



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



GABRIELLA SANTOS ARRUDA DE LIMA

**CENÁRIOS SOBRE A PERDA DE SOLOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE  
GOIÂNIA, E ALTERNATIVAS PARA MITIGAÇÃO.**

GOIÂNIA

2018

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES  
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico:     Dissertação     Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

Nome completo do autor: Gabriella Santos Arruda de Lima

Título do trabalho: Cenários sobre a perda de solos na região metropolitana de Goiânia, e alternativas para mitigação.

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.



Assinatura do(a) autor(a)<sup>2</sup>

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)<sup>2</sup>

Data: 17 / 03 / 2018

<sup>1</sup> Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

<sup>2</sup> A assinatura deve ser escaneada.

GABRIELLA SANTOS ARRUDA DE LIMA

**CENÁRIOS SOBRE A PERDA DE SOLOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE  
GOIÂNIA, E ALTERNATIVAS PARA MITIGAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB), da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Federal de Goiás (UFG), como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Estrutura e Dinâmica Ambiental

Orientador: Professor Dr. Nilson Clementino Ferreira

Coorientador: Professor Dr. Manuel Eduardo Ferreira

GOIÂNIA

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Lima, Gabriella Santos Arruda  
Cenários Sobre a Perda de Solos na Região Metropolitana de Goiânia, e Alternativas para Mitigação. [manuscrito] / Gabriella Santos Arruda Lima. - 2018.  
CIII, 103 f.

Orientador: Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira; co-orientador Dr. Manuel Eduardo Ferreira.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Pró reitoria de Pós-graduação (PRPG), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Goiânia, 2018.

Bibliografia. Apêndice.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Conversão Antrópica. 2. Cerrado. 3. Fragmentação Florestal. 4. Perda de Solos. 5. Reflorestamento. I. Ferreira, Nilson Clementino, orient. II. Título.

CDU 502/504



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

### ATA DA DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO Nº 004/2018

Aos treze dias do mês de abril do ano de dois mil e dezoito, às 09:00, reuniu-se no Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento - Lapig/UFG, Câmpus Samambaia, a Banca Examinadora composta pelos: Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira – CIAMB, a Prof.ª Dr.ª Karla Maria Silva de Faria – CIAMB, e a Prof.ª Dr.ª Elaine Barbosa da Silva – PPGGEO/UFG, para, sob a presidência do primeiro, proceder a defesa da Dissertação intitulada: “**Cenários sobre a perda de solos na região metropolitana de Goiânia, e alternativas para mitigação**”, de autoria de Gabriella Santos Arruda de Lima, discente de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB), área de concentração em Estrutura e Dinâmica Ambiental. Foi realizada a avaliação oral no sistema de apresentação e defesa de dissertação de autoria da discente. Terminada a avaliação oral, a Banca Examinadora reuniu-se emitindo os seguintes pareceres mediante as justificativas e sugestões abaixo:

Membro da Banca	Parecer (Aprovado/Reprovado)	Assinatura
Dr. Nilson Clementino Ferreira	Aprovado	
Dr.ª Karla Maria Silva de Faria	Aprovado	
Dr.ª Elaine Barbosa da Silva	Aprovado	

JUSTIFICATIVAS e SUGESTÕES:

---

---

---

Após a avaliação, a referida discente foi considerada Aprovada na defesa de dissertação. Às 10:35 horas, o Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira, Presidente da Banca Examinadora, deu por encerrada a sessão e, para constar, lavrou-se a presente Ata.

Prof.ª Dr.ª Karla Maria Silva de Faria  
Membro Titular

Prof.ª Dr.ª Elaine Barbosa da Silva  
Membro Titular

Prof. Dr. Nilson Clementino Ferreira  
Presidente

## DEDICATÓRIA

*Ao meu esposo, Júlio.  
Aos meus pais, Wolney e Dione Fátima.  
Às minhas irmãs, Lorena e Júlyia.*

## AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Nilson Clementino Ferreira, pela orientação e apoio na elaboração desse trabalho, e pelas oportunidades de desenvolvimento acadêmico;

Ao professor Dr. Manuel Eduardo Ferreira, pela confiança e oportunidades de aprendizado no âmbito do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG). Por ter auxiliado na melhoria deste trabalho, pelos ensinamentos, pela paciência e amizade;

Aos professores Dr. Fausto Miziara e Dr<sup>a</sup>. Karla Maria Silva de Faria, pelas valiosas contribuições para a pesquisa no exame de qualificação;

Às professoras Dr<sup>a</sup>. Karla Maria Silva de Faria e Dr<sup>a</sup>. Elaine Barbosa da Silva, por aceitarem compor a banca de defesa do mestrado, e por terem dedicado o tempo na leitura, sugestões e análise deste trabalho;

À Universidade Federal de Goiás (UFG) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB/PRPPG) e todo o corpo docente, discente e administrativo pelos ensinamentos e apoio;

À empresa SGS Unigeo por dar suporte para a execução deste trabalho, valorizando assim a formação continuada de seus colaboradores. Esse apoio foi imprescindível! Em especial, um abraço a toda equipe da empresa;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) pelo apoio financeiro a esta pesquisa.

## RESUMO

A expansão da fronteira agrícola em solos do bioma Cerrado trouxe grande desenvolvimento socioeconômico para o estado de Goiás, em especial na Região Metropolitana de Goiânia. Contudo, em termos ambientais, não são raros os impactos causados a este ecossistema, como a fragmentação da paisagem nativa, associada à perda de solos por erosão, ameaça à biodiversidade e contaminação dos recursos hídricos. Neste contexto, a presente pesquisa busca determinar e espacializar a perda de solos por erosão laminar, para diferentes cenários de ocupação antrópica, no âmbito da Região Metropolitana de Goiânia. Foi proposto também a mensuração da perda de solos em cenários de reflorestamento, aliada à avaliação da fragmentação florestal, com o objetivo de estabelecer áreas prioritárias para manutenção e recomposição do bioma. O estudo foi motivado pela constatação da alta conversão antrópica na área focalizada, além do forte processo de urbanização desta região em especial. Como consequências, têm-se a intensa transformação da paisagem natural, refletida na degradação dos solos e na fragmentação florestal. Dentre os desafios nas ações de restauração florestal, salienta-se o entendimento das limitações físicas do solo e as possibilidades de conectividade de fragmentos de vegetação nativa, para a efetiva restauração de áreas degradadas. Com isso, o estudo realizou a proposição de cenários de expansão antrópica, visando prognosticar o quanto a conversão do ativo ambiental pode colaborar para a ocorrência de erosão e em quais intensidades. Foram utilizados também fundamentos da ecologia, por meio da aplicação de métricas espaciais, para verificar a atual fragmentação da paisagem na Região Metropolitana de Goiânia (RMG), com o objetivo de estabelecer áreas prioritárias para manutenção e recomposição florestal. Os principais resultados indicam que a expansão da pastagem e agricultura sobre os remanescentes de vegetação nativa aumenta em 51% e 110%, respectivamente, a suscetibilidade erosiva. Enquanto que, com o possível reflorestamento de 41% do total da área da RMG, representa uma redução em 34% na perda laminar de solos. Constatou-se também que na RMG, de acordo com a atual configuração da paisagem, tem-se alta fragmentação dos remanescentes, com 6.139 fragmentos florestais distribuídos em 173.447 hectares. O reflorestamento em áreas de APP, ao longo dos cursos d'água e em regiões de alta e muito alta vulnerabilidade ambiental, representa grande incremento de floresta na região, com possível melhora na conectividade entre os fragmentos. Portanto, o estudo, ao indicar áreas impróprias para expansão agropastoril, recomenda a conservação dos remanescentes e o reflorestamento das regiões apontadas nos mapeamentos (cenários), como forma de orientação às políticas públicas e na tomada de decisão em todos os 20 municípios da RMG.

**Palavras-chave:** conversão antrópica, Cerrado, fragmentação florestal, perda de solos, reflorestamento.

## ABSTRACT

The expansion of the agricultural frontier in the Cerrado biome has brought extensive socioeconomic development to the Brazilian state of Goiás, especially in the Goiânia Metropolitan Region (GMR). However, in environmental terms, it has had major impacts on this ecosystem, such as the fragmentation of the native landscape, which is associated with soil loss due to erosion, threats to biodiversity and the contamination of water resources. In this context, the present study seeks to determine and spatialize the loss of soils by laminar erosion for different anthropic occupation scenarios within the GMR. It also proposed measuring soil loss in reforestation scenarios as well as assessing forest fragmentation in order to establish priority areas for biome maintenance and recovery. The study was motivated by findings of high anthropic conversion rates in the study area, as well as the region's strong urbanization process. As a result, an intense transformation of the natural landscape has occurred, which is reflected by soil degradation and forest fragmentation. Among the challenges that forest restoration actions face are understanding the physical limitations of the soil and the possibilities of connecting native vegetation fragments in order to effectively restore the degraded areas. Thus, this study proposed anthropic expansion scenarios to predict how much the conversion of environmental assets can contribute to the occurrence of erosion, and at levels of intensity. Ecological principles were also used through the application of spatial metrics to verify the current fragmentation of the landscape in the GMR in order to establish priority areas for forest maintenance and recovery. The main results indicate that the expansion of cattle grazing and farming into native vegetation remnants increases erosive susceptibility by 51% and 110%, respectively. On the other hand, the potential reforestation of 41% of the GMR total area would lead to a 34% reduction in laminar soil loss. According to the current configuration of the GMR landscape, high fragmentation of forest remnants was also observed, with 6,139 fragments distributed among 173,447 hectares. Reforestation along watercourses in Permanent Protection Areas (PPAs) and in regions of high and very high environmental vulnerability can lead to a significant increase in forest cover in the region, with a possible improvement in connectivity among forest fragments. Therefore, the study indicates areas that are not suitable for agropastoral expansion and recommends conserving forest remnants and reforesting regions indicated in the mappings (scenarios) as a way to guide public policies and decision-making in all of the GMR 20 municipalities.

**Keywords:** anthropic conversion, Cerrado, forest fragmentation, soil loss, reforestation.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> – Síntese metodológica da aplicação da USLE em ambiente SIG.....	24
<b>Figura 3.1</b> – Mapa de uso e cobertura da terra da região metropolitana de Goiânia.....	38
<b>Figura 3.2</b> – Precipitação e índice de erosividade mensal da região metropolitana de Goiânia (1987 - 2016) .....	44
<b>Figura 3.3</b> – Mapa de fatores da USLE. (A) Erosividade da chuva; (B) Erodibilidade dos solos; (C) Topografia regional; (D) Uso e manejo da terra.....	46
<b>Figura 3.4</b> – Mapa da distribuição espacial da erosão laminar gerado com os mapas de suscetibilidade erosiva. (A) Cenário Atual; (B) Cenário Pastagem; (C) Cenário Agricultura.....	48
<b>Figura 4.1</b> - Localização da região metropolitana de Goiânia e dos municípios integrantes, com referência à sua vulnerabilidade ambiental. Fonte: PDIRMG (2017) .....	62
<b>Figura 4.2</b> - Mapa de uso e cobertura da terra com os respectivos registros fotográficos em campo. Agricultura (a); pastagem (b); remanescente (c).....	67
<b>Figura 4.3</b> - Agricultura em estágio inicial com solo amostra (a); pastagem (primeiro plano) e remanescentes de vegetação (segundo plano) (b); agricultura (c); zona ripária preservada (d).....	68
<b>Figura 4.4</b> - Cenário atual de remanescentes de vegetação do ano de 2016 para a Região Metropolitana de Goiânia.....	69
<b>Figura 4.5</b> - Simulação do cenário APP com indicação das localidades sem cobertura vegetal, que deveriam ser recuperadas.....	71
<b>Figura 4.6</b> - Simulação do cenário Reflorestamento, com a indicação das localidades de Alta e Muito Alta vulnerabilidade sem cobertura vegetal (a serem recuperadas) .....	72

**Figura 4.7** - Comparação dos três cenários em relação às métricas “número de fragmentos” (NUMP) (a); “área total das classes” (CA) (b); “média do vizinho mais próximo” (MNN) (c); “tamanho médio dos fragmentos” (MPS) (d); “índice de forma média” (MSI) (e).....74

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 3.1** - Classificação do grau de erosão por cenários na Região Metropolitana de Goiânia.....47

**Tabela 4.1** - Classificação do grau de erosão por cenários (Atual e APP + Reflorestamento) na Região Metropolitana de Goiânia.....75

## LISTA DE QUADROS

**Quadro 3.1** – Classificação da erodibilidade. Fonte: Carvalho (1994) .....41

**Quadro 3.2** – Fator CP em função do uso e ocupação da terra. Fonte: Stein et. al (1987) adaptado.....43

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF - Areia Fina

APA - Área de Proteção Ambiental

APP - Áreas de Proteção Permanente

ANUDEM - *Australian National University Digital Elevation Model*

AR - Areia Total

CO - Carbono Orgânico

CHIRPS - *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*

EUPS – Equação Universal de Perda de Solo

FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

LANDSAT – *Land Remote Sensing Satellite*

MDE - Modelo Digital de Elevação

MDEHC - Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente

MMA – Ministério do Meio Ambiente

OLI – *Operational Land Imager*

PDIRMG - Projeto de Desenvolvimento Integrado da Região Metropolitana de Goiânia

PEAMP - Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco

PEJol - Parque Estadual João Leite

PETO - Parque Estadual Telma Ortegá

RL - Reserva Legal

RMG - Região Metropolitana de Goiânia

RPAS - Sistema de Aeronave Remotamente Pilotada

RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation*

USLE - *Universal Soil Loss Equation*

USGS - *United States Geological Survey*

SAGA - *System for Automated Geoscientific Analyses*

SIEG - Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás

SIG - Sistema de Informação Geográfica

SIL – Silte

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

STRM - *Shuttle Radar Topography Mission*

UC - Unidades de Conservação

WEPP - *Water Erosion Prediction Project*

## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>16</b>
<b>2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>19</b>
2.1 PERDAS DE SOLO POR EROSIÃO LAMINAR HÍDRICA .....	19
2.2 MODELOS DE PREDIÇÃO DE PERDA DE SOLO .....	20
2.3 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (USLE) .....	22
2.3.1 <i>Fator Erosividade</i> .....	23
2.3.2 <i>Fator Erodibilidade</i> .....	24
2.3.3 <i>Fator Topográfico</i> .....	25
2.3.4 <i>Fator uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas</i> .....	27
2.4 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM .....	27
2.5 MÉTRICAS DA PAISAGEM .....	29
2.6 RELAÇÃO ENTRE PERDAS DE SOLO E COBERTURA VEGETAL .....	32
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>33</b>
<b>3. ARTIGO 1 - MODELAGEM DA PERDA SUPERFICIAL DE SOLO PARA CENÁRIOS DE AGRICULTURA E PASTAGEM NA REGIÃO METROPOLITANA DE GOIÂNIA.....</b>	<b>45</b>
3.1 INTRODUÇÃO.....	46
3.2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	47
3.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.3.1 <i>Fator R</i> .....	50
3.3.2 <i>Fator K</i> .....	51
3.3.3 <i>Fator LS</i> .....	51
3.3.4 <i>Fator CP</i> .....	52
3.3.5 <i>Cenários de previsão para conversão da vegetação remanescente</i> .....	53
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	54
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	61

<b>4. ARTIGO 2 – QUALIDADE DA PAISAGEM E PERDAS DE SOLO FRENTE À SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS AMBIENTAIS NA REGIÃO METROPOLITANA DE GOIÂNIA, GOIÁS, BRASIL. ....</b>	<b>68</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	69
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	71
4.2.1 <i>Caracterização da área de estudo</i> .....	71
4.2.2 <i>Procedimentos metodológicos</i> .....	73
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	76
4.3.1 <i>Análise do uso e cobertura da terra</i> .....	76
4.3.2 <i>Análise do cenário atual utilizando métricas da paisagem</i> .....	78
4.3.3 <i>Análise do cenário de APP utilizando métricas da paisagem</i> .....	80
4.3.4 <i>Análise do cenário Reflorestamento utilizando métricas da paisagem</i> .....	82
4.3.5 <i>Comparação entre os cenários Atual, APP e Reflorestamento</i> .....	84
4.3.6 <i>Análise da perda de solo após cenário de APP e Reflorestamento</i> .....	85
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	87
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>94</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>96</b>
<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>97</b>
<b>APÊNDICE C.....</b>	<b>98</b>
<b>APÊNDICE D.....</b>	<b>99</b>
<b>APÊNDICE E.....</b>	<b>100</b>
<b>APÊNDICE F.....</b>	<b>101</b>
<b>APÊNDICE G.....</b>	<b>102</b>
<b>APÊNDICE H.....</b>	<b>103</b>

## APRESENTAÇÃO

A presente dissertação foi realizada no Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Goiás, vinculado à Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PRPPG). A mesma é apresentada no formato monográfico e de artigos científicos, dividida nas seguintes partes:

1) **Introdução** (capítulo 1), problematizando e justificando o tema da pesquisa, acompanhada de questões científicas, hipóteses e objetivos;

2) **Fundamentação Teórica** (capítulo 2), compreendendo uma revisão da literatura para os principais temas abordados na pesquisa;

3) **Desenvolvimento da dissertação** (capítulos 3 e 4), onde são apresentados dois artigos científicos resultantes da pesquisa;

4) **Considerações Finais** (capítulo 5), constando das considerações finais sobre os resultados e discussões apresentadas na dissertação;

5) **Referências Bibliográficas.**

## 1. INTRODUÇÃO

O avanço da agricultura sobre o Cerrado, no estado de Goiás (área central do bioma), a partir da década de 1970, foi marcado pelo cultivo em solos mais propícios ao manejo, principalmente pelas características de um relevo plano/pouco ondulado, bem como em função da infraestrutura em franco crescimento (em meio ao *boom* econômico no país), essencial para o escoamento das *commodities* agrícolas (BRAGA, 1998; MIZIARA, 2006; FERREIRA, 2009). Em contrapartida, diante de um intenso processo de conversão, os solos goianos foram explorados em demasia e, muitas vezes, sem a correta orientação técnica, com consequências ambientais atualmente reconhecidas.

A chamada Revolução Verde contribuiu com essa expansão, possibilitando a intensificação da agricultura sobre terras antes apontadas como impróprias, mas que, por meio do desenvolvimento tecnológico de insumos e maquinários, permitiu a correção de aspectos como a elevada acidez e baixa fertilidade dos solos, junto com o largo uso de agrotóxicos (SANTOS & MIZIARA, 2008). Não eram considerados, em tal momento, os riscos sobre a perda da biodiversidade, contaminação de solos e escassez de recursos hídricos (FARIA, 1998).

Outros estudos apontam que a rápida expansão agropastoril está comumente associada aos altos índices de desmatamento. No Cerrado não foi diferente. De acordo com Klink & Moreira (2002), entre os anos de 1970 e 1975, foi registrada uma das mais elevadas taxas de desmatamento do bioma Cerrado. Estudos indicam que, a partir do ano de 2002, os desmatamentos ou ações humanas sobre o Cerrado atingiram entre 40 e 55% da área do bioma (MACHADO et al., 2004; ROCHA et al., 2011; FERREIRA et al., 2012).

Com a forte presença de agricultura e pastagem, os prejuízos ambientais foram acentuados. O avanço antrópico, de forma desordenada, causa a fragmentação da cobertura vegetal nativa e consequente falta de proteção aos solos, possibilitando a ocorrência de erosão. Tais prejuízos ambientais afetam a produção de alimentos, a qualidade dos recursos hídricos, a qualidade de vida da população, inclusive, com o efeito de ilhas de calor, a partir impermeabilização do solo e alteração na intensidade pluviométrica (TEZA & BAPTISTA, 2005; TUNDISI, 2008; COSTA, 2018).

Com a mudança do uso da terra, a infiltração de água no solo ficou reduzida, aumentando o escoamento superficial, podendo resultar em alagamentos, enchentes e erosões (SILVA, 2015). No mundo, 33% dos solos estão degradados, evidenciando problemas como a

erosão, lixiviação, salinização, compactação, contaminação e perda da fertilidade (FAO, 2015). No Cerrado, o cenário também é crítico, pois 45.000 km<sup>2</sup> representam áreas abandonadas e, nesses locais, a perda de solo por erosão pode chegar a 130 ton/ha/ano (GOEDERT, 1990).

Em termos ecológicos, a fragmentação da cobertura vegetal nativa, derivada da expansão e modificação do uso da terra, ocasiona o chamado “efeito de borda” e o inevitável enfraquecimento de um bioma. À medida que as transformações avançam, aumenta-se também o grau de isolamento dos remanescentes de vegetação. Estudos recentes indicam, baseados na teoria da percolação, que em no máximo 50 anos haverá um grande crescimento da fragmentação continental de florestas tropicais, evidenciando expressivo aumento no número de fragmentos e, conseqüentemente, a diminuição do tamanho (FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 1996; RODRIGUES, 1998; TILMAN, 1999; TAUBERT, 2018). Dentre os fatores responsáveis pela fragmentação de habitats, estão as causas naturais como flutuações de cursos hidrográficos, alagamentos, bem como as causas associadas à expansão das atividades humanas.

Atualmente, no bioma Cerrado, a maior parte da biodiversidade é representada a partir de pequenos fragmentos florestais, com destaque para os estudos das pequenas porções de terra (VIANA et al., 1998). Em um estudo realizado por Cunha et al. (2007), os autores analisaram a situação da fragmentação do Cerrado no estado de Goiás, no ano de 2007, em escala regional, revelando uma alta fragmentação, principalmente pelo tamanho médio dos fragmentos, visto que cerca de 38,48% são de tamanho igual ou inferior a 1,0 ha, com grande perda de habitats.

No estado de Goiás, as estimativas de desmatamento apontam para 64% da área convertida em diversos usos (AGÊNCIA AMBIENTAL et al., 2004; FERREIRA et al., 2008). Em termos de planejamento territorial, Goiás conta com cinco mesorregiões, definidas segundo critérios socioeconômicos e de infraestrutura, sendo o Centro Goiano composto por cinco microrregiões. É a região mais populosa, rica e densamente povoada, onde está localizada a capital Goiânia. Especificamente na Região Metropolitana de Goiânia (RMG), composta por vinte municípios, o uso da terra é um dos mais intensos, em constante ampliação urbana e expansão agropastoril sobre os remanescentes de vegetação.

Neste estudo, a análise da fragmentação florestal, bem como a relação entre a ampliação antrópica com a perda de solos, é abordada no âmbito da Região Metropolitana de Goiânia (RMG), uma área de 7.315 km<sup>2</sup>, situada no centro do bioma Cerrado, bastante afetada pela expansão da fronteira agrícola (intensificada na região entre nas décadas de 1970 e 1990), com

altos índices de desmatamento e mudanças no padrão de uso da terra. Os danos ambientais representam prejuízos agrícolas e proporcionam a ocorrência de enchentes, alagamentos e erosão, além da perda da biodiversidade. Diante do exposto, evidencia-se a importância de quantificar e qualificar esses danos, como forma de orientação para a aplicação de práticas de conservação e também na proposição de áreas prioritárias para a recuperação ambiental.

Nesse sentido, a dissertação em voga busca responder as seguintes questões:

- I. Qual a relação existente entre a retirada da cobertura vegetal remanescente e a implantação de pastagem e agricultura, com a perda de solo por erosão laminar?
- II. Quais áreas são prioritárias para recomposição florestal e qual a relação dessas regiões com a perda de solo por erosão laminar?

Para responder as questões são consideradas as seguintes hipóteses:

- A ampliação das áreas de pastagem e agricultura causa expressivo aumento da perda de solo, sendo a pastagem, por ser mais abrangente, a classe de uso com maior responsabilidade neste processo.
- A fragmentação da vegetação nativa, em especial na RMG, amplia de forma expressiva a perda de solo laminar.

Para validar as hipóteses, foram propostos os seguintes objetivos:

1. Simular cenários de substituição da vegetação nativa por áreas agrícolas e pastagem, buscando estimar a perda de solo por erosão laminar em diferentes condições;
2. Analisar a distribuição geográfica da erosão laminar e a relação existente entre suas variáveis agravantes;
3. Mensurar a atual fragmentação da vegetação remanescente nativa na RMG;
4. Simular cenários de adequação ambiental, sendo o primeiro a recomposição florestal para o cumprimento da legislação referente às Áreas de Proteção Permanente (APP) ao longo dos cursos d'água, e o segundo o reflorestamento nas regiões de alta e muito alta vulnerabilidade ambiental, com o objetivo de selecionar áreas prioritárias para a recomposição florestal;
5. Mensurar e avaliar a perda de solos por erosão laminar a partir dos cenários de recomposição florestal.

## **2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

No tópico em questão serão abordados conceitos relacionados com a perda de solo e a fragmentação florestal, bem como a relação existente entre esses dois importantes impactos ambientais.

