Edição Especial, 20 anos Irriga + 50 anos FCA. Disponível: <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v1n1p211>. Acesso: 22 dez. 2020.

Rodrigues, L. da C.; Neves, S. M. A. da S.; Silva, M. B.; Paiva, S. L. P.; Kreitlow, J. P., 2021. Análises da transformação antrópica e morfométrica da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Mato Grosso, Brasil. *Geo UERJ*, Rio de Janeiro, n. 39, e57306. Disponível: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/geouerj/article/view/57306>. Acesso: 04 fev. 2022.

Rossete, A. N.; Pesamosca, C.; Araújo, A. N., 2021. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Darro, Querência – Mato Grosso. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer – Jandaia-GO*, v.18 n.38; p. 171. Disponível: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2021D/caracterizacao%20morfometrica.pdf>. Acesso: 04 fev. 2022.

Rural Minas. Fundação Rural Minas, 2005. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

Sahoo, R.; Jain, V., 2018. Sensitivity of drainage morphometry based hydrological response (GIUH) of a river basin to the spatial resolution of DEM data. **Computers & Geosciences**, 111. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.10.001>. Acesso: 09 dez. 2020.

Sampaio, A. C. P.; Cordeiro, A. M. N.; Bastos, F. H., 2016. Susceptibilidade à erosão relacionada ao escoamento superficial na sub-bacia do Alto Mundaú, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 1, p. 125-143. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v9.1.p125-143>. Acesso: 21 jan. 2021.

Santos, G. O.; Silva, A. A.; Braz, A. R. C.; Carneiro, F. M., 2018a. Caracterização morfométrica das bacias hidrográficas inseridas no município de Rio Verde, Goiás, como ferramenta ao planejamento urbano e agrícola. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, 22, n. 17. Disponível: <https://doi.org/10.5902/2236499426572>. Acesso: 09 dez. 2020.

Santos, L. A.; Sousa, T. M.; Lima, I. M. M. F., 2018b. Hydrogeomorphological Characterization of the Riacho Riachão do Natal River Basin, Piauí, Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 11, n. 01. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p357-370>. Acesso: 09 dez. 2020.

Santos, H. G. et al., 2018c. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa.

Santos, L. S.; Nahum, J. S.; Santos, C. B.; Silva Júnior, O. M., 2019. Paisagem rural da microrregião de Tomé-Açu sob a ótica bertrandiana. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.07, p.2694-2715. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.7.p2694-2715>. Acesso: 04 fev. 2022.

Santos, K. A. dos; Formiga, K. T. M.; Braga, V. S.; Faria, K. M. S., 2021. Mudanças morfológicas na bacia hidrográfica do Córrego Barreiro ao longo do processo de urbanização, Goiânia – GO. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 13, e20200047. Disponível: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200047>. Acesso: 07 fev. 2022.

Santos, A. G. B.; Bezerra, A. C.; Nascimento, A. H. C.; Souza, L. S. B.; Silva, J. L. B.; Moura, G. B. de A., 2021. Caracterização Morfométrica e Uso e Ocupação do Solo em Bacia Hidrográfica do Semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Geografia Física** v14, n2, 1036-1043. Disponível:

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/download/244869/38690>. Acesso: 07 fev. 2022.

Santos, G. L. et al., 2021. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, v. 482, fev. 2021. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118875>. Acesso em: 09 abr. 2021.

Schnorr, G. G.; Scoti, A. A. V.; Petsch, C., 2021. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí: Centro do Rio Grande do Sul. **Revista Geonorte**, v.12, n.39, p.44-63. Disponível: <https://doi.org/10.21170/geonorte.2021.V.12.N.39.44.63>. Acesso: 04 fev. 2022.

Schumm, S. A., 1956. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, New York, 67, n. 5. Disponível: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2). Acesso: 09 dez. 2020.

Schumm, S. A., 1963. A tentative classification of alluvial river channels. U.S. **Geological Survey Circular**, n. 477, Washington. Disponível: <https://pubs.usgs.gov/circ/1963/0477/report.pdf>. Acesso: 09 dez. 2020.

SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Goiás. 2018. Planilhas de dados: usos por bacias hidrográficas. Disponível: <https://www.meioambiente.go.gov.br/>. Acesso: 29 jul. 2020.

Servidoni, L. E.; Ayer, J. E. B.; Estella, P. V. M.; Oliveira, G. H.; Mincato, R. L., 2021. Atributos morfométricos e hidrológicos da Bacia Hidrográfica do Alto Sapucaí, Minas Gerais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, e169817. Disponível: <https://doi.org/10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.169817>. Acesso: 07 fev. 2022.

SIEG – Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás. 2020. Downloads/SIG – Shapefiles. Disponível: <http://www.sieg.go.gov.br>. Acesso: 14 out. 2020.

Silva, A. F. da; Farias, C. W. L. de A., 2021. Análise morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú utilizando o modelo SWAT. **Revista Semiárido De Visu**, Petrolina, v. 9, n. 2, p. 76-86. Disponível: <https://doi.org/10.31416/rsdv.v9i2.216>. Acesso: 03 fev. 2022.

Silva, J. X., 2009a. O que é geoprocessamento? *Revista do Crea RJ*, v. 79, p. 42-44. Disponível: <http://www.ufrj.br/lga/tiagomarin/artigos/oqueegeoprocessamento.pdf>. Acesso: 09 abr. 2021.

Silva, L. L., 2009b. Influência das precipitações na produtividade agrícola no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.4, p.454–461. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000400013>. Acesso: 11 abr. 2021.

Silva, G. C.; Almeida, F. de P.; Almeida, R. T. S.; Mesquita, M.; Alves Júnior, J., 2018. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho Rangel – Piauí, Brasil.

Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 15 n. 28. Disponível: [10.18677/EnciBio_2018B22](https://doi.org/10.18677/EnciBio_2018B22). Acesso: 21 dez. 2020.

Silva, A. S.; Rosa, R., 2019. Mapa de capacidade e potencial do uso da terra do município de Catalão (GO). **Caderno de Geografia**, 29, n. 59. Disponível: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2019v29n59p954>. Acesso: 09 dez. 2020.

Silva, F. A. M. et al., 2019a. Impact of conservation agriculture on the agronomic and environmental performances of maize cropping under contrasting climatic conditions of the Brazilian Cerrado. **Field Crops Research**, v. 230, p. 72-83. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.10.009>. Acesso: 09 abr. 2021.

Silva, I. B.; Silva, M. V. C., 2021. Aspectos morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Patu-CE. **Revista Georaguaiá**, v.11, n.2. Disponível: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/10132>. Acesso: 03 fev. 2021.

Silva, M. R. S. S.; Castro, A. P.; Kruger, R. H.; Bustamante, M., 2019b. Soil bacterial communities in the Brazilian Cerrado: Response to vegetation type and management. **Acta Oecologica**, v. 100. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103463>. Acesso: 28 jan. 2020.

Sofia, G., 2020. Combining geomorphometry, feature extraction techniques and Earth-surface processes research: The way forward. **Geomorphology**, v. 355, 107055. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107055>. Acesso: 02 fev. 2022.

Sousa, M. S.; Scopel, I.; Peixinho, D. M.; Carvalho, N. R., 2006. Compartimentação geomorfológica do Sudoeste de Goiás e relação com a situação de areais. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia. Geomorfologia Tropical e Subtropical: Processos, Métodos e Técnicas. Goiânia, 6-10 set. 2006. Disponível: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/868/o/2006_Sinageo_Marluce.pdf?1457636234. Acesso: 29 jan. 2021.

Sousa, F. A.; Rodrigues, S. C., 2012. Aspectos morfométricos como subsídio ao estudo da condutividade hidráulica e suscetibilidade erosiva dos solos. **Mercator**, Fortaleza, v. 11, n. 25. Disponível: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=273624812011>. Acesso: 15 dez. 2020.

Souza, C. F.; Pertille, C. T.; Corrêa, B. J. S.; Vieira, F. S., 2017. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Ivaí – Paraná. **Geoambiente On-Line**, n. 29. Disponível: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.50602>. Acesso: 30 dez. 2020.

Souza, E. G. F.; Nascimento, A. H. C.; Cruz, E. A.; Pereira, D. de F.; Silva, T. P.; Freire, W. A., 2021. Delimitação e caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho do Navio, Pernambuco, a partir de dados SRTM processados no QGIS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.03, p. 1530-1540. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1530-1540>. Acesso: 04 fev. 2022.

Souza, J. C. de; Nunes, N. N. A.; Herculano, R. M. da C. S., 2021. Unidades de paisagem e dinâmica temporal do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio das Pedras, Goiás, Brasil. **Revista Cerrados (Unimontes)**, v.19, n.01. Disponível:

<https://doi.org/10.46551/rc24482692202101%20>
. Acesso: 07 fev. 2022.

Spanghero, P. E. S. F.; Meliani, P. F.; Mendes, J. S., 2015. Mapeamento hidrográfico de detalhe e análise morfométrica comparativa das bacias dos rios Tijuípe e Tijuipinho, Litoral Sul da Bahia. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 16, n. 53. Disponível: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/27861>. Acesso: 15 dez. 2020.

Strahler, A. N., 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, New York, 63, n. 11. Disponível: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2). Acesso: 09 dez. 2020.

Strahler, A. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, 6. Disponível: <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>. Acesso: 14 dez. 2020.

Tsvetkova, O.; Randhir, T. O., 2019. Spatial and temporal uncertainty in climatic impacts on watershed systems. **Science of The Total Environment**, 687. Disponível: [10.1016/j.scitotenv.2019.06.141](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.141). Acesso: 09 dez. 2020.

USGS – United States Geological Survey, 2020. Disponível: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso: 14 out. 2020.

UFV. UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA, 2005. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

Vale, J. R. B.; Costa, L. S.; Pimentel, M. A. S., 2021. Análise da morfometria e do uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba, Zona Costeira Amazônica. **Geosul**, Florianópolis, v. 36, n. 78, p. 537-557. Disponível: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e72705>. Acesso: 04 fev. 2021.

Venceslau, F. R.; Miyazaki, L. C. P., 2019. Processos, análises e gestão de bacias hidrográficas em ambientes urbanos: o caso do córrego São José – Ituiutaba/MG. **Revista Geografia em Atos (Online)**, v.2, n.9, p.71-92. Disponível:<https://doi.org/10.35416/geoatos.v2i9.6342>. Acesso: 05 fev. 2022.

Villela, S. M.; Mattos, A., 1975. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil.

Wegner, N.; Mercante, E.; Mendes, I. S.; Ganascini, D.; Correa, M. M.; Maggi, M. F.; Vilas Boas, M. A.; Wrublack, S. C.; Siqueira, J. A. C., 2020. Hydro energy potential considering environmental variables and water availability in Paraná Hydrographic Basin 3. **Journal of Hydrology**, 580. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124183>. Acesso: 09 dez. 2020.

5. CAPÍTULO 2 – ARTIGO 2

ANÁLISE DA TRANSIÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA: SUBSÍDIO À POLÍTICAS PÚBLICAS DE USO DO SOLO NA SAVANA BRASILEIRA

(Artigo submetido e aceito na Revista Brasileira de Geografia Física, ISSN: 1984-2295)

RESUMO

As mudanças no uso e cobertura da terra para atender demandas humanas têm provocado desequilíbrio nos ecossistemas. Assim, compreender a dinâmica espaço-temporal das transformações do uso do solo permite disponibilizar embasamento técnico-científico para proteção de áreas vulneráveis, o que é possível por meio da aplicação de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e de produtos de sensoriamento remoto. Com isso, objetivou-se analisar as mudanças no uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2020 na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, no estado de Goiás, Brasil, utilizando imagens do sensor Operational Land Imager (OLI). A verificação do padrão e magnitude das mudanças no uso da terra e os fatores que influenciaram no processo ocorreram pela sinergia de dados orbitais, observação em campo e análise geoespacial com a Matriz de Tabulação Cruzada. Foram identificadas conversões entre as classes de pastagem, solo exposto, agricultura, vegetação natural do Cerrado, indústria, construção rural, água e outras, com destaque para o domínio de áreas agrícolas desde 2013, redução da vegetação nativa e expansão de áreas de solo exposto, industrial, urbana, de áreas destinadas ao plantio de eucalipto e de construção rural. Os resultados retrataram as transformações na cobertura do solo e as implicações ambientais das mudanças no uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, fornecendo dados para subsidiar políticas de uso da terra local e outros estudos.

Palavras-chave: Ações antrópicas. Geotecnologias. Recursos hídricos. Políticas de uso do solo.

ABSTRACT

The changes in the land use and cover to supply the human demands have caused an unbalance in the ecosystems. Therefore, understanding the space-time dynamics of the transformations of soil use allows enabling technical-scientific basis to protect vulnerable areas, which is possible through the application of the Geographic Information System (GIS), and remote sensing products. Thus, the objective was to analyze the changes of the land use and cover in the years of 2013 and 2020 in the hydrographic basin of Montividiu River, in Goiás state, Brazil, using images of Operational Land Imager (OLI) system. The changes verification of the pattern and magnitude of the land use and factors that have influenced the process occurred by a synergy of orbital data, observation on the field, and geospatial analysis with the Cross-tabulation Matrix. Conversions between classes of pasture, exposed soil, agriculture, Cerrado's natural vegetation, industry, rural buildings, water, and others, were identified, emphasizing the domain of agriculture areas since 2013, with decrease of native vegetation, and expansion of areas of exposed soil, industries areas, urban areas, areas destined to eucalyptus plantation, and rural buildings. The results showed transformations in the soil cover, and the environmental implications of the changes of land use in the hydrographic basin of Montividiu River, enabling data to subsidize policies of local land use and other studies.

Keywords: Anthropic actions. Geotechnologies. Water resources. Soil use policies.

5.1 Introdução

Ações antropogênicas crescentes refletem na remoção da vegetação, na expansão agrícola, no crescimento populacional, na urbanização, na política de posse de terra e na variabilidade climática (Belay e Mengistu, 2019; Degife et al., 2019), afetando também o fluxo de energia de uma bacia hidrográfica com alteração no regime hidrológico, na erosão e no dinamismo da perda de solo e carreamento de sedimentos (Adhami et al., 2019; Aneseyee et al., 2020; Desta e Fetene, 2020; Kusi et al., 2020), atingindo o serviço de abastecimento de água, que apresenta diferenças espaciais significativas entre a disponibilidade e a demanda, com déficits e incompatibilidades hídricas que repercutem efeitos prejudiciais à sobrevivência e o desenvolvimento humano (Chen et al., 2020). Além disso, a qualidade das águas é fortemente influenciada pelo uso e manejo dos solos de uma bacia hidrográfica. O regime hídrico influencia o arraste de materiais superficiais no período chuvoso, bem como o aumento das concentrações de poluentes advindos dos despejos, pelo fato da redução do volume de água escoado no período de estiagem (Fia et al., 2015). Passos et al., (2021) relacionam tais impactos ao mau gerenciamento do espaço, não sendo aplicados a estes critérios técnicos ou ambientais que visem respeitar a capacidade de suporte da natureza.

Nesse contexto de mudanças no uso do solo, destaca-se a necessidade de proteção dos ecossistemas, dentre eles o Cerrado que concentra a maior produção nacional de soja, colocando o país em primeiro lugar no ranking global de produção (CONAB, 2021). A cultura de soja representa 90% da expansão da área agrícola no Brasil, e corresponde a 9,5 milhões de hectares entre 2000 e 2017, sendo 5 milhões somente entre 2007 e 2014. Por outro lado, o Cerrado é o bioma menos protegido no país com apenas 8,1% de sua extensão legalmente assegurada. Isso porque as políticas ambientais, desde o início dos anos 2000, concentraram-se na proteção da Amazônia. Tanto a Moratória da Soja quanto o Código Florestal negligenciaram a proteção do Cerrado, impulsionando o avanço da fronteira agrícola às custas da degradação da vegetação nativa da região (Magalhães et al., 2020), justificando pela grande disponibilidade de terras baratas, topografia plana, regime favorável de chuvas e pela disseminação de tecnologia química, viabilizando a correção da acidez dos solos do Cerrado (Lopes et al., 2020). Assim, o Cerrado passou por grandes transformações na paisagem com a expansão da agricultura e pastagem, o que aumentou a pressão para a conservação da biodiversidade (Gonçalves et al., 2020).

Historicamente, os programas apoiados pelo governo para estimular a ocupação do Cerrado são destaque a partir de 1970 por causa da construção de modais que davam acesso a nova capital brasileira (Brasília), ocasionando profundas mudanças na paisagem (Machado e Walter, 1995; Bonanomi et al., 2019). A combinação do desenvolvimento rural com as políticas de conservação requer ações governamentais que abordem de forma apropriada o tema, afinal, a intensidade e o ritmo da transformação do uso do solo estão associados, dentre outras motivações, a diferentes graus de capitalização, uso de insumos agrícolas e rendas obtidas entre os tipos de fronteira (Schielein e Börner, 2018). Neste contexto, foram instituídos programas de intensificação apoiados pelo governo, como a criação do Programa de Desenvolvimento do Cerrado (Polocentro) em 1975 e o Programa Nipo-Brasileiro de Cooperação para o Desenvolvimento do Cerrado (Prodecer) iniciado em 1979, ambos munidos de recursos substanciais para financiar infraestrutura e incentivos fiscais para subsidiar as atividades econômicas (Almeida e Buainain, 2016; Alves et al., 2020; Lopes et al., 2020).

O Polocentro foi implementado mediante a articulação do Governo Federal brasileiro em conjunto com os Governos dos estados de Goiás, Minas Gerais e Mato Grosso (Brasil, 1975), e colocou a região Centro-Oeste do Brasil como potencial produtora de grãos, de fibras, de proteína animal e de energia (Wagner, 1982), pois proporcionou a criação de infraestrutura e viabilizou investimentos por parte dos produtores rurais (Bastos, Barbosa e Oliveira, 2012). O programa, que ficou ativo de 1975 a 1980, foi executado em 12 polos dos estados brasileiros envolvidos e estima-se que tenha influenciado na ocupação de 2,4 milhões de ha (30% da área total da região do programa a que se desejava atingir com a agricultura). Ainda, uma das metas do Polocentro era que 60% da área explorada fosse destinada a diferentes culturas, no entanto, uma extensão significativa das áreas foram ocupadas pela pecuária e parte dos espaços pelo cultivo de soja (com transição de 80.000 ha para 508.289 ha durante a vigência do programa), apresentando pouca diversificação na produção (Pires, 2000).

Assim, devido à ineficiência produtiva e intensificação do processo inflacionário brasileiro, verificou-se que somente subsídios não eram suficientes para alcançar os objetivos do programa, apontando para a necessidade de intervenção no processo agrícola. Afinal, os recursos até então investidos ocasionaram aumento no preço das terras e não representaram maior número de empregos, com redução de pequenas propriedades rurais. Com isso, houve

avanço nas negociações para efetivação do Prodecer que envolvia os governos brasileiro e japonês (Pires, 2000; Paiva et al., 2017).

O Prodecer, por sua vez, caracteriza-se pela inserção de dinheiro privado, proveniente de capital internacional, nas práticas agrícolas, que culminou em alterações na dinâmica do uso da terra (Bastos, Barbosa e Oliveira, 2012). A fusão do capital se deu pelo interesse do governo japonês em importar grãos e o programa foi desenvolvido em etapas: a primeira fase consistiu em projetos de colonização e de aplicação de capital no estado de Minas Gerais (Brasil); a segunda etapa, denominada Prodecer II, foi executada nos estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Bahia (Brasil); e, o Prodecer III foi desenvolvido nos estados de Tocantins e Maranhão (Brasil). O programa abarcava a inserção de áreas agrícolas, definia os procedimentos para uso da terra (tecnologias a serem implementadas e tipo de cultivo), realizava seleção de colonos, coordenava os produtores rurais por meio de cooperativas e a distribuição da produção, disponibilizava assessoria aos governos na esfera federal e estaduais quanto a construção de infraestrutura (Pires, 2000; Santos, 2017). Desta forma, em relação aos projetos de colonização, os resultados ultrapassaram as metas iniciais do Prodecer (Paez et al., 1984). O sudoeste goiano, inserido neste cenário de Revolução Verde que ocorreu a partir de 1970, foi favorecido pelos aspectos físicos/naturais (relevo plano, solos profundos e com boa drenagem) e políticos (o Prodecer permitiu a expansão agropecuária da microrregião) (Lemes et al., 2021). No entanto, apesar de todo o planejamento, o programa trouxe prejuízos econômicos e ambientais na região, marcados pela inadimplência dos colonos e desistência de empreendimentos – o abandono de áreas já cultivadas implicava em abertura de novas áreas do Cerrado por serem mais baratas (Pires, 2000).

Além destes, o Centro de Pesquisa Agropecuária do Cerrado (CPAC) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) objetivava avaliar os recursos naturais como solo, clima e vegetação; expandir as atividades agrícolas com a superação dos fatores limitantes ao processo (acidez, baixa fertilidade do solo e deficiência hídrica); e, promover o desenvolvimento da pecuária e fruticultura (EMBRAPA, 2012). A nova infraestrutura associada a alta tecnologia no campo culminou para a instalação de unidades agroindustriais na região de Rio Verde (GO), alterando o cenário do Centro-Oeste com a expansão das indústrias e, conseqüente, geração de empregos (Sano, 2011). A produção de alimentos para abastecer as cidades gerou disputa entre os usos do solo, resultando ao longo dos anos um arranjo dinâmico

que pleiteia políticas modernas, como o recente lançamento da Inovagro, um projeto do Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) capaz de estimular a demanda por terras em novas áreas de fronteira (Schielein e Börner, 2018).

Dadas as discussões sobre as transformações espaciais e a vulnerabilidade hídrica, diferentes estudos buscam representar a dinâmica espacial e temporal desse desenvolvimento oriundo da “integração nacional” (Lopes et al., 2020), com uma dinâmica evolutiva marcada pelos usos que mais consomem água no mundo (como agricultura, usos industriais e urbanos) (Damaceno et al., 2021). Neste cenário, a identificação e classificação dos elementos que ocupam a superfície terrestre são fundamentais para o reconhecimento do ambiente (Lemes et al., 2021). O uso do sensoriamento remoto como ferramenta para estudos de extensas áreas geográficas viabiliza o monitoramento ambiental de forma econômica ao capturar informações da atmosfera e disponibilizá-la como produto a ser classificado e validado (Jin et al., 2019). A classificação é o processo que torna os dados utilizáveis com inúmeros fatores que influenciam na qualidade do produto, como o tipo de imagem, opções de classe, validação, técnicas de pré e pós-processamento e dados auxiliares (Meneses et al., 2012; Khatami et al., 2016). Essa compilação de dados espacializados é viabilizada por meio dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que favorecem o diagnóstico e a caracterização de territórios de interesse (Silva et al., 2021).

Após a elaboração e validação dos mapas, Pontius Junior et al., (2004) propõem utilizar a Matriz de Tabulação Cruzada para análise das mudanças no uso e cobertura da terra, identificando o quantitativo de alterações nas áreas por meio da relação das classes em momentos distintos para verificar a perda ou ganho de espaço, sendo um método adotado nos estudos de Suarez e Soares Filho (2013), Teferi et al., (2013), Campos e Queiroz Filho (2017), Belay e Mengistu (2019), Degife et al., (2019), Neves et al., (2019), Alves et al., (2018b), Alves et al., (2021) e outros.

Assim, verifica-se a importância da utilização da inteligência geoespacial, observações de satélite ou *in loco* associados a modelos matemáticos, para explorar as variações espaço-temporais e entender as transformações do ecossistema regional (Huang et al., 2019; Jin et al., 2019). Conforme Alves et al., (2018b), a gestão territorial e ambiental são beneficiadas pelo uso de geotecnologias em estudos de bacias hidrográficas, isso porque há o fornecimento de dados confiáveis em tempo hábil, sendo o uso dos métodos prático e econômico. Para Silva e

Rosa (2019), frente a tantos reordenamentos espaciais na paisagem do Cerrado, a incorporação de métodos de geoprocessamento é necessária e positiva para se fazer mapeamentos com qualidade, utilizando aparatos compatíveis e de baixo custo. Conhecer melhor o espaço geográfico é importante para realizar o diagnóstico e o planejamento do uso potencial da terra, possibilitando a tomada de decisão pelos órgãos ambientais (Fia et al., 2015).

Diante do exposto, e considerando que há lacuna no conhecimento do Cerrado brasileiro por causa dos poucos estudos desenvolvidos na região e da importância destes para a elaboração de estratégias de conservação eficientes e suficientes para o bioma (Gonçalves et al., 2020), tendo em vista que as mudanças no uso e cobertura da terra nos últimos anos suprimiram áreas de vegetação do Cerrado, implicando em impactos ambientais relevantes em bacias hidrográficas, objetivou-se analisar as mudanças no uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2020 na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, no estado de Goiás, Savana Brasileira, utilizando imagens do sensor Operational Land Imager (OLI). Este sensor está acoplado ao Landsat 8, satélite lançado em 2013 que disponibiliza imagens com resolução espacial de 15 m. Apesar da abundante literatura sobre sensoriamento remoto, entretanto, os estudos sobre o uso do sensor OLI para análise das transformações da terra em diferentes anos ainda são incomuns. Os critérios do sensor OLI e a sensibilidade para determinar amplitudes de radiancias favorecem a compreensão da dinâmica do uso e cobertura vegetal, pois as imagens geradas não se distinguem pela resolução espacial.

A bacia hidrográfica do Rio Montividiu tem importância ambiental, econômica e social, na qual há alta produtividade agropecuária, além de ser fonte de água para diversos usos. Os resultados fornecerão base científica para otimização do planejamento e o gerenciamento da bacia hidrográfica, além de favorecer melhorias ao bem-estar da sociedade.

5.2 Materiais e métodos

5.2.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada no sudoeste do estado de Goiás, especificamente no município de Montividiu (Figura 1.9). A bacia hidrográfica do Rio Montividiu encontra-se entre as coordenadas geográficas 17°19'5.69"S/ 51°40'46.18"O e 17°19'16.70"S/ 50°59'18.32"O, com foz no Rio Verde ou Rio Verdão, sendo a principal fonte de captação de água para abastecimento da população urbana do município, com outorga de 60 L.s⁻¹, de acordo com o

processo nº 18922015 de 26/12/2015 (SEMAD, 2018). Além disso, esse corpo hídrico é fonte de água para a produção agrícola irrigada (principalmente soja e milho) e pecuária.

A bacia está inserida no bioma Cerrado (Savana Brasileira), sendo que este corresponde a 22% do território brasileiro (2 milhões de km²) e é composto por diferentes fitofisionomias (savana, floresta e vegetação arbustiva campestre) (Ribeiro, Diniz-Filho e Barberi, 2010; Roitman et al., 2018; Hidasi-Neto et al., 2019; Oliveira et al., 2019; Borges e Loyola, 2020; Silva et al., 2021). Essa diversidade se deve a precipitação sazonal, as características geotécnicas, o regime de fogo e se caracteriza pela posição estratégica que o institui como um corredor ecológico (Ribeiro, Diniz-Filho e Barberi, 2010).

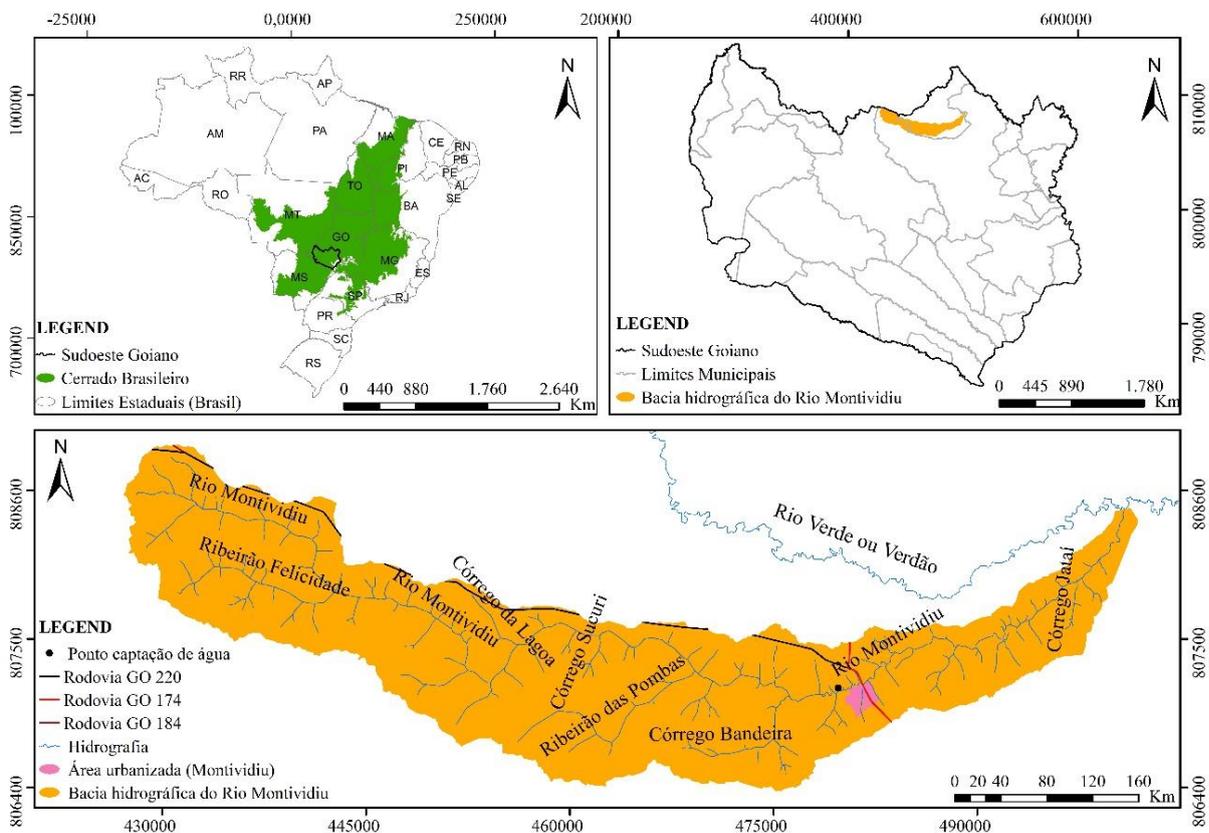


Figura 1.9 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Mapa organizado pelos autores a partir das bases de dados geográficas disponibilizadas pelo SIEG (2020). Elaborado no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

Trata-se de uma área com alta instabilidade climática e elevada degradação da vegetação natural, o que a torna vulnerável as mudanças ambientais (Borges e Loyola, 2020) – por exemplo, estima-se que até o ano de 2050, de 31% a 34% da vegetação nativa remanescente

será extinta pela falta de proteção mínima e a pressão oriunda da expansão da agricultura (Borges et al., 2019).

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, a posição da área de estudo repercute a tipologia climática Aw, caracterizada por clima tropical com chuva de verão, possuindo duas estações bem definidas: outono e inverno seco (de maio a setembro) e primavera/verão chuvoso (de outubro a abril), e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C (Oliveira et al., 2019; Moura, 2021). Quanto a precipitação pluviométrica, observou-se a estação meteorológica de Montividiu (código 1751004) ao longo de 34 anos (de janeiro de 1986 a dezembro de 2019), verificando a média dos totais mensais de 120,54 mm e o índice médio anual de 1.446,44 mm (Figura 1.10) (ANA, 2020).

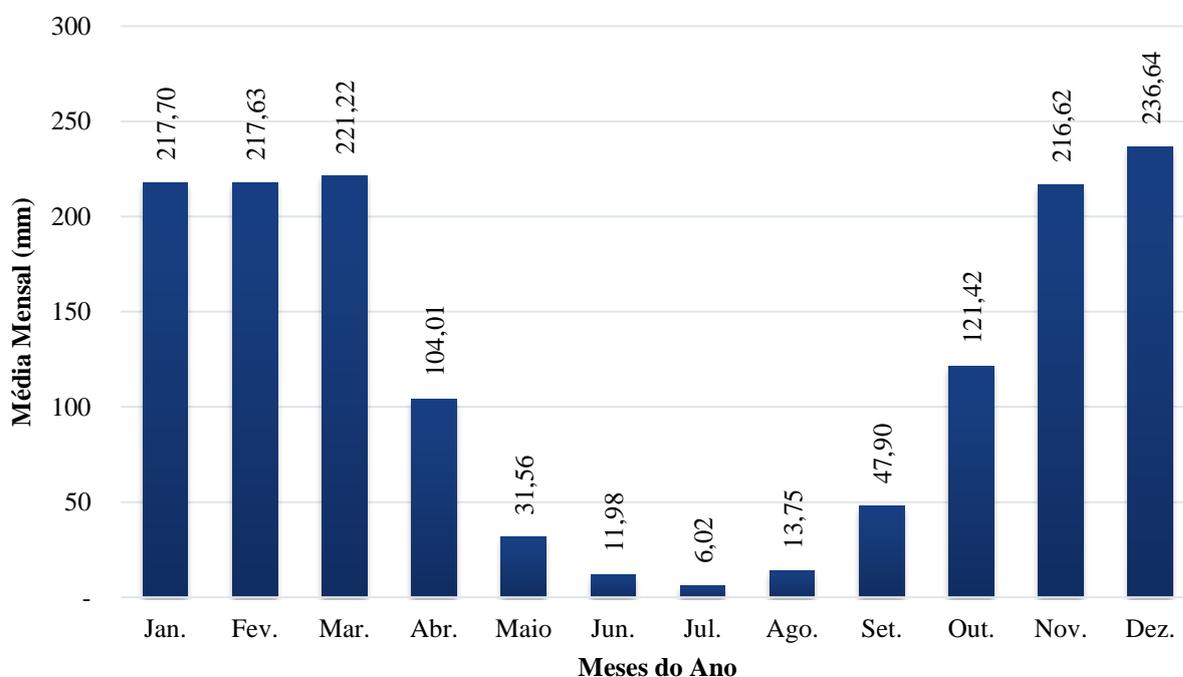


Figura 1.10 Média mensal de índice pluviométrico na estação Montividiu (estação nº 01751004) de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de dados disponibilizados pela ANA (2020).

O relevo da região varia de plano a suave ondulado, o que favorece a disseminação de área agrícolas mecanizadas e irrigáveis (Hidasi-Neto et al., 2019). A geologia da bacia hidrográfica do Rio Montividiu compõe-se de formações sedimentares e ígneas. A primeira refere-se ao Grupo Bauru - Formação Vale do Rio do Peixe, composta pelos litotipos arenito e argilito arenoso, e a Unidade de Coberturas Detríticas Indiferenciadas, composta por

sedimentos inconsolidados de areia, argila e cascalho. Enquanto a segunda deriva-se do Grupo São Bento - Formação Serra Geral, composto pelos litotipos basalto e dacito, de acordo com o Mapa Geológico do Estado de Goiás e Distrito Federal (escala 1:500.000), gerado pela Superintendência de Geologia e Mineração/ Secretaria Estadual de Indústria e Comércio (SGM/SIC) e disponibilizado pelo SIEG (2020).

Em relação a área total da bacia, de forma decrescente, as coberturas detríticas indiferenciadas representam 72,08%, a Formação Serra Geral aproximadamente 21,38% e a Formação Vale do Rio do Peixe a cerca de 6,54% (SIEG, 2020).

Os solos presentes na bacia hidrográfica do Rio Montividiu são, predominantemente, Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) de textura argilosa ou muito argilosa (aproximadamente 72,27% da área total), seguido do Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) de textura argilosa ou muito argilosa (aproximadamente 25,41% da área total) e do Gleissolo Háptico Tb Distrófico plintossólico (GXbd) com textura argilosa (aproximadamente 2,32% da área total) – informações do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba (escala 1:250.000), gerado em março de 2005 pela Universidade Federal de Viçosa (UFV, 2005)/Fundação Rural Minas (Rural Minas, 2005) e disponibilizado pelo SIEG (2020).

5.2.2 Dados orbitais e procedimentos metodológicos

Os mapas de uso e cobertura do solo foram desenvolvidos em conformidade com o Manual Técnico de Uso da Terra (Brasil, 2013) e elaborados por meio do software ArcGIS Advanced 10.8.1[®], licenciado sob o código #647261 (ESRI, 2020), utilizando imagens do sensor OLI acoplado ao satélite *Landsat 8*, da órbita/ponto 223/072, geradas pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA, 2000), disponíveis no *EarthExplorer*, sítio oficial do *United States Geological Survey* (USGS, 2020).

A escolha das imagens dos anos 2013 e 2020 pela utilização do sensor OLI/*Landsat 8* (em operação desde 2013), de modo a experimentar produtos desse sensor para análise do uso da terra e fundamentar-se nos mesmos padrões de interpretação. Utilizar produtos do *Landsat 8* implica em melhor desempenho quanto as resoluções espaciais, espectrais e radiométricas com disponibilidade de maior número de imagens por dia (Bannari et al., 2016; Dong et al., 2016; Holden e Woodcock, 2016; Loveland e Irons, 2016; Scaramuzza et al., 2017). As imagens obtidas do sensor *Landsat 8/OLI Collection 2 Nível 2* são disponibilizadas com correção

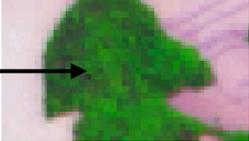
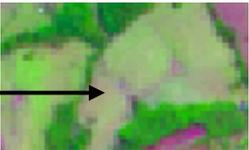
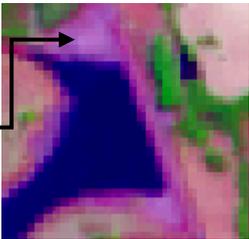
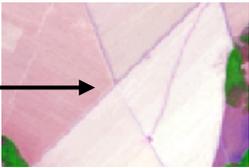
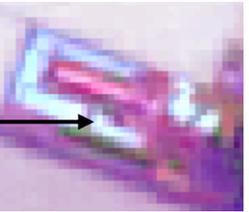
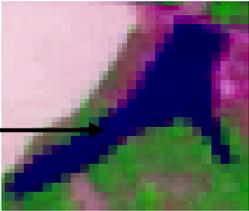
radiométrica e atmosférica. No intuito de obter melhor qualidade de imagem, foi aplicado o realce do contraste, permitindo melhor diferenciação entre os elementos presentes. Empiricamente, as opções Mínimo-Máximo foram definidas para manipular o histograma das imagens por meio do *software* ArcGIS.

As cenas utilizadas referem-se a dois períodos, aos meses de maio de 2013 e setembro de 2020. Para cada cena foi realizada a composição e combinação das bandas (B) B6 (natural com remoção atmosférica), B5 (Infravermelho próximo) e B4 (Vermelho), ambas com resolução espacial de 30 m. Em seguida, cada composição colorida foi fusionada com a B8 (pancromática), sendo com resolução espacial de 15 m, obtendo-se imagens com resolução espacial de 15 m. Inicialmente, foram realizadas classificações por meio do algoritmo *Interactive Supervised Classification* (ferramenta do ArcGIS), obtendo-se resultados satisfatórios, mas no intuito de gerar resultados ainda mais representativos, optou-se pela classificação das imagens de forma manual. Posteriormente, foram realizadas as correções topológicas. Ressalta-se ainda que validações por meio de observações em campo, interpretações de imagens disponibilizadas pelo aplicativo *Google Earth Pro* (Google, 2020) e imagens do Sentinel-2 (ESA, 2020) subsidiaram a elaboração da chave de interpretação das imagens do sensor OLI (Tabela 1.6) e, conseguinte, definição das legendas preliminares e finais, obtendo-se produtos cartográficos, conforme a precisão gráfica do IBGE (1999), na escala de 1:75.000.

Em seguida foram selecionadas amostras (distintas das amostras inicialmente utilizadas na classificação) aleatórias nas imagens do *Landsat 8*/Sensor OLI, sendo essas amostras cruzadas com o mapa de uso e cobertura da terra, dando origem às matrizes de confusão.

E, a partir dos resultados das matrizes de confusão foram realizados testes estatísticos com aplicação do índice Kappa (Cohen, 1960) para avaliar a probabilidade da classificação correta e incorreta de um pixel (Teferi et al., 2013; Alves et al., 2018a; Belay e Mengistu, 2019; Degife et al., 2019; Alves et al., 2020; Aneseyee et al., 2020; Breunig et al., 2020; Das e Angadi, 2020; Mengue et al., 2020; Rana e Suryanarayana, 2020; Zhang et al., 2020).

Tabela 1.6 Chave de interpretação das imagens do Landsat 8/ Sensor OLI para mapeamento e classificação do uso e cobertura da terra na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Savana Brasileira

Classes	Landsat 8 / Sensor OLI	Tonalidade/cor	Textura
Cerrado/mata		Verde-escuro	Rugosa
Pastagem		Verde-claro	Lisa-média
Solo exposto		Avermelhado	Lisa-média
Área agrícola		Verde-claro ou branco	Lisa
Construções rurais		Branco	Lisa-média
Superfície de água		Azul	Lisa

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) com base nos estudos de Ayach et al. (2012); Rex et al. (2018); e, Medeiros, Silva e Lunardi (2019).

O cálculo do índice Kappa (Cohen, 1960) pode ser realizado por meio da Equação 1 (E1):

$$K = \frac{n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}} \quad (E1)$$

Em que: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; X_{ii} , o valor na linha i e coluna i , ou seja, o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente; X_{i+} , a soma da linha i ; e X_{+i} , a soma da coluna i da matriz de confusão.

As mudanças na área de estudo foram analisadas com a utilização da Matriz de Tabulação Cruzada, um método proposto por Pontius Junior et al., (2004) e apresentado na Quadro 1.12.

Quadro 1.12 Matriz geral de tabulação cruzada para a comparação de dois mapas em dois momentos distintos.

Classe no momento 1	Classe no momento 2				Total no momento 1	Perda
	Classe 1 (j)	Classe 2 (j+1)	Classe 3 (j+2)	Classe 4 (j+3)		
Classe 1 (i)	C_{11}	C_{12}	C_{13}	C_{14}	$\cdot \sum_{j=1}^n C_{1+}$	$\sum_{j=1}^n C_{1+} - C_{11}$
Classe 2 (i+1)	C_{21}	C_{22}	C_{23}	C_{24}	$\cdot \sum_{j=1}^n C_{2+}$	$\sum_{j=1}^n C_{2+} - C_{22}$
Classe 3 (i+2)	C_{31}	C_{32}	C_{33}	C_{34}	$\cdot \sum_{j=1}^n C_{3+}$	$\sum_{j=1}^n C_{3+} - C_{33}$
Classe 4 (i+3)	C_{41}	C_{42}	C_{43}	C_{44}	$\cdot \sum_{j=1}^n C_{4+}$	$\sum_{j=1}^n C_{4+} - C_{44}$
Total no momento 2	$\cdot \sum_{i=1}^n C_{+1}$	$\cdot \sum_{i=1}^n C_{+2}$	$\cdot \sum_{i=1}^n C_{+3}$	$\cdot \sum_{i=1}^n C_{+4}$	$\sum_{i=1}^n C_{ij} =$ At	
Ganho	$\sum_{i=1}^n C_{+1} - C_{11}$	$\sum_{i=1}^n C_{+2} - C_{22}$	$\sum_{i=1}^n C_{+3} - C_{33}$	$\sum_{i=1}^n C_{+4} - C_{44}$		

Em que: C_{ij} : é a mudança do uso e cobertura da terra (adimensional) da classe i para a classe j , sendo que as classes i , nas linhas, correspondem ao momento 1, e as classes j , nas colunas, ao momento 2; C_{jj} : é a persistência da classe; $\sum_{j=1}^n C_{1+}$: na coluna Total momento 1 é o total da classe 1 no momento 1; At : é a área total; $\sum_{i=1}^n C_{1+}$: na linha Total momento 2 é o total da classe 1 no momento 2; Ganhos: total de classe na categoria j , C_{1+} , pela diferença da persistência da classe C_{jj} ; Perda: representa o total das perdas relativas para cada classe de uso do solo i entre os momentos 1 e 2, é calculado para cada classe por meio da diferença entre o total da linha e a persistência para a classe correspondente.

Fonte: Adaptado de Pontius Junior et al. (2004).

Em análise aos dados da Matriz de Tabulação Cruzada, Pontius Junior et al., (2004) propõem outros cálculos para facilitar a compreensão das transformações no uso e cobertura do solo, são eles: percentagem de classes, em %C – Equação 2 (E2); troca, em S_j – Equação 3 (E3); e, alteração total – Equação 4 (E4).

$$\%C_{i,t} = \left(\sum_{j=1}^n C_{ij} \right) / At \quad (E2)$$

Em que: %C_{i,t}: percentagem de classe i no momento t; $\sum_{j=1}^n C_{ij}$: somatório da classe específica; At: área total das classes em análise.

$$S_j = 2 * \min * \left(\left(\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At \right) * 100, \\ \left(\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At * 100, \text{ quando } i = j \quad (E3)$$

$$\text{Total mudança} = \left(\left(\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At \right) * 100 + \\ \left(\left(\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At \right) * 100 \quad (E4)$$

Em que: (E3 e E4): S_j: é a alteração total; $\left(\sum_{j=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At * 100$: as perdas da área total, em percentagem; e $\left(\sum_{i=1}^n C_{ij} - C_{jj} \right) / At * 100$: o ganho da área total, em percentagem.

A análise de ganhos, perdas, persistência, troca e mudança líquida foi realizada relacionando os anos de 2013 e 2020.

5.3 Resultados

A partir das matrizes de confusão (Tabela 1.7 e Tabela 1.8), os resultados obtidos do Índice Kappa para os anos de 2013 e 2020 foram, respectivamente, 0,96 e 0,98. Nas matrizes

de confusão foram confrontados, respectivamente, 3.301 e 2.316 pontos que foram distribuídos entre as classes, não apresentando uniformidade de amostras entre elas.

Tabela 1.7 Matriz de confusão da classificação da imagem de maio de 2013 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano.

Classe	Amostra de validação (Kappa)											Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1	61	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	64
2	0	493	0	0	0	0	0	0	0	0	0	493
3	0	3	49	0	0	0	0	0	0	0	0	52
4	0	29	0	516	0	0	0	0	0	1	0	546
5	0	10	0	0	1297	9	0	0	0	0	0	1316
6	0	9	0	0	5	502	0	0	0	0	0	516
7	0	0	0	0	1	0	55	4	0	0	0	60
8	0	0	0	0	7	0	0	80	0	0	0	87
9	0	2	0	0	2	2	0	0	46	0	0	52
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0	58
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	57
Total	61	546	49	516	1315	513	55	84	46	59	57	3301

As classes são: outros (1); área agrícola (2); construção rural (3); rodovias (4); vegetação natural do Cerrado (5); pastagem (6); solo exposto (7); água (8); eucalipto (9); área urbana (10) e área industrial (11).

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Tabela 1.8 Matriz de confusão da classificação da imagem de setembro de 2020 da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano.

Classe	Amostra de validação (kappa)											Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1	28	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	30
2	0	578	0	0	0	0	0	0	0	0	0	578
3	0	0	54	0	0	0	1	0	0	0	0	55
4	0	6	0	286	0	1	2	0	0	0	0	295
5	1	2	0	0	823	1	0	0	0	0	0	827
6	0	4	0	0	4	265	0	0	0	0	0	273
7	0	1	2	0	2	1	46	0	0	0	0	52
8	0	0	0	0	3	0	0	57	0	0	0	60
9	0	2	0	0	0	0	0	0	15	0	0	17
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	0	77
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	52
Total	29	593	56	286	834	268	49	57	15	77	52	2316

As classes são: outros (1); área agrícola (2); construção rural (3); rodovias (4); vegetação natural do Cerrado (5); pastagem (6); solo exposto (7); água (8); eucalipto (9); área urbana (10) e área industrial (11).

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Os resultados da transição entre as diferentes categorias do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu são apresentados nas tabelas de número 1.9 a 1.12. Verifica-se que no ano de 2013 cerca de 77% da área da bacia destinava-se ao uso agrícola, principalmente produção de soja e milho safrinha, seguido da vegetação nativa do Cerrado (17,43%), pastagem intensiva e extensiva (4,19%) e, com menor representatividade, as categorias de área urbana (0,44%), solo exposto (0,20%), rodovias (0,16%), água (0,12%), área industrial (0,10%), construção rural (0,10%), eucalipto (0,08%) e outros (0,17%). A classe vegetação nativa do Cerrado compreende os cerradões, fragmentos, campo sujo e mata ciliar/galeria.

No ano de 2020, houve pequena expansão das áreas agrícolas (77,15%) e da pastagem (4,55%), com redução da vegetação natural do Cerrado (16,68%). O uso da área complementa-se pelas seguintes classes: área urbana (0,49%), solo exposto (0,34%), rodovias (0,16%), água (0,11%), área industrial (0,11%), construção rural (0,14%), eucalipto (0,10%) e outros (0,17%).

Os resultados mostram que as áreas que não sofreram alterações (persistência) entre os anos analisados foram: 76,12% (área agrícola), 16,63% (vegetação natural do Cerrado), 3,28% (pastagem), 0,44% (área urbana), 0,16% (rodovias), 0,16% (solo exposto), 0,11% (água), 0,10% (área industrial), 0,10% (construção rural), 0,06% (eucalipto) e 0,17% (outros). Observa-se ainda que não houve perdas e ganhos significativos entre as classes, sendo que os maiores ganhos são atribuídos a pastagem (1,27%) e agricultura (1,03%), enquanto as maiores perdas foram de áreas destinadas a pastagem (0,91%), agricultura (0,88%) e vegetação natural do Cerrado (0,80%).

As maiores variações líquidas ocorreram nas áreas ocupadas por vegetação natural do Cerrado (525,23 ha), pastagem (251,20 ha), agricultura (101,90 ha) e solo exposto (94,41 ha). E, nas áreas de pastagem e agricultura são observadas as maiores trocas, cerca de 1263,52 ha e 1228,29 ha, respectivamente.

As especializações do uso e cobertura da terra podem ser observadas na Figura 1.11 (ano de 2013 e ano de 2020, respectivamente).