### **2.1 Perdas de solo por erosão laminar hídrica**

Em todo o mundo, os problemas de degradação da terra são os que chamam maior atenção, considerando as perdas que afetam a fertilidade dos solos e causam impactos na produção de alimentos. No Brasil, a erosão hídrica laminar é predominante, quando comparada com a erosão eólica, sendo que tais tipos de erosões possuem a característica de ser dificilmente percebidas, pois não formam sulcos ou ravinas no solo (ESWARAN et al., 2001). As erosões são responsáveis por grandes impactos ambientais como o assoreamento de rios e lagos, a eutrofização de cursos d'água e a perda de biodiversidade (PIMENTEL et al., 1995; POTE et al., 1996).

O processo da erosão hídrica pode ser compreendido em três estágios: desagregação, transporte e deposição. O arrastamento superficial de partículas, que caracteriza a erosão hídrica pluvial, é iniciado com as chuvas que ultrapassam a capacidade de infiltração da terra e quando atingem o solo causam a desagregação de partículas. Os fragmentos arrancados são transportados para as partes mais baixas da bacia onde são depositados (ELLISON, 1947; RESENDE & ALMEIDA, 1985; REICHERT & CABEDA, 1992; BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010)

A dinâmica natural dos processos erosivos é essencial na atividade de escultura do relevo, ocorrendo de forma lenta e resultando no intemperismo das rochas. No entanto, tais processos são continuamente intensificados pela ação antrópica, o que ocasiona o aceleração das perdas. Diante disso, foi estabelecido um limite tolerável das perdas do solo, de forma a garantir o seu uso sem prejuízos financeiros e produtivos, esse limite se dá em relação às características intrínsecas de cada solo e tem o intuito de garantir o uso sustentável (WISCHMEIER & SMITH, 1978; LIMA, 2003). Conforme as perdas de solos superam a taxa de renovação, os limites de tolerância são excedidos e ocorre o processo de erosão acelerada (SMITH & STAMEY, 1965).

De forma natural, a erosão hídrica tem como agente principal a chuva, responsável pelo processo de desprendimento, transporte e deposição de partículas. Além disso, a topografia da região determina a velocidade e quantidade de fragmentos que serão levados pela água, as características físicas, químicas e mineralógicas dos solos intensificam ou amenizam o processo (LIMA, 2003). O uso e cobertura da terra é considerado um fator passível de modificação antrópica e, conseqüentemente, sua alteração causa modificação na intensidade erosiva. A cobertura vegetal é considerada a alternativa mais efetiva no controle de erosões atuando na defesa natural dos solos (FOSTER, 1982). A presença da vegetação oferece, por meio das raízes, condições favoráveis à infiltração das águas, as folhas proporcionam a evapotranspiração e reduzem o impacto das gotas de chuva, diminuindo o volume de água escoada superficialmente e, em consequência disso, atua contra a erosão (BERTOL, 1989; PRUSKI et al., 1997).

## **2.2 Modelos de predição de perda de solo**

Os modelos são utilizados para representar algum objeto ou fenômeno de forma facilitada, que permita a simulação em diversas condições. Os modelos de predição de perda de solo são amplamente utilizados nas práticas agrícolas. Associados aos Sistema de Informação geográfica são poderosas ferramentas, pois permitem a espacialização dos resultados em diferentes cenários, auxiliando nas práticas conservacionistas e manejo específico para cada situação (TUCCI, 2005; CHAVES, 1996).

Dentre os modelos matemáticos mais utilizados para mensurar a perda de solo, bem como realizar cenários futuros, tem-se o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) que consiste em uma equação baseada nos fundamentos das teorias de infiltração, física do solo, fitotecnia, hidráulica e mecânica da erosão. O resultado da equação estimará os processos hidrológicos, os quais são compostos pelo clima, hidrologia de superfície e subsuperfície, o volume transportado pelo escoamento superficial, a vazão de pico, a perda de solo, a deposição de sedimentos entre outros. Os resultados podem ser obtidos considerando um caso específico ou também de acordo com a média mensal ou média anual para uma encosta malha ou bacia hidrográfica (CHAVES, 1992).

No entanto, o WEPP necessita de uma vasta entrada de dados para que o modelo seja aplicado corretamente, como exemplo das variáveis utilizadas têm-se: dados de precipitação

(i.e., como a frequência, intensidade, duração e volume); temperaturas mínimas e máximas diárias; radiação solar; velocidade e direção do vento; em nível de vertente deve-se obter o comprimento, largura e declividade; quanto aos solos, o grau de saturação inicial, densidade aparente, condutividade hidráulica, capacidade de campo e ponto de murcha permanente; percentuais de argila, silte e areia; quanto ao manejo do solo, o crescimento das culturas e decomposição da palhada e o nível de proteção oferecido pela cobertura vegetal, entre outros (BAPTISTA, 1997). Vale salientar que alguns desses parâmetros não são considerados adequados diante das condições de solos brasileiros, principalmente quanto aos equacionamentos utilizados na estimativa (AMORIM, 2004).

A USLE (USLE, na sigla em inglês) ou como é conhecida em português EUPS – Equação Universal de Perda de Solo, foi proposta pela Divisão de Pesquisa em Conservação do Solo e da Água do Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos pelos autores Wischmeier & Smith (1978). Inicialmente calibrada para localidades dos Estados Unidos de forma empírica, frente aos resultados satisfatórios, posteriormente passou a ser aplicada em mais de cem países, com o objetivo de orientar a conservação dos solos (FAO, 1962).

No momento, a USLE é amplamente utilizada como método de avaliação da perda de solos para locais com características singulares e na tomada de decisão, objetivando a conservação de parcelas agrícolas. Diante de tal cenário, diversos autores utilizaram a equação para estimar a erosão laminar de forma indireta, como Marques et al. (1997) que realizaram um trabalho focado no estudo dos melhores índices para determinação da erosividade da chuva, bem como estimar o fator erodibilidade da USLE em dois solos da região dos Cerrados. No sudeste do estado de Mato Grosso, em uma região onde o Cerrado foi intensamente convertido em terras agrícolas, foi realizado um estudo da perda de solo entre os anos 1985 e 2005. Com isso, constatou-se a perda de 42% da vegetação nativa, que ocasionou expressivo aumento nos riscos de erosão (GRECCHI et al., 2014).

É possível destacar como desvantagem da USLE a necessidade de validação, com o objetivo de obter dados quantitativos precisos. Nessa equação são apenas discriminadas as significâncias dos diferentes fatores que regem o processo erosivo, não são considerados, por exemplo, os processos de desprendimento, transporte e deposição das partículas do solo. No entanto, a equação é amplamente utilizada de forma qualitativa, visto que permite identificar as regiões mais vulneráveis à perda de solo, propiciando a prevenção e o uso da terra de forma ordenada, principalmente a partir da aplicabilidade do poder público na tomada de decisão

relacionada ao uso e ocupação da terra. A equação apresenta como vantagem o pequeno número de informações exigidas no cálculo, se comparado com outros modelos, bem como o fato de ser amplamente conhecida e a mais utilizada no mundo (AMORIM et al., 2009). A extensa utilização dessa equação proporciona maior confiabilidade dos resultados, visto que, ocorre maior validação dos dados, a partir da comparação com a realidade de campo.

Os fatores que compõe a USLE são: índice de erodibilidade do solo, índice de erosividade da chuva, topografia (declividade), uso e cobertura da terra e práticas de manejo. Com atributos determinados separadamente, torna-se possível simular cenários de ocupação para se estabelecer uma adequação ambiental ou mesmo para se medir o impacto da expansão de passivos ambientais, atuando como um importante suporte na tomada de decisão (MACHADO et al., 2003). Junto com a USLE, o Sistema de Informação Geográfica (SIG) é considerado um facilitador na aplicação do método, pois permite a espacialização dos dados de forma isolada, bem como uma relação entre as variáveis por meio de uma álgebra de mapas, fornecendo como resultado a localização dos processos erosivos em diferentes gradientes.

Derivada da USLE, surgiu a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), composta pelos mesmos fatores: erosividade, erodibilidade, topografia, uso e manejo dos solos da USLE. Entretanto, sofreu modificações, ajustes e melhorias na determinação de cada um dos fatores. Como exemplo tem-se: a equação do fator erosividade possui ajustes; a equação da erodibilidade é acrescida de características físicas e químicas do solo e a variável tempo; adoção de novas equações para o cálculo do fator declividade do terreno e também para o comprimento de rampa; na determinação da cobertura e manejo do solo são consideradas mais variáveis. Contudo, os parâmetros adicionais necessários não são de fácil obtenção (RENARD et al., 1997).

### **2.3 Equação Universal de Perda de Solo (USLE)**

A USLE objetiva determinar o Fator A, a partir da relação entre fatores naturais e antrópicos, resultando na modelagem da perda anual dos solos. Integrada aos Sistemas de Informações Geográficas, a equação permite a espacialização do potencial erosivo, conforme a Equação 1:

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

Sendo,

A= perda de solo ( $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ );

R= fator erosividade da chuva ( $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$ );

K = fator erodibilidade do solo ( $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ );

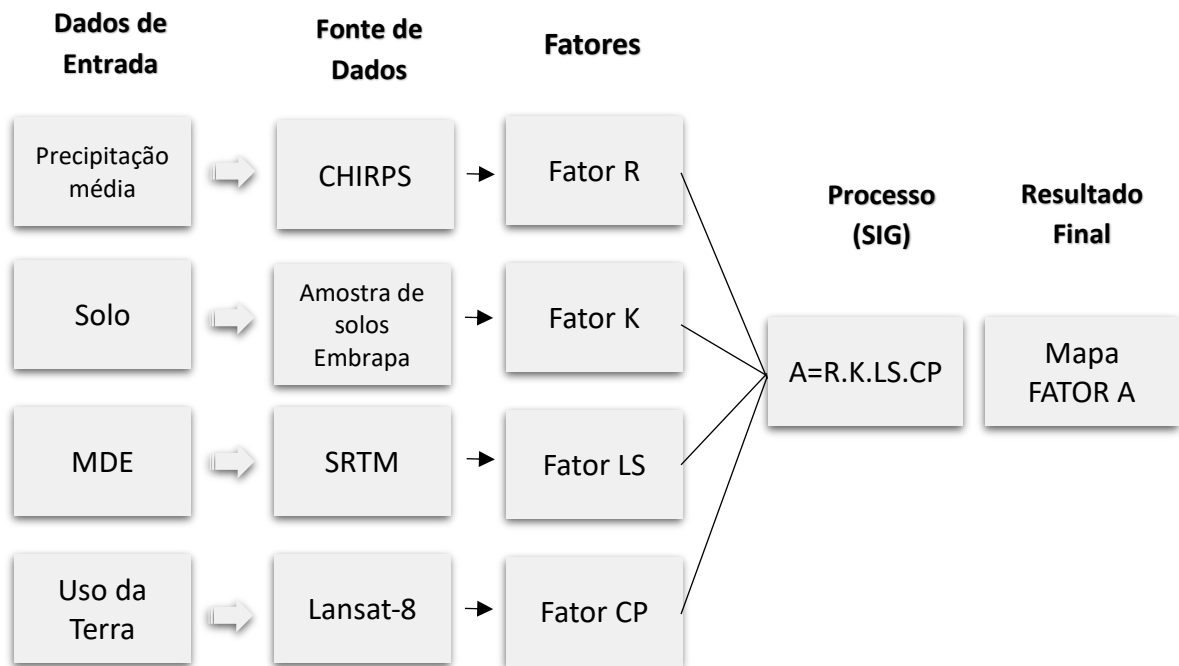
L= fator comprimento de rampa (adimensional);

S = fator declividade (adimensional);

C= fator uso e manejo (adimensional);

P= fator práticas conservacionistas (adimensional).

Na Figura 2.1, pode ser observado o resumo da metodologia da USLE, e a fonte de dados adotada no âmbito desta pesquisa. Todo o processo metodológico adotado, é explicado em maior detalhe, no decorrer do trabalho.



**Figura 2.1** – Síntese metodológica da aplicação da USLE em ambiente SIG.

### 2.3.1 Fator Erosividade

A erosividade consiste na capacidade potencial da chuva de provocar erosão em um solo sem proteção, sendo condicionada a partir das características físicas da chuva, que interferem

na energia cinética, promovendo a desagregação e transporte de partículas. Dentre as formas de cálculo do fator R, destaca-se o EI<sub>30</sub> por ser um índice de erosividade com melhor correlação com as perdas do solo (LOMBARDI NETO & MOLDENHAUER, 1992). O índice EI<sub>30</sub> é obtido a partir da relação entre a precipitação média mensal e a média anual da região de interesse, sendo inicialmente obtida a média mensal do índice de erosão e, em seguida, as médias são acumuladas para gerar o fator erosividade, conforme Equação 2 e 3:

$$R = \sum_{i=1}^{12} EI_{30i} \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:

$$EI_{30i} = 68,730 \left( \frac{r^2}{p} \right)^{0,841} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde,

EI= média mensal do índice de erosão (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>);

r= precipitação média mensal (mm); P= precipitação média anual (mm);

i= índice de meses; e

R= erosividade.

De acordo com esse método de obtenção do potencial de erosividade da chuva, os dados são adquiridos a partir de estações meteorológicas, devendo haver, no mínimo, vinte anos de série histórica para caracterização pluviométrica. A Região Metropolitana de Goiânia possui quatro estações pluviométricas com disponibilidade histórica de dados, o que pode ser considerado pouco, levando em conta a extensão territorial da região, que dificulta a confiabilidade da extrapolação dos dados pluviométricos. No momento, são destacados os dados pluviométricos provenientes de satélites, o que representa uma alternativa quanto aos dados de estação, considerando a maior cobertura espacial.

### 2.3.2 Fator Erodibilidade

A erodibilidade está relacionada à suscetibilidade dos solos, à erosão hídrica no processo de recepção da chuva, resistência do solo para desagregação e transporte de partículas. Esse processo é influenciado pelos atributos intrínsecos de cada solo como, por exemplo, o tamanho de partículas, capacidade de infiltração, consistência, quantidade de matéria orgânica e componentes químicos (MEYER et al., 1975)

Os valores da erodibilidade (fator K) foram, ao menos no primeiro instante, determinados de maneira experimental quanto às condições de declividade equivalente a 9% e comprimento de rampa de 25 m a partir da instalação de tanques coletores de enxurrada, caracterizando a forma direta de determinação. Com base nesse procedimento, foi proposto o método indireto pelos autores Wischmeier et al. (1971), no qual o valor de K é estimado por meio de um nomograma, sendo necessário o conhecimento da distribuição granulométrica do solo.

Utilizando o método indireto, Chaves (1996) desenvolveu uma equação para a região central do Brasil que apresenta semelhanças quanto às condições de solos do Cerrado. Conforme esse método, a erodibilidade de cada tipo de solo é determinada a partir dos componentes: areia fina, silte, carbono orgânico e areia total no solo, de acordo com a Equação 4.

$$K = -0,00043 (AF + SIL) / CO + 0,000437 AR + 0,000863 SIL \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: K é a erodibilidade do solo (t ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>);

AF é a % de areia fina no solo;

SIL é a % de silte;

CO é a % de carbono orgânico; e

AR é a % de areia total no solo.

### **2.3.3 Fator Topográfico**

O fator L (comprimento da rampa) determina a velocidade de escoamento de água, influenciando diretamente na perda de solo. O fator S (declividade) representa o ângulo de

inclinação do terreno expresso em porcentagem, o qual está associado ao aumento da velocidade de escoamento. Dentre as formas de cálculo desses fatores, são destacados os métodos manuais a partir dos quais são utilizadas amostras em partes do terreno e, então, os resultados são extrapolados para toda a região de interesse. Tais métodos apresentam como desvantagem a quantidade de dados limitados e a dificuldade de aquisição. Os métodos informatizados utilizam um Sistema de Informação Geográfica (SIG), o qual realiza os cálculos de forma automática e espacializada. Em geral, os fatores L e S são determinados em conjunto, pois correspondem ao fator topográfico da USLE.

Para determinar o fator LS, Moore e Burch (1986) propuseram uma equação a partir da qual sugeriram a substituição do comprimento de rampa pela unidade de área de contribuição, conforme Equação 5. Tal método apresenta o objetivo de modelar as influências das formas do relevo sobre os processos erosivos causados pela velocidade e concentração de escoamento superficial, bem como baliza as informações contidas no Modelo Digital de Elevação (MDE).

$$LS = \left( \frac{As}{22,13} \right)^m \times \left( \frac{\text{sen}\theta}{0,896} \right)^n \quad (\text{Equação 5})$$

Em que: **As** é o produto da acumulação de fluxo pelo tamanho da célula (área de contribuição);

**$\theta$**  é o declive em graus;

**m** é o comprimento do ângulo de inclinação;

**n** é o expoente de inclinação;

**22,13** é o comprimento padrão da USLE; e

**0,0896** é o declive padrão da USLE.

Segundo Kirkby & Chorley (1968), a variação do potencial erosivo, resultante do fluxo do escoamento superficial em determinado ponto de uma bacia hidrográfica, está mais inclinada para a variação da área de contribuição do que com a variação do comprimento de rampa. A substituição da variável comprimento de rampa pela variável unidade de área de contribuição é embasada na teoria da unidade de energia do fluxo (*Unit Stream Power Theory*) desenvolvida por Yang (1972). Sendo assim, o fator LS calculado com base na variável “As” objetiva

modelar a influência das formas de relevo descritas pelo MDE sobre os processos erosivos causados pela velocidade e concentração do escoamento superficial.

#### **2.3.4 Fator uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas**

O fator C (cobertura e uso da terra) é considerado o mais importante na redução da erosão hídrica, sendo representado quanto à relação entre a perda de solo em determinada cobertura e manejo, bem como pela perda de solo em uma área mantida continuamente descoberta no sentido do declive. Outros fatores também são considerados para estimar os valores do fator C. Conforme Bertoni & Lombardi Neto (1985), a proteção oferecida pela cobertura da terra não depende apenas do tipo de vegetação, mas também dos diferentes meses do ano, do estágio de desenvolvimento da vegetação e da quantidade de chuvas distribuídas durante o ano. Dessa forma, o cálculo desse fator é baseado em médias anuais, que levam em conta a característica de variar sazonalmente e conforme as especificidades do local aplicado, cujas combinações apresentam diferentes efeitos na perda de solo.

O fator P (práticas conservacionistas) corresponde ao modo de cultivo e tratamento da terra. É determinado a partir da relação entre a perda de solo em uma área em que são aplicadas práticas conservacionistas e a perda de solo em uma área sem a aplicação dessas práticas. De acordo com as culturas anuais, são propostos os valores desse fator, sendo determinado para plantio morro abaixo, plantio em faixas de contorno, alternância de capinas e plantio em contorno e cordão de vegetação permanente (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010).

Os fatores relacionados à ação antrópica, C (uso e cobertura da terra) e P (práticas conservacionistas), podem ser utilizados de modo conjunto em função do uso e cobertura da terra. Para o fator P, é comum adotar a constante igual a 1, que representa a pior situação de práticas conservacionistas na perda de solo, pois áreas de grande extensão impossibilitam a obtenção de valores de P confiáveis e individualizados (STEIN et al., 1987).

#### **2.4 Fragmentação da Paisagem**

No início do século XIX, surgiu o primeiro conceito de paisagem introduzido por Alexander Von Humboldt, que definiu o termo como: a caracterização total de uma região terrestre (NAVEH & LIEBERMAN, 1990; METZGER, 2001). Desde então, o termo é formulado por diversos autores, que evoluíram o conceito conforme o direcionamento e

aprofundamento dos estudos. Para Bertrand (1978), a paisagem corresponde à combinação dinâmica da intervenção humana com elementos físicos e biológicos. A interação entre esses elementos está em constante evolução e se dá de forma indissociável com base na influência mútua entre elementos físicos, biológicos e a ação antrópica.

No contexto de espacialidade, de acordo com Naveh & Lieberman (1994), a paisagem é definida por Troll (1971), como a entidade visual e espacial total no espaço habitado pelo homem. Nesse sentido, a paisagem é considerada parte de um complexo de sistemas reconhecidos como entidades nas quais há atuação geológica da água, do ar, de plantas, de animais e antrópica e por seus aspectos resultantes (ZONNEVELD, 1979). Na definição mais atual, a paisagem é entendida como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo que essa heterogeneidade ocorre em razão de pelo menos um fator, de acordo com um observador e uma determinada escala de observação (METZGER, 2001). A paisagem é configurada com base na distribuição física dos elementos que a compõe (MCGARIGAL & MARKS, 1995), ou seja: o fragmento, a matriz e o corredor (FORMAN & GODRON, 1986).

A expansão da fronteira agrícola e o processo de urbanização são fatores conhecidos na degradação ambiental em todo o mundo. Uma das consequências deste processo é a fragmentação da cobertura vegetal nativa, derivada da expansão e modificação do uso do solo sobre áreas preservadas, ocasionando o chamado “efeito de borda” e o inevitável enfraquecimento de um bioma. À medida que as transformações avançam, aumenta também o grau de isolamento dos remanescentes de vegetação (FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 1996; RODRIGUES, 1998; TILMAN, 1999). Dentre os fatores responsáveis pela fragmentação de habitats estão as causas naturais como flutuações de cursos hidrográficos, alagamentos e também as causas associadas à expansão das atividades humanas.

A fragmentação florestal é o processo de transformação da paisagem, que tem como resultado a formação de fragmentos isolados e circundados por uma matriz (WILCOVE et al., 1986). A Matriz corresponde ao elemento dominante na paisagem, caracterizada por possuir maior conectividade e extensão. As matrizes ocorrem de forma relativamente homogênea e exercem controles no funcionamento de outros ecossistemas, podendo atuar na conservação de remanescentes de vegetação (MCGARIGAL & MARKS, 1995; VALENTE, 2001). O fragmento também chamado de manchas (do inglês *patch*) é o elemento que está fisicamente separado de outros, mas inserido na matriz. O fragmento pode ser designado como o menor elemento de uma paisagem (URBAN et al., 1987).

Atualmente, no bioma Cerrado, a maior parte da biodiversidade é representada em pequenos fragmentos florestais, com destaque para os estudos acerca de pequenas porções de terra (VIANA et al., 1998). Outra consequência da fragmentação é a alteração das condições abióticas e bióticas, seguidas pela redução dos habitats e extinção de espécies animais e vegetais. Tal fenômeno antrópico aumenta a suscetibilidade erosiva dos solos, podendo resultar no assoreamento de cursos d'água (GEHLHAUSEN et al., 2000; GASCON et al., 2001), nos eventos com queimadas e no bloqueio do fluxo de animais vertebrados e invertebrados dentre outros impactos.

Pode-se elencar como as maiores causas da fragmentação no Cerrado os desmatamentos e as queimadas, os quais pressionam as áreas remanescentes e a vida de animais silvestres. Mesmo com a soma de esforços dos órgãos ambientais estaduais e federais, os desastres ambientais ainda ocorrem com elevada frequência todos os anos (CAMARGO & SCHIMIDT, 2009; BRITO, 2012). Faz-se necessário, portanto, a preservação dos fragmentos florestais e a ampliação de suas conectividades para que as funções ecológicas possam ser cumpridas adequadamente, propiciando o fluxo de espécies.

Estudos sobre a transformação da vegetação nativa são dedicados a acentuar ou amenizar os efeitos da fragmentação florestal. Para tanto, são estabelecidos indicadores espaciais e, entre os mais utilizados, pode-se destacar os que mensuram a paisagem, como: o tamanho, forma, conectividade, o efeito de borda, os elementos qualitativos como, por exemplo, a heterogeneidade e contexto de perturbação ao qual está inserido (VIANA et al., 1992; COLLINGE, 1996; FAHRIG, 2002). Com base no exposto, nota-se a necessidade do aprofundamento, neste trabalho, acerca dos parâmetros espaciais da paisagem no tocante ao entendimento da fragmentação e a proposição de estratégias de recomposição florestal.

## **2.5 Métricas da Paisagem**

A começar pela necessidade de mensurar a vegetação foram criadas métricas espaciais com o objetivo de descrever a paisagem de forma quantitativa (HARGIS et al., 1998).

As métricas de tamanho do fragmento são o entendimento da área necessária para proporcionar a existência da vida biótica e abiótica. Em um estudo realizado por Metzger (1999), o tamanho mínimo para garantir estabilidade de uma floresta semidecidual é de 25 ha. Para esse parâmetro existem duas análises a serem realizadas, primeiro é a mais aceita, sendo a

priorização dos maiores fragmentos, pois de acordo com a teoria da biogeografia de ilhas, os fragmentos de maior tamanho promovem maior manutenção da biodiversidade em larga escala. Sob outra perspectiva, os pequenos fragmentos ligam grandes áreas e podem abrigar espécies ameaçadas de extinção por conta de raridades e particularidades que só ocorrem nessas áreas, além de servirem como trampolins ecológicos (FORMAN & GODRON, 1986; VIANA & PINHEIRO, 1998)

A forma é uma métrica que indica a complexidade da configuração dos fragmentos, sendo calculada pela relação entre a área do fragmento e a borda (MCGARIGAL & MARKS 1995; VIANA & PINHEIRO, 1998). Nesse sentido, os fragmentos com formas mais arredondadas são menos influenciados pelo efeito de borda, enquanto os mais alongados estão mais sujeitos a esse fator. Os autores Forman & Godron (1986) sintetizaram a relação entre esses dois fatores, sendo que os fragmentos com formas mais arredondadas possuem maior diversidade de espécies e eficiência de animais exóticos no seu interior. Fragmentos mais alongados possuem maior comprimento de borda e maior interação com a matriz. Além disso, a probabilidade de barreiras no centro do fragmento é diminuída com essa forma e também contam com menor diversidade de habitat no fragmento, mas funcionam como corredores de movimentação para espécies.

A área core ou núcleo é o centro do fragmento útil para as espécies e que também determina o quanto o centro do fragmento é influenciado pelas áreas adjacentes. É a região dentro do fragmento distante da borda, sendo que essa distância varia conforme o tamanho total do fragmento medido e, por isso, é influenciado pelas métricas de forma e borda. Vale salientar, no caso, que quanto maior for a área central do fragmento menor será o efeito de borda sobre ele. Com efeito, os fragmentos com forma mais regulares diminuem em contato com áreas externas que contornam o núcleo (METZEGGER, 2001).

A conectividade indica o grau de isolamento dos fragmentos e o nível de fragmentação da paisagem. Esse fator determina as possibilidades de migração, colonização e extinção de acordo com a medida das distâncias entre fragmentos a partir de sua borda. Observa-se que locais mais intensamente cultivados, em geral, apresentam maior distância entre os fragmentos (VIANA & PINHEIRO, 1998). Essa métrica é importante no sentido de propor medidas de reconstrução da paisagem, a partir dela são tomadas decisões quanto aos caminhos mais adequados ao reflorestamento, com destaque para os corredores de vegetação que são reconhecidos para manter e promover a biodiversidade na paisagem fragmentada (LAURANCE, 2004).

Nesse contexto, é importante ressaltar os corredores de vegetação ou ecológicos, que, no Brasil, assumem conceitos variados, dependendo da escala de trabalho. No Sistema Nacional de Unidades de Conservação, por exemplo, tal conceito está voltado para conexão de unidades de conservação, enquanto que, no Ministério do Meio Ambiente e no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), seu conceito está associado às unidades de planejamento em escalas ecossistêmicas, englobando grandes áreas da paisagem (ARRUDA, 2005). Segundo o coordenador de Mosaicos e Corredores Ecológicos do ICMBio, Crema (2012) os corredores de vegetação facilitam a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas.

Um conceito mais abrangente para os corredores de vegetação os classifica como um local de cobertura do solo diferente das áreas ao seu redor, que exercem funções de grande relevância na paisagem, tais como inibir a interferência entre outras atividades de cunho antrópico, servir como hábitat de espécies, corredor de movimentação para animais e plantas, gerar efeitos ambientais e bióticos, bem como figura como reservatório gênico (FORMAN & GODRON, 1986; FORMAN, 1995).

A fragmentação florestal representa uma das principais causas de necessidade da restauração das florestas. A maioria dos pesquisadores reconhece que o propósito da recomposição florestal é combater os efeitos da perda de hábitat e da fragmentação, comum em todo o mundo. O aumento da conexão entre os fragmentos beneficia o movimento de indivíduos entre as populações mais isoladas (CHETKIEWICZ et al., 2006).

Dentre a variedade de softwares desenvolvidos para realização de modelagem espacial, destaca-se um dos mais conhecidos e utilizados, o *Patch Analyst*, criado em 1999, trata-se de um *plugin* para o programa computacional ArcGis. Esse software (extensão do ArcGis) apresenta a vantagem de ser de domínio público, bem como a possibilidade da utilização em dados no formato *raster* ou vetor, além do funcionamento em Sistema de Informação Geográfica (SIG), o que facilita a espacialização e entendimento dos dados resultantes.

Em um estudo realizado por Jesus et al. (2015), os autores objetivaram caracterizar os principais aspectos da fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do rio Poxim, SE. Para tanto, foi utilizado o programa computacional *Patch Analyst* 5.0, a partir do qual foram determinadas as métricas da paisagem como, por exemplo, tamanho, forma e grau de isolamento. O estudo foi validado com pontos georreferenciados em campo, os resultados indicaram que as informações estão de acordo com os indicadores de intensa ação antrópica, o

que denota o programa utilizado como uma boa ferramenta de análise da fragmentação da paisagem.

Utilizando conceitos de ecologia da paisagem por meio das métricas espaciais, com o uso *Patch Analyst 5.0*, uma pesquisa indicou que a paisagem da Bacia Hidrográfica do Peixe-Boi encontra-se marcada pela atividade pecuária, visto que 36% do uso da terra é destinado às pastagens. Os resultados também indicaram que a vegetação arbórea encontra-se bastante fragmentada, principalmente ao longo das margens dos canais fluviais (PEREIRA et al., 2015).

Observa-se que as métricas da paisagem aplicadas por meio de ferramentas específicas apresentam grande potencial de compreensão do seu estágio atual, bem como permitem propor cenários de restauração florestal. Os produtos resultantes da aplicação de métricas da paisagem aliadas ao uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG), admitem a espacialização dos dados, o que representa um facilitador na visualização e entendimento da paisagem como um todo (VALENTE, 2005).

## **2.6 Relação entre Perdas de Solo e Cobertura Vegetal**

A cobertura da terra é a condição física que atua na intensidade da perda de solo por erosão laminar. Os processos erosivos hídricos têm como primeiro agente a água que, por meio da precipitação, atinge o solo em maior ou menor escala, dependendo da cobertura da terra. O fator determinante nesse processo é a existência e/ou o tipo de cobertura presente. Diversos estudos afirmam que a cobertura vegetal natural oferece a melhor proteção aos solos contra os processos erosivos, pois o adensamento das matas atua na interceptação das águas que alcançam os solos com menor velocidade. Assim sendo, as folhas também desempenham papel importante, servindo como superfície de retenção da água para posterior evaporação (TEIXEIRA & MISRA, 1997; BERMÚDEZ et al., 1998).

Especificamente no Cerrado, a fragmentação da vegetação nativa está associada a expansão das atividades de agropecuária. O modelo de ocupação desse bioma, pautado na supressão da vegetação nativa, ocasiona diversos danos ambientais, incorrendo na degradação dos solos a partir da compactação e ocorrência de erosão (FARIA & CASTRO, 2007). No Centro-Oeste do país, um estudo observou que as áreas com alta erosividade e alta erodibilidade, mas recobertas com vegetação nativa são mais resistentes aos processos erosivos (SANTANA, et al., 2008)

A atividade de pastoreio aumenta a compactação do solo, acentuando o escoamento superficial, resultando em perdas superficiais do solo. Com isso, são induzidos os processos de formação de sulcos e o ravinamento (EVANS, 1998; THOMAZ, 2005). Em um estudo conduzido por Pires et al. (2006) em áreas de pastagem, foi observado que esse uso da terra influenciou de forma considerável a geomorfologia local, apresentando maior suscetibilidade aos processos erosivos. Os resultados apontaram ainda para a maior influência negativa da presença de pastagens em faixas ao longo de rios, pois o gado retira a vegetação das margens, acentuando a deposição de sedimentos no interior dos cursos hídricos.

Quanto à velocidade de escoamento superficial da água, as análises de Inácio et al. (2007) em uma área com e sem cobertura de pastagem indicaram que o escoamento superficial ocorreu entre 0,7 e 1,8 min no solo descoberto, enquanto no solo recoberto por pastagem o tempo varia entre 2,4 e 4,8 min, indicando que as pastagens, em comparação com o solo nu, oferecem maior proteção quanto ao escoamento superficial.

O reflorestamento em sistemas silvipastoris, acarreta diversos reflexos positivos como, por exemplo, a melhoria da ciclagem de nutrientes, o aumento da infiltração de água no solo e a redução do escoamento superficial com conseqüente redução das erosões (CARVALHO & XAVIER, 2000; FRANKE et al., 2001). Segundo Corrêa (2007), o reflorestamento é a forma mais eficiente para o controle de erosão em regiões degradadas. Nos Latossolos do Cerrado, a presença de vegetação pode reduzir em até 90% as perdas de solo. Em solo exposto, o emprego de cobertura morta reduz em até 75% a perda de sedimentos, com efeito na quantidade de matéria orgânica e nutrientes perdidos.

Em parcelas agrícolas, vale frisar, os resíduos de cultura deixados no solo entre um cultivo e outro reduzem o escoamento superficial das águas, atuando contra o impacto direto das águas no solo (COGO et al., 1983). O aumento em 16,2% de florestas e a redução em 57,5% de áreas sob agricultura, representou uma redução bruta em 44% da erosão segundo as análises realizadas, em um período de 19 anos, por Caten et. al. (2012). Nota-se que a quantidade de água que chega ao solo depende das características de densidade, grau de desenvolvimento, manejo e tipo de cobertura da terra.

A fragmentação florestal antrópica pode causar a modificação ou a eliminação de micro-habitat, o isolamento de comunidades, obriga espécies a migrar para outras regiões, altera o microclima, além de acarretar a erosão do solo (SOULÉ & KOHM, 1989; GASCON et al., 2001). A manutenção da floresta contínua é fundamental para a conservação dos solos, pois a

cobertura vegetal ajuda a manter a integridade do solo e a capacidade de infiltração da água, o que reduz o escoamento superficial e minimiza a erosão (FARIA & MARQUES, 1999).

A presença de vegetação nativa atua na redução das perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico (THOMAZINI, et al, 2012). Nesse sentido, ressalta-se a influência dos efeitos da fragmentação florestal na diminuição da cobertura vegetal e, conseqüentemente, o aumento da perda de solo. Vale salientar também que a substituição das matas por produtos agricultáveis ocasiona redução da capacidade de infiltração de água no solo. Na Região Metropolitana de Goiânia, a perda da cobertura vegetal natural se deve, em grande parte, ao modo de ocupação fomentado na expansão da fronteira agrícola, bem como em função da expansão urbana. Nesses processos de ocupação, a fragmentação está presente em praticamente todas as etapas de expansão, sendo agravada pelo abandono das devidas práticas de manejo da terra.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AGÊNCIA AMBIENTAL; AGETOP; WWF; IMAGEM. PDIAP: Projeto de Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás. Goiânia: **Agência Ambiental**. [DVD-ROM / <http://www.sieg.go.gov.br>], 2004

AMORIM, R. S. S., Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras. Viçosa, MG: UFV, 2003. 123p Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, 2004.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: Pruski, F. F. (ed.), Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica, 2 ed., Cap. 4, Viçosa: Ed. Viçosa, 2009.

ARRUDA, M.B. (Org) **Gestão Integrada de Ecossistemas Aplicada a Corredores Ecológicos**. Brasília: IBAMA, 472p, 2005

BAPTISTA, G.M.M. Diagnóstico ambiental da Perda Laminar de solos por meio do geoprocessamento. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 112p, 1997.

BRAGA, M. L. S. As políticas desenvolvimentistas e ambientais brasileiras e seus impactos na região dos cerrados. In: DUARTE, M. L. G. & BRAGA, M. L. de S. (orgs.) **Tristes cerrados: sociedade e biodiversidade**. Brasília: Paralelo 5. p. 93-123. 1998.

BERMÚDEZ, F.L., ROMERO, A.D., FERNANDEZ, J. M., FERNANDEZ, J.M. Vegetation and soil erosion under a semiarid mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). **Geomorphology**, v. 24, p.51 – 58, 1998.

BERTOL, I. Degradação física do solo sob a cultura do alho. **Revista Agropecuária Catarinense**, v.2, p.47-50. 1989.

BERTONI. J.; LOMBARDI, NETO. F. **Conservação do Solo**. Piracicaba, SP: Editora Livrocere, 392p. 1985.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7ª edição, Ícone Editora, São Paulo, 2010

BERTRAND G. Paysage entre nature et société. In: *Revue géographique des Pyrénées et du sudouest*. **Toulouse: Presses Universitaires Le Mirail-**, v. 49, fascicule 2. 1978.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. Florianópolis. Ed. Da UFSC, 2012.

CATEN, A.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A.; MENDONÇA-SANTOS, M. de L. Regressões logísticas múltiplas: fatores que influenciam sua aplicação na predição de classes de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.53-62, 2011b. DOI: 10.1590/S0100-06832011000100005.

CARVALHO, M.M.; XAVIER, D.F. Sistemas Silvopastoris para Recuperação e Desenvolvimento de Pastagens. Juiz de Fora: **Embrapa Gado de Leite – FAO**, 2000. Disponível em:< <http://www.fcav.unesp.br/Home/departamentos/zootecnia/anaclaudiaruggieri/6.sistemas-silvipastoris.pdf>>. Acesso em 12 mar. 2018.

CAMARGO, A. J. A. de; SCHMIDT, K. Efeitos da fragmentação sobre a diversidade de saturniidae (lepidoptera) em isolados naturais e antrópicos de Cerrado. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento/Embrapa Cerrados**, Planaltina-DF, 30p. 2009.

CHAVES, H. M. L. O modelo WEPP e sua aplicação no Brasil: I. Descrição do modelo. Campinas: IAC, p. 41-43 (**Boletim Informativo**), 1992.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ, V. V. H; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 731 – 750. 1996.

CHETKIEWICZ, C. L. B.; CLAIR, C. C.; BOYCE, M. S. Corridors for conservation: integrating pattern and process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, n. 37, p. 317-342, 2006.

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C. & FOSTER, G.R. Soil loss reductions from conservation tillage practices. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 48:368-373, 1983.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape an Urban Planning** 36: 59 – 77. 1996.

CORRÊA, R.S. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado. **Manual para revegetação**. 2007.

COSTA, M.P.; SCHOENEBOOM, J.C.; OLIVEIRA, S.A.; VINAS, R.S.; GERSON, A.M de. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**. V. 171, p. 1460-1471, 2018.

CREMA, A. **Estudos preveem quatro corredores ecológicos no cerrado**. Brasília. 2012. Disponível em; <<http://www.icmbio.gov.br/portal/comunicacao/noticias/4-geral/3317-estudos-preveem-4-corredores-ecologicos-no-cerrado.html>>. Acesso: 18 julho 2017.

CUNHA, H.F., FERREIRA, A.A.; BRANDÃO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia**, 27: 139-152, 2007.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies - Part I. **Agric. Eng.** 28:145-146. 1947.

ESWARAN, H.; LAL, R.; REICH, P. F. Land degradation: an overview. In: BRIDGES, E. M. et al. (Ed.). **Responses to land degradation**. New Delhi: Oxford Press, 2001. Disponível em: <[http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid=nrcs142p2\\_054028](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid=nrcs142p2_054028)>. Acesso em: 14 out. 2017.

EVANS, R. The erosional impacts of grazing animals. **Progress in Physical Geography**. 22 (2): p. 251- 268. 1998.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecol. Appl.** 12:346–53. 2002.

FARIA, K. M. S. de; CASTRO, S. S. Uso da terra e sua relação com os remanescentes de cerrado na alta bacia do rio Araguaia (GO, MT e MS). **Geografia (Rio Claro)**, v. 32, p. 657-668, 2007.

FARIA, M. E. Agricultura moderna: cerrados e meio ambiente. In: DUARTE, M.L.G. & BRAGA, M.L. de S. (orgs.) **Tristes cerrados: sociedade e biodiversidade**. Brasília: Paralelo 5. p. 147-168. 1998.

FARIA, A. P.; MARQUES, J. S. O desaparecimento de pequenos rios brasileiros. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 25, n. 146, p. 56-61, 1999.

FERREIRA, M. E.; FERREIRA JÚNIOR, L. G.; FERREIRA, N. C. Cobertura vegetal remanescente em Goiás: distribuição, viabilidade ecológica e monitoramento. In: L. G. FERREIRA JÚNIOR (Org.). **A encruzilhada socioambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no Cerrado**, pp. 169-185. Goiânia: Editora UFG. 223p. 2008.

FERREIRA, M. E.; FERREIRA, L. G.; MIZIARA, F.; SOARES-FILHO, B. S. Modeling landscape dynamics in the central Brazilian savanna biome: future scenarios and perspectives for conservation. **Journal of Land Use Science**, p. 1- 19, 2012.

FOSTER, G. R.; JOHNSON, C. B.; MOLDENHAUER, W.C. Hydraulics of failure of unanchored cornstalk and wheat straw mulches for erosion control. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, 25:940-947. 1982.

FORMAN, R.T.T; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: Wiley. 1986.

FORMAN, R. T. T. Land mosaics. Great Britain: **Cambridge University Press**, 1995.

FRANKE, I. L.; FURTADO, S. C. Sistemas silvipastoris: fundamentos e aplicabilidade. Rio Branco, AC: **Embrapa Acre**, 51 p, 2001 (Embrapa Acre. Documentos, 74).

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In. **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais**. Petrópolis: Vozes. p.112-127. 2001.

GEHLHAUSEN, S. M.; SCHWARTZ, M. W.; AUGSPURGER, C. K. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forests fragments. **Plant Ecology** 147: 21-35. 2000.

GOEDERT, W. Estratégias de manejo das savanas. In: G. Sarmiento (ed.). Las sabanas americanas: aspectos de su biogeografía, ecología y utilización. **Acta Científica Venezolana**. pp. 191-218. 1990.

GRECCHI, R.; GWYN, H.; BENIE, G. B.; FORMAGGIO, A.R.; FAHL, F.C. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, 2014. DOI: 55. 10.1016/j.apgeog.2014.09.014.

HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecol.** 13, 167–186. 1998.

INÁCIO, E. S. B.; CANTALICE, J.R.B.; NACIF, P.G.S.; ARAUJO, Q. R.; BARRETO, A.C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 355-360, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662007000400002>

JESUS, E. N.; FERREIRA, R.A, ARAGÃO, A.G.; SANTOS, T.I.S.; ROCHA, S.L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474, jun. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000300007>.

KIRKBY, M. J.; CHORLEY, R. J. A comment on “throughflow, overland flow and erosion”, **International Association of Scientific Hydrology**. Bulletin, 13:1, 69-69, 1968. DOI: 10.1080/02626666809493569.

KLINK, C. A.; MOREIRA A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (eds.). **The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna**. pp. 69-88. Columbia University Press, New York. 2002.

LAURANCE, S. G. W. Landscape connectivity and biological corridors. In: SCHROTH, G., FONSECA, G. A. B. D., HARVEY, C. A. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. p. 50- 63. 2004.

LIMA, E. V. R. Erosão do solo: fatores condicionantes e modelagem matemática. In: **Cadernos do Logepa. Série Pesquisa**. João Pessoa: Logepa, nº. 1 Ano 2. 2003.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. **Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP)**. Bragantia, Campinas, 51(2):189-196. 1992

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. **Relatório técnico, Conservação Internacional Brasil**, Brasília, 2004.

MCGARIGAL, K; MARKS, B.J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351. Portland, U.S. **Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**, 1995.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, n. 71, p. 455-463. 1999.

METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens. **Biota neotropica**, v.1, n.1, p. 1-9, 2001.

MIZIARA, F. Expansão de fronteiras e ocupação do espaço no Cerrado: o caso de Goiás. In: GUIMARÃES, L. D.; SILVA, M. A. D. da; ANACLETO, T. C. (Orgs.). **Natureza viva Cerrado. Goiânia**: Ed. da UCG, cap. VII, p. 169-196. 2006.

MOORE, I. D.; BURCH, G. L. Modeling erosion and deposition: topographic effects. **Transaction of the ASAE**. v. 20, n. 6, p. 1624 –1630. 1986.

NAVEH Z., LIEBERMAN A.S. **Landscape Ecology, Theory and Application**. Springer Science, New York. 1990.

MACHADO, C.C.; GARCIA, A.R.; SILVA, E.; FONTES, A.M. Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore**, v.27, n.3, pp.295-300, 2003.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO (FAO). **A América Latina e o Caribe celebram o Ano Internacional dos Solos**. Relatório 2015. Disponível em: <<http://www.fao.org/americas/noticias/ver/pt/c/270863/>> Acesso: 08 junho 2017.

PEREIRA, B. W. F.; MACIEL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; SILVA, H. A. S.; BRAGA, T. G. M.; FIGUEIREDO, D. B. Estrutura da paisagem da bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi com base na fragmentação da vegetação. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 2, p. 159-167, 2015.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, H.; CRIST, S.; SHPRITZ, G.; FITTON, G.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. **Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits**. Science, Washington, D.C., v. 267, n. 5201, p. 1117- 1123, Feb. 1995.

PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LEITA, F. P.; BRITO, L. de F. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 4, p. 687-695. 2006.

POTE, D. H.; DANIEL, L.C.; SHARPLEY, A. N.; MOORE, JR. P. A.; EDWARDS, D. R.; NICHOLS, D. J. **Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff**. Soil Sci. Soc. Am. J., 60:855-859. 1996. DOI: 10.2136 / sssaj1996.03615995006000030025x

PRUSKI, F.F.; FERREIRA, P.A.; RAMOS M.M.; CECON, P.R. A model to design level terraces. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v.123, n.1, p.8-12, 1997.

RESENDE, M.; ALMEIDA, J. R. Modelos de Predição de Perdas de Solo: Uma ferramenta para Manejo e Conservação do Solo. Inf. Agropecuário 11(128), Belo Horizonte, (p38 – 53), 1985.

REICHERT, J.M. & CABEDA, M.S.V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 16:389-396, 1992.

ROCHA, G. F.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de Desmatamentos no Bioma Cerrado entre 2002 e 2009: Padrões, Tendências e Impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, 63, p. 341-349, 2011.

RODRIGUES, E. Efeito de borda em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade**, v.1, p.1-5, 1998.

SANTANA, N.; CASTRO, S.; STONE, L.; SILVA, S. Chuvas, erosividade, erodibilidade, uso do solo e suas relações com focos erosivos lineares na alta Bacia do Rio Araguaia. **Revista Sociedade & Natureza**, [S.l.], v. 19, n. 2, fev. 2008. ISSN 1982-4513. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/9272>>. Acesso em: 13 mar. 2018.

SANTOS, F. P.; MIZIARA, F. A expansão da Fronteira Agrícola em Goiás: análise da influência das características “naturais” do espaço. In: IV ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, Brasília, DF. **Anais do IV Encontro Nacional da Anppas, Brasília**. p. 1-12. 2008.

SMITH, R. M.; STAMEY, W. L. Determining the range of tolerable erosion. **Soil Science**, v. 100, p. 414-424. 1965.

SOULÉ, M.E; KOHM, K.A. Research priorities for conservation biology. **Critical Issues Series**. Island Press, Covelo, California. 98pp., 1989.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F. PONÇANO, W. L. LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico na Bacia do Peixe-Parapanema. **Anais do IV Simpósio Nacional de Controle de Erosão**. Marília, SP, p. 105-135, 1987.

TAUBERT, F; FISCHER, R; GROENEVELD, J; LEHMANN, S; MÜLLER, M.S; RODIG, E; WIEGAND, T; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519 – 522, 2018. DOI: 10.1038 / nature25508

TEIXEIRA, P.C.; MISRA, R.K. Erosion and sediment characteristics of cultivated forest soils as affected by the mechanical stability of aggregates. **Catena**. 30:199-134, 1997.

TEZA, C. T. V.; BAPTISTA, G. M. M. Identificação do fenômeno ilhas urbanas de calor por meio de dados ASTER on demand 08 - Kinetic Temperature (III): metrópoles brasileiras. In: **Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**, Goiânia. Anais... São José dos Campos: INPE, p. 3911-3918, 2005.

THOMAZ, E. L. **Processos hidrogeomorfológicos e o uso da terra em ambiente subtropical - Guarapuava - PR**. São Paulo, f. Tese (Doutorado em Ciência, área Geografia Física) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2005.

THOMAZINI, A.; AZEVEDO, H. C. A.; MENDONÇA, E. S. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais de café no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, [S.l.], v. 7, n. 2, p. 150-159, 2012.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology** 80: 1455-1474. 1999.

TROLL, C. Landscape Ecology (Geoecology) and Biogeocenology – a terminological study. **Geoforum, Oxford**, v. 8. p. 43-46, 1971.

TUCCI, C. E. M. **Programa de drenagem sustentável: apoio ao desenvolvimento do manejo das águas pluviais urbanas** – Versão 2.0. Brasília: Ministério das Cidades, 2005.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados** [online]. vol.22, n.63, pp.7-16, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200002>.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence. **J. Appl. Ecol.**, 33: 200-209. 1996.

URBAN, N. R.; EISENREICH, S. J.; GORHAM, E. Aluminum, iron, zinc and lead in bog waters. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 44: 1165-1 172. 1987.

VALENTE, R. O. A. **Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2001.