Tabela 1.9 Matriz de transição do uso e cobertura da terra entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Categoria 2013 (ha)	Categoria 2020 (ha)											Total 2013	Perda
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
1	76,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,42	0,00	1,57	2,09	83,18	7,08
2	0,00	52904,88	1,96	26,89	22,91	5,13	0,00	474,12	0,00	65,91	17,24	53519,03	614,15
3	0,00	0,00	72,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	72,34	0,00
4	0,00	0,00	0,00	308,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	308,06	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00	67,67	0,00	0,00	0,00	0,00	2,97	0,00	70,64	2,97
6	0,00	1,49	2,40	0,00	0,14	42,62	0,00	0,98	0,00	5,84	0,00	53,46	10,84
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	119,70	0,00	0,00	0,00	0,00	119,70	0,00
8	0,32	574,45	1,83	8,85	1,56	3,63	0,00	2277,14	0,00	31,86	9,26	2908,89	631,76
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	109,78	0,00	0,00	109,78	0,00
10	0,00	8,81	1,01	0,00	1,60	2,98	0,00	12,40	0,00	111,59	3,31	141,70	30,11
11	2,29	131,30	0,00	0,00	0,57	14,54	0,00	392,04	0,00	16,38	11558,10	12115,22	557,12
Total 2020	78,72	53620,93	79,54	343,80	94,45	68,89	119,70	3160,10	109,78	236,11	11589,99	69502,00	1854,02
Ganho	2,62	716,05	7,20	35,74	26,78	26,27	0,00	882,96	0,00	124,52	31,89	1854,02	67647,99

Legenda: 1: água; 2: área agrícola; 3: área industrial; 4: área urbana; 5: construção rural; 6: eucalipto; 7: outros; 8: pastagem; 9: rodovias; 10: solo exposto; 11: vegetação natural do Cerrado.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Tabela 1.10 Área total e variação líquida de cada categoria do uso e cobertura da terra entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Categoria	Total 2013 (ha)	%C 2013	Total 2020 (ha)	%C 2020	Variação líquida (ha)	Variação líquida (%)
1	83,18	0,12	78,72	0,11	4,46	0,01
2	53519,03	77,00	53620,93	77,15	101,90	0,15
3	72,34	0,10	79,54	0,11	7,20	0,01
4	308,06	0,44	343,80	0,49	35,74	0,05
5	70,64	0,10	94,45	0,14	23,81	0,03
6	53,46	0,08	68,89	0,10	15,43	0,02
7	119,70	0,17	119,70	0,17	0,00	0,00
8	2908,89	4,19	3160,10	4,55	251,20	0,36
9	109,78	0,16	109,78	0,16	0,00	0,00
10	141,70	0,20	236,11	0,34	94,41	0,14
11	12115,22	17,43	11589,99	16,68	525,23	0,76
Total	69502,00	100,00	69502,00	100,00	1059,38	1,52

Legenda: 1: água; 2: área agrícola; 3: área industrial; 4: área urbana; 5: construção rural; 6: eucalipto; 7: outros; 8: pastagem; 9: rodovias; 10: solo exposto; 11: vegetação natural do Cerrado.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Tabela 1.11 Persistência, perdas e ganhos por cada categoria do uso da terra e da cobertura vegetal entre os anos 2013 e 2020 na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Categoria	Em ha			Em %		
	Persistência	Perda	Ganho	Persistência	Perda	Ganho
1	76,10	7,08	2,62	0,11	0,01	0,00
2	52904,88	614,15	716,05	76,12	0,88	1,03
3	72,34	0,00	7,20	0,10	0,00	0,01
4	308,06	0,00	35,74	0,44	0,00	0,05
5	67,67	2,97	26,78	0,10	0,00	0,04
6	42,62	10,84	26,27	0,06	0,02	0,04
7	119,70	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
8	2277,14	631,76	882,96	3,28	0,91	1,27
9	109,78	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00
10	111,59	30,11	124,52	0,16	0,04	0,18
11	11558,10	557,12	31,89	16,63	0,80	0,05
Total	67647,99	1854,02	1854,02	97,33	2,67	2,67

Área total = 69502,00 ha

Legenda: 1: água; 2: área agrícola; 3: área industrial; 4: área urbana; 5: construção rural; 6: eucalipto; 7: outros; 8: pastagem; 9: rodovias; 10: solo exposto; 11: vegetação natural do Cerrado.

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

Tabela 1.12 Perdas, ganhos, troca, valor absoluto da variação líquida e total de mudanças de cada categoria do uso da terra e da cobertura vegetal entre os anos 2013 e 2020, na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Categoria (ha)	Perda	Ganho	Variação líquida	Troca	Total de mudança
1	7,08	2,62	4,46	5,23	9,70
2	614,15	716,05	101,90	1228,29	1330,19
3	0,00	7,20	7,20	0,00	7,20
4	0,00	35,74	35,74	0,00	35,74
5	2,97	26,78	23,81	5,93	29,75
6	10,84	26,27	15,43	21,68	37,11
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8	631,76	882,96	251,20	1263,52	1514,72
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10	30,11	124,52	94,41	60,22	154,63
11	557,12	31,89	525,23	63,78	589,01
Total	1854,02	1854,02	1059,38	2648,65	3708,03

Legenda: 1: água; 2: área agrícola; 3: área industrial; 4: área urbana; 5: construção rural; 6: eucalipto; 7: outros; 8: pastagem; 9: rodovias; 10: solo exposto; 11: vegetação natural do Cerrado.

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

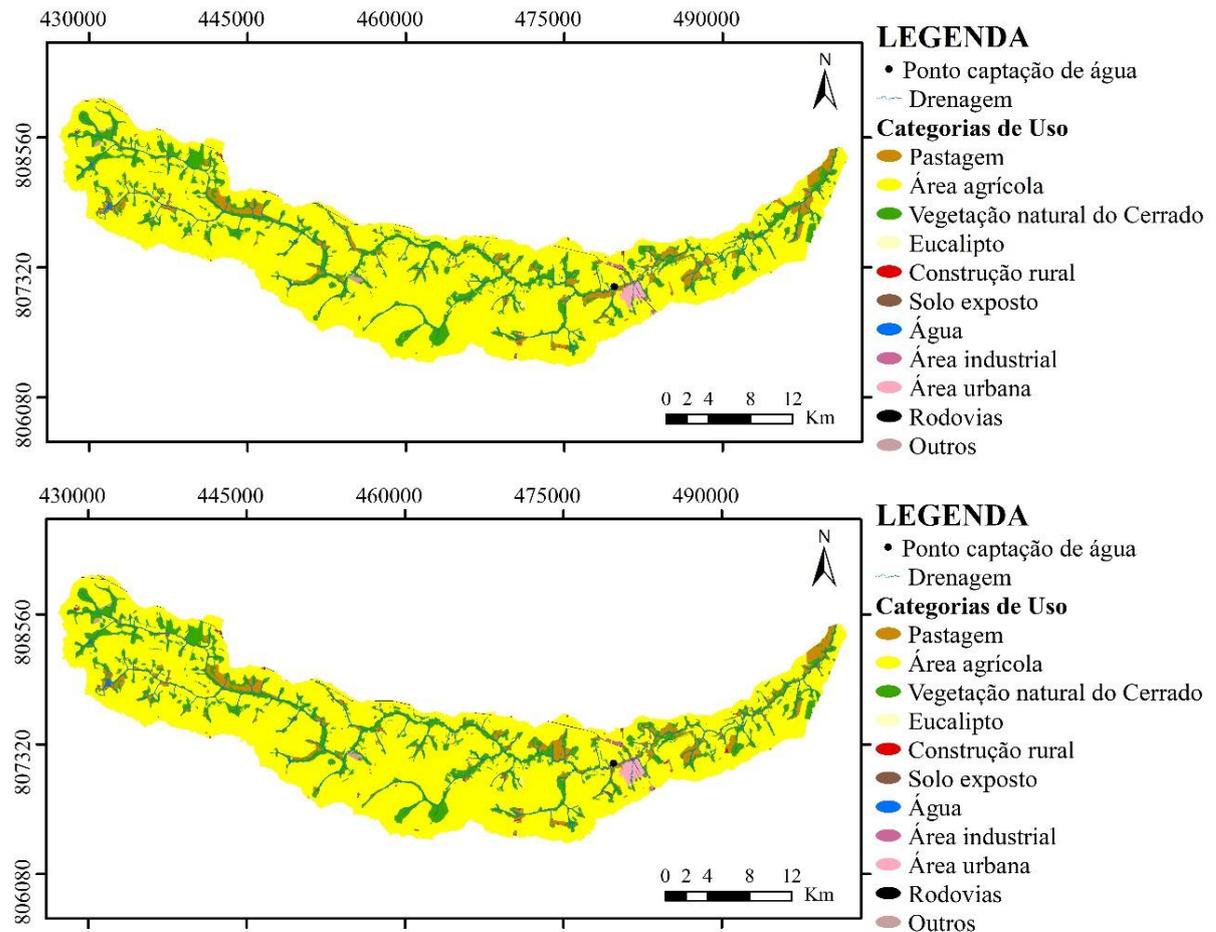


Figura 1.11 Uso e cobertura da terra, respectivamente, em 2013 (maio) e em 2020 (setembro) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Mapa organizado pelos autores a partir das bases de dados geográficos disponibilizadas pelo SIEG (2020) e USGS (2020).

Elaborado no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S, escala 1:75.000.

5.4 Discussão

As mudanças globais no uso da terra são impulsionadas, principalmente pela substituição de florestas tropicais por agricultura, pastagem e urbanização (Song et al., 2018; Mello et al., 2020). Consequentemente, a perda da cobertura vegetal no Cerrado, também ocorreu pela inserção de pastagem, lavouras irrigadas e expansão urbana (Souza et al., 2021). As dinâmicas no uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu confirmam a predominância de áreas agrícolas que, provavelmente, foram implantadas pelas características do sudoeste do estado de Goiás: baixas declividades, grandes extensões de Latossolos, sazonalidade climática, facilidade de acesso por meio das Rodovias GO 220, GO 174 e GO 184, proximidade à Região Metropolitana de Goiânia, à capital federal (Brasília), ao Triângulo Mineiro e São Paulo (favorecendo o escoamento da produção), implementação de políticas

públicas de desenvolvimento e avanço tecnológico (Alves, Martins e Scopel, 2020; Martins e Galvani, 2020; Alves et al., 2021). Tais incentivos repercutiram desde 1970 e a produção de grãos se alastrou pelo Cerrado até os dias atuais (Pizarro e Araújo Sobrinho, 2017).

Considerada atualmente umas das regiões brasileiras mais importantes na produção de grãos, o sudoeste goiano teve sua formação econômica oriunda dos investimentos públicos que propiciaram a comercialização de terras no Centro-Oeste por menores preços, despertando o interesse de imigrantes das regiões Sul e Sudeste que adquiriram grandes áreas de terra (Borges, 2012; Pinto e Wander, 2016). O município de Montividiu, assim como o de Jataí, Rio Verde, Santa Helena de Goiás e Chapadão do Céu, apresentaram as maiores mudanças no campo a partir da década de 1980 (Martins, Oliveira e Queiroz Júnior, 2014). Com o avanço produtivo subsidiado pela modernização agrícola ocorreram transformações no espaço, tanto no campo quanto na cidade (Silva, Mendonça e Lunas, 2015), ocasionando ao sudoeste goiano a expansão de áreas mecanizadas, aumento de áreas desmatadas, implantação de indústrias de granjas e suínos, urbanização e outros (Pizarro e Araújo Sobrinho, 2019). O crescimento da agricultura implica no desenvolvimento da economia e na geração de renda dos setores envolvidos ao comércio e serviço, no entanto, representam alto custo a natureza (Soares et al., 2020), provocando impactos nas bacias hidrográficas como erosão hídrica, poluição do solo e da água.

Observado acréscimo nas áreas urbanas e industriais na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, verifica-se que a formação do território é oriunda do dinamismo rural, uma vez em que as cidades são centros de comercializações e reflexo das decisões tomadas em campo, abrigando os trabalhadores e os órgãos que regulamentam as atividades do agronegócio, sendo a instalação/localização das indústrias parte influenciada pelos investimentos da produção. Estando assim, o desenvolvimento das cidades do agronegócio atrelado as atividades agrícolas e agroindustriais (Pizarro e Araújo Sobrinho, 2017). O percentual acrescido as construções rurais justificam-se pela necessidade de suporte a produção agrícola (como a construção de armazéns) e a instalação de empresas alimentícias (Alves, Martins e Scopel, 2020).

A modernização do campo ocasionou inversão do contingente populacional no estado de Goiás, inclusive no sudoeste goiano. Na década de 1970, Goiás registrava a população rural de 1.702.000 habitantes, enquanto a população urbana era de 1.237.000 habitantes. O quadro inverteu a partir de 1980 e em 2010, Goiás possuía a população urbana de 5.421.000 habitantes e somente 583 mil habitantes na zona rural. Essa mobilidade rural-urbana decorrente da expansão agrícola expulsa moradores tradicionais que são substituídos por mão de obra de outras regiões, movimentando os critérios de produção. A perda dos padrões culturais das comunidades rurais são reflexo da intensa ocupação do Cerrado (Pires, 2000). Além disso,

pequenos proprietários tornam-se assalariados e ampliam a massa urbana (Silva, Mendonça e Lunas, 2015).

Ao analisar a dinâmica do uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, verifica-se relação inversamente proporcional entre classes, pois à medida que ocorreu a supressão da vegetação nativa do Cerrado, houve aumento nas áreas urbana, industriais e de solo exposto, resultado da crescente pressão antrópica observada nos últimos anos no estado de Goiás (Oliveira e Faria, 2021). Essa substituição da vegetação por outros usos reduz o sombreamento nos cursos hídricos e afeta a qualidade da água pelo aumento de temperatura e aos efeitos nas concentrações de nutrientes e oxigênios dissolvidos (Mello et al., 2020). A redução de áreas de vegetação nativa do Cerrado identificadas na bacia hidrográfica do Rio Montividiu tem relação com as ações antrópicas que visam a expansão do cultivo agrícola e de pastagens, conforme os estudos de Pizarro (2017). As culturas ocupam áreas cada vez maiores do Cerrado e acabam substituindo os últimos fragmentos existentes (Martins, Oliveira e Queiroz Júnior, 2014). Aproximadamente 50% da área do Cerrado está sob o uso agrícola, atingindo cerca de 80% da vegetação nativa (Nóbrega et al., 2017). Inicialmente, as modificações na vegetação original do Cerrado locada no sudoeste goiano ocorriam pelas atividades de pastoreio e frequentes queimadas (Ab'Sáber e Costa Júnior, 1950), que contribuía para a transformação dos Cerradões em Campos Sujos ou Campos Limpos (Oliveira, 2014). Na sequência, as políticas públicas contribuíram para que o Cerrado fosse destaque na produção agrícola nacional (Pires, 2000), revelando uma constância nas mudanças do uso e cobertura da terra com conversões entre as classes de vegetação nativa do Cerrado e áreas agrícolas (Nóbrega et al., 2017).

A presença de cobertura vegetal (original) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu atingiu taxa inferior a 20%, que estão localizadas, principalmente, em Áreas de Preservação Permanente (APP), contornando os cursos hídricos, ou Reserva Legal (RL). A retirada da vegetação nativa do Cerrado associada a ocupação dessas áreas pela agricultura e o consequente uso de agrotóxicos podem contaminar o solo e a água, podendo provocar alterações ecológicas na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, acarretando em consequências graves (muitas vezes irreversíveis) aos recursos naturais e a diversidade biológica (Lees et al., 2015), como empobrecimento genético, compactação e erosão dos solos (Pires, 2000), como redução da evapotranspiração e aumento do fluxo dos rios (Nóbrega et al., 2017).

Depois das áreas urbanas, a agricultura é o segundo uso da terra que mais afeta a qualidade hídrica (Mello et al., 2020). As transformações espaciais ao longo da bacia hidrográfica podem contribuir com a vulnerabilidade a inundações e, conseqüentemente, com

perdas de safras e depredação de propriedades (Caldas et al., 2018), ficando o terreno desprotegido e sujeito ao maior escoamento superficial com a probabilidade de aumento de perda de solo (Santos e Guerra, 2021) – característica identificada no estudo de Moura-Bueno et al., (2018), em que a quantificação de perda de solo e água em parcelas com vegetação natural foram significativamente menores quando comparadas as parcelas constituídas de lavouras com solo descoberto. A mudança da vegetação nativa para pastagem também é uma prática agressiva ao meio ambiente e ocorre pela necessidade de alimentar os animais através do pastejo, sendo uma alternativa econômica para produtores que preferem o pastoreio ao cultivo de terras (Buonocore et al., 2021).

Assim, diante dos impactos, ressalta-se a necessidade de conservação dessas APP's e RL's dada a intensidade com que as mudanças vêm ocorrendo na bacia hidrográfica (Santos et al., 2020). As degradações podem ocorrer de forma natural, no entanto, intensificam-se pela ausência de práticas conservacionistas e pelo uso inadequado da terra (Vieira et al., 2021), frequentemente desencadeadas por pressões da expansão agrícola e pecuária que crescem conforme o aumento da demanda por alimentos (Costa et al., 2019). Sendo assim, o agronegócio deve ser analisado de forma integrada as questões ambientais (Brancaion et al., 2016).

O manejo incorreto em solos com alto potencial erosivo (predomínio de silte e areia) tem provocado acréscimo de solo exposto na área da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, resultando na intensificação de ravinas e erosões laminares (Figura 1.12) (Pizarro e Araújo Sobrinho, 2017). A remoção da vegetação nativa, e conseqüentemente das raízes, desestabiliza as margens dos cursos hídricos, ocasionando erosões (Mello et al., 2020). Além disso, as áreas com maior suscetibilidade à produção de sedimentos estão localizadas no Cerrado (Merten e Minella, 2013). Nesse sentido, a aplicação de práticas adequadas de manejo e conservação são fundamentais para minimizar os processos erosivos (Vieira et al., 2021) e de sedimentação.

Nesse sentido, estes dados sobre processos erosivos através do estudo de usos e coberturas da terra são importantes para o auxílio no desenvolvimento de políticas e métodos com intuito de realizar adequado manejo e conservação do solo e da água na bacia em estudo. Sabe-se que os prejuízos sociais, ambientais e econômicos com solos e água de baixa qualidade são elevados. Os processos erosivos acelerados reduzem a capacidade de produção dos solos, elevando os custos de produção e reduzindo a lucratividade dos agricultores. Além disso, o carreamento de partículas provindos da erosão podem chegar as partes baixas da bacia, acarretando numa perda da qualidade de água de rios, lagos e reservatórios. Como consequência, além do assoreamento se tem a possível contaminação da água com defensivos agrícolas e o enriquecimento do solo com fertilizantes. Os defensivos podem levar a diminuição

da fauna e flora aquática e os fertilizantes podem acarretar a eutrofização dos recursos hídricos (Pruski, 2009; Dias et al., 2013).

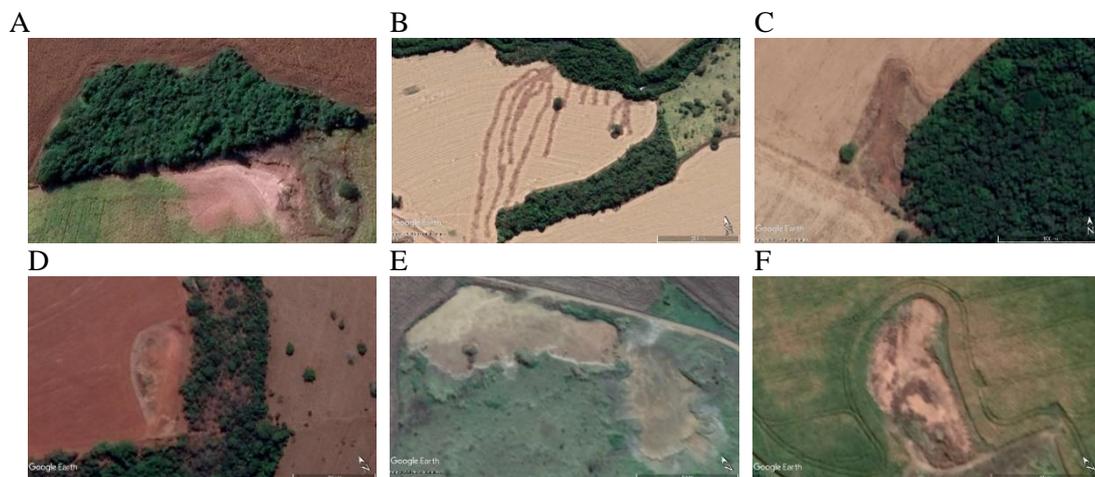


Figura 1.12 Áreas com erosão e ravinas presentes na bacia do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil. Fonte: Imagens de 2020 do Google Earth Pro.

Assim, objetivando verificar a relação das variáveis de qualidade da água com os tipos de uso da terra e padrões de paisagem, Shehab et al. (2021) constataram que a qualidade da água está diretamente relacionada à configuração da paisagem e a taxa de cobertura do solo. Os mesmos autores verificaram a importância das matas ciliares com o intuito de manter a adequada qualidade hídrica, já que a baixa densidade de borda associada aos usos das terras urbanas e agrícolas está relacionada com a redução da qualidade da água.

Outro aspecto identificado é o aumento do cultivo de eucalipto na área da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, assim como em todo o Centro-Oeste brasileiro é influenciado pela demanda energética, proveniente da expansão populacional e do agronegócio, da instalação de empresas de papel e celulose, como da localização estratégica da região, e detém altos investimentos (EMBRAPA, 2015). Souza et al., (2021), em seu estudo desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio das Pedras localizada na porção Centro-Oeste do território goiano, verificou que o cultivo de eucalipto surgiu na última década e destina-se a produção de lenha para abastecimento de caldeiras nas atividades agroindustriais da região. Alves, Martins e Scopel (2020) identificaram que a produção de eucalipto cultivado em Rio Verde, município adjacente ao de Montividiu, é destinada à Cooperativa Agroindustrial dos Produtores Rurais do Sudoeste de Goiás (COMIGO) e à Brasil Foods (BRF SA).

Como supracitado, as mudanças no uso da terra, principalmente decorrentes das atividades agrícolas, significam alterações na qualidade dos recursos hídricos (Gardiman Junior et al., 2018; Mello et al., 2020) e na quantidade (aumento da demanda de água para irrigação),

com redução das reservas de água (Buonocore et al., 2021), podendo ser identificado na bacia hidrográfica do Rio Montividiu. O cenário pode sofrer influência ainda maior pelas alterações recentes no Licenciamento Ambiental de Goiás, constantes na Lei nº 20.694/2019, que favorecem a regularização dos equipamentos de irrigação, não sendo mais necessário o licenciamento ambiental, mas apenas o registro eletrônico para uso (Governo do Estado de Goiás, 2019).

Sabendo que a agricultura utiliza cerca de 70% das águas retiradas e que a irrigação é a principal usuária dos recursos hídricos, o desafio é produzir alimentos e ao mesmo tempo respeitar a capacidade de suporte das bacias hidrográficas (Rodrigues e Zaccaria, 2020). Estima-se que o consumo de água no Brasil aumentará 24% nos próximos 30 anos e que as dinâmicas do uso da terra e as variações climáticas provocarão ainda mais alterações no ciclo hidrológico e na qualidade da água (Mello et al., 2020). Assim, a busca pelo controle hídrico pode ocorrer por meio do manejo adequado da água e da fiscalização pelos órgãos ambientais para o cumprimento da legislação voltada à proteção dos recursos hídricos (Alves, Martins e Scopel, 2020), conciliando os compromissos de sustentabilidade ambiental com as pressões nacionais e internacionais para produção de alimentos e energia (Sano et al., 2019). Caso contrário, a falta de planejamento e a ineficiência na fiscalização na bacia hidrográfica em questão poderá resultar em problemáticas socioambientais, como favelização, marginalização, perda de solo, assoreamento e poluição do corpo d'água, bem como escassez hídrica – adversidades identificadas no Rio Murucupi, localizado em Barcarena no estado do Pará (Brasil) (Furtado et al., 2020).

A gestão dos recursos naturais brasileiros é marcada por essa ineficiência no planejamento do uso e cobertura da terra, pois são elaboradas políticas públicas desconexas oriundas dos diferentes atores/setores envolvidos no processo, que dificulta a integração das pautas e resulta em desperdício de esforços (Napolitano, 2018). Assim, avaliar a vulnerabilidade oriunda, dentre outras, do uso da terra e das altas taxas de mudanças climáticas são ferramentas que devem nortear os gestores (Borges et al., 2019; Borges e Loyola, 2020). Nesse sentido, ocorreria reajuste das leis inadequadas, de forma a atender à necessidade de conservação e sustentabilidade (Howes et al., 2017; Singh et al., 2018; Miola et al., 2019; Resende et al., 2021).

Historicamente, foram os programas de desenvolvimento do Poder Público e as políticas de incentivos fiscais que consolidaram o cultivo de grãos no Cerrado, colocando o país em destaque no sistema agroalimentar mundial (Pires, 2000). As estratégias de ocupação proporcionaram a modernização do campo e refletiram na intensificação migratória e,

consequentemente, na ocupação das cidades (Bastos, Barbosa e Oliveira, 2012), bem como nos efeitos negativos as bacias hidrográficas.

As confusões identificadas nas matrizes de confusão podem ter relação com a vegetação e suas características sazonais (Ponzoni, 2012), pois as confusões ocorreram entre as fisionomias de vegetação natural do Cerrado, área agrícola, pastagem e eucalipto. Os elevados valores do índice Kappa são oriundos da alta representatividade no desenvolvimento dos mapas, dando indícios da qualidade do mapeamento (Vale et al., 2018).

Diante das informações apresentadas neste trabalho, é possível respaldar os gestores para a criação de dispositivos legais e formular políticas e instrumentos ambientais como subsídio para uma gestão territorial aprimorada e sustentável, como sugere Parente et al., (2021). De acordo com o INPE (2021), o Cerrado, região em que se encontra a bacia em estudo, possui a formação savânica mais biodiversa do mundo e ocupa cerca de 25% do território nacional.

Mostrando a importância do uso e cobertura da terra para gerir políticas públicas, Fabbro Neto e Gómez-Martín (2020) analisaram o Plano de Segurança Hídrica de Caraguatatuba, com intuito de comparar suas etapas de elaboração e respectivos conteúdos às práticas internacionais relacionadas à gestão de conflitos hídricos com diretrizes espaciais e verificaram a necessidade de estabelecer um arcabouço legal para garantir o sucesso da implantação do plano, bem como registrar a ocorrência de eventos hídricos extremos e incorporá-los à etapa de diagnóstico do sistema de planejamento, e preparar múltiplos cenários progressivos para estabelecer diretrizes para o uso e ocupação do solo.

5.5 Conclusão

A análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu evidenciou a redução da vegetação nativa do Cerrado e o aumento das áreas de solo exposto, urbana, industrial, construção rural e eucalipto. Enquanto isso, a classe de rodovias se manteve inerte. Constatou-se ainda que as áreas ocupadas pela agricultura e pastagem apresentaram as maiores oscilações entre perdas e ganhos, mas se mantiveram em alta na região, sendo fonte de fomento à economia local.

A retirada da cobertura vegetal nativa pode resultar em degradação do solo pela sucessão de processos erosivos e, consequentemente, baixa produtividade, assoreamento e poluição do curso hídrico em estudo. Corroborando com o acréscimo de áreas de solo exposto, também associado ao manejo incorreto da terra, visando ganhos de produtividade. Por outro

lado, a expansão das áreas de eucalipto representa a tentativa tardia de reduzir a erosão em áreas degradadas e buscar o equilíbrio da biodiversidade por meio do reflorestamento e atendimento da demanda energética, indicando a necessidade de implantação de projetos de recuperação ambiental que tratem de ações paliativas.

As geotecnologias em conjunto com a Matriz de Tabulação Cruzada permitiram inferir como as mudanças na bacia hidrográfica do Rio Montividiu podem impactar esse recurso. O conhecimento acerca do uso e cobertura da terra revelou a necessidade de políticas públicas e medidas voltadas à conservação da flora, fauna e recursos naturais associados, bem como, serviços ambientais ofertados. Isso porque o sensor OLI permitiu espacializar as principais atividades econômicas desenvolvidas na bacia do Rio Montividiu, nos anos de 2013 e 2020, sendo as condições temporais e espaciais importantes para definir estratégias para usos sustentáveis dos recursos hídricos, bem como a sua restauração ou conservação florestal.

Além de enfatizar sobre a necessidade de políticas mais adequadas para o atual cenário e futuro, com vistas à conservação da bacia hidrográfica e às exigências internacionais, destaca-se ainda a importância histórica das políticas do uso da terra implementadas na região, as quais contribuíram para acelerar a ocupação e o desenvolvimento do Cerrado brasileiro. Analisar os programas e os impactos destes no espaço possibilita repensar o papel das políticas públicas no desenvolvimento territorial, uma vez que alteram as relações sociais, a dinâmica da economia regional e impactam o meio ambiente, trazendo nova configuração ao espaço, seja pela inserção de tecnologias, implantação de empreendimentos, mudanças ambientais ou modificações no cotidiano dos moradores.

5.6 Referências

Ab'Sáber, A. N., Costa Júnior, M., 1950. Contribuição ao estudo do Sudoeste Goiano. **Bol. Paul. de Geogr.**, São Paulo, 4.

Adhami, M., Sadeghi, S. H., Duttmann, R., Sheikhmohammady, M., 2019. Changes in watershed hydrological behavior due to land use comanagement scenarios. **J. of Hydrol.**, 577. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124001>. Acesso: 14 sep. 2020.

ANA. Agência Nacional de Águas, 2020. Hidroweb v3.1.1: Séries Históricas de Estações. <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas> (Acessado em August 20th 2020).

Almeida, P. J., Buainain, A. M., 2016. Land leasing and sharecropping in Brazil: Determinants, modus operandi and future perspectives. **Land Use Policy**, 52, 206-220. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.028>. Acesso: 09 oct. 2020.

Aneseyee, A. B., Elias, E., Soromessa, T., Feyisa, G. L., 2020. Land use/land cover change

effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Sci. of the Total. Environ.**, 728. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>. Acesso: 08 aug. 2020.

Alves, W. S., Martins, A. P., Scopel, I., 2018a. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde (GO), entre os anos de 1985 e 2015. **Rev. Caminhos de Geogr.**, 19. Disponível: <http://dx.doi.org/10.14393/RCG196510>. Acesso: 21 aug. 2020.

Alves, W. S., Martins, A. P., Scopel, I., Pereira, M. A. B., 2018b. Análise morfométrica da bacia do Ribeirão da Laje, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Geogr., Ensino & Pesqui.**, 22. Disponível: <https://doi.org/10.5902/2236499431129>. Acesso: 07 sep. 2020.

Alves, W. S., Martins, A. P., Scopel, I., 2020. Análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra na bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, de 1987 a 2017. Ver. **Caminhos de Geogr.**, 21. Disponível: <https://doi.org/10.14393/RCG217442492>. Acesso: 30 aug. 2020.

Alves, W. S., Martins, A. P., Pôssa, E. M., Moura, D. M. B., Morais, W. A., Ferreira, R. S., Santos, L. N. S., 2021. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 22. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100495>. Acesso: 12 jul. 2020.

Ayach, L. R., Cunha, E. R., Silva, L. F., Bacani, V. M., 2012. Utilização de imagens Google Earth para mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Indaiá, MS. Ver. **Geonorte**, Edição Especial, 2, 1801-1811.

Bannari, A., Kadhem, G., El-Battay, A., Hameid, NA, Rouai, M., 2016. Assessment of Land Erosion and Sediment Accumulation Caused by Runoff after a Flash-Flooding Storm Using Topographic Profiles and Spectral Indices. **Adv. in Remote. Sens.**, 5. Disponível: [10.4236/ars.2016.54024](https://doi.org/10.4236/ars.2016.54024). Acesso: 27 aug. 2020.

Bastos, L. S., Barbosa, M. J., Oliveira, S. D., 2012. Polocentro e Prodecer: apontamentos sobre as transformações territoriais no Cerrado brasileiro. In: Anais/Resumos da 64ª Reunião Anual da SBPC: Ciência, cultura e saberes tradicionais para enfrentar a pobreza. São Luís/MA, 22-27.

Belay, T., Mengistu, D. A., 2019. Land use and land cover dynamics and drivers in the Muga watershed, Upper Blue Nile basin, Ethiopia. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 15. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100249>. Acesso: 04 aug. 2020.

Bonanomi, J., Tortato, F. R., Gomes, R. S. R., Penha, J. M., Bueno, A. S., Peres, C. A., 2019. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian Cerrado biome. **Perspect. in Ecol. and Conserv.**, 17, 26-31. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.002>. Acesso: 28 jul. 2020.

Borges, R. E., 2012. Complexo agroindustriais e desenvolvimento regional: O caso do sudoeste de Goiás. In: XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária. ISSN: 1983-487X. Uberlândia-MG.

Borges, F. J. A., Ribeiro, B. R., Lopes, L. E., Loyola, R., 2019. Bird vulnerability to climate

and land use changes in the Brazilian Cerrado. **Biol. Conserv.**, 236, 347-355. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.055>. Acesso: 30 aug. 2020

Borges, F. J. A., Loyola, R., 2020. Climate and land-use change refugia for Brazilian Cerrado birds. **Perspect. in Ecol. and Conserv.**, 18, 109-115. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.04.002>. Acesso: 30 aug. 2020.

Brancalion, P. H. S., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., Lewinsohn, T. M., 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Nat. & Conserv.**, 14, 1-15. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>. Acesso: 30 sep. 2020.

Brasil, 1975. Decreto nº 75.320, de 29 de janeiro de 1975. Diário Oficial da União, Seção 1, 30/1/1975, p. 1382. <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-75320-29-janeiro-1975-423871-norma-pe.html> (Acessado em May 22nd 2021).

Brasil, 2013. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Manual Técnico de Uso da Terra, 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE. <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf> (Acessado em July 22nd 2020).

Breunig, F. M., Galvão, L. S., Dalagnol, R., Santi, A. L., Flora, D. P. D., Chen, S., 2020. Assessing the effect of spatial resolution on the delineation of management zones for smallholder farming in southern Brazil. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 19. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100325>. Acesso: 15 jun. 2020.

Buonocore, C., Pascual, J. J. G., Cayeiro, M. L. P., Salinas, R. M., Mejías, M. B., 2021. Modelling the impacts of climate and land use changes on water quality in the Guadiana basin and the adjacent coastal area. **Sci. of The Total. Environ.**, 776. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146034>. Acesso: 02 jun. 2020.

Caldas, A. M., Pissarra, T. C. T., Costa, R. C. A., Rolim Neto, F. C., Zanata, M., Parahyba, R. B. V., Fernandes, L. F. S., Pacheco, F. A. L., 2018. Flood Vulnerability, Environmental Land Use Conflicts, and Conservation of Soil and Water: A Study in the Batatais SP Municipality, Brazil. **Water**, 10. Disponível: <https://doi.org/10.3390/w10101357>. Acesso: 07 jun. 2020.

Campos, P. B. R., Queiroz Filho, A. P., 2017. Matriz de transição na detecção das mudanças do uso e ocupação do solo: estudo de caso do Centro Educacional Unificado da Paz – Zona Norte de São Paulo. **O Espaço. Geogr. em Anál.**, 42, 225-238. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v42i0.47694>. Acesso: 13 jul. 2020.

Chen, D., Li, J., Yang, X., Zhou, Z., Pan, Y., Li, M., 2020. Quantifying water provision service supply, demand and spatial flow for land use optimization: A case study in the YanHe watershed. **Ecosyst. Serv.**, 43. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101117>. Acesso: 22 jun. 2020.

Cohen, J., 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educ. and Psychol. Meas.*, 20. Disponível: <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>. Acesso: 05 jul. 2020.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento, 2021. Produção de grãos tem previsão de aumento de 5,7%, chegando a 271,7 milhões de toneladas.

<https://www.conab.gov.br/ultimas-noticias/3989-producao-de-graos-tem-previsao-de-aumento-de-5-7-chegando-a-271-7-milhoes-de-toneladas> (Acessado em July 21st julho 2021).

Costa, R. C. A., Pereira, G. T., Pissarra, T. C. T., Siqueira, D. S., Fernandes, L. F. S., Vasconcelos, V., Fernandes, L. A., Pacheco, F. A. L., 2019. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. **Land Use Policy**, 81, 689-704. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.041>. Acesso: 09 aug. 2020.

Damaceno, M. G. de S., Lima, G. S. A., Ribeiro, H. J., Cruvinel, K. A. da S., 2021. Multitemporal analysis of land use and landscape fragmentation in a sub-watershed of Goiás, in: Faria, K. M. S., Trindade, S. P. (Org.), Planning and sustainable development in watersheds. C&A Alfa Comunicação, Goiânia, pp. 451-462.

Das, S., Angadi, D. P., 2020. Land use-land cover (LULC) transformation and its relation with land surface temperature changes: A case study of Barrackpore Subdivision, West Bengal, India. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 19. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100322>. Acesso: 16 jun. 2020.

Degife, A., Worku, H., Gizaw, S., Legesse, A., 2019. Land use land cover dynamics, its drivers and environmental implications in Lake Hawassa Watershed of Ethiopia. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 14. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.03.005>. Acesso: 11 aug. 2020.

Desta, H., Fetene, A., 2020. Land-use and land-cover change in Lake Ziway watershed of the Ethiopian Central Rift Valley Region and its environmental impacts. **L. Use Policy**, 96. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104682> Acesso: 03 jul. 2020.

Dias, N. S., Brígido, A. R., Souza, A. C. M., 2013. Manejo e Conservação dos Solos e da Água. Editora Livraria da Física, São Paulo, 288 p.

Dong, J., Xiao, X., Menarguez, M. A., Zhang, G., Qin, Y., Thau, D., Biradar, C., Moore, B., 2016. Mapping paddy rice planting area in northeastern Asia with Landsat 8 images, phenology-based algorithm and Google Earth Engine. **Remote. Sens. of Environ.**, 185, 142-154. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.016>. Acesso: 25 may 2020.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2012. Embrapa Cerrados: história. <http://www.cpac.embrapa.br/unidade/historia/> (Acessado em November 14th 2020).

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2015. Diagnóstico do Setor de Florestas Plantadas no Estado de Goiás. Brasília, DF: Embrapa. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1036395/diagnostico-do-setor-de-florestas-plantadas-no-estado-de-goias>.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.8.1®. 2020. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

ESA. European Space Agency. 2020. Copernicus (European Commission's Earth Observation Program) Open Acesso Hub. <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>.

Fabbro Neto, F., Gómez-Martín, MB. 2020. Water safety plan integrated to the land use and occupation measures: proposals for Caraguatatuba-SP, Brazil. **Land use policy**, 97, 104732.

Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104732> Acesso: 14 jun. 2020.

Fia, R., Tadeu, H. C., Menezes, J. P. C., Fia, F. R. L., Oliveira, L. F. C., 2015. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 20. Disponível: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p267-275>. Acesso: 06 aug. 2020.

Furtado, L. G., Morales, G. P., Silva, D. F., Pontes, A. N., 2020. Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. **Rev. Bras. de Geogr. Fís.**, 13, 2340-2354. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2340-2354>. Acesso: 12 oct. 2020.

Gardiman Junior, B. S., Garcia, G. O., Cecílio, R. A., Loos, R. A., Mafia, R. G., Abad, J. I. M., Simão, J. B. P., Barbosa, V. H. B., 2018. Variáveis-chave para determinação da qualidade da água em microbacias com plantios de eucalipto. **Ciênc. Florest.**, Santa Maria, 28, 127-140. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831590>. Acesso: 30 sep. 2020.

Gonçalves, T. V., Gomes, M. A. A., Nabout, J. C., 2020. The historical geography, bioclimatic, and informetric conditions of protected areas in the Brazilian Cerrado. **J. for Nat. Conserv.**, 58. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125905>. Acesso: 16 oct. 2020.

Google, 2020. Google Earth Pro. Versão 2020. Imagem de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Rio Montividiu (GO). <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/> (Acessado em November 21st 2020).

Governo do Estado de Goiás, 2019. Lei nº 20.694, de 26 de dezembro de 2019. Secretaria de Estado da Casa Civil. https://legisla.casacivil.go.gov.br/pesquisa_legislacao/100893/lei-20694 (Acessado em April 12nd 2021).

Hidasi-Neto, J., Joner, D. C., Resende, F., Monteiro, L. M., Faleiro, F. V., Loyola, R. D., Cianciaruso, M. V., 2019. Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Perspect. in Ecol. and Conserv.**, 17, 57-63. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.02.001>. Acesso: 03 nov. 2020.

Holden, C. E., Woodcock, C. E., 2016. An analysis of Landsat 7 and Landsat 8 underflight data and the implications for time series investigations. **Remote Sens. of Environ.**, 185, 16-36. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.052>. Acesso: 02 may. 2020.

Howes, M., Wortley, L., Potts, R., Dedekorkut-Howes, A., Serrao-Neumann, S., Davidson, J., Smith, T., Nunn, P., 2017. Environmental Sustainability: A Case of Policy Implementation Failure? **Sustain.**, 9. Disponível: <https://doi.org/10.3390/su9020165>. Acesso: 28 oct. 2020.

Huang, C., Huang, X., Peng, C., Zhou, Z., Teng, M., Wang, P., 2019. Land use/cover change in the Three Gorges Reservoir area, China: Reconciling the land use conflicts between development and protection. **Catena**, 175. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.002>. Acesso: 10 jun. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1999. Noções básicas de cartografia. Manuais Técnicos em Geociências, 8. Rio de Janeiro, IBGE. https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv8595_v1.pdf.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2021. Coordenação geral de observação da terra. PRODES: Incremento anual de área desmatada no Cerrado Brasileiro. <http://cerrado.obt.inpe.br/>.

Jin, Z., Guo, L., Fan, B., Lin, H., Yu, Y., Zheng, H., Chu, G., Zhang, J., Hopkins, I., 2019. Effects of afforestation on soil and ambient air temperature in a pair of catchments on the Chinese Loess Plateau. **Catena**, 175. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.036>. Acesso: 13 sep. 2020.

Khatami, R., Mountrakis, G., Stehman, S. V., 2016. A meta-analysis of remote sensing research on supervised pixel-based land-cover image classification processes: General guidelines for practitioners and future research. **Remote. Sens. of Environ.**, 177. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.028>. Acesso: 21 may 2020.

Kusi, K. K., Khattabi, A., Mhammdi, N., Lahssini, D., 2020. Prospective evaluation of the impact of land use change on ecosystem services in the Ourika watershed, Morocco. **L. Use Policy**, 97. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104796> Acesso: 02 nov. 2020.

Lees, A. C., Moura, N. G., Almeida, A. S., Vieira, I. C. G., 2015. Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm. **Plos One**, 10. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122432>. Acesso: 17 jun. 2020.

Lemes, S. B. F., Andrade, G. C., Faria, K. M. S., 2021. Dynamics of use and vegetation cover in the buffer zones of the Emas National Park and Chapada dos Veadeiros National Park between 1985 and 2019. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA** 1, 15, 83-93, ISSN 1982-5528, Fortaleza. Disponível: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/692>. Acesso: 09 apr. 2022.

Lopes, V. C., Parente, L. L., Baumann, L. R. F., Miziara, F., Ferreira, L. G., 2020. Land-use dynamics in a Brazilian agricultural frontier region, 1985-2017. **Land Use Policy**, 97. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104740> Acesso: 10 nov. 2020.

Loveland, T. R., Irons, J. R., 2016. Landsat 8: The plans, the reality, and the legacy. **Remote Sens. of Environ.**, 185, 1-6. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.033>. Acesso: 08 jul. 2020.

Machado, M. T., Walter, T., 1995. Base de dados bibliográficos dos Cerrados brasileiros: um projeto interinstitucional. **Ciência da Informação**, 24.

Magalhães, I. B., Pereira, A. S. A. P., Calijuri, M. L., Alves, S. C., Santos, V. J., Lorentz, J. F., 2020. Brazilian Cerrado and Soy moratorium: Effects on biome preservation and consequences on grain production. **L. Use Policy**, 99. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105030> Acesso: 25 may 2020.

Martins, A. P., Oliveira, R. M., Queiroz Júnior, V. S., 2014. Análise do Uso da Terra e das Áreas de Preservação Permanente (APP's) do município de Perolândia (GO) a partir de técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento. In: Anais do VII Congresso Brasileiro de Geógrafos, 10-16 ago., Vitória/ES.

Martins, A. P., Galvani, E., 2020. Relação entre uso e cobertura da terra e parâmetros biofísicos no Cerrado Brasileiro. **Rev. do Dep. de Geogr.**, 40, 148-162.

Medeiros, F. H. F., Silva, P. C. M., Lunardi, D. G., 2019. Análise comparativa de classificações supervisionadas aplicadas a zona de amortecimento de um Parque Nacional no bioma Caatinga. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada: Geografia física e as mudanças globais. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza/CE, 11-15 jun. 2019.

Mello, K., Taniwaki, R. H., Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., Hughes, R. M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **J. of Environ. Manag.**, 270. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Acesso: 19 may 2020.

Meneses, P. R., Almeida, T., Rosa, A. N. C. S., Sano, E. E., Souza, E. B., Baptista, G. M. M., Brites, R. S., 2012. Introdução ao processamento digital de imagens de sensoriamento remoto. Universidade de Brasília, Brasília. <http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8> (Acessado em July 24th 2020).

Mengue, V. P., Freitas, M. W. D., Silva, T. S., Fontana, D. C., Scottá, F. C., 2020. LAND-USE and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. **Appl. Geogr.**, 125. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102342>. Acesso: 27 oct. 2020.

Merten, G. H., Minella, J. P. G., 2013. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **Int. Soil and Water Conserv. Res.**, 1, 37-48. Disponível: [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0). Acesso: 13 nov. 2020.

Miola, D. T. B., Marinho, A. P., Dayrell, R. L. C., Silveira, F. A. O., 2019. Silent loss: Misapplication of an environmental law compromises conservation in a Brazilian biodiversity hotspot. **Perspect. in Ecol. and Conserv.**, 17, 84-89. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.04.001>. Acesso: 31 aug. 2020.

Moura, D. M. B., 2021. Proposta metodológica para avaliação e definição de fontes superficiais de abastecimento público: uma análise comparativa entre duas bacias hidrográficas, visando a segurança hídrica de Iporá (GO). 247 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2021.

Moura-Bueno, J. M., Dalmolin, R. S. D., Miguel, P., Horst, T. Z., 2018. Erosion in slope areas with fragile soils and its relationship with land cover. **Scientia Agraria** 19, 1, 102-112. Disponível: <https://doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53738>. Acesso: 08 apr. 2022.

Napolitano, J., 2018. Estratégias políticas para o Cerrado. Recomendações em defesa do Cerrado dirigidas aos candidatos à Presidência da República em 2018. https://ispn.org.br/site/wp-content/uploads/2018/10/Estrategias-Politicapara-o-Cerrado_web.pdf (Acessado em May 23rd 2021).

NASA. National Aeronautics and Space Administration, 2000. Shuttle Radar Topography Mission. <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/mission.htm> (Acessado em October 5th 2020).

Neves, L. V., Deus, L. A. B., Oscar Júnior, A. C. S., Fernandes, M. C., 2019. Mudanças de Uso e Cobertura da Terra e Áreas Suscetíveis à Inundação – Estudo de Caso do Município de Duque de Caxias/RJ. **Rev. do Dep. de Geogr.**, 37. Disponível: <https://doi.org/10.11606/rdg.v37i0.149051>. Acesso: 05 aug. 2020.

Nóbrega, R. L. B., Guzha, A. C., Torres, G. N., Kovacs, K., Lamparter, G., Amorim, R. S.

- S. et al., 2017. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. **PLoS ONE** 12, e0179414. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179414>. Acesso: 29 may 2020.
- Oliveira, I. J., 2014. Chapadões descerrados: relações entre vegetação, relevo e uso das terras em Goiás. **Bol. Goia. de Geogr. (Online)**, Goiânia, 34, 311-336. Disponível: <https://doi.org/10.5216/bgg.v34i2.31734>. Acesso: 01 jul. 2020.
- Oliveira, V. A., Mello, C. R., Beskow, S., Viola, M. R., Srinivasan, R., 2019. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecol. Eng.**, 133, 20-31. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.021>. Acesso: 14 nov. 2020.
- Oliveira, R. B., Faria, K. M. S., 2021. Multitemporal analysis of landscape dynamics in the river basin of the Rio Tocantinzinho – Goiás. **Revista Caminhos de Geografia** 22, 81, 74–87, Uberlândia-MG. Disponível: <http://doi.org/10.14393/RCG228155183>. Acesso: 08 apr. 2022.
- Paez, M. L., Almeida, R. C., Veiga, A., Casiolato, M. M. C., Camargo, H. H. T., 1984. Avaliação do Programa de Cooperação Nipo-brasileira para o desenvolvimento dos Cerrados: Prodecer. **Rev. de Econ. e Sociol. Rural.**, 22, 327-364.
- Paiva, A. L., Campos, M. S., Ferreira, P. A., Andrade, L. F. S., 2017. Discursive representations of the agricultural reform policy in Brazilian Savanna: the case of directed settlement Program of Alto Paranaíba (PADAP). **Organ. Rurais & Agroind.**, 19, 177-191.
- Parente, L., Nogueira, S., Baumann, L., Almeida, C., Maurano, L., Affonso, A. G., Ferreira, L., 2021. Quality assessment of the PRODES Cerrado deforestation data. **Remote Sens. Appl. Soc. Environ.** 21, 100444. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100444>. Acesso: 20 oct. 2020.
- Passos, F. O., Silva, B. C., Silva, F. G. B., 2021. Assessment of Impacts of Changes in Land Use and Management on the Flows of the José Pereira River Basin, using the Model SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física** 14, 2, 619-633. Disponível: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge/article/viewFile/244450/38477>. Acesso: 08 apr. 2022.
- Pinto, H. E., Wander, A. E., 2016. A formação econômica do Sudoeste Goiano e suas implicações à luz da teoria dos custos de transação. **Rev. Eletr. de Econ. da Universidade Estadual de Goiás UEG**, ISSN: 1809-970X, Anápolis-GO, 12, 29-41, jul/dez.
- Pires, M. O., 2000. Programas agrícolas na ocupação do Cerrado. **Soc. e Cult.**, 3, 1-2. Disponível: <https://doi.org/10.5216/sec.v3i1.459>. Acesso: 21 oct. 2020.
- Pizarro, R. E. C., 2017. O agronegócio e a produção do espaço da região de planejamento Sudoeste Goiano. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade de Brasília. Disponível: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/25331>. Acesso: 06 may 2020.
- Pizarro, R. E. C., Araújo Sobrinho, F. L., 2017. Sudoeste Goiano: da modernização da agricultura ao agronegócio. **Rev. LIDER**, 19, 33-66. Disponível: <https://revistaliderchile.com/index.php/liderchile/article/view/38/0>. Acesso: 18 jul. 2020.

- Pizarro, R. E. C., Araújo Sobrinho, F. L., 2019. A construção do agronegócio na região de planejamento Sudoeste Goiano. **Campos Neutrais – Rev. Lat.-Am. de Relaç. Int.**, 1, 91-106. Disponível: <https://doi.org/10.14295/cn.v1i2.9391>. Acesso: 12 oct. 2020.
- Pontius Junior, R. G., Shusas, E., Mceachern, M., 2004. Detecting importante categorical land changes while accounting for persistence. **Agric., Ecosyst. & Environ.**, 101, 2-3. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>. Acesso: 09 aug. 2020.
- Ponzoni, F. J., 2012. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. ed. atualizada e ampliada. São Paulo: Oficina de Textos.
- Pruski, F. F., 2009. Conservação do solo e da água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Editora Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 279 p.
- Rana, V. K., Suryanarayana, T. M. V., 2020. Performance evaluation of MLE, RF and SVM classification algorithms for watershed scale land use/land cover mapping using sentinel 2 bands. **Remote. Sens. Appl.: Soc. and Environ.**, 19. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100351>. Acesso: 12 nov. 2020.
- Resende, F. M. et al., 2021. The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. **Ecosyst. Serv.**, 49. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>. Acesso: 05 may 2020.
- Rex, F. E., Kafer, P. S., Debastiani, A. B., Kazama, V. S., 2018. Potencial de imagens MSI (Sentinel-2) para classificação do uso e cobertura da terra. **Encicl. Biosf.**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, 15.
- Rodrigues, L. N.; Zaccaria, D., 2020. Agricultura Irrigada: um breve olhar. Fortaleza: Inovagri. Disponível: <https://inovagri.org.br/publicacoes-e-projetos/>. Acesso: 17 may 2020.
- Roitman, I., Bustamante, M. M. C., Haidar, R.F., Shimbo, J. Z., Abdala, G. C., Eiten, G. et al. 2018. Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. **PLoS ONE** 13, e0196742. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196742>. Acesso: 23 jul. 2020.
- Ribeiro, M. S. L., Diniz-Filho, J. A. F., Barberi, M., 2010. Climate stability and the current patterns of terrestrial vertebrate species richness on the Brazilian Cerrado. **Quat. Int.**, 222, 230-236. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2009.10.003>. Acesso: 15 aug. 2020.
- Rural Minas. Fundação Rural Minas, 2005. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.
- Sano, S. M., 2011. A oferta ambiental do Cerrado e seu uso. **Cienc. Cult.**, 63, São Paulo. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21800/S0009-67252011000300014>. Acesso: 07 may 2020.
- Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M. C., Bezerra, A. S., Couto Jr, A. F., Vasconcelos, V., Schuler, J., Bolfe, E. L., 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **J. of Environ. Manag.**, 232, 818-828. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>. Acesso: 17 oct. 2020.