VALENTE, R. O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 121f. Tese (Doutorado -

Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP, Piracicaba, 121 p, 2005

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINS, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: **Anais do Congresso Nacional Sobre Essências Nativas**, 2. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, p. 400-407, 1992.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **J. Soil Water Cons.**, Ankeny, 26:189-193, 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting a rainfall erosion loss – a guide to conservation planning**. (AGRICULTURAL HÁNDBOOK N<sup>o</sup> 573). WASHINGTON: USDA/ARS. 58 P. 1978.

WILCOVE, D.S.; McLELLAN, CH.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates. cap. 11, p. 237-256. 1986.

ZONNEVELD, I. S. Land Evaluation and Landscape Science. Enschede. **The Netherlands, International Institute for Aerial Survey and earth Sciences**, 1979.

### **3. ARTIGO 1 - MODELAGEM DA PERDA SUPERFICIAL DE SOLO PARA CENÁRIOS DE AGRICULTURA E PASTAGEM NA REGIÃO METROPOLITANA DE GOIÂNIA**

#### *MODELING OF SURFACE SOIL LOSS FOR AGRICULTURE AND PASTURE SCENARIOS FOR THE METROPOLITAN REGION OF GOIÂNIA, BRAZIL*

**Gabriella Santos Arruda de Lima<sup>1</sup>**  
**Nilson Clementino Ferreira<sup>1</sup>**  
**Manuel Eduardo Ferreira<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>**Universidade Federal de Goiás – UFG**

Campus Samambaia (Campus II) CEP 74690-900 – Caixa Postal: 131 – Goiânia – GO, Brasil.  
Endereço eletrônico: gabibela\_1@hotmail.com; nclferreira@gmail.com; mferreira.geo@gmail.com

#### **RESUMO**

A determinação da perda superficial dos solos representa uma informação importante no planejamento territorial. O processo de erosão laminar advém de agentes naturais, como a topografia, a chuva e a tipologia de solos, intensificados pela ação antrópica. Na região metropolitana de Goiânia (RMG), tais processos são agravados pela retirada da cobertura vegetal nativa para expansão urbana e implantação de pastagens e culturas agrícolas. A Equação Universal de Perda de Solos (USLE), aplicada em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), permite estimar a erosão em variadas condições e cenários de uso da terra. Neste artigo objetivou-se determinar e espacializar a susceptibilidade erosiva para o atual uso da terra e também para diferentes cenários de ocupação antrópica, visando prognosticar o quanto a conversão deste ativo ambiental pode colaborar para a ocorrência de erosão, e em quais intensidades. Considerando toda a área da região metropolitana de Goiânia, foram simulados os seguintes cenários: Atual (todas as classes de uso), Pastagem e Agricultura. A susceptibilidade erosiva para Pastagem aumentou em 51%, e em 110% para Agricultura, em comparação com o cenário Atual. Os resultados obtidos também reforçam que a conversão dos passivos ambientais resulta num significativo aumento da susceptibilidade erosiva na RMG.

**Palavras-chave:** erosão laminar; USLE; antropização, desmatamento, Cerrado.

#### **ABSTRACT**

The determination of surface loss of soils represents an important information in territorial planning. The process of laminar erosion comes from natural agents, such as topography, rainfall and soil typology, intensified by anthropic action. In the Metropolitan Region of Goiânia (MRG), these processes are exacerbated by the withdrawal of native vegetation cover for urban expansion and the implantation of pastures and agricultural crops. The Universal Soil Loss Equation (USLE), applied in Geographical Information Systems (GIS), allows estimating erosion in a variety of land use scenarios and conditions. In this article we aimed to determine and spatialize the erosive susceptibility to the current land use and to different scenarios of anthropic occupation, aiming to predict how much the conversion of this environmental asset can contribute to the occurrence of erosion, and in which intensities. Considering the whole area of the Metropolitan Region of Goiânia, the following scenarios were simulated: Current (all classes of use), Pasture and Agriculture. Erosive susceptibility to Pasture increased by 51%, and by 110% for Agriculture, compared to the Current scenario. The results obtained also reinforce that the conversion of the environmental liabilities results in a significant increase of the erosive susceptibility in the MRG.

**Keywords:** laminar erosion; USLE; anthropization, deforestation, Cerrado.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O transporte de partículas de solos é normalmente causado pela ação do vento (erosão eólica) e pela água (erosão hídrica); juntos, esses processos podem ocasionar a chamada erosão laminar, que consiste na perda superficial do solo de forma uniforme, ao longo de uma vertente no terreno (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1993; BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010). Em função de sua localização tropical e dos elevados índices pluviométricos, no Brasil a erosão hídrica é predominante, atuando a partir do impacto das gotas de chuva e arraste de partículas do solo em terrenos sem a cobertura vegetal (PRUSKI, 2009). De acordo com Ranieri et al. (1998), entre os principais fatores que induzem esse processo, estão a erosividade da chuva, a erodibilidade dos solos e as características do relevo, intensificados pelo tipo de ocupação antrópica, sendo esse último fator chamado de erosão antrópica, cujo processo pode ser acelerado ou reduzido de acordo com a cobertura e manejo da terra.

O intenso uso da terra no estado de Goiás para a agricultura e pecuária, em muitos casos sem o devido planejamento e práticas conservacionistas, pode contribuir para cenários de insustentabilidade ambiental (FERREIRA et al., 2009). Na região metropolitana de Goiânia (RMG), uma área central no estado constituída por 20 municípios (dentre estes a capital Goiânia), se observa, além do desenvolvimento de atividades agropecuárias e industriais, um intenso processo de urbanização, com marcantes alterações do ambiente natural. Com a mudança do uso da terra, a infiltração de água no solo fica reduzida, aumentando o escoamento superficial, podendo resultar em alagamentos, enchentes e erosões (SILVA, 2015). Além disso, em regiões de grande adensamento urbano, pautados pela impermeabilização do solo, o efeito de ilhas de calor torna-se frequente, com alteração na intensidade pluviométrica (TEZA & BAPTISTA, 2005).

No sentido inverso, a presença de biomassa vegetal (nativa ou não) controla a erosão hídrica, ao permitir a interceptação pluviométrica, reduzir a energia gerada pelo impacto das gotas de chuva na superfície, e possibilitar maior infiltração da água no solo por meio das raízes; todo este processo, por sua vez, reduz o escoamento superficial, diminuindo o arraste das partículas de solo (COOK & DOORNKAMP, 1990).

Nesse estudo, o qual visa medir a perda de solo ocasionada pela erosão laminar, em diferentes cenários de ocupação antrópica na RMG, será adotada a Equação Universal de Perda de Solos (USLE, na sigla em inglês), proposta por Wischmeier & Smith (1978). Inicialmente

calibrada para localidades dos Estados Unidos de forma empírica, esta passou a ser aplicada em mais de cem países (FAO, 1962), frente aos resultados satisfatórios para orientar a conservação dos solos.

Atualmente, a USLE é amplamente utilizada como método de avaliação da perda de solos para locais com características singulares e na tomada de decisão, objetivando a conservação de parcelas agrícolas. Diante deste cenário diversos autores utilizaram a equação para estimar a erosão laminar de forma indireta como Marques et al. (1997) que realizaram um trabalho focado no estudo dos melhores índices para determinação da erosividade da chuva, e para estimar o fator erodibilidade da USLE, para dois solos da região dos Cerrados. Na bacia hidrográfica do rio Vieira, localizada no estado de Minas Gerais os autores Magalhães et al. (2012) observaram que as maiores perdas do solo estão associadas as áreas com solo exposto e recobertas por Argissolos Vermelho Amarelo.

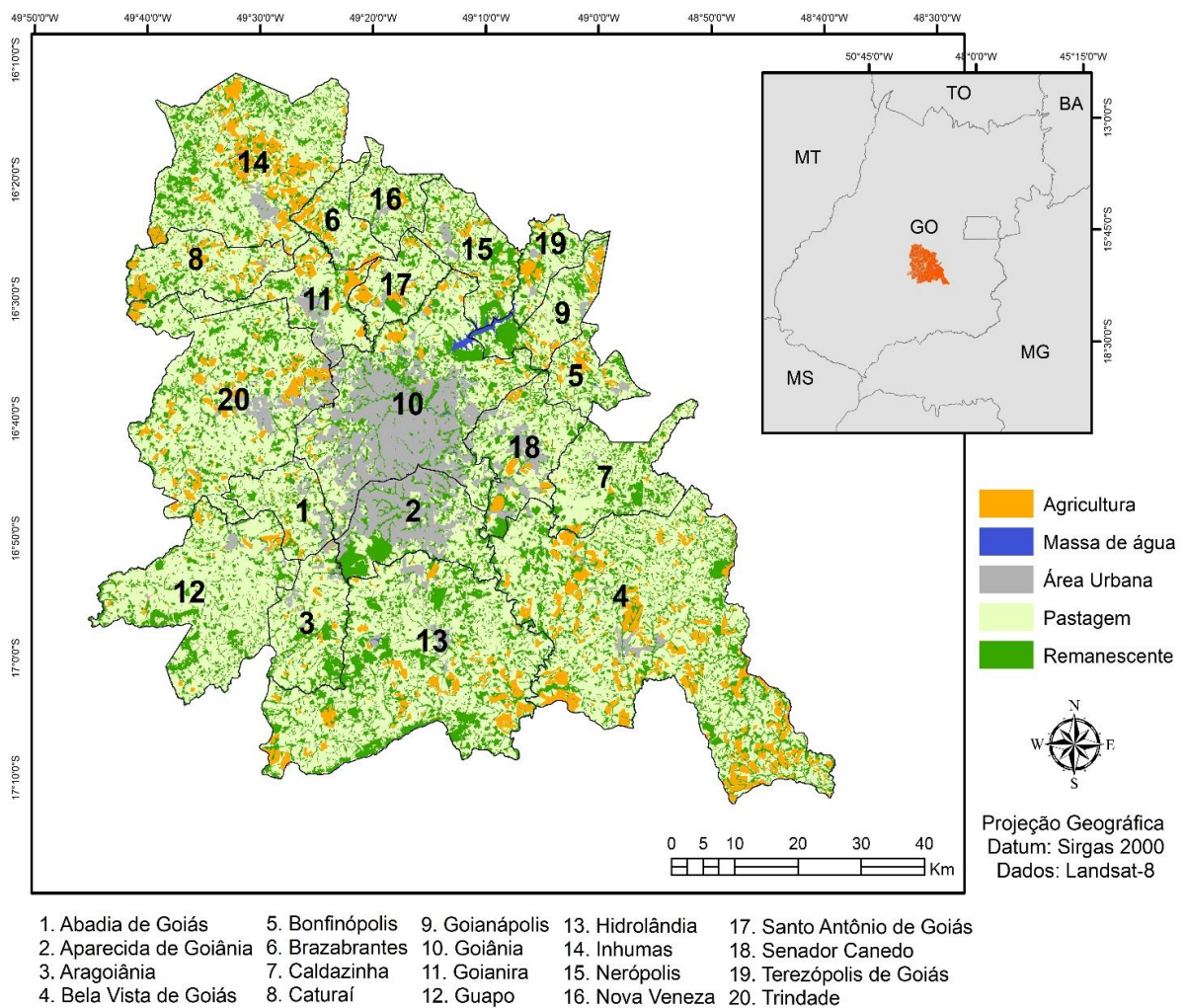
Os fatores que compõe a equação são: índice de erodibilidade do solo, índice de erosividade da chuva, topografia (declividade), uso e cobertura da terra e práticas de manejo. Com atributos determinados separadamente, torna-se possível simular cenários de ocupação para se estabelecer uma adequação ambiental ou mesmo para se medir o impacto da expansão de passivos ambientais, atuando como um importante suporte na tomada de decisão (MACHADO et al., 2003). Junto com a USLE, o Sistema de Informação Geográfica (SIG) é considerado um facilitador na aplicação do método, pois permite a espacialização dos dados de forma isolada, bem como uma relação entre as variáveis por meio de uma álgebra de mapas, fornecendo como resultado a localização dos processos erosivos em diferentes gradientes.

Todos esses aspectos são avaliados no referido trabalho, objetivando indicar o quanto a conversão da cobertura vegetal na RMG, em detrimento da expansão da pastagem e da agricultura, pode intensificar a ocorrência de erosão laminar.

### **3.2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A Região Metropolitana de Goiânia (RMG) está localizada entre as coordenadas de latitude Sul 16° 08' e 17° 12', e longitude Oeste 49° 44' e 48° 48'. Composta por vinte municípios, ocupa uma área de 7.315 km<sup>2</sup>, atualmente residem na RMG cerca de 2,38 milhões de habitantes, ou 35% da população de Goiás (IBGE, 2010), sendo a região de maior representatividade demográfica, social e econômica do estado.

De acordo com o último mapa de uso e cobertura da terra elaborado por Lima et al. (2017), a maior parte dos municípios encontra-se em processo de antropização avançada, com a predominância da classe de pastagem, seguida pelas áreas urbanizadas, principalmente no município de Goiânia, e pela classe de agricultura (também presente em todos os municípios), mas com predominância ao norte e sudeste da RMG, fechando com a classe de vegetação remanescente, amplamente fragmentada (Figura 3.1)



**Figura 3.1** – Mapa de uso e cobertura da terra da região metropolitana de Goiânia.

Os domínios pedológicos na área de estudo são os Argissolos de textura média e argilosa de ocorrência em relevo ondulado a suavemente ondulado, Cambissolos de textura média e argilosa em relevos ondulado a fortemente ondulado, Gleissolos de textura argilosa em relevo plano a suavemente ondulado, Latossolos de textura argilosa em relevo plano a suavemente ondulado, e Neossolos de textura média e arenosa em relevo fortemente ondulado (EMBRAPA,

1999). O clima da região, segundo a classificação Koeppen, é do tipo Aw, Tropical Úmido, com duas estações bem definidas, seca e chuvosa, na qual nos meses de dezembro e janeiro ocorre a maior concentração pluviométrica, com médias de 270 mm, e no período de maior seca, nos meses de junho, julho e agosto, podendo chegar a 0 mm; a média pluviométrica anual fica em torno de 1600 mm (INMET, 1992).

### 3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia da Equação Universal de Perda de Solos (USLE), proposta por Wischmeier & Smith (1978), objetiva determinar o Fator A, a partir da relação entre fatores naturais e antrópicos, resultando na modelagem da perda anual dos solos. Integrada aos Sistemas de Informações Geográficas, a equação permite a espacialização do potencial erosivo, conforme a Equação 1:

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

Sendo,

A= perda de solo ( $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

R= fator erosividade da chuva ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );

K = fator erodibilidade do solo ( $t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ );

L= fator comprimento de rampa (adimensional);

S = fator declividade (adimensional);

C= fator uso e manejo (adimensional);

P= fator práticas conservacionistas (adimensional).

A metodologia foi dividida em duas etapas: (a) obtenção e preparação da base de dados, e (b) determinação de cada um dos fatores, de forma espacializada, variando conforme cada atributo e localidade.

A determinação de cada fator é apresentada a seguir:

### 3.3.1 Fator R

A erosividade consiste na capacidade potencial da chuva em provocar erosão em um solo sem proteção. O fator R foi calculado por meio do índice de Fournier (1960), proposto por Lombardi Neto & Moldenhauer (1992), na qual obtém-se inicialmente a média mensal do índice de erosão e, então, as médias são acumuladas para gerar o fator erosividade, conforme Equação 2 e 3:

$$R = \sum_{i=1}^{12} EI_{30i} \quad (2)$$

Sendo:

$$EI_{30i} = 67,355 \left( \frac{r^2}{p} \right)^{0,85} \quad (3)$$

Onde,

EI= média mensal do índice de erosão (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>);

r= precipitação média mensal (mm);

P= precipitação média anual (mm);

i= índice de meses; e

R= erosividade.

A precipitação foi obtida por meio dos dados mensais CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*), o qual é um conjunto de dados que incorpora imagens de satélite com estações meteorológicas em solo, gerando séries temporais de precipitação. As imagens geradas abrangem as latitudes de 50° S a 50° N, e todas as longitudes, com série histórica iniciada em 1981 até o presente, e resolução espacial de 0,05° (aproximadamente 5 km).

A partir dos dados CHIRPS, foi gerada uma série histórica de trinta anos (1987 a 2016) de precipitação para a RMG, visando compor as equações de erosividade. Para tanto, foi feito o recorte para a área de interesse e interpolação dos dados por meio do método Krigagem. Conforme avaliação de desempenho desse método, para espacialização de dados pluviométricos, o mesmo está entre os melhores interpoladores (MELLO et al., 2003; CARVALHO & ASSAD, 2005; WANDERLEY et al., 2012).

### 3.3.2 Fator K

Os valores da erodibilidade (fator K) foram adquiridos com base na Equação 4, desenvolvida para a região central do Brasil, proposta por Chaves (1996), com dados de entrada provenientes de amostras de solos de todo o estado de Goiás, fornecidos em formato tabular pelo Sistema de Informação de Solos Brasileiros (EMBRAPA, 2014). Assim, os valores adquiridos para o fator K foram assimilados com as respectivas classes de solos obtidas na escala 1:1.000.000 adquiridas junto ao projeto RadamBrasil (2005).

$$k = \frac{-0,00043 (AF+SIL)}{CO+0,000437 AR+0,000863 SIL} \quad (4)$$

Onde: K é a erodibilidade do solo ( $t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ );

AF é a % de areia fina no solo;

SIL é a % de silte;

CO é a % de carbono orgânico;

AR é a % de areia total no solo.

Os valores de erodibilidade obtidos foram classificados de acordo com Carvalho (1994), conforme Quadro 3.1:

**Quadro 3.1** – Classificação da erodibilidade.

Fonte: Carvalho (1994).

<b>Erodibilidade (Fator K)</b> ( $t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ )	<b>Classes de interpretação</b>
< 0,0198	Baixa
0,0198 a 0,040	Média
> 0,040	Alta

### 3.3.3 Fator LS

Os fatores L (comprimento da rampa) e S (declividade), foram determinados em conjunto utilizando um SIG, dando origem ao fator topográfico da USLE. O fator LS foi obtido a partir do modelo digital de elevação (MDE) da missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução espacial de aproximadamente 30 metros, projeção geográfica e Datum

horizontal WGS84, disponibilizados a partir de 2014 gratuitamente pela *United States Geological Survey* (USGS) no endereço <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>.

Para cobrir a área de estudo realizou-se um mosaico dos seguintes dados SRTM: (S18W050; S17W050; S17W049; S18W049). O MDE obtido foi processado no software System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA), no qual inicialmente obteve-se a declividade do terreno e a área de contribuição, para realização do cálculo do fator topográfico. Para tanto foi utilizado como referência a metodologia desenvolvida por Moore & Burch (1986), conforme a Equação 5.

$$LS = \left( \frac{As}{22,13} \right)^m \times \left( \frac{\text{sen}\theta}{0,896} \right)^n \quad (5)$$

Onde: **As** é o produto da acumulação de fluxo pelo tamanho da célula (área de contribuição);

**$\theta$**  é o declive em graus;

**m** é o comprimento do ângulo de inclinação;

**n** é o expoente de inclinação;

**22,13** é o comprimento padrão da USLE; e

**0,896** é o declive padrão da USLE.

### 3.3.4 Fator CP

Os fatores relacionados à ação antrópica, C (uso e cobertura da terra) e P (práticas conservacionistas), foram utilizados em conjunto. Para o Fator C, foi empregado o mapeamento de uso e cobertura da terra associado aos respectivos coeficientes de uso da terra propostos por Stein et al. (1987), e também adotados por Baptista (2003), conforme Quadro 3.2. Para o fator prática conservacionista foi adotada a constante igual a 1, que representa a pior situação de práticas conservacionistas na perda de solo, pois a grande extensão da área impossibilita a obtenção de valores de P confiáveis e individualizados.

**Quadro 3.2** – Fator CP em função do uso e ocupação da terra.  
Fonte: Stein et. al (1987) adaptado.

<b>Uso e ocupação da terra</b>	<b>Fator CP (adimensional)</b>
Agricultura	0,1200
Água	0
Área urbana	0
Vegetação Savânica	0,0007
Pastagem	0,0550

O mapa de uso e ocupação da região metropolitana de Goiânia realizado por Lima et al. (2017), foi elaborado a partir de imagens Landsat 8 do sensor OLI do ano de 2015 e 2016, referentes às orbitas-ponto 221-72, 222-71 e 222-72. Com o objetivo de realizar um mapeamento em escala superior a 1:100.000, foi realizada uma fusão das bandas multiespectrais, e a banda pancromática deste mesmo sensor, com resolução espacial de 15 metros. Em seguida, tais imagens foram segmentadas no software Spring (versão 5.2.6.1) em polígonos com área mínima de 6,25 ha, procedendo-se com a classificação das imagens. Por fim, foi realizada uma inspeção visual na classificação para a eliminação possíveis inconsistências. Os polígonos classificados equivocadamente foram alterados manualmente. As classes consideradas foram agricultura, área urbana, vegetação savânica, corpos hídricos e pastagem.

### **3.3.5 Cenários de previsão para conversão da vegetação remanescente**

Os fatores erosividade (fator R), erodibilidade (fator K), topográfico (fator LS), cobertura e uso da terra e práticas conservacionistas (fator CP), a partir da metodologia aplicada, resultaram em imagens (*rasters*) com resolução espacial de 30 metros, sendo gerado o mapeamento de cada um destes fatores separadamente.

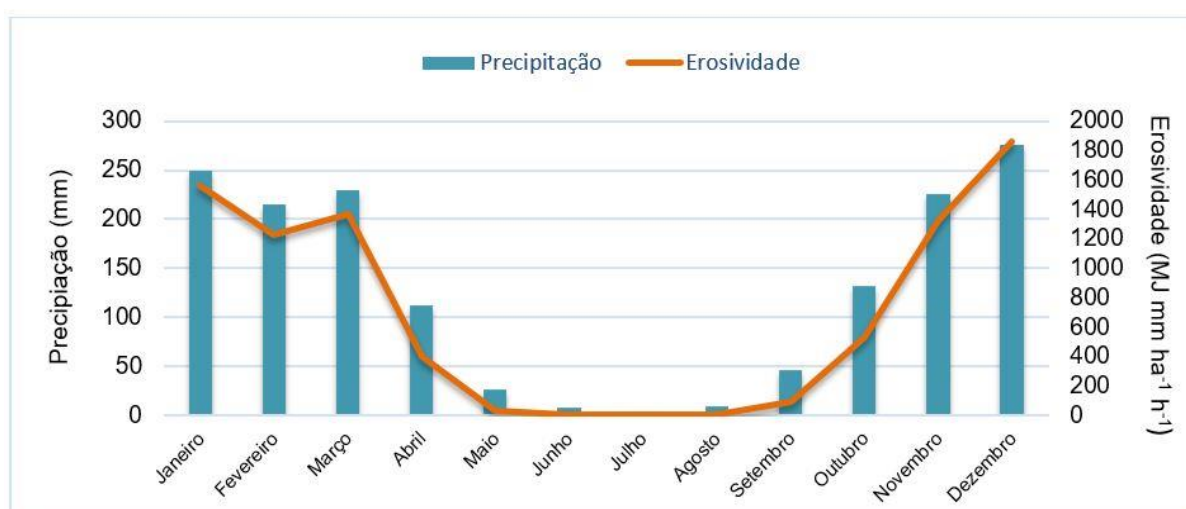
De posse destes dados, foram multiplicados os fatores para obtenção da susceptibilidade erosiva espacializada com o cenário “Atual” de uso e ocupação da terra, bem como calculadas as potenciais perdas dos solos para outros dois cenários hipotéticos, o primeiro considerando todas as áreas remanescentes convertidas para agricultura, e o segundo considerando a conversão para a pastagem.

### 3.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Em relação ao índice EI30, utilizado na determinação da erosividade da chuva os autores Marques et al. (1997) concluíram que esse método, sendo um dos mais utilizados, garante boas estimativas do fator R (erosividade da chuva) da USLE para a região dos Cerrados.

Na Figura 3.2, são apresentados a média de precipitação e o índice de erosividade mensal, observa-se que os meses de maior precipitação, no período analisado (30 anos), foram janeiro e dezembro, contribuindo assim com os maiores valores de erosividade, enquanto junho, julho e agosto foram meses com o menor potencial erosivo. Na figura 3.3 (A) pode ser visualizado a erosividade calculada, na qual obteve-se os valores médios anuais variando entre 8.157,22 a 8.826,89 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, sendo a média de 8.426,77 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> classificada como forte nessa região, de acordo com a interpretação proposta por Carvalho (2008).

Mello et al. (2007) conduziram um estudo para diversas regiões de Minas Gerais, que apresentam uma distribuição pluviométrica anual semelhante à região aqui analisada, e estimaram o valor mínimo de erosividade de 5.000 e máximo de 12.000 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Estudos realizados para o centro-oeste brasileiro também sugerem semelhanças, como na região de Goiânia, em que Silva et al. (1997) obtiveram o valor de 8.353,00 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de erosividade média anual. Em estudos realizados por Dedecek (1988) e Moraes et al. (1991) para Brasília e sudoeste do Mato Grosso, os valores também foram semelhantes, de 8.319 e 8.493 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente.