- Santos, C. C. M., 2017. Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados – PRODECER: um espectro ronda os Cerrados brasileiros. **Estud. Soc. e Agric.**, 24.
- Santos, L. B., Barros, M. N. R., Coelho, A. S., Fenzl, N., 2020. Análise da dinâmica do uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Marapanim, Pará. **Rev. Bras. de Geogr. Fís.**, 13. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1935-1952>. Acesso: 24 jul. 2020.
- Santos, R. C., Guerra, A. J. T., 2021. Evaluation of soil erosion in the hydrographic basin of the Rio Pequeno, Paraty-RJ. **Geosaberes: Revista de Estudos Geoeducacionais** 12, 1. Disponível: <https://www.redalyc.org/journal/5528/552866526010/552866526010.pdf>. Acesso: 08 apr. 2022.
- Scaramuzza, C. A. M., Sano, E. E., Adami, M., Bolfe, E. L., Coutinho, A. C., Esquerdo, J. C. D. M., Maurano, L. E. P., Narvaes, I. S., Oliveira Filho, F. J. B., Rosa, R., Silva, E. B., Valeriano, D. M., Victoria, D. C., Bayma, A. P., Oliveira, G. H., Gustavo, B. S., 2017. Land-use and land-cover mapping of the Brazilian Cerrado based mainly on Landsat-8 satellite images. **Rev. Bras. de Cartogr.**, Edição de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, 69, 1041-1051.
- Schielein, J., Börner, J., 2018. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, 76, 81-94. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.052>. Acesso: 20 nov. 2020.
- SEMAD. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2018. Goiás. Planilhas de dados: usos por bacias hidrográficas. <https://www.meioambiente.go.gov.br/> (Acessado em July 29th 2020).
- Silva, J. R. M., Rodrigues, J. A. M., Oliveira, L. F. C., Viola, M., 2021. Estimation of the vulnerability of soils to water erosion in the hydrographic basin of the Rio das Mortes (MG). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente** 14, 1, Maringá (PR). Disponível: 10.17765/2176-9168.2021v14n1.e007659. Acesso: 11 apr. 2022.
- SIEG. Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás. 2020. Downloads/SIG – Shapefiles. <http://www.sieg.go.gov.br> (Acessado em October 14th 2020).
- Shehab, Z. N., Jamil, N. R., Aris, A. Z., Shafie, N. S., 2021. Spatial variation impact of landscape patterns and land use on water quality across an urbanized watershed in Bentong, Malaysia. **Ecol. Indic.**, 122, 107254. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107254>. Acesso: 30 aug. 2020.
- Silva, F. C. A., Mendonça, G. H., Lunas, D. A. L., 2015, Territorialização do Agronegócio e as Novas Dinâmicas no Sudoeste e Norte de Goiás. **Rev. Espac.**, 36.
- Silva, A. S., Rosa, R., 2019. Mapa de capacidade e potencial do uso da terra do município de Catalão (GO). **Cad. de Geogr.**, 29. Disponível: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2019v29n59p954>. Acesso: 23 may 2020.
- Silva, T. R., Pena, J. C., Martello, F., Bettiol, G. M., Sano, E. E., Vieira, D. L. M., 2021. Not only exotic grasslands: The scattered trees in cultivated pastures of the Brazilian Cerrado. **Agric., Ecosyst. & Environ.**, 314. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107422>. Acesso: 11 jun. 2020.

Singh, G. G., Lerner, J., Mach, M., Murray, C. C., Ranieri, B., St-Laurent, G. P., Wong, J., Guimarães, A., Yunda-Guarin, G., Satterfield, T., Chan, K., 2018. Scientific shortcomings in environmental impact statements internationally. **PeerJ Prepr.** 6. Disponível: <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.27409v1>. Acesso: 27 aug. 2020.

Soares, J., Danelichen, V. H. M., Pereira, O. A., Martins, A. L., 2020. Estudo da dinâmica espaço-temporal do NDVI no Município de Sorriso-MT. **Rev. Bras. de Geogr. Fís.**, 13, 834-841. Disponível: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.2.p834-841>. Acesso: 01 oct. 2020.

Song, X. P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., Townshend, J. R., 2018. Global land change from 1982 to 2016. **Nat.**, 560, 639-643.

Souza, J. C., Nunes, N. N. A., Herculano, R. M. da C. S., 2021. Landscape units and temporal dynamics of land use and land cover in the hydrographic basin of the Rio das Pedras, Goiás, Brasil. **Revista Cerrados (Unimontes)** 19, 1, 03-22. Disponível: <https://doi.org/10.46551/rc24482692202101%20>. Acesso: 11 apr. 2022.

Suarez, A. F., Soares Filho, B. S., 2013. Estudo da mudança de uso e cobertura do solo na bacia do Rio Formiga – MG. **Rev. Bras. Cartogr.**, 65, 417-429.

Teferi, E., Bewket, W., Uhlenbrook, S., Wenninger, J., 2013. Understanding recent land use and land cover dynamics in the source region of the Upper Blue Nile, Ethiopia: Spatially explicit statistical modeling of systematic transitions. **Agric., Ecosyst. & Environ.** 165, 98-117. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.11.007>. Acesso: 13 sep. 2020.

USGS. United States Geological Survey, 2020. EarthExplorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Acessado em September 25th 2020).

UFV. Universidade Federal de Viçosa, 2005. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

Vale, J. R. B., Costa, J. A., Santos, J. F., Silva, E. L. S., Favacho, A. T., 2018. Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **Rev. de Geogr. e Interdiscip.**, 4. Disponível: <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.v4n13p26-44>. Acesso: 03 nov. 2020.

Vieira, A. S., Valle Junior, R. F., Rodrigues, V. S., Quinaia, T. L. S., Mendes, R. G., Valera, C. A., Fernandes, L. F. S., Pacheco, F. A. L., 2021. Estimating water erosion from the brightness index of orbital images: A framework for the prognosis of degraded pastures. **Sci. of The Total. Environ.**, 776. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146019>. Acesso: 18 oct. 2020.

Zhang, J., Li, S., Jiang, C., 2020. Effects of land use on water quality in a River Basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. **Ecol. Indic.**, 113. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>. Acesso: 25 aug. 2020.

Wagner, E., 1982. O programa de desenvolvimento dos Cerrados e sua contribuição à produção de grãos e proteína animal. Planaltina, EMBRAPA-CPAC. Disponível: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/547289/o-programa-de-desenvolvimento-dos-cerrados-e-sua-contribuicao-a-producao-de-graos-e-proteina-animal>. Acesso: 07 jul. 2020.

6. CAPÍTULO 3 – ARTIGO 3

GEOTECNOLOGIAS E MODELAGEM APLICADAS NA ANÁLISE DAS RELAÇÕES ENTRE USO DA TERRA, ASPECTOS FÍSICOS NATURAIS E PERDA DE SOLOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NO CERRADO BRASILEIRO

RESUMO

O contínuo aumento de pressões humanas, seja por práticas agrícolas inadequadas, desmatamento, urbanização e outros podem provocar efeitos devastadores de perda de solo e, conseqüente, degradação dos ecossistemas. Logo, analisar aspectos antrópicos e naturais de uma bacia hidrográfica para planejar e implementar práticas que sejam sustentáveis a longo prazo tornou-se fator estratégico no monitoramento ambiental. Assim, objetivou-se realizar análise espacial com aplicação da *Universal Soil Loss Equation* (USLE) por meio de Geotecnologias para entender as relações entre erosividade da chuva, erodibilidade dos solos, aspectos do relevo, uso e cobertura da terra e erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sendo os componentes da formulação os principais fatores físicos e antrópicos ativos no processo de perda de solos, permitindo a identificação de áreas vulneráveis num espaço de 695,021 km² no município de Montividiu, localizado a sudoeste do estado de Goiás, Cerrado Brasileiro. O estudo consiste no uso de dados históricos de precipitação pluviométrica para estimativa da erosividade (Fator R) mensal e total, mapa de solos para obtenção da erodibilidade (Fator K), modelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) para obtenção do comprimento de rampa (L) e da declividade (S) e posterior geração do mapa relacionado a aspectos do relevo (Fator LS), imagens de 2 m de resolução do Satélite *China Brazil Earth Resources Satellite - 4* (CBERS-4A)/Sensor *Multispectral Camera and Panchromatic Wide - SCAN* (WPM) para geração do mapa de uso do solo de 2020 para compor o modelo USLE. Os resultados indicaram, por meio de produtos cartográficos, áreas com diferentes níveis de perdas de solos. A erosão hídrica potencial (associação dos fatores R, K e LS) apontou que as maiores perdas de solos ocorrem em locais próximos aos cursos hídricos, sofrendo influência dos elevados valores topográficos. A situação se agrava na estimativa de perda de solos por erosão real, pois os diferentes usos da terra implicam em diferentes capacidades erosivas, sobretudo, as áreas de uso agrícola, pois estas representam 76,89% de ocupação do espaço. Com a identificação dos locais mais afetados, é possível priorizar segmentos da bacia hidrográfica do Rio Montividiu que necessitam de intervenções para reduzir a erosão hídrica.

Palavras-chave: Análise Geoespacial. Erosão do solo. Recursos Hídricos. USLE.

ABSTRACT

The continuous increase in human pressures, whether due to inappropriate agricultural practices, deforestation, urbanization, and others, can cause devastating effects of soil loss and, consequently, ecosystem degradation. Therefore, analyzing anthropic and natural aspects of a watershed to plan and implement practices that are sustainable in the long term has become a strategic factor in environmental monitoring. Thus, the objective was to carry out a spatial analysis using the Universal Soil Loss Equation (USLE) through Geotechnologies to understand the relationships between rainfall erosivity, soil erodibility, relief aspects, land use and cover and water erosion in the basin of Montividiu River, with the components of the formulation being the main physical and anthropic factors active in the process of soil loss, allowing the identification of vulnerable areas in a space of 695,021 km² in the municipality of Montividiu, located in the southwest of Goiás state, Brazilian Cerrado . The study consists of using historical rainfall data to estimate monthly and total erosivity (R Factor), soil map to obtain erodibility (K Factor), Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) model to obtain the ramp length (L) and slope (S) and subsequent generation of the map related to relief aspects (Fator LS), 2 m resolution images from the China Brazil Earth Resources Satellite - 4 (CBERS-4A)/Sensor Multispectral Camera and Panchromatic Wide - SCAN (WPM) to generate the 2020 land use map to compose the USLE model. The results indicated, through cartographic products, areas with different levels of soil loss. Potential water erosion (association of factors R, K and LS) indicated that the greatest soil losses occur in places close to water courses, being influenced by high topographic values. The situation worsens in the estimation of soil loss due to real erosion, as the different land uses imply different erosive capacities, above all, the areas of agricultural use, as these represent 76.89% of space occupation. With the identification of the most affected sites, it is possible to prioritize segments of the Montividiu River basin that need interventions to reduce water erosion.

Keywords: Geospatial Analysis. Soil erosion. Water resources. USLE.

6.1 Introdução

As mudanças no uso e cobertura da terra têm relação direta com os problemas ambientais globais que ocasionam a degradação do solo e impactos a biodiversidade com provocações derivadas da sobrevivência humana, seja o desmatamento para a expansão de áreas agrícolas ou a crescente urbanização. Além disso, essas transformações desempenham relevante papel na regulação das atividades hidrológicas em uma bacia hidrográfica, controlando o ciclo, clima e erosão, além de abastecer demandas de água e itens alimentares, sendo estas influenciadas pelas propriedades do solo, topografia e área de drenagem (Abdulkareem et al., 2019; Aneseyee et al., 2020). As mudanças climáticas alteram a distribuição das chuvas e, conseqüentemente, o escoamento superficial, o fluxo dos rios, a evapotranspiração, a recarga de águas subterrâneas e a viabilidade de inundação. Enquanto a erosão do solo é um processo natural que visa a estabilidade do meio ambiente, sendo induzido pelas mencionadas mudanças de usos, precipitação e declive. No entanto, quando não controlada pode resultar em problemas significativos de truncamento do solo, sendo precursor de efeitos irreversíveis na decadência de fertilidade, instabilidade de encostas e outros, sendo registradas maiores perdas de solo em terras agricultáveis do que em áreas com cobertura vegetal natural (Abdulkareem et al., 2019). Logo, compreender as transformações da paisagem introduzidas pelo homem por meio do monitoramento de tais atividades ao longo do tempo fornecem subsídios essenciais para a tomada de decisão dos órgãos governamentais (Mengue et al., 2020).

A partir de 1970, o Brasil criou o II Plano Nacional de Desenvolvimento (PND) que foi um marco para impulsionar a ocupação do território. Nesse contexto, identificou-se que a região Centro-Oeste, que compreende grande porção do Cerrado, e a região Norte eram áreas promissoras para o desdobramento de atividades agropecuárias. Assim, visando incentivar a expansão de tais práticas, de 1974 a 1979 foi implantando o Programa de Desenvolvimento dos Cerrados (Polocentro), um projeto financiado pelo governo que objetivava a oferta de crédito aos produtores e a execução de infraestrutura. De modo complementar e para implantação de assentamentos, a iniciativa privada em conjunto com os governos do Brasil e do Japão, criaram o Programa de Cooperação Nipo-brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados (PRODECER), colocando o Cerrado como uma área estratégica para a economia, por assumir importante papel na produção do capital nacional, e também do ponto de vista ambiental, por fazer conexão com outros biomas (Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal), refletindo em rápidas mudanças na cobertura e uso da terra (Brasil, 2015; Alves et al., 2020; Lopes et al., 2020).

O bioma Cerrado compreende 1.297 municípios e até o ano de 2017 perdeu cerca de 46% de sua área de vegetação nativa pelo desmatamento, cedendo espaço a agricultura e a pecuária – e, mesmo as áreas remanescentes tornaram-se fronteiras para o agronegócio (Trigueiro et al., 2020). Conforme Spera (2017), os 2 milhões de km² do Cerrado não são mencionados na seção ambiental da Constituição do Brasil (1988) e tem permanecido relativamente desprotegido, pois o Código Florestal Brasileiro estabelece que 20% a 35% das propriedades devem ser reserva legal e apenas 3% das terras são designadas como “área protegida”. Nesse contexto, do total de desmatamento entre 2000 e 2015, menos de 10% ocorreu no estado de Goiás, em que os agricultores têm intensificado a conversão de pastagens degradadas em agricultura de ponta e aumentado as taxas de lotação de gado para elevar a produção, implicando na redução das taxas de desmatamento e na produção agrícola intensiva contendo dupla safra. Este cenário contribui para a alteração da biodiversidade, estoques de carbono e evapotranspiração que implica em mudanças no balanço hídrico regional. Ocorre que o rendimento das safras no Cerrado depende de regime de precipitação estável com longa e estável estação chuvosa, com isso, a conservação desse bioma é considerada de alta prioridade para buscar a estabilidade ambiental que é de suma relevância para o desenvolvimento agrícola e econômico sustentável (Spera, 2017).

Assim, avaliar os impactos das mudanças sobre os recursos hídricos consiste na compreensão das perturbações em escalas para o planejamento da gestão da água, e requer modelos numéricos e bases geoespaciais para capturar e estimar variações de topografia, uso da terra, precipitações pluviométricas e outros (Maina et al., 2020). A Universal Soil Loss Equation (USLE) é um modelo de previsão de erosão, podendo ser utilizada em simulações de bacias com área de drenagem variada, verificando a perda de solo mensal e anual média de longo prazo por unidade de área (Beskow et al., 2009) e considerando parâmetros propostos por Wischmeier e Smith (1978): erosividade da chuva (Fator R), erodibilidade do solo (Fator K), comprimento de rampa e declividade (Fator LS), uso e cobertura do solo (Fator C) e práticas conservacionistas (P), sendo que a integração dos três primeiros fatores gera a classificação denominada erosão potencial, e a integração da erosão potencial com os dois últimos fatores dá origem à erosão real (Barbosa et al., 2015). A aplicação da USLE com o apoio do Sistema de Informação Geográfica (SIG) funciona como integração das informações por permitir verificar espacialmente os dados, relacionando-os por meio de uma álgebra de mapas que identifica o local da erosão no gradiente (Lima et al., 2018). Dessa forma, a USLE tem sido amplamente utilizada por pesquisadores que buscam estimar a perda de solo em bacias hidrográficas (Beskow et al., 2009; Barbosa et al., 2015; Lima et al., 2018; Abdulkareem et al., 2019; Alves

et al., 2019; Aneseyee et al., 2020; Kusi et al., 2020) – servindo de parâmetro em 42,7% dos estudos desenvolvidos para avaliar a vulnerabilidade à erosão do solo em todo o mundo (Pandey et al., 2021).

Neste contexto, a microrregião sudoeste de Goiás é destaque nacional na produção de grãos, principalmente milho e soja, sendo o sucesso decorrente, dentre outros fatores, do uso extensivo e intensivo das terras em busca de ganhos em produtividade (Alves et al., 2019). No município de Montividiu (GO) o cenário é similar pelo uso intensivo da terra para o agronegócio com pequenas áreas remanescentes de vegetação que correspondem, em sua maioria, as matas ciliares e fragmentos de Cerradão. Com isso, por meio da análise geoespacial e uso da USLE, objetiva-se estimar a perda de solo na bacia hidrográfica do Rio Montividiu para o ano de 2020. A bacia hidrográfica do Rio Montividiu é fonte de água para atender diversos usos. Os resultados deste estudo podem subsidiar ações de gerenciamento da bacia hidrográfica em questão.

6.2 Materiais e métodos

6.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Montividiu, localizada no município de Montividiu no sudoeste do estado de Goiás, Brasil (Figura 1.13), possui área de contribuição de 695,021 km² e está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. Os principais afluentes do Rio Montividiu são o Córrego Jataí, Córrego da Raiz, Córrego Bandeira, Ribeirão das Pombas, Córrego Sucuri, Córrego da Lagoa e Ribeirão Felicidade. E, o principal curso hídrico nasce nas coordenadas geográficas 51°39'50.82"W/ 17°17'34.37"S a uma altitude de 1.030 m e deságua no Rio Verde (comumente denominado Rio Verdão) na cota de 670 m nas coordenadas geográficas 50°59'38.56"W/ 17°19'25.88"S. O município, de acordo com o processo nº 18922015 (vigente de 26/12/2015 a 16/10/2027) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD (2018), possui o direito de outorga d'água do Rio Montividiu para suprir a demanda urbana (60 L.s⁻¹), além de concessões à proprietários rurais para atender a demanda hídrica da produção agropecuária.

De acordo com a classificação Köppen-Geiger, o clima da região é do tipo Aw (tropical seco-úmido) (Cardoso et al., 2014), com duas estações contrastantes: o período chuvoso, que se inicia entre setembro e outubro e ocorre até março ou abril, e o período de estiagem que cobre o resto do ano e esporadicamente registra chuvas. A estação chuvosa pode ser interrompida por períodos de seca, denominados “veranicos”, que podem representar problema

para a produção agrícola, principalmente, se estas estiverem na fase de crescimento da cultura (Silva et al., 2019).

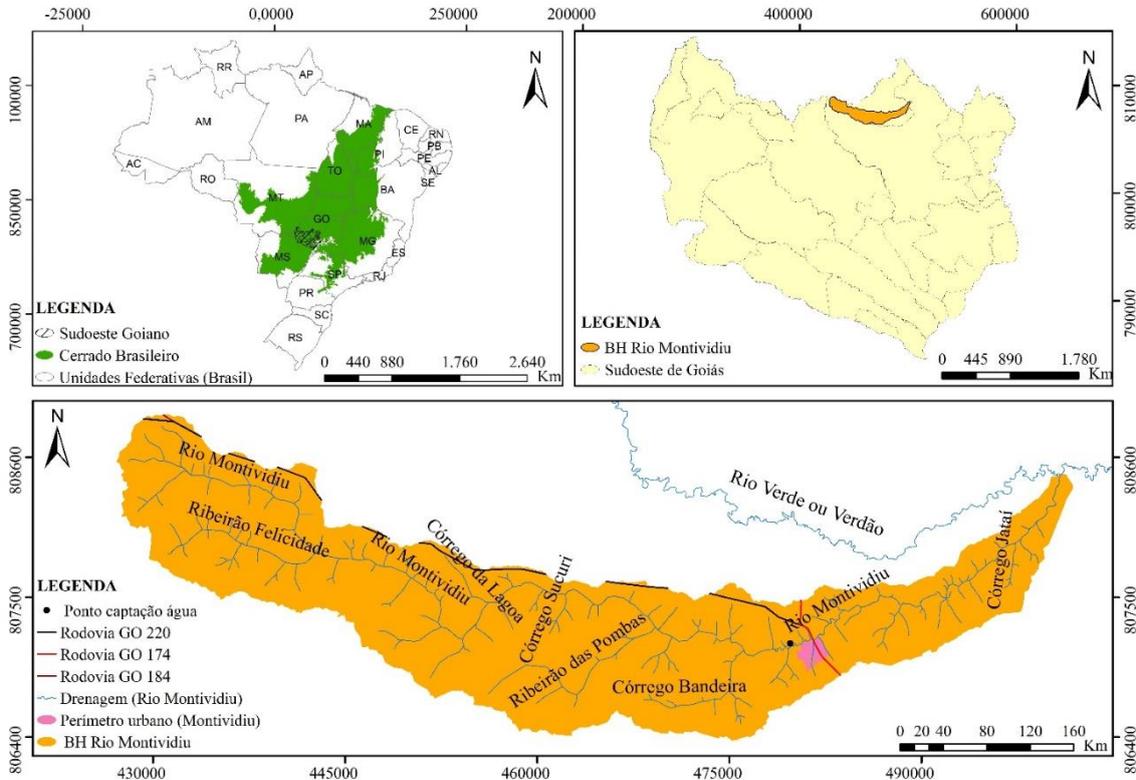


Figura 1.13 Localização da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.
Fonte: Mapa organizado pelos autores a partir das bases de dados geográficos disponibilizadas pelo SIEG (2020). Elaborado no Sistema de Coordenadas Planas: Datum Sirgas 2000, UTM, Zona 22S.

A precipitação média mensal da estação meteorológica de Montividiu (código 1751004), para a série temporal de 34 anos (de janeiro de 1986 a dezembro de 2019), corresponde a 120,54 mm, e o índice pluviométrico médio anual é 1.446,44 mm – Figura 1.14 (ANA, 2020).

E, quanto a vegetação, o Cerrado compõe-se por florestas, matagais, pastagens e áreas úmidas (Oliveira et al., 2019).

O levantamento de dados foi realizado por meio de plataformas do Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás – SIEG (2020), United States Geological Survey – USGS (2020), Agência Nacional de Água – ANA (2020) e uso dos softwares Quantum GIS 3.10.5-A Coruña (QGIS, 2020) e ArcGIS Advanced 10.8.1®, licenciado sob o código #647261 (ESRI, 2020). E, a estimativa da perda de solos ocorreu a partir da Universal Soil Loss Equation (USLE) proposta por Wischmeier e Smith (1978) e adaptada para o Brasil por Lombardi e Moldenhauer (1977 apud Bertoni e Lombardi Neto, 2014):

$$USLE = R * K * LS * C * P \quad (E1)$$

Em que: USLE é a perda de solo por erosão hídrica ($\text{tn.ha}^{-1}.\text{mês}^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{mês}^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($\text{tn.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico que engloba o comprimento de rampa (L) e a declividade (S) (adimensional); C é o fator de uso e cobertura da terra (adimensional); e, P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

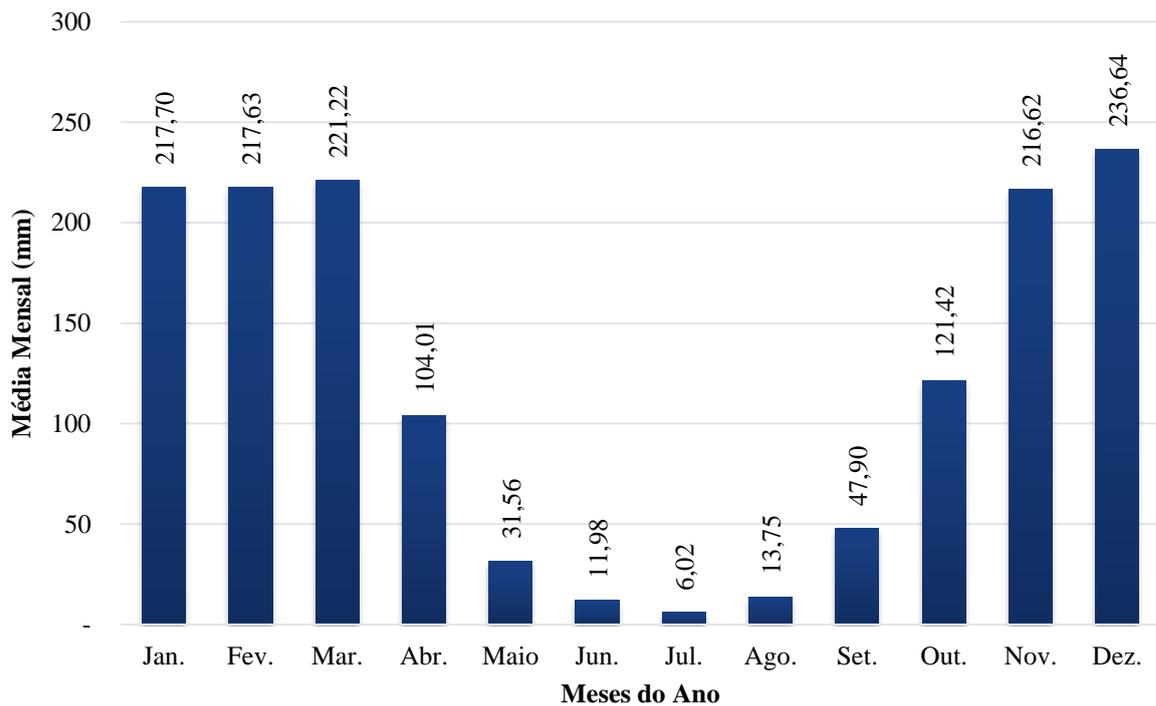


Figura 1.14 Média mensal de índice pluviométrico na estação Montividiu (estação nº 01751004) de janeiro de 1986 a dezembro de 2019, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de dados disponibilizados pela ANA (2020).

6.2.2 Fator de erosividade (R)

O fator erosividade (R) é um índice que relaciona o valor médio anual da chuva de um local com a capacidade daquela chuva de erodir o solo de um terreno desprotegido de vegetação (Lombardi Neto e Moldenhauer, 1992), e foi calculado conforme a proposta de Bertoni e Lombardi Neto (2014), usando as Equações 2 (E2) e 3 (E3) que considera períodos iguais ou superiores a vinte anos. Para estimar o fator de erosividade da BHRM, foram coletados dados pluviométricos disponibilizados pelo HydroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA, 2020) para uma série temporal de 34 anos (1986-2019). Os dados registrados em planilha eletrônica apresentaram falhas, as quais foram preenchidas com valores médios do mês correspondente.

O conjunto de dados, pós-adequações, foram inseridos na fórmula e com a obtenção dos valores de R ocorreu a geocodificação via software ArcGIS Advanced 10.8.1® (ESRI, 2020), gerando malhas por meio do interpolador Spline para produção de mapas da erosividade mensal (E2) e anual (total) (E3).

$$R = 67,355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad (E2)$$

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (E3)$$

Na qual, R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹.mês⁻¹); r, a precipitação média mensal (mm); P, a precipitação média anual (mm).

O produto da erosividade foi classificado conforme a proposta de Carvalho (2008) (Quadro 1.13).

Quadro 1.13 Classificação da erosividade proposta por Carvalho (média mensal e anual).

Classe	Valores de Erosividade	
	Mensal (MJ.mm.h ⁻¹ .ha ⁻¹ .mês ⁻¹)	Anual (MJ.mm.h ⁻¹ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Baixa	R < 245	R < 2.452
Média	245 < R < 490	2.452 < R < 4.905
Média a forte	490 < R < 735	4.905 < R < 7.357
Forte	735 < R < 981	7.357 < R < 9.810
Muito forte	R > 981	R > 9.810

Fonte: Carvalho (2008).

6.2.3 Fator de erodibilidade (K)

O fator de erodibilidade caracteriza a susceptibilidade do solo à erosão, e, também representa a resistência à erosão (Carvalho, 1994), sendo que cada solo se distingue pelas suas propriedades físicas e químicas (Wischmeier e Smith, 1978). Assim, a partir do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba (escala 1:250.000), gerado pela Universidade Federal de Viçosa – UFV (2005) em conjunto com a Fundação Rural Minas – Ruralminas (2005) e outros, e disponibilizado pelo SIEG (2020), foi elaborado o mapa de solos da área de estudo. Como não era possível realizar os procedimentos de campo (em virtude da pandemia) para obtenção dos valores do fator K, optou-se pela adoção de valores oriundos de literatura de referência, seguindo a classificação de Mannigel et al. (2002).

A classificação do fator K, considerando os valores em relação a propensão a erodibilidade, ocorrerá de acordo com a proposta de Mannigel et al., (2002) (Quadro 1.14):

Quadro 1.14 Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K).

Classes de Erodibilidade	Erodibilidade (tn.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)
Extremamente alto	K > 0,0600
Muito alto	0,0450 < K < 0,0600
Alto	0,0300 < K < 0,0450
Médio	0,0150 < K < 0,0300
Baixo	0,0090 < K < 0,0150
Muito baixo	K < 0,0090

Fonte: Mannigel et al. (2002).

6.2.4 Fator topográfico (LS)

O fator topográfico, ou seja, a declividade e o comprimento do terreno influenciam diretamente a erosão hídrica, pois sujeitam a velocidade de escoamento e implica no volume de material carregado (Bertoni e Lombardi Neto, 2014). Assim, para estimar o fator LS, os dados da direção e acumulação de fluxo, bem como o declive da bacia hidrográfica do Rio Montividiu foram obtidos a partir da imagem Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponibilizada pelo USGS (2020), e do software ArcGIS Advanced 10.8.1[®] (ESRI, 2020), sendo o cálculo realizado por meio da Equação 4 (E4) de Bertoni e Lombardi Neto (2014), considerando o método de Pelton et al. (2012) que visa a utilização da calculadora raster do ArcGIS para o desenvolvimento do cálculo.

$$LS = \text{Power}(fa * [cr]/22.1, 0.4) * \text{Power}(\sin(\text{slope} * 0.01745)/0.09, 1.4) * 1.4 \quad (E4)$$

Em que: LS é o fator topográfico; fa, o fluxo acumulado; [cr], a resolução da célula; e slope, a declividade.

6.2.5 Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP)

Conforme Abdulkareem et al., (2019), a cobertura e o manejo do solo (C) são fatores cruciais na previsão da erosão do solo, pois na análise espacial indica a condição que pode ser utilizada para controle, e o fator de prática de conservação (P) é usado para designar mudanças nas práticas, tais como: cultivo em faixa, taludes côncavos, terraços, contornos, entre outros. Para avaliação temporal considera-se a integração desses fatores antrópicos (C e P da USLE) que resultaram no produto CP, definidos pelo uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu no ano de 2020, que será gerado por meio de imagens com resolução de 2 m do

Satélite *China Brazil Earth Resources Satellite - 4 (CBERS-4A)/ Sensor Multispectral Camera and Panchromatic Wide - SCAN (WPM)*, as quais são disponibilizadas pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020b). A classificação ocorreu de forma manual e partiu da composição RGB (Red, Green e Blue) e das bandas (B) B1 (Pancromática), B2 (Azul), B3 (Vermelho) e B4 (Verde), sendo R:B3, G:B4, B:B2 e PAN:B1. As categorias de uso e cobertura da terra foram pré-definidas conforme a proposta do IBGE (2013) e subsidiadas por meio de atividades de campo e análises no *Google Earth Pro* (Google, 2020).

Por meio da seleção de amostras aleatórias da imagem do CBERS-4A para formação da Matriz de Confusão, ocorreu a validação da classificação via Índice Kappa, uma proposta de Cohen (1960) que utiliza a equação 5 (E5) para cálculo:

$$K = \frac{n * \sum_{i=1}^c X_{ii} - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c X_{i+} * X_{+i}} \quad (E5)$$

Em que: K é uma estimativa do coeficiente Kappa; n, o número total de amostras; c, o número total de classes; X_{ii} , o valor da diagonal da matriz de confusão, de forma descendente (valor na linha *i* e coluna *i*); X_{i+} , a soma da linha *i*; e X_{+i} , a soma da coluna *i* da matriz de confusão.

Para representar a susceptibilidade do uso a perda de solo, valores específicos obtidos por meio de literatura especializada foram alocados as diferentes classes.

6.2.6 Classificação da perda de solo potencial e real

A classificação da perda de solo dos fatores naturais do ambiente (R, K e LS) ou erosão potencial foi interpretada pelas categorias propostas por Valério Filho (1994) (Quadro 1.15):

Quadro 1.15 Classificação da erosão potencial.

Perda de solo (t.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*	Classes de interpretação
0 - 400	Fraca
400 - 600	Moderada
600 - 16000	Média
1600 - 2400	Forte
2400 – 19.814,86	Muito forte

*Os valores foram convertidos do sistema métrico internacional (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹) para o sistema métrico decimal (tn.mm.ha⁻¹.ano⁻¹).

Fonte: Valério Filho (1994).

E a classificação da perda de solo da erosão real (resultado da integração da erosão potencial e as ações antrópicas), ocorreu de acordo com a proposição de Beskow et al., (2009) (Quadro 1.16).

De forma geral, e atendendo a indicação da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), *United Nations Environment Program* (UNEP) e *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO) (1994), a classificação da perda de solo em relação ao grau de erosão também considerou os intervalos que constam no Quadro 1.17.

Quadro 1.16 Classificação da erosão real.

Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*	Categoria
0 - 2,5	(Ligeira)
2,5 - 5	(Ligeira - moderada)
5 - 10	(Moderada)
10 - 15	(Moderada - alta)
15 - 25	(Alta)
25 - 100	(Muito alta)
> 100	(Extremamente alta)

*Os valores foram convertidos do sistema métrico internacional (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹) para o sistema métrico decimal (tn.mm.ha⁻¹.ano⁻¹).

Fonte: Beskow et al. (2009).

Quadro 1.17 Recomendações da FAO, UNEP e UNESCO (1994) referentes a classificação do grau de erosão hídrica

Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)*	Grau de Erosão
< 10	Nenhuma ou Baixa
10 – 50	Moderada
50 – 200	Alta
> 200	Muito Alta

*Os valores foram convertidos do sistema métrico internacional (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹) para o sistema métrico decimal (tn.mm.ha⁻¹.ano⁻¹).

Fonte: FAO, UNEP e UNESCO (1994).

6.3 Resultados

6.3.1 Fator de erosividade (R)

A localização das estações pluviométricas e os respectivos resultados da erosividade são apresentados na Tabela 1.13, e estes variam de 7791,83 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ a 7948,83 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. E, as Figura 1.15 e Figura 1.16 apresentam a erosividade média mensal.

Tabela 1.13 Localização e erosividade das estações pluviométricas.

Nome da Estação	Código da Estação	Latitude	Longitude	Erosividade (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹)
-----------------	-------------------	----------	-----------	---

Caiapônia	1651000	16°56'58.92"	51°47'57.84"	7856,98
Fazenda Paraíso	1750008	17°27'56.88"	50°46'27.12"	7875,78
Ponte Rio Doce	1751001	17°51'23.04"	51°23'48.12"	7858,10
Benjamin Barros	1751002	17°41'42"	51°53'31.92"	7948,83
Montividiu	1751004	17°21'52.92"	51°04'36.12"	7791,83

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de dados de precipitação pluviométrica disponibilizados pela ANA (2020).

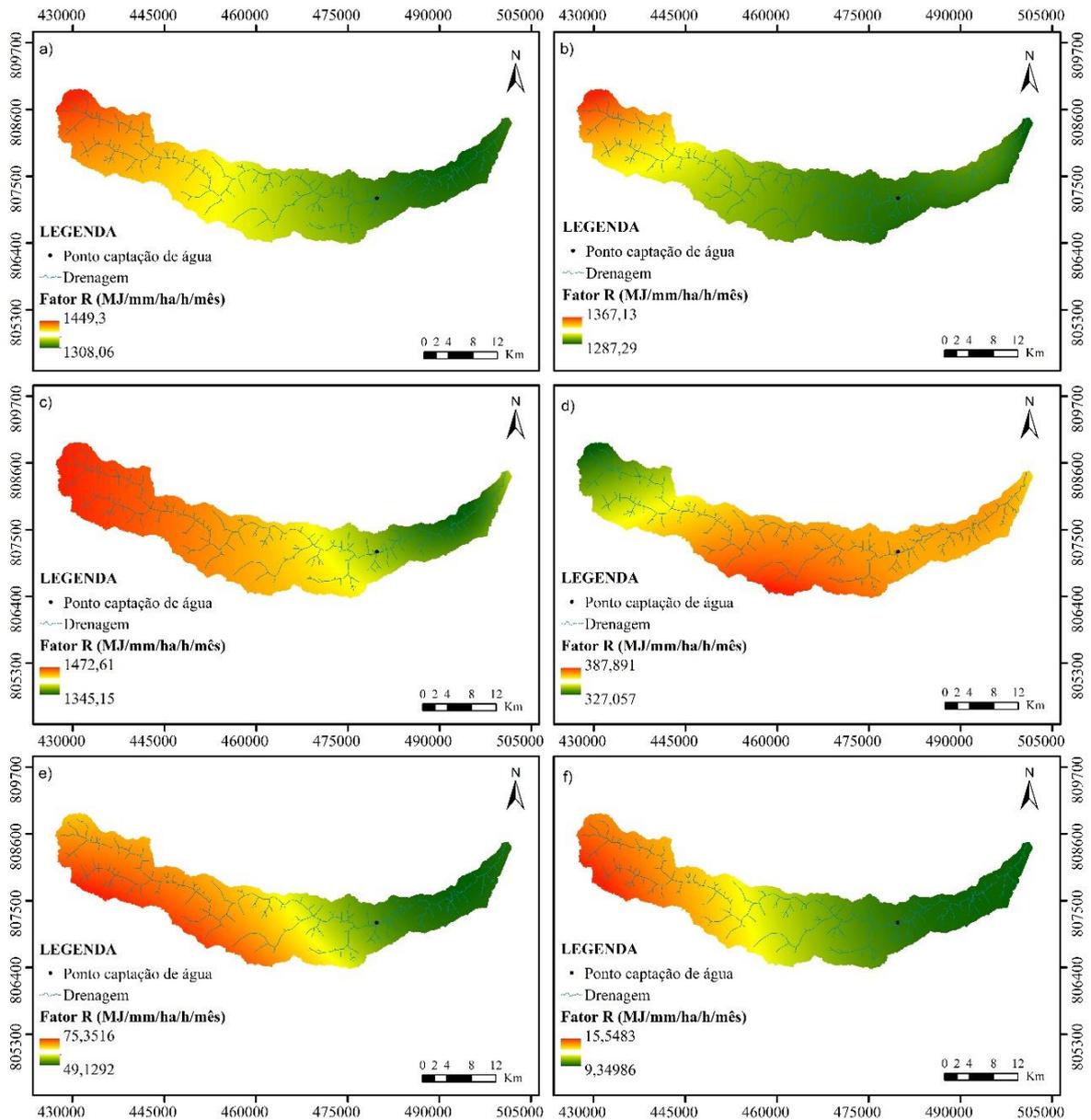


Figura 1.15 Erosividade (R) dos meses de (a) janeiro, (b) fevereiro, (c) março, (d) abril, (e) maio e (f) junho da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

Em análise a erosividade média mensal, verifica-se a concentração dos maiores valores de erosividade nos meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março (Figura 1.15 e Figura 1.16).

Assim, considerando a maior frequência de chuvas, espera-se que as maiores perdas de solo por erosão hídrica ocorram nesse período.

Os menores índices da erosividade média mensal foram registrados nos meses de maio a agosto, no denominado período de estiagem (Figura 1.15 e Figura 1.16). Os resultados são indicativo da ocorrência de precipitações com menor potencial erosivo, sendo o mês de julho o mais seco e, portanto, com menor valor de erosividade.

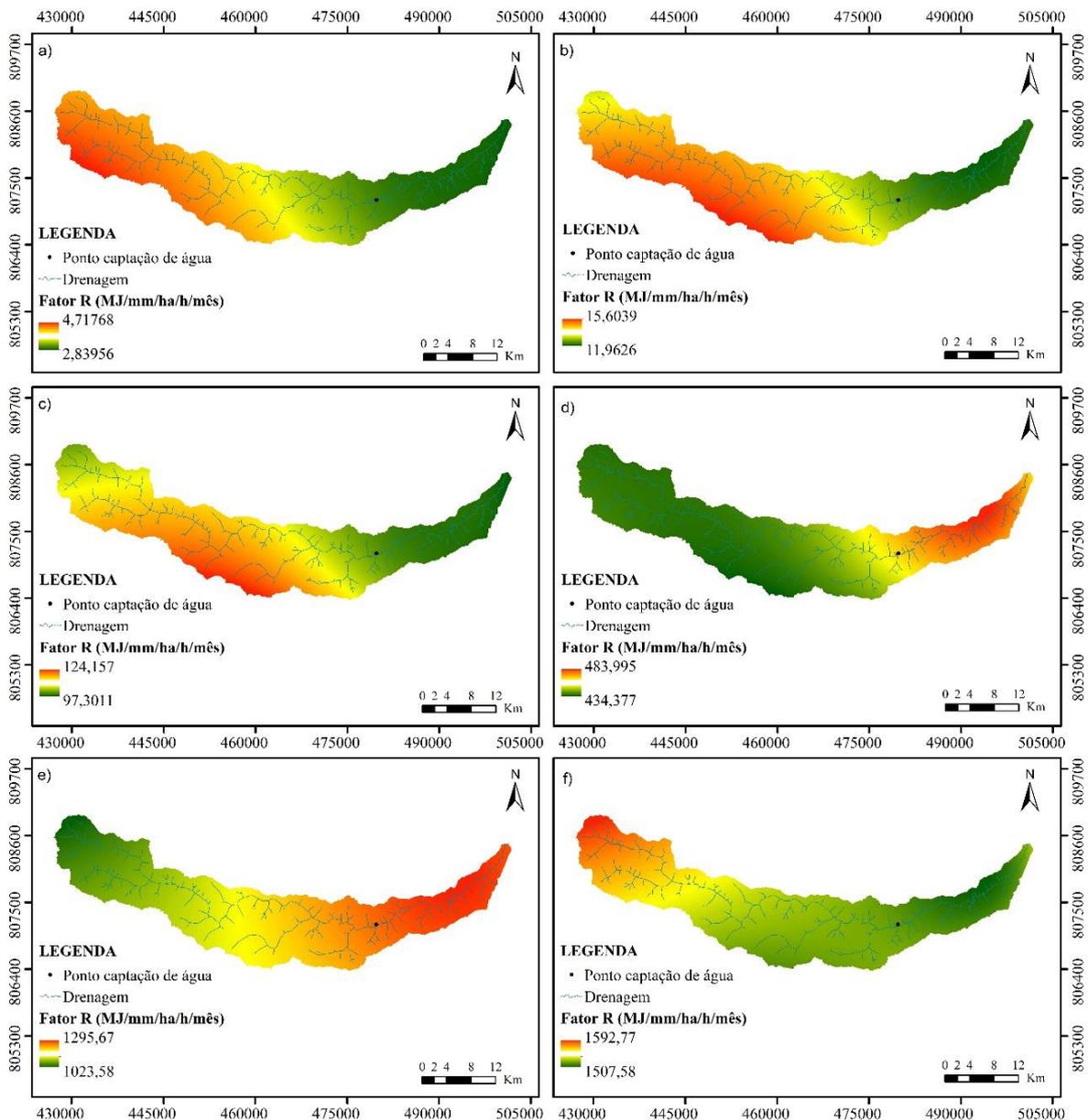


Figura 1.16 Erosividade (R) dos meses de (a) julho, (b) agosto, (c) setembro, (d) outubro, (e) novembro e (f) dezembro da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

Os valores intermediários da erosividade, considerando a média mensal de 1986 a 2019, são apresentados nos meses de abril, setembro, outubro e novembro, oscilando de 97,30

MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (setembro) a 1295,67 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (novembro) (Figura 1.15 e Figura 1.16). A Figura 1.17 apresenta a erosividade dos meses chuvosos (A) e dos meses de estiagem (B).

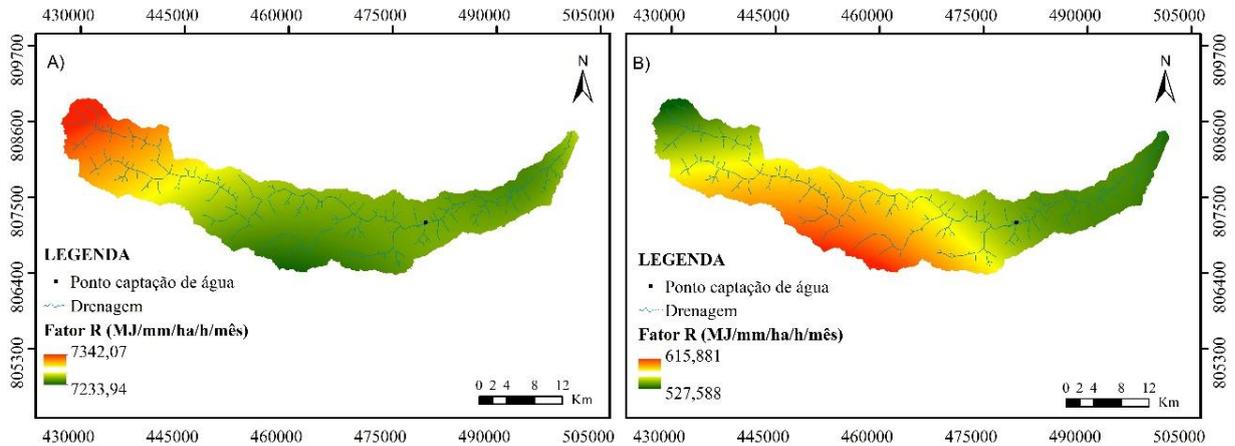


Figura 1.17 Erosividade (R) dos meses chuvosos (A) e secos (B) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

Os resultados geoespacializados da erosividade média anual podem ser observados na Figura 1.18, sendo a mínima de 7792,3 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ e a máxima de 7879,82 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, classificando-se como de forte erosividade (Carvalho, 2008). Verificando a distribuição da erosividade média na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, constata-se que a precipitação decresce da parte alta da bacia (que apresenta maior erosividade) para a região da baixa bacia.

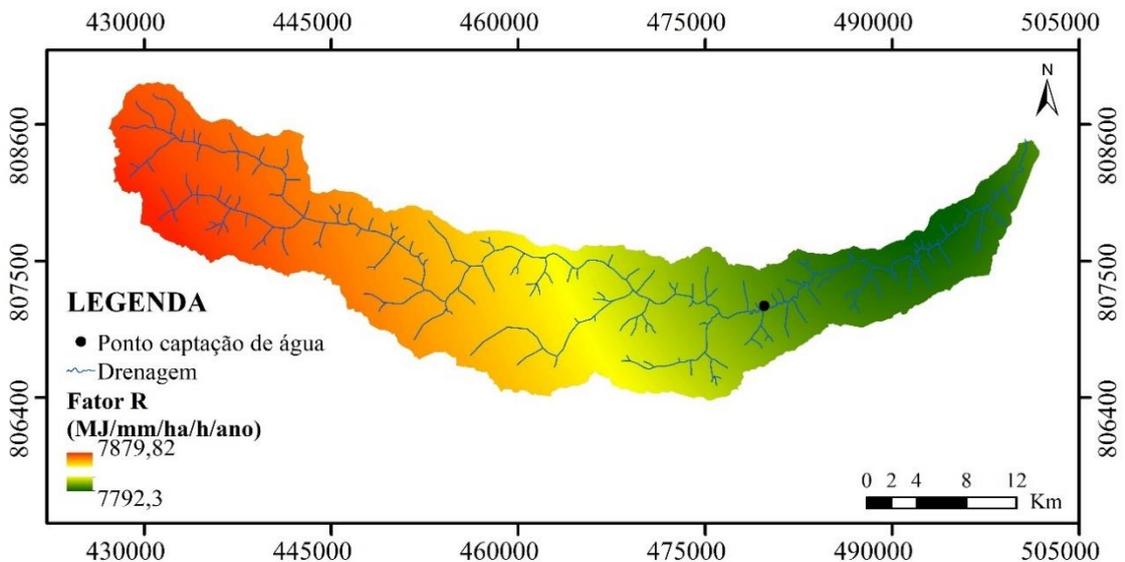


Figura 1.18 Mapa de erosividade (R) anual da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

6.3.2 Fator de erodibilidade (K)

O mapa de solos da bacia hidrográfica do Rio Montividiu proveniente do Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba (escala 1:250.000) resultou nas classes, texturas e as respectivas áreas apresentadas na Tabela 1.14, juntamente com os valores de erodibilidade e as fontes consultadas. A distribuição dos tipos de solos na área é representada na Figura 1.19 (A) e as classes de erodibilidade indicadas na Figura 1.19 (B).

Verifica-se que a área contempla três diferentes tipos de solos com predominância do Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) com textura argilosa ou muito argilosa (72,27%), seguido do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) de textura argilosa ou muito argilosa (25,41%) e do Gleissolo Háptico Tb Distrófico plintossólico (GXbd) de textura argilosa (2,32%).

Tabela 1.14 Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Classe de solo	Em km ²	Em %	Classificação ¹	Fatores antrópicos	
				Fator K (tn.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)	Fonte
Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), textura argilosa ou muito argilosa	502,32	72,27	Baixa	0,0131	Lima et al. (2016)
Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), textura argilosa ou muito argilosa	176,57	25,41	Baixa	0,0131	Lima et al. (2016)
Gleissolo Háptico Tb Distrófico plintossólico (GXbd), textura argilosa	16,13	2,32	Média	0,020	Demarchi e Zimback (2014)
Total	695,02	100	-	-	-

¹Classificação dos solos em função do fator da erodibilidade (K), conforme Mannigel (2002).

Fonte: Atualizada e organizada pelos autores (2020) a partir do Mapa de Solos da Bacia do Rio Paranaíba (UFV, 2005; Ruralminas, 2005; SIEG, 2020).

Considerando a classificação de Mannigel et al., (2002), a erodibilidade na BHRM varia de baixo a médio, sendo 0,0131 tn.h.MJ⁻¹.mm⁻¹ relacionado ao Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) e ao Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), ambos com textura argilosa ou muito argilosa, e 0,02 tn.h.MJ⁻¹.mm⁻¹ associado ao Gleissolo Háptico Tb Distrófico plintossólico (GXbd) de textura argilosa.