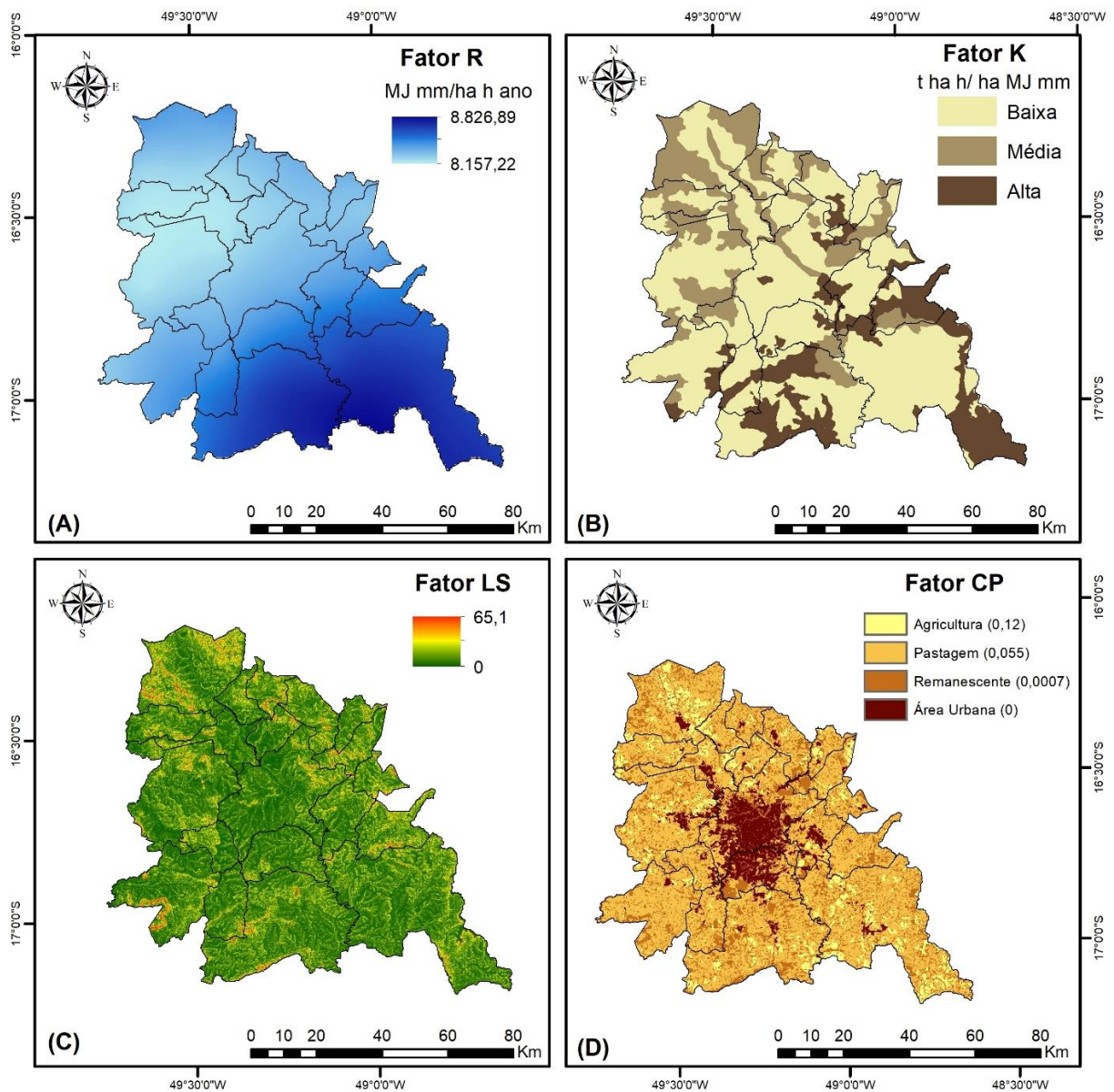


**Figura 3.2** – Precipitação e índice de erosividade mensal da região metropolitana de Goiânia (1987 - 2016).

A Figura 3.3 (B) mostra o mapa obtido para o fator K, no qual 50,1% dos solos da RMG apresentam baixo potencial à erodibilidade (classe Baixa), 31,9% possuem erodibilidade intermediária (classe Média), e 18,1% dos solos apresentam maior potencial (classe Alta). No que tange aos tipos de solos, há o predomínio de Latossolos, presente em 50,1% da região, seguido pelos Argissolos, que recobrem 30,5%, e pelos Cambissolos, com 16,2%, este último encontra-se bastante antropizados ao sul da região, colaborando com o aumento do nível de susceptibilidade erosiva. Com menor presença na RMG, estão os Gleissolos e Neossolos, recobrando 1,4% e 1,8% da área, respectivamente. O primeiro encontra-se nas margens do ribeirão Meia Ponte, área de atenção, por serem intensamente drenada; os Neossolos de acordo com o uso atual da terra, está, em sua maior parte, preservado quanto à vegetação nativa.

O fator topográfico LS (Figura 3.3 C) está associado ao comprimento da vertente e declividade. Nota-se que a maior parte da área possui baixos valores, associados às áreas de planícies. Os locais com declive mais acentuado possuem maiores valores, resultando em maior potencial erosivo.

O fator CP (Figura 3.3 D) varia conforme o uso e manejo da terra, sendo os maiores valores associados aos passivos ambientais (áreas convertidas), predispostos a causar maior perda de sedimentos. O valor zero está relacionado as áreas urbanas e aos corpos hídricos, em seguida os menores valores são associados à vegetação remanescente sendo considerada a cobertura mais densa. Essa proteção oferecida aos solos, está relacionada ao entendimento de que quanto mais densa a fitomassa maior será a importância na defesa contra a remoção de sedimentos no processo de escoamento superficial (TOWNSEND et al., 2006).



**Figura 3.3** – Mapa de fatores da USLE. (A) Erosividade da chuva; (B) Erodibilidade dos solos; (C) Topografia regional; (D) Uso e manejo da terra.

Os níveis de perda de solo foram analisados de forma qualitativa, devido à escala regional aplicada neste estudo (conforme ressaltado por Stein et al., 1987). Desta forma, os valores foram agrupados em camadas de susceptibilidade erosiva (FAO, 1967), indo de baixa a muito alta.

A espacialização dos fatores permitiu, por meio da quantificação dos *pixels*, estimar o potencial à erosão, no qual o cenário “Atual” possui 54,56% da área inserida na classe de baixo potencial à erosão laminar. Já no cenário “Pastagem”, têm-se 36,44% da área inserida nesta classe (baixa), seguido pelo cenário “Agricultura”, com 32,49% da área também na classe de baixo potencial erosivo. Observa-se, portanto, uma influência acentuada do uso do solo nos

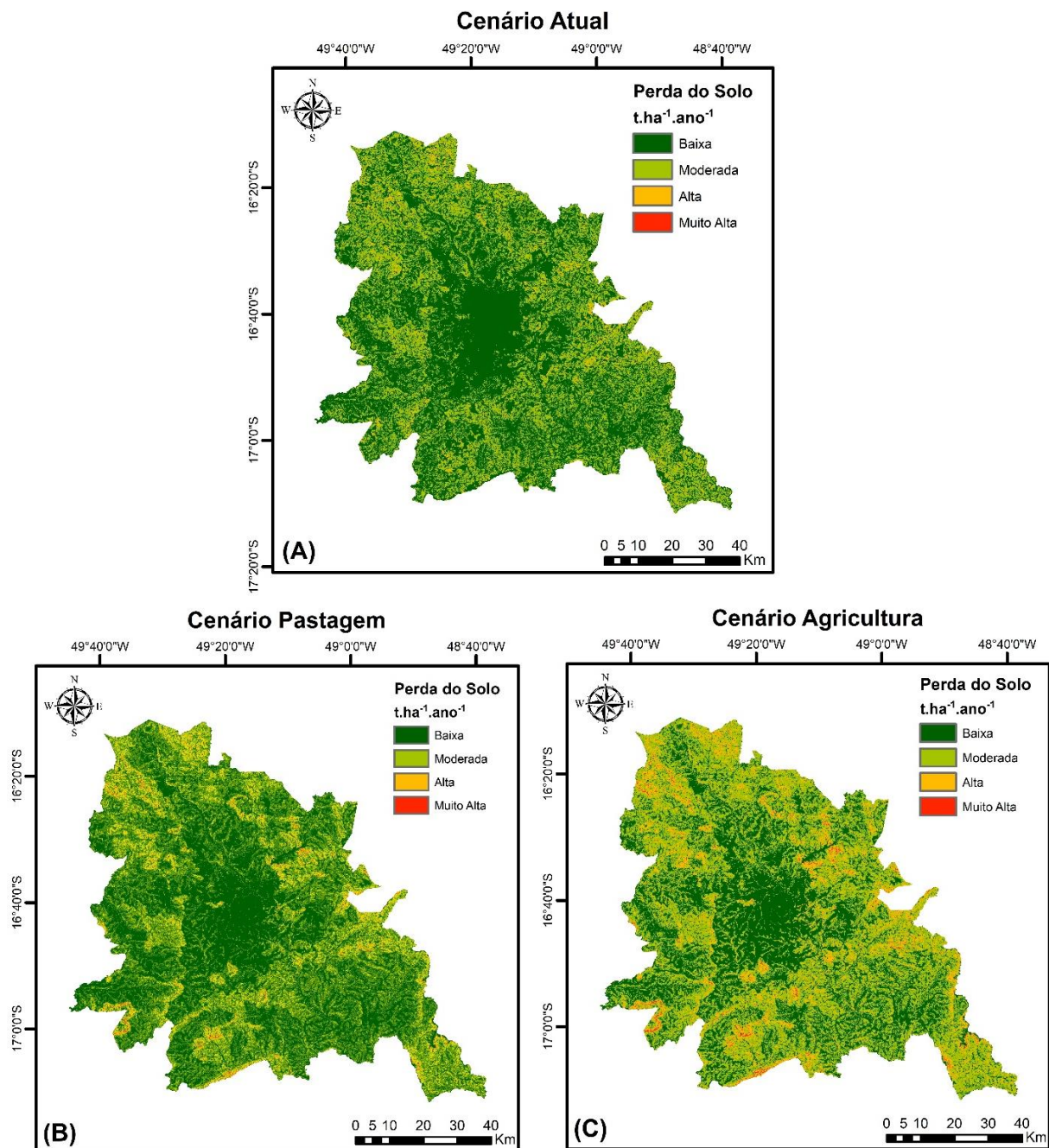
cenários simulados, pois há uma diminuição das áreas classificadas como “baixa” e, consequentemente, um aumento da perda de solo nas classes alta e muito alta, com 7,69% e 13,77% da área inseridos na classe “alta”, para os cenários “Pastagem” e “Agricultura”, respectivamente (Tabela 3.1).

Em relação a perda média dos solos, o aumento da pastagem sobre áreas de remanescentes de vegetação, representa um aumento de 51% na perda de solos, e a expansão da agricultura sobre a mesma área gera um aumento de 110% na perda de solo. Em geral, a perda média dos solos permite avaliar o aumento dos danos causados ao solo com a expansão da pastagem e da agricultura. No cenário “Atual”, a perda média em toda a região é classificada como baixa, enquanto nos cenários simulados “Pastagem” e “Agricultura”, a perda média passa a ser da classe moderada, alertando para o impacto ambiental ocasionado com a mudança do uso da terra na RMG, comprometendo, principalmente, os cursos hidrográficos e nascentes, devido ao aumento do volume de sedimentos

**Tabela 3.1** - classificação do grau de erosão por cenários na Região Metropolitana de Goiânia.

Classes	Perda de Solo t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Cenário Atual		Cenário Pastagem		Cenário Agricultura	
		Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%
<b>Baixa</b>	0 a 10	3.990,70	54,56	2.664,86	36,44	2.375,99	32,49
<b>Moderada</b>	10 a 50	3.033,44	41,48	4.082,85	55,83	3.867,85	52,89
<b>Alta</b>	50 a 200	288,86	3,95	562,37	7,69	1007,00	13,77
<b>Muito Alta</b>	> 200	0,00	0,01	2,93	0,04	62,16	0,85
<b>Total</b>	-	7.313,00	100,00	7.313,00	100,00	7.313,00	100,00

A partir da análise do resultado da USLE, o fator A especializado (Figura 4), verifica-se no cenário “Atual” que, as maiores perdas do solo estão associadas aos locais com declividade mais acentuada, em conjunto aos Cambissolos e com uso da terra destinado a agricultura. No cenário “Pastagem” o aumento da perda de solo relaciona-se às regiões cuja expansão da pastagem se dá sobre os Neossolos, e no cenário “Agricultura” os locais com Cambissolos e também com Neossolos, associados aos maiores declives condicionam as maiores perdas.



**Figura 3.4** – Mapa da distribuição espacial da erosão laminar gerado com os mapas de susceptibilidade erosiva. (A) Cenário Atual; (B) Cenário Pastagem; (C) Cenário Agricultura.

Dessa forma, foi possível constatar que a perda de solo no cenário “Atual” varia conforme a topografia regional, na qual áreas classificadas como de alta susceptibilidade erosiva coincidem com os locais com maiores declives, registrando a forte influência do fator LS nesse cenário. No entanto, mesmo nessas regiões, as perdas são minimizadas ou acentuadas com a mudança do uso da terra. Isto é, nos cenários “Pastagem” e “Agricultura”, a susceptibilidade erosiva encontra-se também relacionada ao fator topográfico, no qual os

maiores valores coincidem com a presença da pastagem ou da agricultura em declives mais elevados.

A diferença no controle da erosão laminar entre a pastagem e agricultura pode ser explicada pela baixa, no entanto perene, proteção que a pastagem oferece. Nos solos destinados à agricultura, deve-se levar em consideração os períodos de solo descoberto (entre safras) e o início do brotamento (que apenas garantem o mínimo de recobrimento do solo), deixando-os expostos aos processos naturais de intemperismo, somando-se às especificidades de cada tipo de solo, assim como a alta influência do comprimento e declive da vertente associada.

Em um trabalho sobre simulação de cenários de adequação ambiental os autores, Ferraz et al. (2013) concluíram que a implantação de Reserva Legal, com o planejamento adequado, pode reduzir entre 20 e 70% as perdas dos solos, e a implantação de Reserva Legal em conjunto com APP tem o potencial de reduzir cerca de 80% do potencial de ocorrência de erosão laminar em microbacias. Corroborando com as análises realizadas, já que neste trabalho obteve-se o aumento da perda de solo com a redução dos remanescentes de vegetação.

Segundo Tomazoni et al. (2005), a cobertura vegetal representa uma proteção natural para o solo, sendo que as perdas de solo variam de acordo com a capacidade de proteção que cada cultura oferece. A partir dos cenários apresentados, observa-se que a presença de vegetação remanescente representa uma maior proteção ao solo em contrapartida às pastagens, que acentuam as perdas do solo, ressaltando-se a agricultura como o fator de maior intensificação desse processo.

Avaliando os fatores formadores da USLE e os mapas de susceptibilidade erosiva, infere-se que os locais de maior susceptibilidade erosiva (alta e muito alta), no cenário “Atual”, devem ser entendidos como prioritários para restauração vegetal. Nos cenários “Pastagem” e “Agricultura”, as regiões com perdas de solo elevadas representam áreas impossibilitadas ambientalmente para expansão agropastoril, e requerem a manutenção da vegetação remanescente. As regiões que apresentam uma baixa perda de solo são possíveis locais de expansão da pastagem e/ou agricultura, pois representam menor risco à erosão laminar.

Acerca do fator cobertura e uso da terra no processo de erosão laminar observa-se que diversos estudos afirmam que a cobertura vegetal oferece a melhor proteção aos solos. O adensamento das matas atua na interceptação das águas que atingem os solos com menor velocidade, nesse sentido as folhas também desempenham papel importante, servindo como

superfície de retenção da água para posterior evaporação (BERMÚDEZ et al., 1998; TEIXEIRA & MISRA, 1997).

A atividade de pastoreio aumenta a compactação do solo, acentuando o escoamento superficial, resultando em perdas superficiais do solo e então são induzidos os processos de formação de sulcos e o ravinamento (EVANS, 1998; THOMAZ, 2005). Pires et al. (2006) conduziram estudos em áreas de pastagem e observaram que esse uso do solo influenciou de forma considerável a geomorfologia local, apresentando maior susceptibilidade aos processos erosivos, mostrando ainda, maior influência negativa em faixas ao longo de rios, pois o gado retira a vegetação das margens, acentuando a deposição de sedimentos no interior dos riachos. Quanto a velocidade de escoamento superficial da água, as análises de Inácio et al. (2007) em uma área com e sem cobertura de pastagem, indicaram que o escoamento superficial ocorreu entre 0,7 e 1,8 min no solo descoberto, enquanto no solo recoberto por pastagem o tempo varia entre 2,4 e 4,8 min, indicando que as pastagens em comparação com o solo nu oferecem maior proteção quanto ao escoamento superficial.

Os locais com uso do solo reflorestado por eucalipto obtiveram taxas de perdas do solo bem inferiores a tolerância para cada uma das classes de solos utilizadas nos estudos realizados por Martins et al. (2010). Em parcelas agrícolas os resíduos de cultura deixados no solo entre um cultivo e outro reduzem o escoamento superficial das águas, atuando contra o impacto direto das águas no solo (COGO et al., 1983). O aumento em 16,2% de florestas e a redução em 57,5% de áreas sob agricultura, representou uma redução bruta em 44% da erosão segundo as análises realizadas, em um período de 19 anos por Caten et al. (2012). Nota-se que a quantidade de água que chega ao solo, depende das características de densidade, grau de desenvolvimento, manejo e tipo de cobertura da terra.

Nesse sentido, ressalta-se a influência da fragmentação florestal na diminuição da cobertura vegetal e conseqüentemente o aumento da perda de solo por erosão hídrica. De forma que, a substituição das matas por produtos agricultáveis ocasiona redução da capacidade de infiltração de água no solo. Isso se deve ao modo de ocupação fomentado na expansão da fronteira agrícola no Cerrado, na qual a fragmentação está presente em praticamente todas as etapas, sendo a ocupação efetivada sem as devidas práticas de manejo da terra.

### 3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A mudança de uso e cobertura da terra representa um importante fator na perda de solo, no qual diferentes usos apresentam distintas capacidades de intensificação do potencial erosivo. Nesta pesquisa, observou-se que a substituição da vegetação remanescente por pastagem ou agricultura representa um aumento de perda de solo média de 51% e 110%, respectivamente para os dois usos. A elevação desses níveis de perda de solo é crítica, pois alteram as condições naturais da cobertura vegetal e das propriedades dos solos, que se tornam compactados ou expostos às intempéries climáticas.

Verifica-se que, apesar de fortemente fragmentado, os remanescentes de vegetação na RMG ainda garantem a proteção ao solo e, indiretamente, a qualidade e disponibilidade de água, por evitar o transporte de sedimentos, o assoreamento e a poluição de canais e reservatórios.

### AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás) pela concessão de bolsa de estudos à primeira autora.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA, G. M. M. **Diagnóstico ambiental de erosão laminar: Modelo Geotecnológico e aplicação**. Editora Universa. Brasília, DF. 2003, 140p.

BERMÚDEZ, F.L.; ROMERO, A.D.; FERNANDEZ, J. M.; FERNANDEZ, J.M. Vegetation and soil erosion under a semiarid mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). **Geomorphology**, v. 24, p.51 – 58, 1998.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 3ª edição, Ícone Editora, São Paulo, 1993

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7ª edição, Ícone Editora, São Paulo, 2010

CARVALHO, JOSÉ R. P. DE.; ASSAD, EDUARDO D. **Análise espacial da precipitação pluviométrica no Estado de São Paulo: comparação de métodos de**

**interpolação.** Engenharia Agrícola [online]. 2005, vol.25, n.2, pp.377-384. ISSN 0100-6916. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1590/S010069162005000200011./>>. Acesso em: 28 de maio de 2017.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia Prática.** Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.

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

CATEN, A.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A.; MENDONÇA-SANTOS, M. de L. Regressões logísticas múltiplas: fatores que influenciam sua aplicação na predição de classes de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.53-62, 2011b.

CHAVES, H. M. L. **Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro.** In: ALVAREZ, V. V. H; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p. 731 – 750.

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C.; FOSTER, G.R. **Soil loss reductions from conservation tillage practices.** Soil Sci. Soc. Am. J., 48:368-373, 1983.

CONRAD, O.; BECHTEL, B.; BOCK, M.; DIETRICH, H.; FISCHER, E.; GERLITZ, L.; WEHBERG, J.; WICHMANN, V.; BÖHNER, J. (2015): **System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA)** v. 2.1.4, Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.

COOK, R. U. & DOORNKAMP, J. C. **Geomorphology in environmental management.** Oxford: Clarendon, 1990.

DEDECEK, R.A. Fatores de erosividade da chuva, enxurrada e perdas de solo sob condições de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.23, n.12, p.1431-1438, dez. 1988.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa do Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: Embrapa SPI, 1999. 412p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema de informações de solos brasileiros**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 16 de dezembro de 2016.

EVANS, R. **The erosional impacts of grazing animals**. *Progress in Physical Geography*. 22 (2): p. 251- 268. 1998.

FAO. **La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo**. Cuadernos de fomento agropecuario da Org. De Las Naciones Unidas, Roma: FAO, n.81, 207 p., 1967.

FAO. **Wischmeier and Smith Empirical Soil Loss Model (USLE)**. 1962. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/t1765e/t1765e0e.htm>>. Acesso em: 10 de agosto de 2017.

FERRAZ, S.F.B DE.; PEREIRA, M.F; PAULA. F.R.DE.; VETTORAZI, C.A.; ALVARES, C.A. **Simulação de perdas de solo em função de cenários de adequação ambiental em microbacias agrícolas**. *Sci. For.*, Piracicaba, v. 41, n. 98, p. 271-282, jun. 2013

FERREIRA, M. E.; MIZIARA, F.; FERREIRA JÚNIOR, L. G.; RIBEIRO, F. L.; FERREIRA, N. C. Ativos ambientais do bioma cerrado: uma análise da cobertura vegetal nativa e sua relação com o preço da terra no estado Goiás. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n. 61, p. 37-50, 2009.

FOURNIER, F. **Climat et erosion**. Paris: Press Universitaires de France, 1960. 201p.

IBGE. Censo demográfico 2010. **Indicadores municipais: resultados do universo**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/apps/atlas/>>. Acesso em: 05 de agosto de 2017.

INÁCIO, E. DOS S. B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAUJO, Q. R. DE.; BARRETO, A. C. (2007). Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**,

vol.11, n.4, pp.355-360. 2007. ISSN 1415-4366. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S141543662007000400002>>. Acesso em: 05 de janeiro de 2017.

INMET. **Normais Climatológicas 1961 a 1990**. INMET. Brasília, 1992.

LIMA, G.S.A; FERREIRA, N.C. RIBEIRO, H.J. NOGUEIRA. S.H.M, Simulação de cenários de perda de solo por erosão laminar na região metropolitana de Goiânia. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR) 18, 2017, Santos-SP, Brasil **Anais...** São José dos Campos, INPE, p 3656-3663

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. **Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP)**. Bragantia, Campinas, 51(2):189-196, 1992.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. **Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 27, n. 4, p.727-733, 2003.

MAGALHÃES.I. A. L; NERY.C.V.M; ZANETTI.S.S; PENA.F.E.R; AVELINO.R.C; SANTOS.A.R. Uso de geotecnologias para estimativa de perda solo e identificação das áreas susceptíveis a erosão laminar na sub-bacia hidrográfica do rio vieira, município de montes claros, MG. **Cadernos de Geociências**, v. 9, n. 2, novembro 2012.

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N.; FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Sci. Forestalis**, 38: p. 517-526, 2010.

MARQUES J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURI, N.; SANTANA, D.P.; SILVA, M.L.N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [online]. 1997, vol.21, n.3, pp.427-434. ISSN 1806-9657. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S010006831997000300011>>. Acesso em: 08 de janeiro de 2017.

MELLO, C.R.; LIMA, J.M.; SILVA, A.M.; MELLO J.M.; OLIVEIRA, M.S. Krigagem e inverso do quadrado da distância para interpolação dos parâmetros da equação de chuvas intensas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 27(9), 925-933, 2003.

MELLO, C. R.; SÁ, M. A. C.; CURI, N.; MELLO, J. M.; VIOLA, M. R.; SILVA, A. M. **Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 42, n. 4, p. 537-545, 2007.

MOORE, I. D.; BURCH, G. L. **Modeling erosion and depositon: topographic effects**. **Transaction of the ASAE**. v. 20, n. 6, p. 1624 –1630, 1986.