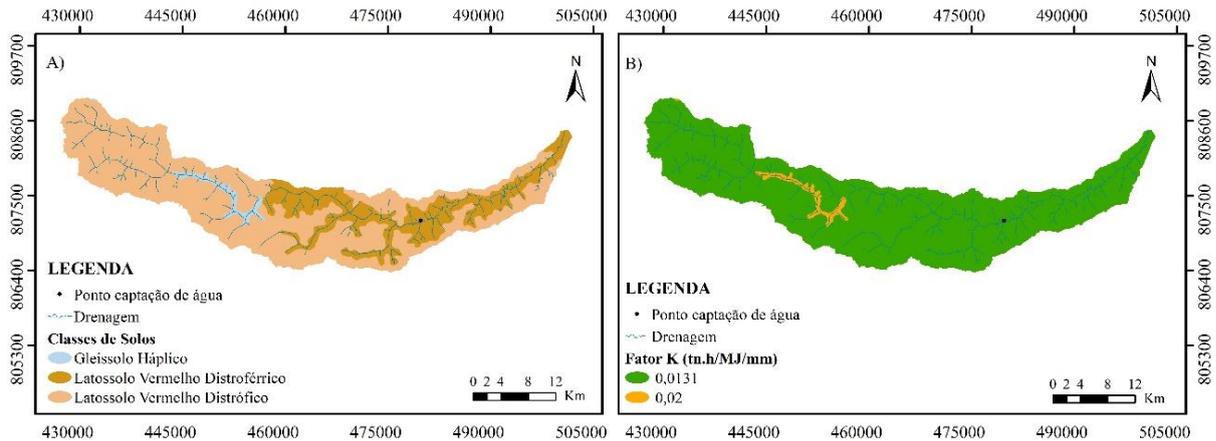


Figura 1.19 Mapa de solos (A) e de erodibilidade (K) (B) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil (UFV, 2005; Ruralminas, 2005; SIEG, 2020).
 Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

6.3.3 Fator topográfico (LS)

Os resultados do fator topográfico são apresentados na Figura 1.20 e verifica-se que estes oscilaram de 0 a 458,95, com os maiores valores identificados nas adjacências dos cursos hídricos.

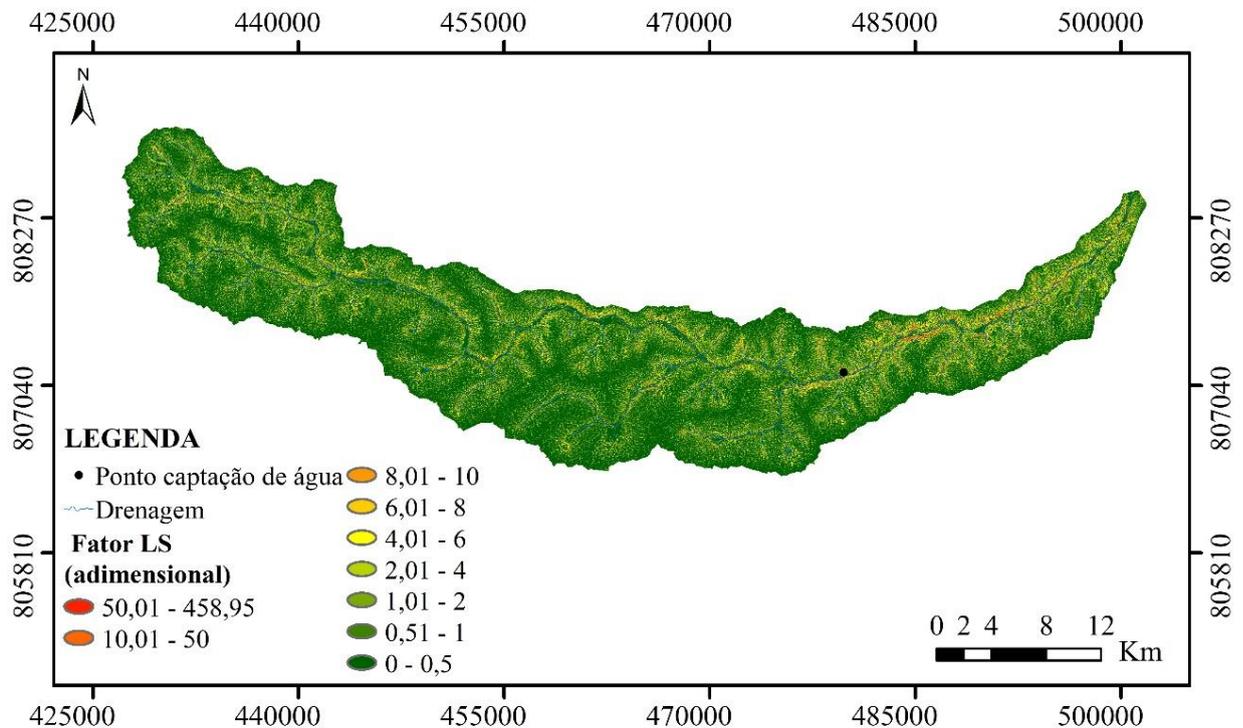


Figura 1.20 Fator topográfico (LS) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.
 Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

6.3.4 Erosão potencial

A Tabela 1.15 apresenta a estimativa mensal de perda de solo por erosão potencial, sendo na Figura 1.21 representada a erosão potencial dos meses chuvosos (A), a erosão potencial dos meses secos (B) e a erosão potencial anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu (C). Na Tabela 1.16 estão os resultados estimados para a perda de solo por erosão potencial anual, conforme a classificação proposta por Valério Filho (1994).

Tabela 1.15 Estimativa de perda de solo para erosão potencial mensal da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil

Mês	Valores de Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .mês ⁻¹)
Janeiro	5.744,60
Fevereiro	5.544,01
Março	6.017,36
Abril	1.598,91
Maio	277,84
Junho	50,45
Julho	16,32
Agosto	60,82
Setembro	480,80
Outubro	2.018,56
Novembro	5.400,60
Dezembro	6.510,97
Total	33.721,24

Fonte: Organizada pelos autores (2020).

Tabela 1.16 Erosão hídrica potencial anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Área em km ²	Área em %
0 - 400 (Fraca)	650,70	93,62
400 - 600 (Moderada)	17,57	2,53
600 - 1600 (Média)	19,47	2,80
1600 - 2400 (Forte)	3,80	0,55
> 2400 (Muito forte)	3,48	0,50
Total	695,02	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

A erosão potencial na bacia hidrográfica do Rio Montividiu varia de 0 (fraca) a 33.721,24 tn.mm.ha⁻¹.ano⁻¹ (muito forte), com predominância da classificação fraca (93,62%), seguida (em ordem decrescente) da classe média (2,80%), moderada (2,53%), forte (0,55%) e muito forte (0,50%).

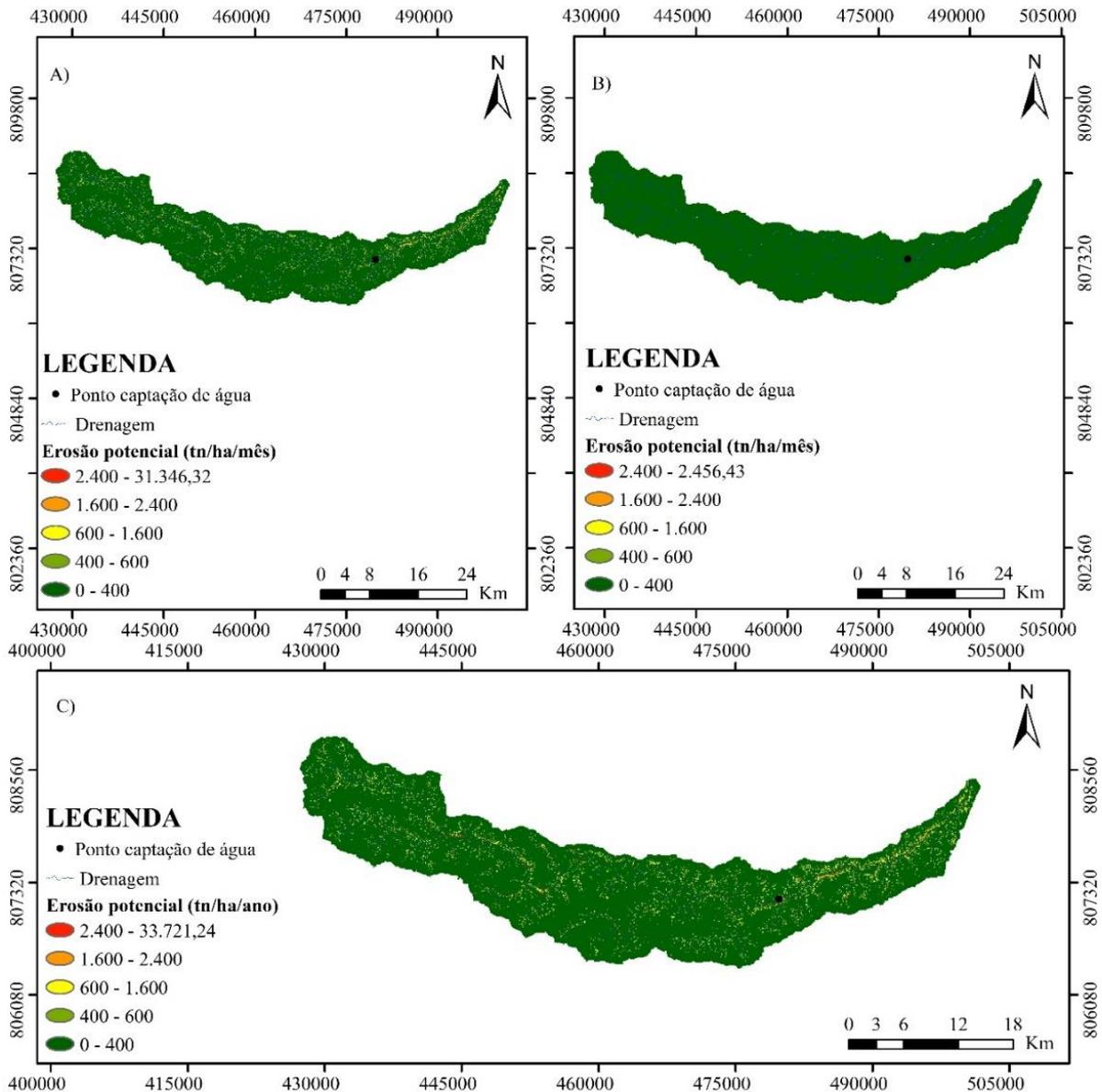


Figura 1.21 Erosão potencial dos meses chuvosos (A), erosão potencial dos meses secos (B) e erosão potencial anual (C) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S, a partir da classificação de Valério Filho (1994).

6.3.5 Fator de uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP)

A Tabela 1.17 apresenta a matriz de confusão que gerou o Índice Kappa de 0,99.

Na Tabela 1.18 são apresentadas as categorias para os diversos usos da terra na bacia hidrográfica do Rio Montividiu e os valores CP com as respectivas fontes consultadas. Na Figura 1.22 verifica-se as categorias geoespacializadas (A) e os valores CP (B).

Tabela 1.17 Matriz de confusão da classificação da imagem da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Classe	Amostra de validação (kappa)													Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
1	556	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	557
2	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
3	0	0	113	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113
4	0	0	0	124	0	0	0	0	0	0	0	0	0	124
5	0	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	93
6	0	0	0	0	0	223	0	0	0	0	0	0	0	223
7	0	0	0	0	0	0	299	1	1	0	0	0	0	301
8	0	0	0	0	0	0	0	236	0	0	0	0	0	236
9	0	0	0	0	0	0	0	4	240	0	0	0	0	244
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	232	0	0	0	232
11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	183	0	0	184
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	74	0	77
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	69
Total	556	75	114	124	93	223	299	242	241	232	186	74	69	2528

As classes são: área agrícola (1); área industrial (2); rodovias (3); solo exposto (4); construção rural (5); pastagem (6); campo sujo (7); fragmentos do Cerrado (8); mata ciliar/galeria (9); água (10); eucalipto (11); outros (12); e, área urbana (13).

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Tabela 1.18 Uso e cobertura da terra, manejo e práticas conservacionistas do solo (CP) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Categoria	Fatores antrópicos			Fonte
	Em ha	Em %	CP	
Mata ciliar/galeria	2.330,59	3,35	0,012	Farinasso et al., (2006)
Campo sujo	3.039,58	4,37	0,05	Helfer (2003)
Cerradão/fragmento	6.355,18	9,14	0,00030	Helfer (2003)
Eucalipto	220,54	0,32	0,12	Silva et al., (2014)
Pastagem	3.158,95	4,55	0,125	Bertoni e Lombardi Neto (2014)
Área agrícola	53.438,93	76,89	0,2	Barbosa (2015)
Construção rural	71,21	0,10	0	Durães e Melo (2016)
Rodovia pavimentada	110,31	0,16	0	Durães e Melo (2016)
Área urbana	442,08	0,64	0,001	Farinasso et al., (2006)
Solo exposto	251,53	0,36	1	Bertoni e Lombardi Neto (2014)
Água	83,90	0,12	0	Ferreira et al., (2019)
Total	69.502,79	100	-	-

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

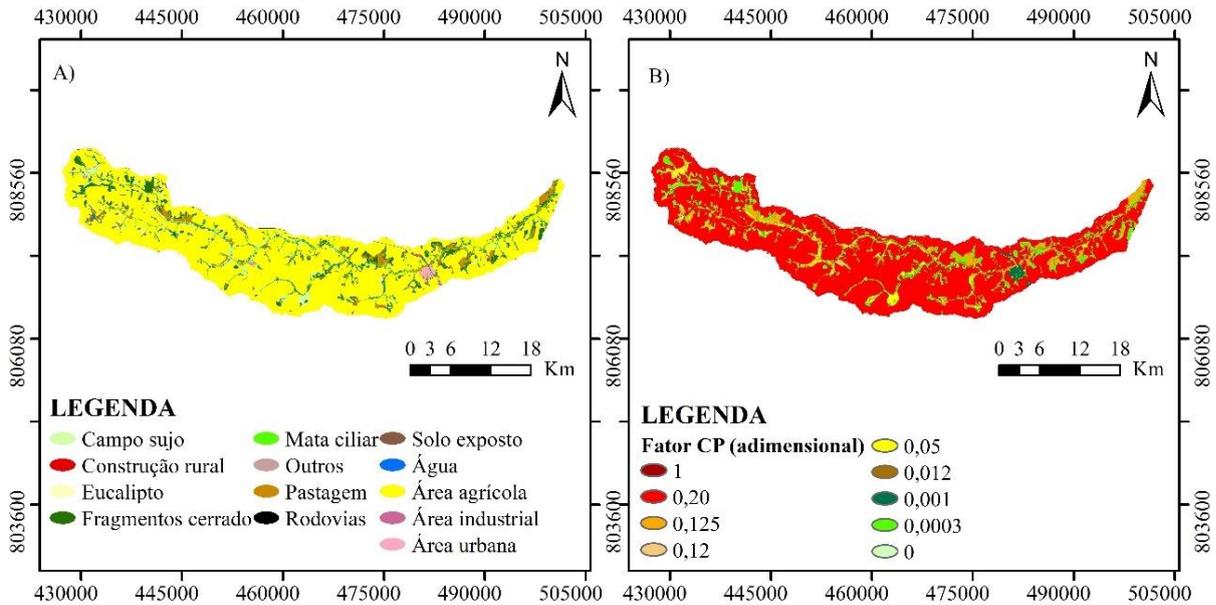


Figura 1.22 Uso e cobertura da terra (A) e Fator CP (B) na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S.

Os resultados mais expressivos espacialmente são a Agricultura (76,89%), seguido da Vegetação Nativa do Cerrado (16,86%), em que se consideram os Cerradões e os fragmentos (9,14%), o campo sujo (4,37%), a mata ciliar e a de galeria (3,35%). A Pastagem representa 4,55% de ocupação do espaço e, com menor representatividade, estão as categorias de: Área Urbana (0,64%), Solo Exposto (0,36%), Eucalipto (0,32%), Rodovia Pavimentada (0,16%), Água (0,12%) e Construção Rural (0,10%). Os resultados CP indicam a variação de 0 a 1, em que os menores valores estão associados as categorias que apresentam menor propensão a erosão, e quanto maior for o valor, maior a exposição do solo aos processos erosivos.

6.3.6 Erosão real

Na Tabela 1.19 os resultados para a erosão real mensal, e na Figura 1.23 a erosão real dos meses chuvosos (A), a erosão real dos meses secos (B) e a erosão real anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu (C). A perda de solo real consta na Tabela 1.20, seguindo a classificação de Beskow et al., (2009).

Conforme Beskow et al., (2009), a erosão hídrica real na bacia hidrográfica do Rio Montividiu variou de 0 (ligeira) a 6.625,56 tn.mm.ha⁻¹.ano⁻¹ (extremamente alta), com domínio das categorias ligeira (53,24%), muito alta (16,20%) e alta (9,75%). E, o grau de erosão hídrica predominante é da classe nenhuma ou baixa (65,48%), sendo com menor representatividade as classes moderadas (25,47%), alta (7,92%) e muito alta (1,13%) (FAO, UNEP e UNESCO, 1981) – Tabela 1.21.

Tabela 1.19 Estimativa de perda de solo para erosão real mensal da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Mês	Valores de Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .mês ⁻¹)
Janeiro	1.156,86
Fevereiro	1.107,10
Março	1.211,41
Abril	314,32
Maio	55,57
Junho	10,08
Julho	3,25
Agosto	12,16
Setembro	96,15
Outubro	374,60
Novembro	984,38
Dezembro	1.299,68
Total	6.625,56

Fonte: Organizada pelos autores (2020).

Tabela 1.20 Erosão hídrica real anual na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Área em km ²	Área em %
0 - 2,5 (Ligeira)	370,03	53,24
2,5 - 5 (Ligeira - moderada)	23,85	3,43
5 - 10 (Moderada)	49,97	7,19
10 - 15 (Moderada - alta)	47,09	6,78
15 - 25 (Alta)	67,77	9,75
25 - 100 (Muito alta)	112,60	16,20
> 100 (Extremamente alta)	23,71	3,41
Total	695,02	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Tabela 1.21 Grau de erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Perda de solo (tn.mm.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Área em km ²	Área em %
< 10 (Nenhuma ou Baixa)	455,13	65,48
10 - 50 (Moderada)	177,03	25,47
50 - 200 (Alta)	55,01	7,92
> 200 (Muito alta)	7,85	1,13
Total	695,02	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

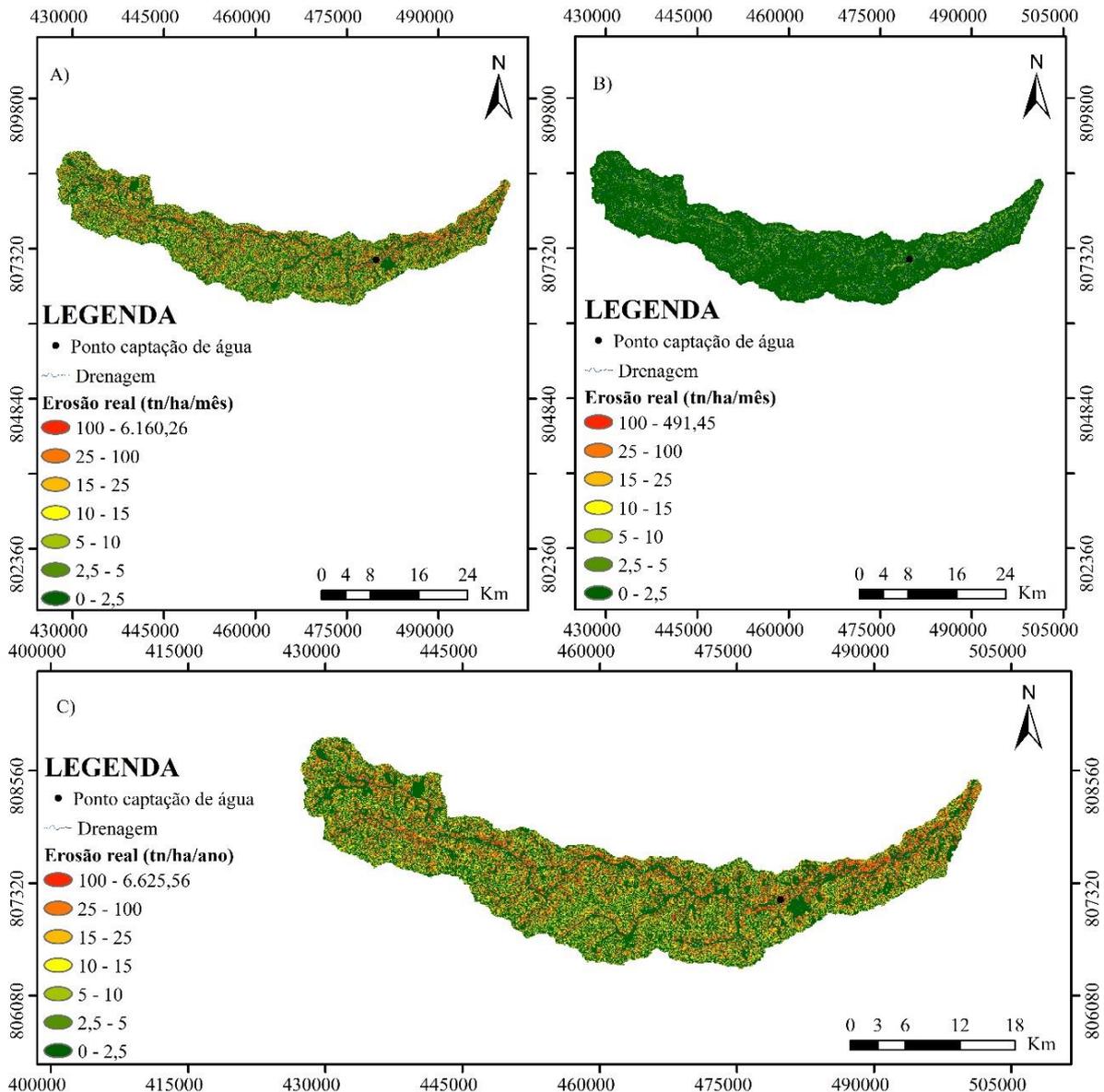


Figura 1.23 Erosão real dos meses chuvosos (A), erosão real dos meses secos (B) e erosão real anual (C) da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sudoeste goiano, Brasil.

Fonte: Elaborada pelos autores (2020) na projeção UTM, SIRGAS 2000, Zona 22S, a partir da classificação de Beskow et al. (2009).

6.4 Discussão

A erosividade está relacionada com a intensidade, duração e quantidade de chuva (Wischmeier e Smith, 1978; Oliveira et al., 2013; Rocha Junior et al., 2017). Assim, os elevados índices pluviométricos nos meses de dezembro a março explicam os altos valores de erosividade observados nesses meses – característica das chuvas intensas que ocorrem em determinadas épocas do ano no Brasil (Oliveira et al., 2013). A redução da erosividade no mês de fevereiro pode se justificar pela mini seca observada ao final do ciclo de soja, alteração também identificada no estudo de Rieger et al., (2016), realizado em Sinop (estado de Mato

Grosso, Brasil), e na pesquisa de Rocha Junior et al., (2017) que ocorreu em Rio Verde (estado de Goiás, Brasil), município adjacente ao de Montividiu.

A erosividade média anual no Brasil varia de 1.672 a 22.452 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹, sendo que em 52,6% dos dados, os valores excedem 7.357 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (erosividade forte, de acordo com a classificação proposta por Carvalho (2008)), apontando áreas do país com elevado risco de erosão hídrica, principalmente, nas regiões Sudeste e Centro-Oeste (Oliveira et al., 2013), corroborando com os resultados obtidos na bacia hidrográfica do Rio Montividiu, inserida no Centro-Oeste do país. Ocorre que a bacia se encontra em uma área com intensa exploração do solo para uso agrícola e a retirada da cobertura vegetal associada ao aumento considerável das chuvas pode facilitar o escoamento superficial (Rieger et al., 2016). Assim, estudar essas áreas com maiores valores de erosividade, permite avaliar o risco de erosão do solo e subsidiar o planejamento e conservação local (Oliveira et al., 2011; Oliveira et al., 2013), evidenciando a necessidade de cobertura do solo e sua manutenção ao longo dos meses de chuva (Freitas e Landers, 2014; Rieger et al., 2016; Fuentes-Llanillo et al., 2021). Afinal, a agricultura é uma das principais atividades econômicas do Brasil e tem como principal fator natural de desenvolvimento o uso do solo (Silva, 2004). A implementação de práticas de conservação e manejo do solo são essenciais para conter a erosão (Godoi et al., 2021; Vieira et al., 2021), evitando a redução da produtividade.

Um estudo realizado por Pereira et al., (2015) na BH do Córrego Cascavel (estado de Goiás, Brasil), analisou a erosividade entre os anos de 1993 e 2012, resultando o menor índice em 7.011,3 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (erosividade média a forte) e o maior índice em 10.986,6 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ (erosividade forte), sendo tendência que o fator R atingisse altos valores nas áreas com maiores pluviosidades. No entanto, o fator R sofreu oscilações e nem sempre apresentou os maiores índices nas áreas com maiores dados pluviométricos, ficando os resultados dependentes da forma como a precipitação se distribuía anualmente e da capacidade da chuva em provocar erosões. Ainda, o estudo de Anjos et al., (2020), realizado entre os municípios goianos e o Distrito Federal (Brasil), mostrou a necessidade de acompanhamento mensal da chuva, pois a sua capacidade erosiva varia no espaço e no tempo, pois, quando se utiliza o Fator R médio (de 8.834±5,2 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹ para Goiás e o Distrito Federal) para predição da erosão hídrica, verifica-se que em algumas áreas os valores são subestimados e em outras superestimados.

A erodibilidade dos solos no Cerrado Goiano também é induzida pelas chuvas, pois a partir do momento em que ocorre a saturação do solo e é atingida a capacidade de infiltração e redistribuição da água no perfil do solo, este pode ser acarretado pela erosão hídrica,

principalmente em solos menos agregados. No caso de chuvas de alta intensidade, até os Neossolos, que são solos mais aerados, podem ser arrastados pelo escoamento superficial, sofrendo perdas (Castro et al., 2011).

A erodibilidade sofre influência do substrato rochoso em função dos atributos físico-químicos e mineralógicos (Barbosa et al., 2019; Vieira et al., 2021), do uso e manejo do solo (Lima et al., 2016; Madenoglu et al., 2020) e da topografia (Madenoglu et al., 2020; Guo et al., 2021). A combinação de atributos morfoestruturais com os fatores pluviométricos podem representar alta erodibilidade nos casos que as partículas são pequenas e há baixa coesão entre os elementos, ou baixa erodibilidade, quando a permeabilidade é elevada (Silva et al., 1999). A estabilidade dos agregados pode reduzir a erodibilidade pelo aumento da resistência do solo ao desprendimento por gota de chuva e enxurrada (Ostovari et al., 2018; Wang et al., 2021).