MORAIS, L. F.B.; SILVA, V.; NASCHENVENG, T. M. C.; HARDOIN, P. C.; ALMEIDA, J. E. L.; WEBER, O. L. S.; BOEL, E.; DURIGON, V. Índice EI30 e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste do Mato Grosso. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.15, p.339-44, 1991.

PIRES, L. S; SILVA, L. N; CURI, N; LEITE, F.P; BRITO, L.F. **Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 41, n. 4, p. 687-695. 2006.

PRUSKI, F. F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In:(ed.). **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009a. p. 13-23. (cap.1).

RADAMBRASIL. Mapa de solos – Projeto RadamBrasil. **Determinação de áreas prioritárias para unidades de preservação** - Cons.Imagem/WWF - RADAMBRASIL. Agência Ambiental, 2005

RANIERI S.B.L; SPAROVEK G; SOUZA M.P DOURADO NETO D. Aplicação de Índice Comparativo na Avaliação do Risco de degradação das Terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Volume 22, n. 4, Viçosa - MG, 1998.

SILVA, M.A. **Modelagem hidrológica e das perdas de solos: suas relações com a forma do relevo e uso do solo na Bacia do rio Taperoá-PB**, 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. **Índices de erosividade das chuvas da região de Goiânia, GO**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 32, p. 977-985, 1997.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F. PONÇANO, W. L. LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico na Bacia do Peixe-Paranapanema. **Anais**. do IV Simpósio Nacional de Controle de Erosão. Marília, SP, 1987. P. 105-135.

TEIXEIRA, P.C.; R.K. MISRA. **Erosion and sediment characteristics of cultivated forest soils as affected by the mechanical stability of aggregates**. Catenav. 30:199-134, 1997.

TEZA, C. T. V.; BAPTISTA, G. M. DE M. **Identificação do fenômeno ilhas urbanas de calor por meio de dados ASTER on demand 8 – Kinetic Temperature (III): metrópoles brasileiras**. In: **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 12, Goiânia: INPE, 2005. p. 3911-3918.

THOMAZ, E. L. **Processos hidrogeomorfológicos e o uso da terra em ambiente subtropical - Guarapuava - PR. São Paulo**, f. Tese (Doutorado em Ciência, área Geografia Física) - Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2005

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

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. 2. ed. Porto Alegre, Artmed, 2006. 592 p. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scieloOrg/php/similar.php?lang=en&text=%20Fundamentos%20em%20ecologia>>. Acesso em: 12 de agosto de 2017.

USGS EROS Data Center. **Shuttle Radar Topography Mission**, 2014. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov>>. Acesso em: 3 de março de 2017.

WANDERLEY, H. S.; AMORIM, R. S. C.; CARVALHO, F. O. Variabilidade espacial e preenchimento de falhas de dados pluviométricos para o estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.27, p. 347-354, 2012.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. **Predicting a rainfall erosion losses – a guide to conservation planning**. (Agricultural Hándbook n<sup>o</sup> 573). Washington: USDA/ARS, 1978. 58 p.

#### **4. ARTIGO 2 – QUALIDADE DA PAISAGEM E PERDAS DE SOLO FRENTE À SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS AMBIENTAIS NA REGIÃO METROPOLITANA DE GOIÂNIA, GOIÁS, BRASIL.**

### *LANDSCAPE QUALITY AND SOIL LOSSES IN THE FACE OF SIMULATION OF ENVIRONMENTAL SCENARIOS IN THE METROPOLITAN REGION OF GOIÂNIA, GOIÁS, BRAZIL.*

**Gabriella Santos Arruda de Lima<sup>1</sup>**  
**Nilson Clementino Ferreira<sup>1</sup>**  
**Manuel Eduardo Ferreira<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>**Universidade Federal de Goiás – UFG**

Campus Samambaia (Campus II) CEP 74690-900 – Caixa Postal: 131 – Goiânia – GO, Brasil  
Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento  
gabibela\_1@hotmail.com; nclferreira@gmail.com; mferreira.geo@gmail.com

### **RESUMO**

A fragmentação da vegetação nativa é uma das maiores preocupações na atualidade, devido aos inúmeros prejuízos ambientais resultantes desse processo, com destaque para a perda de solo e de habitats. O presente estudo utilizou-se de fundamentos da ecologia, por meio da aplicação de algumas métricas espaciais, para verificar a atual fragmentação da paisagem na Região Metropolitana de Goiânia (RMG), com o objetivo de estabelecer áreas prioritárias para manutenção e para a recomposição florestal. Para tanto, foi realizada a simulação de dois cenários, o primeiro considerando a recomposição florestal em Áreas de Proteção Permanente (APP) ao longo dos cursos d'água, enquanto no segundo cenário, o reflorestamento nas regiões de alta e muito alta vulnerabilidade ambiental na área de estudo. A presente investigação também propôs avaliar a perda de solo por erosão laminar aplicado aos dois cenários propostos para a região. Constatou-se que na RMG, de acordo com a atual configuração da paisagem, tem-se alta fragmentação dos remanescentes de vegetação, com 6.139 fragmentos florestais distribuídos em 173.447 hectares, sendo a manutenção e conservação dos remanescentes fundamental, e o reflorestamento altamente recomendado. Modificando-se o cenário “APP”, seria incrementado em 33% a área de floresta, com possível melhora na conectividade entre os fragmentos. A recuperação das áreas indicadas no cenário “Reflorestamento” resultaria em um aumento de 41% da cobertura florestal, e redução em 34% na perda de solo (considerando-se a fusão dos dois cenários). A espacialização desses resultados e indicação de áreas para reflorestamento e conservação servem de orientação às políticas públicas e na tomada de decisão coletiva envolvendo todos os municípios da RMG.

**Palavras-chave:** fragmentação florestal; métricas da paisagem; antropização, vulnerabilidade ambiental, Cerrado.

### **ABSTRACT**

The fragmentation of native vegetation is one of the major concerns at the present time, due to the numerous environmental damages resulting from this process, especially the loss of soil and habitats. The present study used ecology fundamentals, through the application of some spatial metrics, to verify the current landscape fragmentation in the Metropolitan Region of Goiânia (MRG), with the objective of establishing priority areas for maintenance and forest restoration. In order to do so, two scenarios were simulated, the first considering the forest restoration in Permanent Protection Areas (APP) along the watercourses, while in the second scenario, reforestation in regions of high and very high environmental vulnerability in the study area. The present investigation also proposed to evaluate the loss of soil by laminar erosion applied to the two scenarios proposed for the region. It was verified that in the MRG, according to the current configuration of the landscape, there is a high fragmentation of the remnants of vegetation, with 6,139 forest fragments distributed in 173,447 hectares,

being the maintenance and conservation of the remnants fundamental, and reforestation highly recommended. By modifying the "APP" scenario, the forest area would be increased by 33%, with possible improvement in the connectivity between the fragments. The recovery of the areas indicated in the "Reforestation" scenario would result in a 41% increase in forest cover and a 34% reduction in soil loss (considering the merging of the two scenarios). The spatialization of these results and indication of areas for reforestation and conservation serve as a guide to public policies and in collective decision-making involving all municipalities of the MRG.

**Keywords:** forest fragmentation; landscape metrics; anthropization, environmental vulnerability, Cerrado

## 4.1 INTRODUÇÃO

A expansão da fronteira agrícola e o processo de urbanização são fatores conhecidos na degradação ambiental em todo o mundo. Uma das consequências deste processo é a fragmentação da cobertura vegetal nativa, derivada da expansão e modificação do uso da terra sobre áreas preservadas, ocasionando o chamado “efeito de borda” e o inevitável enfraquecimento de um bioma. À medida que as transformações avançam, aumenta-se também o grau de isolamento dos remanescentes de vegetação (FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 1996; RODRIGUES, 1998; TILMAN, 1999). Dentre os fatores responsáveis pela fragmentação de habitats, tem-se causas naturais, como flutuações de cursos hidrográficos, alagamentos, bem como as causas associadas à expansão das atividades humanas.

Outra consequência da fragmentação é a alteração das condições abióticas e bióticas, seguidas pela redução dos habitats e extinção de espécies animais e vegetais; este fenômeno antrópico aumenta a suscetibilidade erosiva dos solos, podendo resultar no assoreamento de cursos d’água (GEHLHAUSEN et al., 2000; GASCON et al., 2001), nos eventos com queimadas e no bloqueio do fluxo de animais vertebrados e invertebrados, dentre outros impactos. Atualmente, no bioma Cerrado, a maior parte da biodiversidade é representada em fragmentos florestais isolados e cercados por matrizes antrópicas (VIANA et al., 1998; SANTOS et al. 2010). Essa constatação requer a atenção dos órgãos públicos voltada para a proteção e priorização dos remanescentes de vegetação, visto que, ao longo do tempo apresentam frágeis padrões de sustentabilidade.

Pode-se elencar como as maiores causas da fragmentação no Cerrado os desmatamentos e as queimadas, os quais pressionam as áreas remanescentes e a vida de animais silvestres. Mesmo com a soma de esforços dos órgãos ambientais estaduais e federais, os desastres ainda ocorrem com elevada frequência, todos os anos (CAMARGO & SCHIMIDT, 2009; BRITO, 2012). Faz-se necessário, portanto, a preservação dos fragmentos florestais e a ampliação de

suas conectividades, para que as funções ecológicas possam ser cumpridas adequadamente, propiciando o fluxo de espécies.

Estudos sobre a fragmentação florestal se dedicam a estabelecer indicadores espaciais que acentuam ou amenizam os efeitos da fragmentação, dentre os quais se destacam os parâmetros que medem a paisagem, a citar o tamanho, a forma, a conectividade, o efeito de borda, e os elementos qualitativos, como, por exemplo, a heterogeneidade e o contexto de perturbação ao qual o fragmento está inserido (VIANA et al., 1992; COLLINGE, 1996; FAHRIG, 2002). Desta forma, para o entendimento da fragmentação e proposição de estratégias de recomposição florestal, torna-se essencial o aprofundamento, no âmbito deste trabalho, dos parâmetros espaciais, o que permite observar as principais ameaças e potencialidades de uma região, em especial no Cerrado.

Em um estudo realizado por Cunha et al. (2007), os autores analisaram a situação da fragmentação do Cerrado no estado de Goiás para o ano de 2007, em escala regional, revelando-se uma alta fragmentação do bioma, principalmente pelo tamanho médio dos fragmentos, onde cerca de 38,48% são de tamanho igual ou inferior a 1,0 ha, com grande perda de habitats.

A fragmentação da paisagem (ou florestal) numa dada região ou bioma pode resultar num estado de vulnerabilidade ambiental maior do que em outras, e, portanto, mais frágil e suscetível aos efeitos de mudanças provocadas pelo ser humano. A análise de vulnerabilidade se dedica a medir o grau de susceptibilidade de um sistema aos efeitos negativos provenientes de mudanças climáticas, revelando regiões de um determinado ambiente com maior ou menor fragilidade (METZGER et al., 2006). A retirada da vegetação nativa proporciona a maior vulnerabilidade da paisagem, pois a qualidade ambiental de um remanescente está associada, dentre outros fatores, ao tamanho do fragmento. Nesta perspectiva, quanto maior for o fragmento mais benéfico ele será para a biodiversidade (SAUNDERS et al., 1991). Com relação ao tema vulnerabilidade, atualmente existem diversos conceitos, mas o consenso é o de que as áreas com alta vulnerabilidade ambiental são prioritárias para conservação. Em se tratando de mapeamento, a espacialização da vulnerabilidade pode ser utilizada como diretriz para o uso e ocupação da terra em âmbito municipal (PDIRMG, 2017).

Neste estudo, o presente tema é abordado no âmbito da Região Metropolitana de Goiânia (RMG), uma área de 7.315 km<sup>2</sup>, situada no centro do bioma Cerrado, bastante afetada pela expansão da fronteira agrícola (intensificada nesta região entre nas décadas de 1970 e 1990), com altos índices de desmatamento e mudanças no padrão de uso da terra. A menor

abrangência espacial propicia também um maior controle da metodologia, fazendo-se uso de bases de dados atualizadas e com maior escala cartográfica. A RMG ainda possui o agravante da alta concentração de área urbana, o que implica em mudanças mais drásticas da paisagem, como a poluição industrial, deposição de dejetos em rios, urbanização de APPs, entre outros.

Assim, este trabalho tem como meta principal mensurar e avaliar a atual fragmentação da vegetação remanescente na Região Metropolitana de Goiânia, utilizando como fundamento as métricas da paisagem, visando estabelecer áreas prioritárias para manutenção e para a recomposição florestal. Para tanto, propõe-se a geração de três cenários (um atual, e dois futuros), com diferentes níveis de cobertura florestal e impactos na perda de solo por erosão laminar. No primeiro, considera-se o cumprimento integral da legislação florestal referente às Áreas de Proteção Permanente (APP) ao longo dos cursos d'água; e o segundo, o reflorestamento apenas nas regiões de alta e muito alta vulnerabilidade ambiental.

## **4.2 MATERIAIS E MÉTODOS**

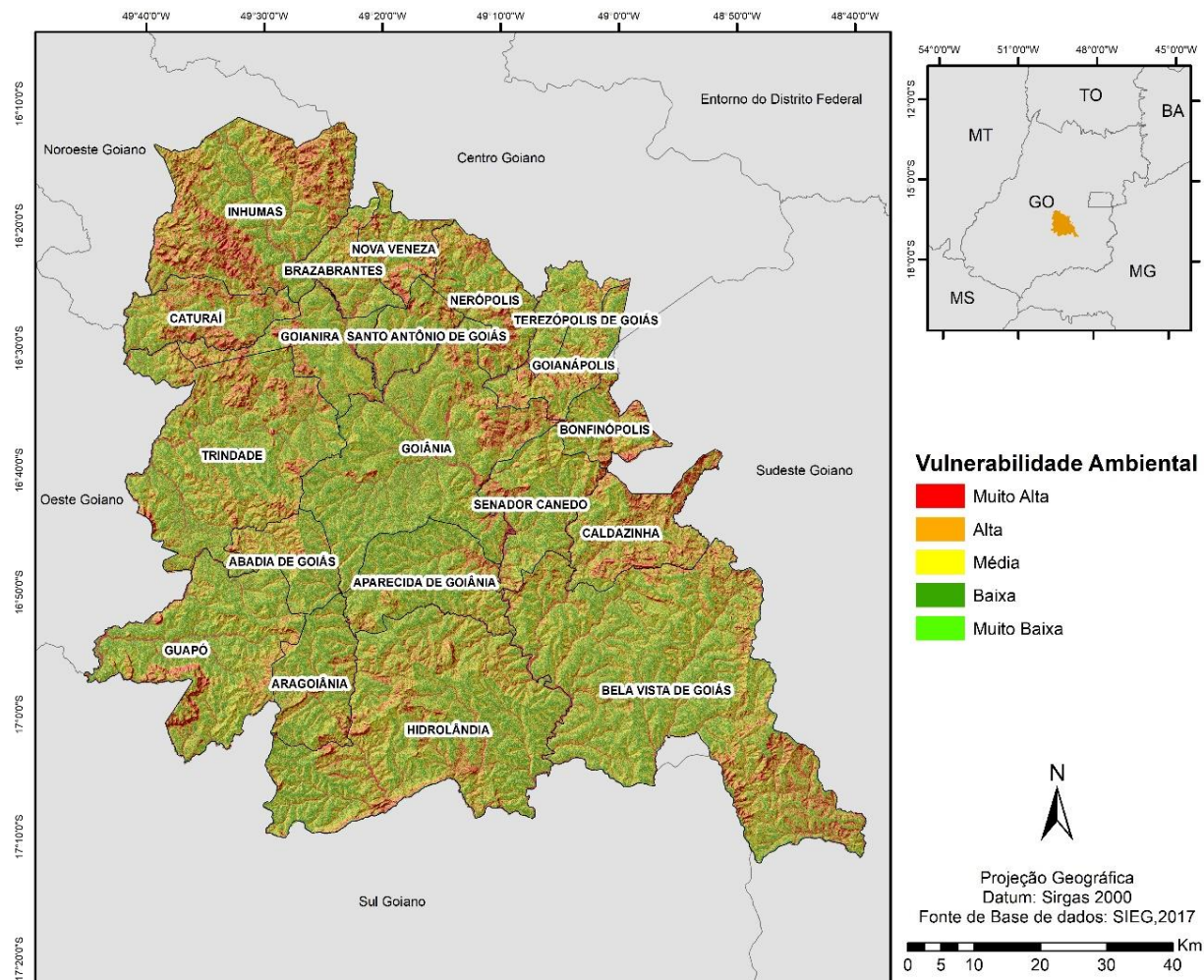
### **4.2.1 Caracterização da área de estudo**

Localizada na porção centro-sul do estado de Goiás (Figura 4.1), entre os paralelos 16° 08' e 17° 12', e os meridianos 49° 44' e 48° 48', a Região Metropolitana de Goiânia foi constituída no ano de 1999, inicialmente com 11 municípios. Em 2010 e 2011, a RMG passou ao seu formato atual, com 20 municípios, ocupando um território de 7.315 km<sup>2</sup>.

O Cerrado é considerado o berço das águas no Brasil, devido ao seu alto potencial hídrico (i.e., concentrando as nascentes das principais bacias hidrográficas do país). A RMG, inserida nesse contexto, é banhada pela região hidrográfica do Rio Paranaíba, na qual possui como principais bacias hidrográficas o Ribeirão João Leite e a do Rio Meia Ponte, responsáveis pelo abastecimento público da população. No Oeste da região localiza-se a bacia hidrográfica do Rio dos Bois e a sudeste a Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá. O desafio da RMG atualmente é conservar suas reservas de água, com o intuito de expandir e abastecer às necessidades hídricas da população; para tanto, faz-se necessário conservar remanescentes de vegetação e as matas ciliares, preservando as nascentes.

No âmbito do Projeto de Desenvolvimento Integrado da Região Metropolitana de Goiânia (PDIRMG, 2017), foi realizado o mapeamento da vulnerabilidade ambiental, o qual, por sua vez, empregou os mapas de potencialidade erosiva, índice de umidade topográfica, profundidade do lençol freático e declividade do relevo. O mapa final de vulnerabilidade foi

categorizado em cinco classes, sendo elas: muito alta vulnerabilidade, alta vulnerabilidade, média vulnerabilidade, baixa vulnerabilidade e muito baixa vulnerabilidade, conforme Figura 4.1.



**Figura 4.1** - Localização da região metropolitana de Goiânia e dos municípios integrantes, com referência à sua vulnerabilidade ambiental. Fonte: PDIRMG (2017).

Nessa região foram criadas Unidades de Conservação (UC) destinadas à preservação da biodiversidade, a citar, como Unidades de Proteção Integral, o Parque Estadual João Leite (PEJol), o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP), e o Parque Estadual Telma Ortegal (PETO); e como Unidades de Uso Sustentável, Área de Proteção Ambiental João Leite (APA – João Leite) e Área de Proteção Ambiental Serra das Areias (APA – Serra das Areias). Juntas, essas unidades totalizam 97.653 ha, ou 13% da área total da RMG.

#### 4.2.2 Procedimentos metodológicos

Com o propósito de realizar a análise da fragmentação da paisagem, estabelecer áreas prioritárias à restauração florestal, bem como mensurar a perda de solo após os cenários de restauração florestal, foram definidas as seguintes etapas:

- i) visitas em campo para validação do mapa de uso e cobertura da terra;
- ii) delimitação de locais para reflorestamento em Áreas de Proteção Permanente (APP);
- iii) delimitação de áreas para reflorestamento, utilizando como base o mapeamento de vulnerabilidade ambiental;
- iv) realização de dois cenários simulados, a serem comparados com o cenário atual de vegetação remanescente (referência):
  - a) Cenário APP: vegetação remanescente + APP
  - b) Cenário reflorestamento: vegetação remanescente + reflorestamento
- v) cálculo das métricas da paisagem para o cenário atual (referência) e simulados, utilizando o *plug-in Patch Analyst 5.2* para o *software ArcGis* (Esri) desenvolvido por Rempel et al. (2012);
- vi) cálculo da perda de solo por erosão laminar entre o cenário atual e os cenários simulados (considerando-se a fusão das duas superfícies de florestas restauradas, isto é, APPs e Reflorestamentos em áreas vulneráveis).

Na etapa do trabalho de campo (outubro 2017), foram visitados pontos distribuídos aleatoriamente em um raio de 40 metros das rodovias da RMG e também realizou-se o posicionamento geográfico desses pontos por meio da utilização de GPS em tempo real em campo, com auxílio do aplicativo *Avenza Maps*. Os pontos coletados foram plotados no mapa de uso e cobertura da terra (elaborado por Lima et al (2017)), objetivando, além da validação do mapeamento, verificar a atual situação da fragmentação florestal.

O mapa de uso e ocupação da Região Metropolitana de Goiânia foi utilizado para quantificar os diversos usos e, principalmente, aplicar as métricas da paisagem sobre a classe de remanescente de vegetação. De acordo com Lima et al. (2017), a elaboração desse mapa se deu a partir de imagens Landsat 8 / sensor OLI, para os anos de 2015 e 2016. As classes consideradas foram agricultura, área urbana, vegetação remanescente, corpos hídricos e pastagem.

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) atualmente são regulamentadas pela Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, também conhecido como o novo código florestal. Essa legislação tem como objetivo a proteção do meio ambiente natural mediante a manutenção de espaços protegidos em propriedades privadas, divididos entre Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL). Conforme o artigo 3º, II, dessa legislação, as áreas de preservação permanente são aquelas que devem ser mantidas intactas pelo proprietário ou possuidor de imóvel rural, independentemente de qualquer outra providência ou condição em virtude da sua natural função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

No âmbito desse trabalho, foram considerados as APPs de trinta metros (30 m) para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura, e cinquenta metros (50 m) para os cursos d'água que tenham entre 10 (dez) e 50 (cinquenta) metros de largura. Considerando-se como curso d'água aqueles de origem natural, perene ou intermitente, desde a borda da calha até o leito regular. Foram mapeadas também as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio de cinquenta metros (50 m), conforme orientação do Código Florestal.

Para tanto, foi adquirida a hidrografia linear proveniente da base cartográfica produzida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:100.000, e disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG). Essa base de dados foi utilizada para elaborar o mapeamento de áreas de influência (*buffers*), em cada margem dos principais cursos de água e no entorno das nascentes, simulando adequação legal da APP.

Também foram selecionadas regiões para reflorestamento em áreas de Alta e Muito Alta vulnerabilidade ambiental, definidas quanto aos aspectos abióticos, de suscetibilidade erosiva, índice de umidade topográfica, profundidade do lençol freático e declividade do relevo.

Conforme a metodologia (PDIRMG, 2017), do mapeamento da vulnerabilidade ambiental foram produzidos os seguintes produtos cartográficos: mapa de suscetibilidade erosiva, o qual foi realizado utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (USLE, na sigla em inglês); a altimetria, produzida a partir da integração entre dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) e dados aerofotogramétricos, em seguida realizou-se a interpolação dos dados por meio do método *Australian National University Digital Elevation Model* (ANUDEM), com a finalidade de obter um Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente

Consistente (MDEHC) para a RMG, com detalhamento espacial de 10 metros. O MDEHC resultante foi utilizado para produzir o mapa de declividade em graus.

O cálculo do índice de umidade topográfica é proveniente da álgebra de mapas entre a acumulação de fluxo e o mapa de declividade em graus, sendo que, esses dois mapeamentos são obtidos a partir do mapa altimétrico (Modelo Digital de Terreno - MDE). A profundidade e o mapeamento do lençol freático foram obtidos a partir do nível estático, observado em poços tubulares profundos, localizados na RMG. Esses dados são disponibilizados pelo portal de dados do Sistema Estadual de Geoinformação (SIEG). Tais produtos foram integrados e categorizados, resultando no mapa de vulnerabilidade ambiental, dividido em classes, sendo elas: muito alta vulnerabilidade, alta vulnerabilidade, média vulnerabilidade, baixa vulnerabilidade e muito baixa vulnerabilidade.

Após a análise da paisagem (métricas espaciais), mapeamento de APP e delineamento de áreas prioritárias para recomposição florestal, partiu-se para a criação de cenários, sendo eles: remanescente atual; remanescente atual + APP; remanescente atual + reflorestamento. Tais cenários foram elaborados com o objetivo de mensurar a área a ser reflorestada, atender parcialmente a legislação que trata das APPs, realizar a comparação com a atual fragmentação florestal e verificar o potencial benéfico do reflorestamento na perda de solo por erosão laminar.

A determinação da perda superficial de solo representa uma informação importante no planejamento territorial. O processo de erosão laminar advém de agentes naturais, como a topografia, a chuva e a tipologia de solos, intensificados pela ação antrópica (ocupação irregular). Na RMG, tais processos são agravados pela retirada da cobertura vegetal nativa para expansão urbana e implantação de pastagens e culturas agrícolas.

O cenário “Atual” de perda de solo foi obtido a partir do mapeamento de suscetibilidade erosiva (elaborado por Lima et al., 2018, submetido). Para comparar as perdas de solo, foi simulado o cenário APP + Reflorestamento, a partir do qual foi elaborado um novo mapeamento de suscetibilidade erosiva. Tais mapas foram produzidos utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (USLE, na sigla em inglês). Essa equação é composta pelos fatores de erosividade, erodibilidade, topografia, uso e cobertura da terra e práticas de manejo. A partir desses fatores é realizado a álgebra de mapas em um Sistema de Informação Geográfica (SIG), resultando na suscetibilidade erosiva espacializada.

O mapeamento da suscetibilidade erosiva do cenário simulado (APP + Reflorestamento) utilizou como base os mesmos fatores (erosividade, erodibilidade, topografia), e a mesma

metodologia (descrita por Lima et al., 2018, submetido), no entanto, foi modificado o fator de uso e cobertura da terra, acrescentando-se as áreas simuladas na recomposição florestal.

No mapeamento de perdas de solo, o fator erosividade consiste na capacidade potencial da chuva em provocar erosão em um solo sem proteção, é condicionado a partir das características físicas da chuva, e foi obtido a partir da precipitação média mensal e anual extraídos do satélite *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS); a erodibilidade dos solos está relacionada ao potencial natural dos solos de ser erodido frente ao processo de recepção da chuva, e resistência do solo para desagregação e transporte de partículas, e foi calculada utilizando a equação proposta por Chaves (1996), com dados de entrada provenientes de amostras de solos de todo o estado de Goiás, fornecidos em formato tabular pelo Sistema de Informação de Solos Brasileiros (EMBRAPA, 2014).

Na USLE os fatores topográficos são: comprimento de rampa e declividade. Para a determinação desses fatores foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) da missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução espacial de aproximadamente 30 metros; o uso e cobertura da terra é representado pela relação entre a perda de solo em determinada cobertura e manejo, e a perda de solo em uma área mantida continuamente descoberta no sentido do declive, sendo obtido por meio do mapeamento do uso e cobertura da terra; e o fator, práticas conservacionistas trata-se da forma de cultivo e tratamento da terra.

Para verificar a situação da fragmentação atual, e também para os dois cenários (APP e Reflorestamento), optou-se pela definição das métricas da paisagem. De acordo com o programa computacional *Patch Analyst 5.2*, a métrica utilizada para determinar o somatório total dos fragmentos remanescentes foi a área da classe (CA). Para análise da densidade e tamanho do fragmento, utilizou-se a métrica de tamanho médio dos fragmentos (MSP) e a de número de fragmentos (NUMP). A métrica de forma foi gerada com o índice de forma média (MSI), finalizando com a avaliação da proximidade entre os fragmentos, a partir da distância média do vizinho mais próximo (MNN).

## **4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

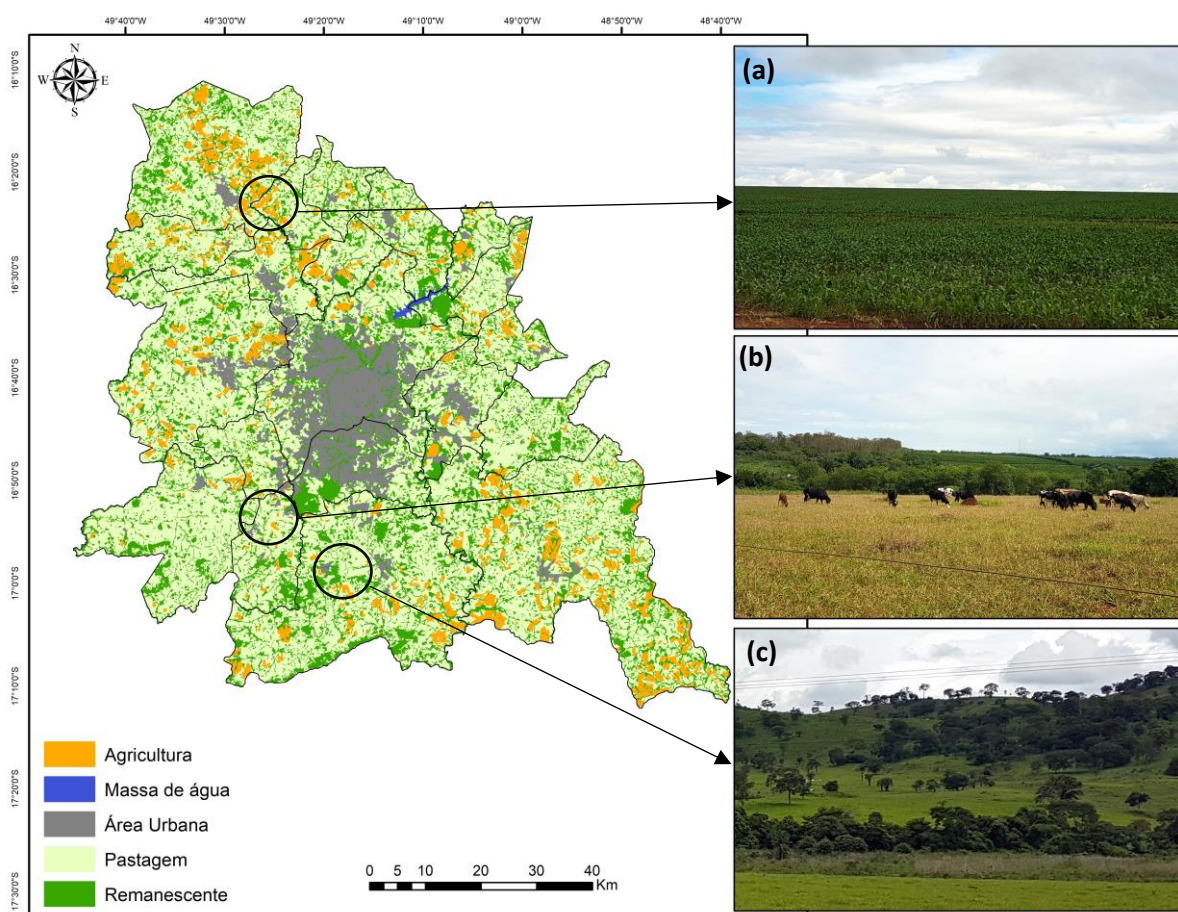
### **4.3.1 Análise do uso e cobertura da terra**

Para se aplicar os cenários de reflorestamento nesta pesquisa, fez-se necessário discutir o atual estágio de conservação do ativo ambiental na região. Para tanto, realizou-se inicialmente

uma validação do mapa de uso e cobertura da terra de acordo com os pontos visitados em campo (vide metodologia), resultando na confirmação da classificação realizada.

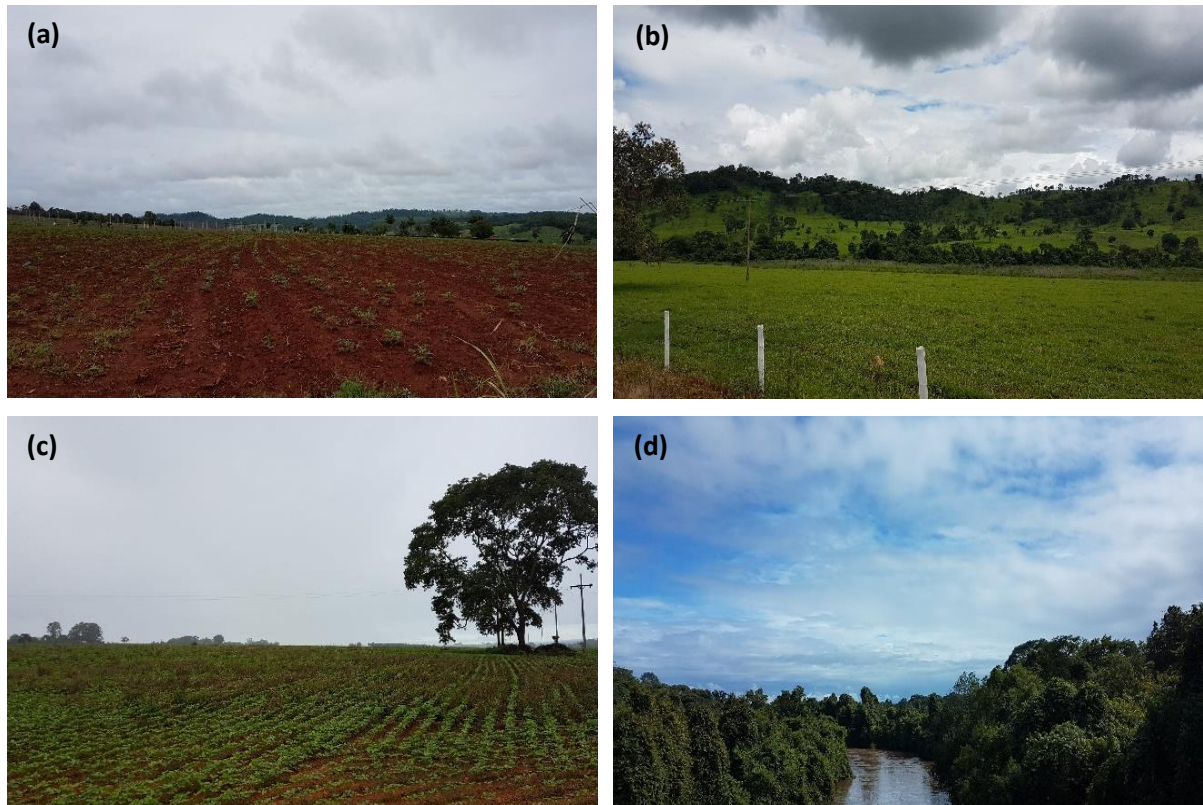
Por exemplo, nas áreas em que se encontravam com solo exposto, a classificação foi mantida como indicada inicialmente, sendo este procedimento adotado devido à variação anual com a qual se trabalha com a terra, como safra e queimadas, que alteram o aspecto visual e a resposta espectral do alvo, mas em geral não modificam o uso da terra.

Como pode ser observado na Figura 4.2, segue o exemplo de três locais visitados com o respectivo uso da terra em registro fotográfico.



**Figura 4.2** - Mapa de uso e cobertura da terra com os respectivos registros fotográficos em campo. Agricultura (a); pastagem (b); remanescente (c).

Os dados levantados em campo, a partir da coleta de pontos e do registro fotográfico (Figura 4.3), ressaltaram a forte presença de pastagem na região. De acordo com este mapeamento (Lima et al., 2017), a matriz predominante na paisagem é a pastagem, presente em 58,21% da área, seguida pelos remanescentes de Cerrado, com 23,28%, agricultura, com 8,32%, e área urbana (atualmente em expansão), com 9,15% da região.



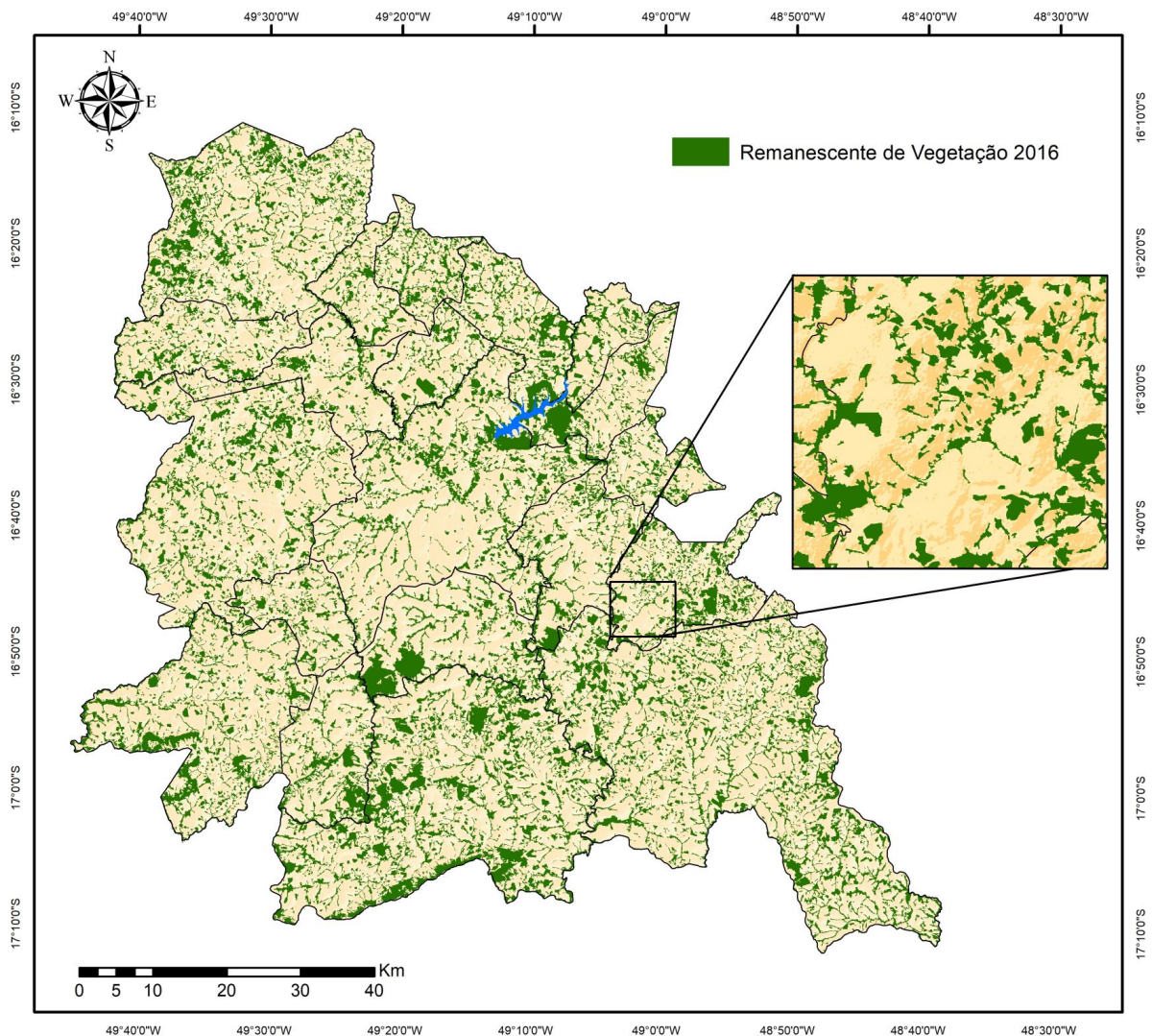
**Figura 4.3** - Agricultura em estágio inicial com solo amostra (a); pastagem (primeiro plano) e remanescentes de vegetação (segundo plano) (b); agricultura (c); zona ripária preservada (d).

Quanto aos remanescentes de vegetação, objeto de estudo nessa pesquisa, as visitas em campo permitiram observar que eles se encontram sob forte pressão antrópica, principalmente pela expansão urbana e de atividades agropastoris. Foi possível perceber a alta urbanização, inclusive já constatada a tendência de redução da população rural nessa região, na qual entre as décadas de 1990 e 2000 já atingiu uma taxa de urbanização de 98% (IBGE, 2010).

Em geral, os remanescentes de vegetação não apresentam continuidade, pois estão em contraste com outras paisagens, com destaque para a pastagem (predominante). Esse é o padrão na RMG, variando entre agricultura e pastagem, acompanhados de desmatamentos em curso e fragmentos de Cerrado. A expansão da fronteira agrícola torna os remanescentes de vegetação nativa dispersos em áreas privadas, mais frágeis, aos poucos convertidos em áreas antropizadas; esse processo já havia sido constatado há quase 15 anos por TABARELLI et al. (2004).

#### **4.3.2 Análise do cenário atual utilizando métricas da paisagem**

Na Figura 4.4 pode ser observado o cenário atual de vegetação remanescente na RMG, referente ao ano de 2016.



**Figura 4.4** - Cenário atual de remanescentes de vegetação do ano de 2016 para a Região Metropolitana de Goiânia.

A análise das métricas da paisagem indicou que atualmente a região possui (NUMP) 6.139 fragmentos florestais, indicando alto grau de ruptura dessa unidade da paisagem. Esses fragmentos estão distribuídos em 173.447 hectares de remanescentes, o que representa 23,28% de vegetação remanescente do total da paisagem da RMG em seus 20 municípios. Segundo Metzger (1998), o restabelecimento da conectividade deve ser altamente considerado nas regiões onde o processo de fragmentação da cobertura original é intenso e ultrapassou o limiar de 30% de cobertura florestal.

O tamanho dos fragmentos varia entre 0,3 e 3.136,05 ha, com tamanho médio das manchas (MSP) igual a 28,25 ha. Ressalta-se que, 49% dos fragmentos possuem área inferior a 10 ha, indicando a predominância de pequenos fragmentos. De acordo com Pirovani et al., 2014, a métrica relacionada a área dos fragmentos é um dos principais fatores para avaliar seu grau de conservação. As áreas menores suportam menor número de espécies animais, sobretudo

de grandes mamíferos; logo, quanto menor a variabilidade e a grande quantidade de manchas ou fragmentos, maior a redução da diversidade de habitats e, conseqüentemente, no número de habitats (CULLEN et al., 2005; ALBERGARIA, 2006).

Para a análise da métrica de forma, utilizou-se o índice de forma média (MSI), resultando em 2,11, indicando baixa circularidade dos fragmentos. Nesse índice, os valores que mais se aproximam de 1 representam as formas mais circulares ou ideais da paisagem, devido a uma menor influência do efeito de borda sobre o ecossistema (LANG & BLASCHKE, 2009).

Para avaliar a proximidade entre os fragmentos, fez-se uso da distância média do vizinho mais próximo (MNN), no qual obteve-se uma distância média de 442,15 metros, revelando a distância média entre os fragmentos, baseada na distância borda a borda. Essa métrica indica que atualmente os fragmentos da RMG encontram-se distantes entre si, revelando o baixo índice de conectividade entre os remanescentes de vegetação. O grau de isolamento da paisagem interfere no fluxo gênico entre as manchas florestais, potencializando esses efeitos da fragmentação sobre os habitats (VIANA, 1998; ALANDI et al., 2009).

#### **4.3.3 Análise do cenário de APP utilizando métricas da paisagem**

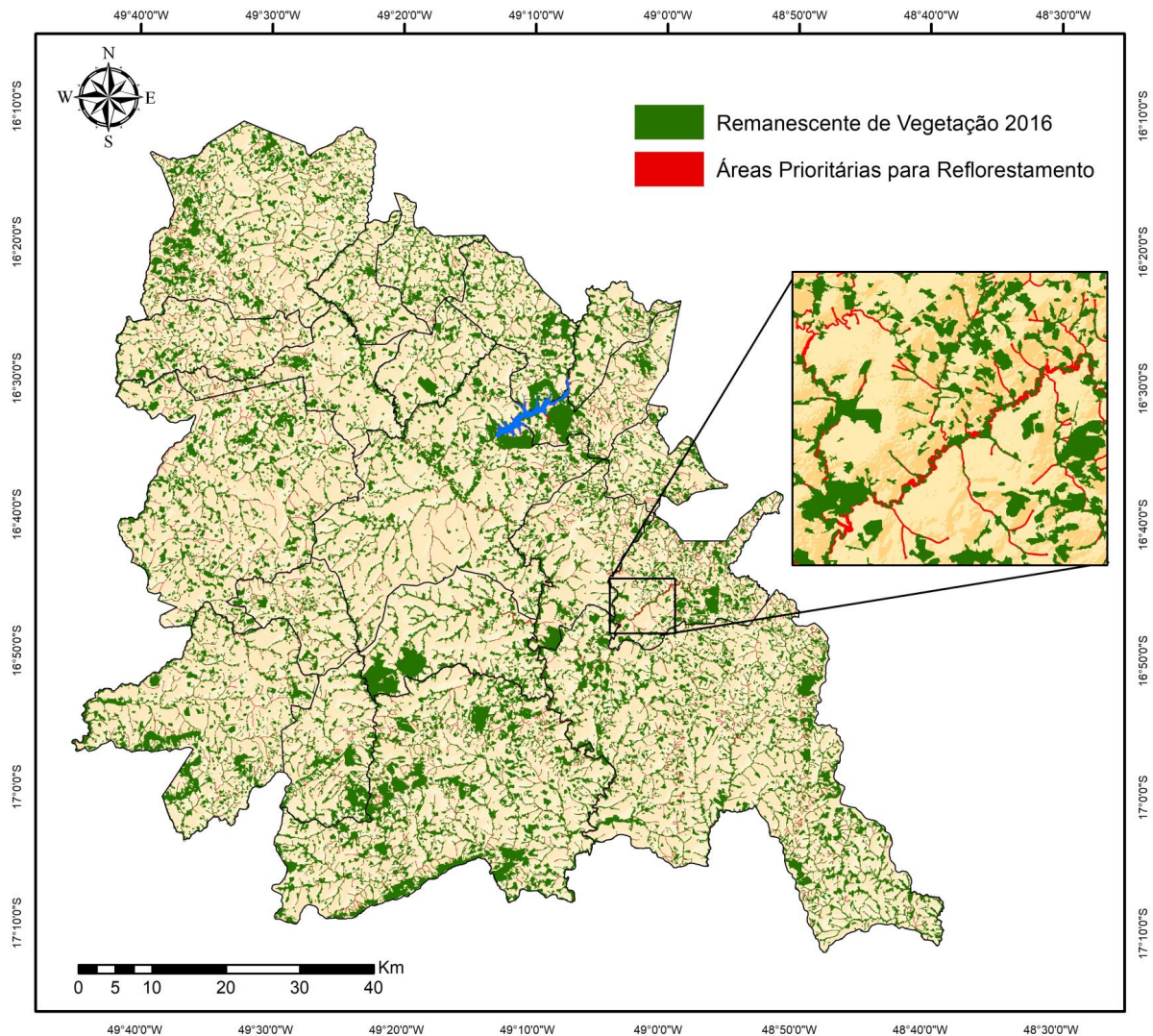
As regiões a serem reflorestadas, pertencentes ao passivo ambiental das APPs, correspondem a 15.011,46 ha, o que representa 33% de toda a faixa marginal aos corpos d'água. Infere-se, que mesmo a legislação limitando o uso ou desmatamento, a vegetação de APP já foi removida em 33% ao longo de cursos d'água de toda a RMG. Na simulação do cenário APP os atuais 29.966,15 ha de cobertura vegetal presente em APP chegariam a 44.977,62 ha de cobertura florestal, conforme Figura 4.5.

Com a simulação da adequação ambiental (obedecendo ao Código Florestal), o acréscimo florestal em área de APP, haveria uma redução em 44% no número de fragmentos, pois na nova configuração seriam 3.446 manchas (NUMP) em uma área (CA) de 189.697,76 ha de vegetação nativa. Essa redução de fragmentos ocorre devido à integração das manchas. O maior fragmento na paisagem (Remanescente + APP reflorestada) possuirá 119.143,93 ha, o que corresponde a 63% de área interligada, favorecendo a junção de uma ou mais áreas contíguas, ou seja, a formação de um grande corredor florestal.

Neste cenário, o tamanho médio (MPS) dos fragmentos aumentaria para 55,05 ha, enquanto o índice de forma média (MSI) passa para 1,73, o que representaria uma melhora ambiental, devido à aproximação ao valor 1, isto é, fragmentos com formato mais regular e

próximo à forma de um círculo e consequentemente, menos suscetível ao efeito de borda, se comparado ao cenário atual.

A distância média do vizinho mais próximo (MNN) foi de 328,38 m, o que denota maior proximidade entre os fragmentos, esse comportamento é esperado, visto que os fragmentos estão mais conectados, o que proporciona a redução do isolamento. De acordo com a teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson (1967), a descontinuidade da floresta ou a distância entre os fragmentos dificulta o deslocamento dos animais e o fluxo genético, ou seja, a riqueza ambiental diminui com o aumento do isolamento, pois diminui a probabilidade de uma espécie chegar a outro fragmento (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; MORIN, 2005).



**Figura 4.5** - Simulação do cenário APP com indicação das localidades sem cobertura vegetal, que deveriam ser recuperadas.

Atualmente com mais de 33% de APPs convertidas em diversos outros usos na RMG, observa-se a alta antropização dessas áreas e a fragmentação dos remanescentes. Corroborando

com esse estudo, Martins (2001) afirma que no Brasil as áreas protegidas estão em constante modificação do uso e cobertura da terra, a partir do desmatamento para expansão de atividades agrícolas e urbanas, ocasionando pressão sobre as APPs, principalmente situadas ao longo dos cursos d'água. O reflorestamento de APPs promove a formação de corredores de vegetação, proporcionando maior fluxo gênico, aumentando a chance de sobrevivência das comunidades biológicas e de suas espécies (PRADO et al., 2003). De acordo com Neiff et al. (2005), esse potencial é expresso por pesquisas que destacam as vantagens dos corredores formados por matas ciliares.