Os Gleissolos encontram-se em áreas de depressão próximos aos cursos hídricos, o que ocasiona a saturação permanente ou periódica com água. O potencial de erosão do solo é atenuado quando estes se encontram em áreas cobertas por Mata Ciliar. Assim, discutir o desmatamento em áreas com alta erodibilidade, torna-se matéria de interesse para a conservação ambiental (Godoi et al., 2021).

Conforme Raimo et al., (2019), a condição de saturação dos Gleissolos implica, geralmente, na baixa capacidade de drenagem e em altos valores de K. Contudo, em um levantamento sobre a variabilidade espacial do fator K no estado de Mato Grosso (Brasil), os resultados indicaram perfis com boa drenagem, reduzindo o escoamento superficial na ocorrência de chuvas e, conseqüentemente, ocasionando a redução dos valores de K. Os valores corroboram com os resultados da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, respaldado na pesquisa de Moraes e Sales (2017) realizada na bacia hidrográfica do Alto Gurguéia (estado do Piauí, Brasil).

Assim, como descrito por Moraes e Sales (2017), os Latossolos encontram-se nas áreas de relevo plano dos planaltos, das chapadas e na extensão do vale. O predomínio dos Latossolos na bacia hidrográfica do Rio Montividiu constata a abundância e tendência destes solos na região do Cerrado (Silva et al., 2015; Raimo et al., 2019), relacionados a relevo suave a suave ondulado (Melo et al., 2021), e a variação nos valores de K dos Latossolos é influenciada pelo percentual de argila e areia grossa dos perfis (Raimo et al., 2019). Os baixos valores de erodibilidade devem-se aos Latossolos porosos, com argila de atividade baixa, profundos e com morfologia uniforme ao longo do perfil (Silva et al., 2020).

Observam-se semelhanças entre o mapa do fator LS e o mapa de erosão potencial. A similaridade, também identificada no estudo de Botelho et al., (2015) realizado na BH do

Ribeirão Moreira (estado de Goiás, Brasil), deve-se pela maior influência do fator topográfico no potencial de perda de solo quando o relevo é ondulado. Em se tratando de relevo plano a suave ondulado, os resultados significativos abrangem o fator K. Isso porque a perda de solo é menos sensível às mudanças no comprimento do declive do que às mudanças na inclinação do declive (McCool et al., 1987; Alewell et al., 2019).

E, quanto ao uso e cobertura da terra, verifica-se que as ações antrópicas ocupam a maior parte das áreas da bacia hidrográfica do Rio Montividiu, sendo a cobertura natural identificada em pequena porção da bacia. Com isso, os resultados mostram-se favoráveis a perda de solo, sendo esta influenciada pelo uso inadequado do solo (Rieger et al., 2016). Ocorre que a problemática de remoção da cobertura vegetal e, conseqüentemente, aumento da perda de solo se estende ao estado de Goiás (Brasil), motivados também pela forma inapropriada de uso da terra, sem contemplar medidas de conservação ambiental (Hermuche et al., 2009). Trata-se de um estado em que a economia gira em prol da agricultura e pecuária com a presença de solos altamente erodíveis (como, Cambissolos, Neossolos, Gleissolos e Argissolos), convergindo em áreas vulneráveis (Cruvinel, 2016). Isso porque o uso da terra, em geral, depende das propriedades do solo, mas, também as modifica, afetando a provisão de serviços ecossistêmicos (Erdogan et al., 2021). Silva et al., (2020) analisaram, em seu estudo no entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (Goiás, Brasil), que a crescente perda de solo está relacionada as áreas com a presença de agricultura, pastagem e espaço urbano.

Por outro lado, as classes menos susceptíveis a erosão são as cobertas pelas fitofisionomias do Cerrado, observação também identificada por Pereira e Cabral (2021) nas bacias hidrográficas dos córregos Macacão e Mutum (localizadas no estado de Tocantins, Brasil). Por isso, a manutenção da cobertura vegetal são fundamentais para a preservação do solo e da água (Godoi et al., 2021). Ocorre que há incompatibilidade entre o crescimento econômico, marcado pela expansão da agricultura no Cerrado, e a preservação dos recursos naturais do bioma (Santos et al., 2021). Essa questão, torna-se crítica pela demanda por produtos agrícolas e a escassez de gestão sustentável que corrobora para a erosão do solo (Meinen e Robinson, 2021).

Assim, em análise ao mapa da erosão real, verifica-se que a espacialização da perda de solo associa-se, sobretudo, ao fator LS. E, os locais classificados com perda de solo alta e muito alta estão relacionadas as áreas ocupadas pelas ações antrópicas que, devido à sazonalidade agrícola, ficam em determinados períodos desprovidos de cobertura vegetal, facilitando o arraste de partículas e o aumento da erosividade (Melo et al., 2021). As mesmas

considerações foram identificadas no estudo de Lamana (2020) realizado na BH do Córrego do Ajudante (estado de São Paulo, Brasil).

Apesar da literatura disponibilizar dados adequados para estimar a perda de solo com a USLE, os resultados podem ser aprimorados com o uso de dados experimentais. À exemplo, os valores de erodibilidade (K) que podem ser estimados por métodos diretos ou indiretos, dentre eles os métodos de Denardin (1990), desenvolvido para os solos do Cerrado, e o de Lima et al., (1990), adaptado de Wischmeier et al., (1971) para os Latossolos brasileiros. Desta forma, Godoi et al., (2021) ressalta que os estudos experimentais em parcelas são imprescindíveis para a validação de informações e devem ser disseminados.

6.5 Conclusão

O uso de geotecnologias associadas a Equação Universal de Perda de Solo propiciou a análise da susceptibilidade à erosão hídrica potencial e real na bacia hidrográfica do Rio Montividiu com relação aos aspectos físicos e o uso da terra. As áreas com maior potencial de perda de solos localizam-se nas adjacências da rede de drenagem e podem ser associadas aos elevados valores do fator topográfico e à erodibilidade. A erosão hídrica é intensificada com os diferentes usos da terra, sendo a estimativa de perda de solo real influenciada pelo fator CP com destaque para o uso agrícola que representa 76,89% de ocupação da área. O manejo incorreto dessas áreas agricultáveis pode levar ao esgotamento do solo e maior propensão ao transporte de sedimentos, como também a contaminação da unidade hidrográfica por agrotóxicos. Assim, verifica-se que a modelagem da erosão hídrica é de suma importância para o planejamento e gestão ambiental, podendo ser fonte para o desenvolvimento de políticas que visem a conservação dos recursos hídricos.

6.6 Referências

Abdulkareem, JH, Pradhan, B., Sulaiman, WNA, Jamil, NR, 2019. Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed. **Geoscience Frontiers**, 10 (2), pp. 389-403. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.10.010>.

Agência Nacional de Águas – ANA, 2020. HidroWeb v3.1.1: Séries históricas de precipitação. <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas> (acessado em 14 de outubro de 2020).

Alves, WS, Moraes, WA, Martins, AP, Aquino, DS, Pereira, MAB, Saleh, BB, 2019. Análise do uso da terra, da cobertura vegetal e da morfometria da bacia do Ribeirão Douradinho, no sudoeste de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 12 (03), pp. 1093-1113. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p1093-1113>.

- Alves, WS, Martins, AP, Scopel, I., 2020. Análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra na bacia do Ribeirão da Laje, no Sudoeste de Goiás, de 1987 a 2017. **Revista Caminhos de Geografia**, 21 (74). <https://doi.org/10.14393/RCG217442492>.
- Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Panagos, P., 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, 7 (3), pp. 203-225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>.
- Aneseyee, AB, Elias, E., Soromessa, T., Feyisa, GL, 2020. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, 728, 138776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>.
- Anjos, JCR, Almeida, FP, Ferreira, K., Silva, DC, Evangelista, AWP, Alves Júnior, J., Silva, GC, Branquinho, RG, 2020. Intensidade e distribuição no espaço-tempo da erosividade da chuva no estado de Goiás e Distrito Federal. **Sci. Elec. Arch.**, 13 (10), pp. 1-8. <http://dx.doi.org/10.36560/131020201115>.
- Barbosa, AF, Oliveira, EF, Miotto, CL, Paranhos Filho, AC, 2015. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, 38 (1), pp. 170-179. http://dx.doi.org/10.11137/2015_1_170_179.
- Barbosa, RS, Marques Júnior, J., Barrón, V., Martins Filho, MV, Siqueira, DS, Peluco, RG, Camargo, LA, Silva, LS, 2019. Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in northeastern São Paulo state, Brazil. **Earth Sci.**, 78 (12), pp. 1-12. [10.1007/s12665-018-8015-0](https://doi.org/10.1007/s12665-018-8015-0).
- Bertoni, J., Lombardi Neto, F., 2014. **Conservação do solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone.
- Beskow, S., Mello, CR, Norton, LD, Curi, N., Viola, MR, Avanzi, JC, 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, 79 (1), pp. 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>.
- Botelho, THA, Jácomo, SA, Griebeler, NP, 2015. Previsão da perda de solo na sub-bacia do Ribeirão Moreira utilizando geoprocessamento e o modelo USLE. In: Anais do XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo: O solo e suas múltiplas funções. Natal/RN. https://www.eventosolos.org.br/cbcs2015/anais/index_intc0cb.html.
- Brasil, 2015. Mapeamento do uso e cobertura do cerrado: projeto TerraClass Cerrado 2013. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 67 p. http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/Metodologia_TCCerrado_2013.pdf.
- Cardoso, MRD, Marcuzzo, FFN, Barros, JR, 2014. Classificação climática de Köppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, 8(16), pp. 40-55. <https://revista.ufr.br/index.php/actageo/article/view/1384>.
- Carvalho, NO, 1994. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM.
- Carvalho, NO, 2008. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed., rev., atual. e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência.
- Castro, WJ, Lemke-de-Castro, ML, Lima, JO, Oliveira, LFC, Rodrigues, C., Figueiredo, CC, 2011. Erodibilidade de Solos do Cerrado Goiano. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente (RAMA)**, 4(2). <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/1656>.
- Cohen, J., 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. **Educ. and Psychol. Meas.** 20 (1). <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>.

- Cruvinel, KAS, 2016. Avaliação da variabilidade de qualidade ambiental de bacias de mananciais de abastecimento público com a aplicação de um índice para o estado de Goiás. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Goiânia. 118 f. <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/bitstream/tede/6153/5/Tese%20-%20Karla%20Alcione%20da%20Silva%20Cruvinel%20-%202016.pdf>
- Denardin, JE, 1990. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP. <https://repositorio.usp.br/item/000732324>.
- Dermachi, JC, Zimback, CRL, 2014. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de Solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista Energia na Agricultura**, 29 (2), pp. 102-114, abr.-jun. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2014v29n2p102-114>.
- Durães, MF, Mello, CR, 2016. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 21 (4), pp. 677-685, out./dez. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016121182>.
- Erdogan, HE, Havlicek, E., Dazzi, C., Montanarella, L., Liedekerke, MV, Vrscaj, B., Krasilnikov, P., Khasankhanova, G., Vargas, R., 2021. Soil conservation and sustainable development goals(SDGs) achievement in Europe and central Asia: Which role for the European soil partnership? **International Soil and Water Conservation Research**, 9 (3), pp. 360-369. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.02.003>.
- ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.8.1[®]. 2020. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estados Unidos, 1993. Department of Agriculture. Soil Survey Division. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. Soil survey manual. Washington, D. C. 437 p. Revised and enlarged edition. (USDA. Agriculture Handbook, 18).
- FAO, UNEP E UNESCO, 1994. Métodos de Estimación de la Erosión Hídrica. Espanha: Editorial Agrícola Española, S.A.
- Farinasso, M., Carvalho Júnior, AO, Guimarães, RF, Gomes, RAT, Ramos, VM, 2006. 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**, 7 (2). <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v7i2.80>.
- Ferreira, ABR, Pereira, G., Fonseca, BM, Costa, JC, Cardozo, FS, 2019. Estimativa de perda de solo no oeste da Bahia (Brasil) a partir da alteração do uso e cobertura da terra. **Caminhos de Geografia**, 20 (72). <https://doi.org/10.14393/RCG207245866>.
- Freitas, PL, Landers, JN, 2014. The Transformation of Agriculture in Brazil Through Development and Adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, 2 (1), pp. 35-46. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30012-5](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30012-5).
- Fuentes-Llanillo, R., Telles, TS, Soares Junior, D., Melo, TR, Friedrich, T., Kassam, A., 2021. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 208, 104877. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.
- Fundação Rural Minas - RURALMINAS. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Parnaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

- Godoi, RF, Rodrigues, DBB, Borrelli, P., Oliveira, PTS, 2021. High-resolution soil erodibility map of Brazil. **Science of The Total Environment**, 781, 146673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146673>.
- Google, 2020. Google Earth Pro. Versão 2020. Imagem de áreas localizadas na bacia hidrográfica do Rio Montividiu (GO). Disponível: <https://www.google.com/intl/pt-BR/earth/desktop/>. Acesso: 21 nov. 2020.
- Guo, M., Chen, Z., Wang, W., Wang, T., Wang, W., Cui, Z., 2021. Revegetation induced change in soil erodibility as influenced by slope situation on the Loess Plateau. **Science of The Total Environment**, 772, 145540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145540>.
- Helfer, F., Alfonso, R., Beltrame, LS, Merten, GH, 2003. Estimativa de Perda de Solo por Erosão Laminar na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá Usando Técnicas de Geoprocessamento. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, PR. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, SP.
- Hermuche, PM, Guimarães, GMA, Castro, SS, 2009. Análise dos compartimentos morfopedológicos como subsídio ao planejamento do uso do solo em Jataí – GO. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, (26), pp. 113-131. 10.11606/issn.2179-0892.geousp.2009.74131.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2013. Manual Técnico de Uso da Terra. Manuais Técnicos em Geociências, n. 7. 3. ed. Rio de Janeiro, IBGE. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf> (acessado em 09 de setembro de 2020).
- Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, 2020a. HAND Model: a new look over the landscape. <http://handmodel.ccst.inpe.br/> (acessado em 21 de dezembro de 2020).
- Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, 2020b. Catálogo para pesquisa de imagens do CBERS-4A. <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore> (acessado em 20 de novembro de 2020).
- Kusi, KK, Khattabi, A., Mhammdi, N., Lahssini, D., 2020. Prospective evaluation of the impact of land use change on ecosystem services in the Ourika watershed, Morocco. **Land Use Policy**, 97, 104796. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104796>.
- Lamana, MS, 2020. Aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) em uma microbacia hidrográfica urbana. In: XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Transporte de Sedimentos: da bacia hidrográfica até a foz, Campinas/SP, 9-13 nov. 2020. <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=6847>.
- Lemos, RC, Santos, RD, 1996. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 1. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 102 p.
- Lima, JM, Curi, N., Resende, M., Santana, DP, 1990. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 14(1), pp. 85-90. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/66794/1/Dispersao-material.pdf>.
- Lima, CGR, Carvalho, MP, Souza, A., Costa, NR, Montanari, R., 2016. Influência de atributos químicos na erodibilidade e tolerância de perda de solo na bacia hidrográfica do baixo São José dos Dourados. **Revista Geociências**, 35 (1), pp. 63-76. <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/8996>.

- Lima, GSA, Ferreira, NC, Ferreira, ME, 2018. Modelagem da perda superficial de solo para cenários de agricultura e pastagem na região metropolitana de Goiânia. **Revista Brasileira de Cartografia**, 70 (4), pp. 1510-1536. <https://doi.org/10.14393/rbcv70n4-46513>.
- Lombardi Neto, F., Moldenhauer, WC, 1992. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, 51 (2), pp.189-196. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051992000200009>.
- Lopes, VC, Parente, LL, Baumann, LRF, Mizziara, F., Ferreira, LG, 2020. Land-use dynamics in a Brazilian agricultural frontier region, 1985-2017. **Land Use Policy**, 97, 104740. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104740>.
- Madenoglu, S., Atalay, F., Erpul, G., 2020. Uncertainty assessment of soil erodibility by direct sequential Gaussian simulation (DSIM) in semiarid land uses. **Soil and Tillage Research**, 204, 104731. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104731>.
- Maina, FZ, Siirila-Woodburn, ER, Newcomer, M., XU, Z., Steefel, C., 2020. Determining the impact of a severe dry to wet transition on watershed hydrodynamics in California, USA with an integrated hydrologic model. **Journal of Hydrology**, 580, 124358. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124358>.
- Mannigel, AR, Carvalho, MP, Moreti, D., Medeiros, LR, 2002. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*. **Agronomy**, 24, pp. 1335-1340. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>.
- McCool, DK, Brown, LC, Foster, GR, Mutchler, CK, Meyer, LD, 1987. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the Asae**, 30 (5), pp. 1387-1396. 10.13031/2013.30576.
- Meinen, BU, Robinson, DT, 2021. Agricultural erosion modelling: Evaluating USLE and WEPP field-scale erosion estimates using UAV time-series data. **Environmental Modelling & Software**, 137, 104962. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104962>.
- Melo, ACA, Albuquerque, LB, Vilela, MF, 2021. Relação do uso e da ocupação do município de Águas Lindas e seus impactos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 14 (02), pp. 634-649. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/245173>.
- Mengue, VP, Freitas, MWD, Silva, TS, Fontana, DC, Scottá, FC, 2020. LAND-USE and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. **Applied Geography**, 125, 102342. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102342>.
- Morais, RCS, Sales, MCL, 2017. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí – Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, 27 (1). <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27nesp1p84>.
- Moura, DMB, Oliveira, IJ, Nascimento, DTF, Sousa, FA, 2020. Refinamento do mapa de solos da alta bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Marta, estado de Goiás, Brasil. **Caderno de Geografia**, 30 (62), pp. 865-889. <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2020v30n62p865>.
- Munsell soil color charts. Rev. ed. New Windsor: Munsell Color, 1994. 1 v.
- Munsell soil color charts: with genuine Munsell color chips. Rev. ed. Grand Rapids: Munsell Color, 2009. 1 v.

- Oliveira, PTS, Alves Sobrinho, T., Rodrigues, DBB, Panachuki, E., 2011. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. **Water Resources Management**, 25, pp. 1021–1036. 10.1007 / s11269-010-9739-0.
- Oliveira, PTS, Wendland, E., Perto, MA, 2013. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, 100, pp. 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.006>.
- Oliveira, VA, Mello, CR, Beskow, S., Viola, MR, Srinivasan, R., 2019. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecological Engineering**, 133, pp. 20-31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.021>.
- Ostovari, Y., Ghorbani-Dashtaki, S., Bahrami, HA, Abbasi, M., Dematte, JAM, Arthur, E., Panagos, P., 2018. Towards prediction of soil erodibility, SOM and CaCO₃ using laboratory Vis-NIR spectra: A case study in a semi-arid region of Iran. **Geoderma**, 314, pp. 102-112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.014>.
- Pandey, S., Kumar, P., Zlatic, M., Nautiyal, R., Panwar, VP, 2021. Recent advances in assessment of soil erosion vulnerability in a watershed. **International Soil and Water Conservation Research**, 9 (3), pp. 305-318. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.03.001>.
- Pelton, J., Frazier, E., Pickilings, E., 2012. Calculating Slope Length Factor (LS) in the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).
- Pereira, TSR, Santos, KA, Silva, BF, Formiga, KTM, 2015. Determinação e espacialização da perda de solo da bacia hidrográfica do Córrego Cascavel, Goiás. **Rev. Geogr. Acadêmica**, 9 (2), pp. 76-93. 10.18227/1678-7226rga.v9i2.3161.
- Pereira, MDR, Cabral, JBP, 2021. Perda de solo no alto curso das bacias hidrográficas dos ribeirões Taquaruçu Grande e Taquaruçuzinho, Palmas (TO). **Revista Brasileira de Geografia Física**, 14 (01), pp. 332-339. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.1.p332-339>.
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Raimo, LAL, Amorim, RSS, Torres, GN, Bocuti, ED, Couto, EG, 2019. Variabilidade espacial da erodibilidade no estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, 42(1), pp. 55-67. <https://doi.org/10.19084/RCA18122>.
- Rennó, CD, Nobre, AD, Cuartas, LA, Soares, JV, Hodnett, MG, Tomasella, J., 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, 112 (9), pp. 3469-3481. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>.
- Rieger, FA, Zolin, CA, Paulino, J., Souza, AP, Matos, ES, Magalhães, CAS, Farias Neto, AL, 2016. Water Erosion on an Oxisol under Integrated Crop-Forest Systems in a Transitional Area between the Amazon and Cerrado Biomes. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, 40, pp. 1-12. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/153009/1/2016-cpamt-zolin-water-erosion-oxisol-under-icfs.pdf>.
- Rocha Junior, PR, Pires, FR, Lima, MM, Menezes, JFS, Viana, DG, 2017. How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. **Catena**, 157, pp. 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.011>.
- Santos, RD, Lemos, RC, Santos, HG, Ker, JC, Anjos, LHC, 2005. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 5. ed. revista e ampliada. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Santos et al., 2018. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa.

Santos, GL, Pereira, MG, Delgado, RC, Magistrali, IC, Silva, CG, Oliveira, CMM, Larangeira, JPB, Silva, TP, 2021. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, 482, 118875. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118875>.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD, 2018. Goiás. Planilhas de dados: usos por bacias hidrográficas. <https://www.meioambiente.go.gov.br/component/content/article/120-meio-ambiente/outorga-de-%C3%A1gua/1063-planilhas-de-dados-usos-por-bacias-hidrograficas.html?Itemid=101> (acessado em 29 de julho de 2020).

Silva, MLN, Curi, N., Ferreira, MM, Lima, JM, Ferreira, DF, 1999. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesq. Agropec. Bras.** 34 (12). <https://doi.org/10.1590/S0100-204X1999001200016>.

Silva, AM, 2004. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, 57(3), pp. 251-259. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.11.006>.

Silva, MA, Silva, MLN, Curi, N., Oliveira, AH, Avanzi, JC, Norton, LD, 2014. Previsão de risco de erosão hídrica em plantações de eucalipto. **Ciênc. agrotec.**, 38 (2). doi.org/10.1590/S1413-70542014000200007.

Silva, RBM, Francelino, MR, Moura, PA, Moura, TA, Pereira, MG, Oliveira, CP, 2015. Relação solo/vegetação em ambiente de Cerrado sobre influência do grupo Urucuaia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, 25 (2), pp. 363-373. <https://doi.org/10.5902/1980509818455>.

Silva, FAM, Naudin, K., Corbeels, M., Scopel, E., Affholder, F., 2019. Impact of conservation agriculture on the agronomic and environmental performances of maize cropping under contrasting climatic conditions of the Brazilian Cerrado. **Field Crops Research**, 230, pp. 72-83. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.10.009>.

Silva, ACA, Santos, GR, Ribeiro, HJ, Kopp, KA, 2020. Análise temporal da suscetibilidade do entorno do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros – Goiás. **Geoambiente Online**, 37, pp. 261-281. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.vi37.64070>.

Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás – SIEG. Downloads/SIG – Shapefiles. <http://www.sieg.go.gov.br> (acessado em 14 de outubro de 2020).

Spera, S., 2017. Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: applying lesson's to Brazil's from Mato Grosso and Goiás last agricultural frontier. **Tropical Conservation Science**, 10, pp. 1-7. <https://doi.org/10.1177/1940082917720662>.

TOPODATA, 2020. Banco de Dados Geomorfológicos do Brasil. Folhas 17S525 e 17S51_. Altitude e declividade. <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/> (acessado em 12 de dezembro de 2020).

Trigueiro, WR, Nabout, JC, Tessarolo, G., 2020. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, 275, 111243. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111243>.

United States Geological Survey – USGS. EarthExplorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (acessado em 25 de setembro de 2020).

Universidade Federal de Viçosa – UFV. Mapa de Solos do Plano Diretor da Bacia do Rio Paranaíba, na escala 1:250.000, geração 01 de março de 2005.

- Valério Filho, M., 1994. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: FERREIRA, M.E.E.; CRUZ, M.C.P. (Eds.) Solos altamente suscetíveis a erosão. Jaboticabal: FCAV. pp. 223-242.
- Vieira, AS, Valle Junior, RF, Rodrigues, VS, Quinaia, TLS, Mendes, RG, Valera, CA, Fernandes, LFS, Pacheco, FAL, 2021. Estimating water erosion from the brightness index of orbital images: A framework for the prognosis of degraded pastures. **Science of The Total Environment**, 776, 146019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146019>.
- Wang, H., Wang, J., Zhang, G., 2021. Impact of landscape positions on soil erodibility indices in typical vegetation-restored slope-gully systems on the Loess Plateau of China. **Catena**, 201, 105235. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105235>.
- Wischmeier, WH, Johnson, CB, Cross, BV, 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, 26 (5), pp. 189-193. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302239293>.
- Wischmeier, WH, Smith, DD, 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington: United States Department of Agriculture, 537. <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo na bacia hidrográfica do Rio Montividiu analisou: *(i)* a relação entre índices morfométricos e a conservação ambiental, *(ii)* as mudanças no uso e cobertura da terra nos anos de 2013 e 2020, *(iii)* e a perda de solo no ano de 2020, considerando os meses para este ano. Os resultados da caracterização e análise podem subsidiar a gestão da bacia quanto as práticas conservacionistas e revelaram as mudanças entre as classes de pastagem, Cerrado/ matas, solo exposto, agricultura, área urbanizada, área industrial e outras; além de ter possibilitado estimar a perda de solo na área de interesse, indicando as relações entre aspectos físicos naturais, ações antrópicas e a conservação da bacia. Assim, o estudo foi útil para entender a dinâmica da bacia hidrográfica, disponibilizar dados para outras pesquisas e fornecer bases para apoiar o planejamento dela.