#### **4.3.4 Análise do cenário Reflorestamento utilizando métricas da paisagem**

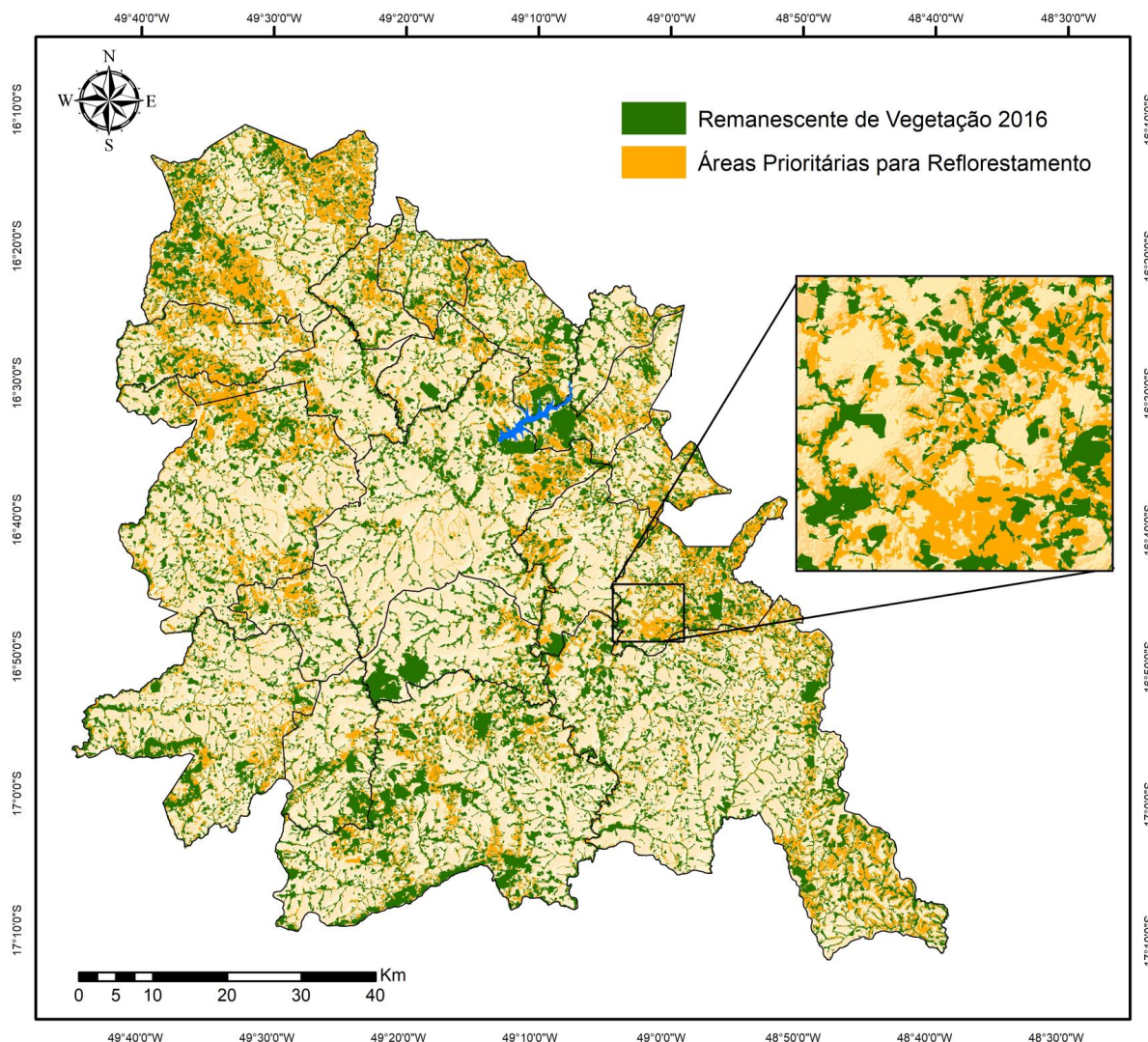
As regiões de Alta e Muito Alta vulnerabilidade ambiental foram utilizadas para indicar regiões prioritárias para o reflorestamento na RMG, apresentando como resultado a área de 123.857,62 hectares a serem reflorestados para a cobertura das zonas de maior vulnerabilidade ambiental, o que representa um aumento de 41% da cobertura florestal, conforme o mapa de áreas prioritárias para reflorestamento (Figura 4.6).

Neste terceiro cenário (Reflorestamento) simulado, as métricas da paisagem foram analisadas considerando-se o atual cenário de remanescente de vegetação da RMG, acrescido do Reflorestamento (simulado). Os resultados indicaram uma área total (CA) de 297.305,38 ha de cobertura vegetal. O acréscimo vegetal dessas áreas prioritárias representa maior proteção aos solos contra processos erosivos, proporciona a ligação entre um ou mais fragmentos, além de contribuir com a conservação dos fragmentos já existentes (GARCIA et al., 2013; COSTA et al., 2014).

O número de fragmentos (NUMP) foi de 5.034, isto é, 18% menor em relação ao cenário atual. Nesse cenário Reflorestamento, essa redução do quantitativo de manchas incorreu da união de um ou mais fragmentos, devido ao acréscimo de vegetação (123.857,62 ha) resultante da simulação. O maior fragmento na paisagem (Remanescente + Reflorestamento) possui 207.362,77 ha (CA), o que corresponde a 69% de área vegetal interligada.

O tamanho médio dos fragmentos (MPS) foi de 59,06 ha, sendo superior ao cenário atual e ao cenário APP. A diversidade de espécies diminui quando a área do fragmento fica menor, o que revela a importância do tamanho das áreas para complexidade estrutural do fragmento. No entanto, fragmentos maiores unidos por corredores ecológicos, formados pelas matas ciliares, apresentam um suporte para refúgio da fauna silvestre e também de diversos

outros grupos animais (SAUNDERS et al., 1991; COLLINGE, 1998; ITCO, 2008), além de manutenção do recurso hídrico.



**Figura 4.6** - Simulação do cenário Reflorestamento, com a indicação das localidades de Alta e Muito Alta vulnerabilidade sem cobertura vegetal (a serem recuperadas).

A distância média do vizinho mais próximo (MNN) foi de 310,88 m, representando o cenário com maior proximidade entre os fragmentos. A redução da distância média entre os fragmentos é resultado da restauração da conectividade, o que possibilita a conexão entre dois ou mais habitats fragmentados, auxiliando no restabelecimento do fluxo biológico e redução dos riscos de extinção, com reflexo na conservação e preservação da biodiversidade (MYERS & BAZELY, 2003; AWADE & METZGER, 2008).

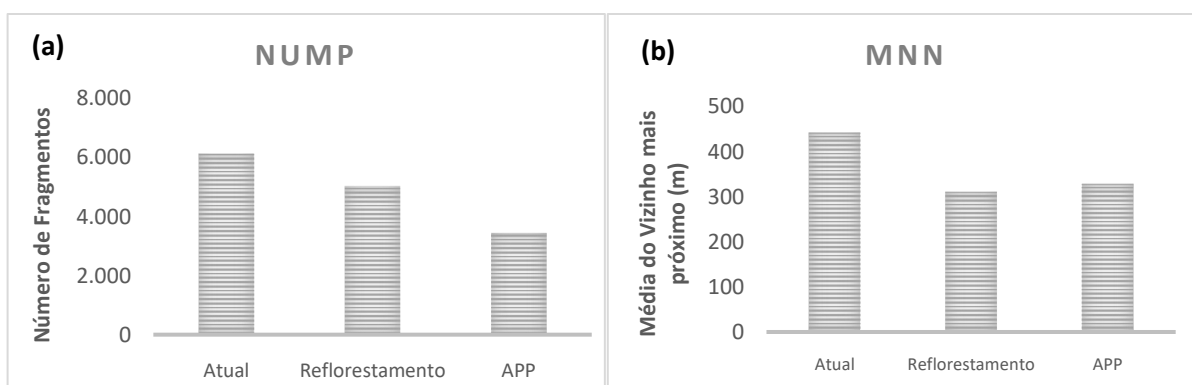
O índice de forma média (MSI) foi de 2,01, o que denota uma ligeira melhora, ainda que abaixo do cenário APP. Esses resultados foram atribuídos ao fato de as zonas de alta

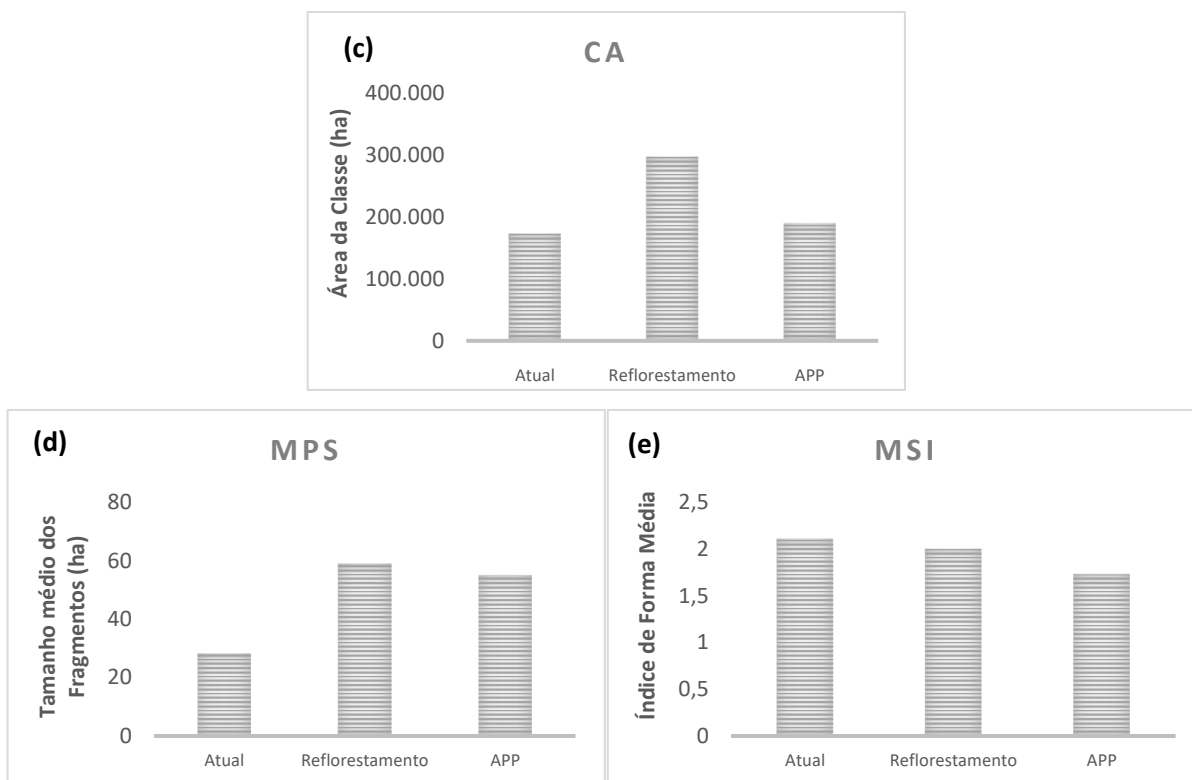
vulnerabilidade ambiental apresentarem quebra ou mescla com zonas de baixa vulnerabilidade, tornando os polígonos mais irregulares. As formas mais irregulares dos fragmentos são, geralmente, menos recomendadas para a conservação, pela tendência de apresentarem maior área de borda (KURASZ et al., 2008), tornando-os mais suscetíveis às queimadas, ação do vento, ou mesmo desmatamentos.

#### 4.3.5 Comparação entre os cenários Atual, APP e Reflorestamento

O cenário APP, se comparado ao cenário atual e ao Reflorestamento, possui o número de fragmentos reduzidos, mas com aumento da área reflorestada, o que permite inferir o aumento da conectividade entre habitats. O cenário APP é o que apresenta menor suscetibilidade ao efeito de borda, expresso na métrica do índice de forma média (MSI), com valor mais próximo a 1, ou seja, mais próximo à forma circular. O cenário Reflorestamento apresenta melhora na conectividade da paisagem, expressa a partir da métrica “média do vizinho mais próximo” (MNN), também é superior em relação ao cenário atual e APP no quesito métrica de área da classe (CA), com maior incremento florestal nas áreas de maior vulnerabilidade, e maior tamanho médio dos fragmentos (MPS). De forma geral, ocorre redução da fragmentação florestal nos cenários APP e Reflorestamento, com relação a atual configuração da paisagem da RMG.

Na Figura 4.7 pode ser observado, em resumo, a comparação entre os cenários elaborados a partir das métricas da paisagem.





**Figura 4.7** - Comparação dos três cenários em relação às métricas: “número de fragmentos” (NUMP) (a); “média do vizinho mais próximo” (MNN) (b); “área total das classes” (CA) (c); “tamanho médio dos fragmentos” (MPS) (d); “índice de forma média” (MSI) (e).

#### 4.3.6 Análise da perda de solo após cenário de APP e Reflorestamento

Para a modelagem da perda de solo frente aos cenários analisados, foram selecionados os cenários APP e Reflorestamento, os quais tiveram suas superfícies de reflorestamentos somadas. Os dois cenários possuem áreas coincidentes, portanto, o resultado final não é exatamente a soma APP e Reflorestamento, indicando um acréscimo de 131.694,46 hectares de floresta nativa com os dois cenários somados.

Com base na simulação do reflorestamento das áreas de alta e muito alta vulnerabilidade e de recuperação de APP, calculou-se o potencial à erosão laminar da RMG para o cenário de “restauração florestal”, possibilitando a comparação com a condição atual de perda de solo para a região (análise realizada por Lima et al., 2018, submetido). Nesse cenário (APP + Reflorestamento), a maior parte da perda de solo (73,52%) ocorre abaixo de  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , segundo a divisão de classes da FAO (1967), considerado como baixo potencial erosivo, conforme Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** - Classificação do grau de erosão por cenários (Atual e APP + Reflorestamento) na Região Metropolitana de Goiânia

Classes	Perda de Solo t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Cenário Atual		Cenário APP + Reflorestamento	
		Área (ha)	%	Área (ha)	%
<b>Baixa</b>	0 a 10	399.070	54,56	537.643	73,52
<b>Moderada</b>	10 a 50	303.344	41,48	189.997	25,98
<b>Alta</b>	50 a 200	28.886	3,95	3.660	0,50
<b>Muito alta</b>	> 200	0,00	0,01	0,00	0,00
<b>Total</b>	-	731.300,00	100,00	731.300,00	100,00

Verificou-se que o acréscimo de 131.694,46 hectares reduz a perda média de solo em 34% (9,80 para 6,50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). Observa-se que o incremento de floresta proporciona a redução do potencial erosivo, com maior proteção aos solos e conseqüentemente às áreas mais vulneráveis, destacando a forte relação entre cobertura vegetal e conservação do solo.

A degradação do solo pela erosão hídrica laminar propicia o carreamento de poluentes para os cursos d'água, tais como nutrientes, materiais orgânicos e agrotóxicos, deteriorando a qualidade das águas (DESCROIX et al., 2008; SANTOS et al., 2010). A perda de nutrientes na agricultura ocasiona o aumento no uso de fertilizantes, agrotóxicos, entre outros, o que gera um ciclo no aumento da poluição dos recursos hídricos. Observou-se no presente estudo que a presença da vegetação nativa reduz a erosão laminar dos solos, sendo a vegetação ripária útil como barreira à lixiviação.

Em um estudo semelhante, realizado por Cemin et al. (2013), constatou-se que 78% da bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, apresenta baixo potencial à erosão, devido às características do relevo e à baixa conversão antrópica da área, que encontra-se com 80% da área coberta pela vegetação original. Já Vettorazzi (2006) realizou um estudo utilizando análise de multicritérios sobre a redução dos processos erosivos, por meio da geração de mapas de áreas prioritárias para a restauração florestal na bacia do rio Corumbataí, SP, com o objetivo de conservar recursos hídricos. Dentre os resultados obtidos, o autor observa que não é possível a proteção adequada das bacias hidrográficas considerando apenas vegetação ripária ao longo da drenagem e ao redor das nascentes, devendo-se considerar a vulnerabilidade ambiental, a partir

da avaliação do grau de vulnerabilidade, ampliando-se a proteção por meio de restauração florestal.

No presente estudo, destaca-se como avanço importante a simulação do reflorestamento de áreas ambientalmente vulneráveis, bem como a proteção das áreas úmidas, que muitas vezes não são abrangidas pela legislação de APPs. Além disso, considerou-se a profundidade do lençol freático, visando a proteção das águas do subsolo, e principalmente o fator de conservação dos solos, incluído no mapeamento da vulnerabilidade ambiental (LIMA et al., 2018 – submetido).

#### **4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Na Região Metropolitana de Goiânia (RMG), de acordo com a atual configuração da paisagem, tem-se alta fragmentação dos remanescentes, com 6.139 fragmentos florestais distribuídos em 173.447 hectares. A manutenção e conservação dos remanescentes é uma meta fundamental, sendo o reflorestamento de áreas vulneráveis e APPs altamente recomendado. Com as 5 métricas avaliadas, em três cenários (dois hipotéticos), pode-se considerar que parte desses fragmentos estão fragilizados, frente às funções ecológicas dos mesmos, dentre estas, o abrigo de animais de maior porte, proteção dos recursos hídricos e do solo.

Adotando-se o cenário “APP”, seria incrementado 33% de floresta ao cenário “atual”, aumentando a conectividade, o que representa considerável melhora na proteção dos cursos d’água. A recuperação das áreas indicadas no cenário “Reflorestamento” resultaria em um aumento de 41% da cobertura florestal; nesse cenário destaca-se o aumento de 43% do tamanho médio dos fragmentos, que passaria a ser de 59,06 ha, além da melhoria nas demais métricas. Esse aumento florestal garante a cobertura vegetal das regiões de “muito alta” e “alta vulnerabilidade ambiental”, e a manutenção dos fragmentos prioritários.

Acrescenta-se a esses resultados a grande redução na perda de solo por erosão laminar, conforme resultados apresentados na Tabela 4.1. Se comparado com o mapeamento do uso da terra realizado para o ano de 2016, o cenário “Reflorestamento” acrescido ao de “APP” reduziria a perda de solo em até 34%. Nesse sentido, destaca-se a importante participação da vegetação remanescente não fragmentada como fator amenizador das perdas de solo.

Por fim, a simulação de cenários tem alto potencial, ao simular a conexão entre os fragmentos florestais, aumento de seu tamanho médio, e conseqüente aumento do índice de

forma, além de indicar maior conservação dos solos. A espacialização desses resultados e indicação de áreas para reflorestamento e conservação servem de orientação às políticas públicas e na tomada de decisão coletiva, envolvendo todos os municípios da RMG.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à FAPEG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás) pelo suporte financeiro a esta pesquisa.

## **REFERÊNCIAS**

ALBERGARIA, C. **Um olhar crítico sobre o conceito e a prática da Reserva Ecológica Nacional. Mestrado, Faculdade de Engenharia.** Universidade do Porto, Porto. Disponível em: <<http://www.estig.ipbeja.pt/~acdireito/Albergaria.pdf>>. 2006. Acesso: 18 dezembro 2017.

AWADE, M; METZGER, J.P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology** 33: 863-871, 2008.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2012.

BRITO, F. **Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas.** Florianópolis. Ed. Da UFSC, 2012.

CAMARGO, J.A; SCHIMIDT, K. Efeitos da fragmentação sobre a diversidade de saturniidae (lepidoptera) em isolados naturais e antrópicos de Cerrado. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento / Embrapa Cerrados**, 30 p. 2009.

CEMIN, G.; PERICO, E.; SCHNEIDER, V.E; FINOTTI, A.R. Determinação da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, **Brasil. Scientia Plena**, v. 9, n. 1, 2013.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ, V. V. H; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 731 – 750. 1996.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape an Urban Planning** 36: 59 – 77. 1996.

COLLINGE, S. K. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. **Landscape an Urban Planning**, 42, 157 – 168, 1998.

COSTA, Y. T.; BARCELOS, A. C.; RODRIGUES, S. C. “Avaliação da eficiência da cobertura vegetal sobre o processo de escoamento superficial por meio de parcelas experimentais na Fazenda Experimental do Glória (Uberlândia – MG)”. In: I SIMPÓSIO MINEIRO DE GEOGRAFIA, 2014, Alfenas. Anais. Alfenas: Universidade Federal de Alfenas, p. 1-11, 2014.

CULLEN, L.; ABREU, K.C.; SANA, D.; A.F.D. NAVA. As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza & Conservação*, vol.3 (1): 43-58.2005.

CUNHA, H.F., FERREIRA, A.A.; BRANDÃO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia**, 27: 139-152, 2007.

DESCROIX, L.; BRRIOS, J. L. G.; VIRAMONTES, D.; POULENARD, J.; ANAYA, E.; ESTEVES, M.; ESTRADA, J. Gully and sheet erosion on subtropical mountains slopes: Their respective roles and the scale effect. **Catena**, v.72, p.325-339, 2008.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema de informações de solos brasileiros**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 08 abr. 2017.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecol. Appl.** 12:346–53. 2002.

FAO. La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. **Cuadernos de fomento agropecuario da Org. De Las Naciones Unidas**, Roma: FAO, n.81, 207 p., 1967.

FORMAN, R.T.T; GODRON, M. Landscape Ecology. New York: Wiley. 1986.

GARCIA, L. S. da; SANTOS, A. M. dos; FOTOPOULOS, I. G.; FURTADO, R. da S. “Fragmentação florestal e sua influência sobre a fauna: Estudo de Caso na Província Ocidental da Amazônia, Município de Urupá, Estado de Rondônia”. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2013, Foz do Iguaçu. Anais. Foz do Iguaçu: INPE, p. 3163-3170, 2013.

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In. **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais**. Petrópolis: Vozes. p.112-127. 2001.

GEHLHAUSEN, S. M.; SCHWARTZ, M. W.; AUGSPURGER, C. K. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forests fragments. **Plant Ecology** 147: 21-35. 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico de 2010**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?codmun=411520>> Acesso em: 01 jul. 2017.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO DO CENTRO OESTE. ZEE – Goiânia: um instrumento de gestão ambiental urbana. Prefeitura Municipal de Goiânia. Goiânia: Prefeitura Municipal de Goiânia, 377p., 2008.

KURASZ, G; ROSOT, N. C; OLIVEIRA, Y. M. M; ROSOT, M. A. Caracterização do entorno da reserva florestal Embrapa/ Epagri de Caçador (SC) usando imagem Ikonos. **Floresta**, v. 38, n. 4, p. 641-649, 2008.

LANG, BLASCHKE, S.; BLASCHKE, T. Análise da paisagem com SIG. São Paulo, SP: **Oficina de Texto**, 2009.

LIMA, G.S.A; FERREIRA, N.C. RIBEIRO, H.J. NOGUEIRA. S.H.M, Simulação de cenários de perda de solo por erosão laminar na região metropolitana de Goiânia. In: **Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)** 18, Santos-SP, Brasil. São José dos Campos, INPE, p 3656-3663, 2017.

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, 2018. (submetido).

MARTINS. S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa, Minas Gerais. Aprenda Fácil Editora, p. 143, 2001.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, S.; MIDDLETON, J. (Orgs.). **Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America: International Association for Landscape Ecology**, 1998.

METZGER, J.P.; ALVES, L.F.; PARDINI, R.; DIXO, M.; NOGUEIRA, A.A.; NEGRÃO, M.F.F.; MARTENSEN, A.C; CATHARINO E.L.M. Ecological characteristics of the Morro Grande Forest Reserve and conservation implications. **Biota Neotrop.** vol. 6 no. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>>. Acesso: 09 jan. 2018.

MORIN, P. Community Ecology. USA: Blackwell Publishing, 424p, 2005.

MYERS, J.; BAZELY, D. Ecology and Control of Introduced Plants. **Ecology, Biodiversity and Conservation**, Cambridge, p.35-49, 2003.

NEIFF, J.J.; NEIFF, A.S.G.P.; CASCO, S.L. Importância Ecológica del Corredor Fluvial Paraguay-Parana, como Contexto del Manejo Sostenible. **Enfoque Ecosistémico**, v.1, n.1, p. 193-210, 2005.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO (FAO). A América Latina e o Caribe celebram o Ano Internacional dos Solos. Relatório 2015. Disponível em: <<http://www.fao.org/americas/noticias/ver/pt/c/270863/>> Acesso: 08 jun. 2017.

PDIRMG. Plano de desenvolvimento integrado da Região Metropolitana de Goiânia. Análise dos aspectos ambientais na Região Metropolitana de Goiânia. **Relatório técnico**. Goiânia, 2017. Disponível em: < <http://pdi-rmg.secima.go.gov.br/wp-content/uploads/2017/10/4-Analise-dos-Aspectos-Ambientais.pdf>> Acesso em: 14 mar. 2018.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A.G. da; SANTOS, A.R. dos; CECÍLIO, R.A.; GLERIANI, J.M.; MARTINS, S.V. Análise Espacial de Fragmentos Florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, v. 38, n. 2, p. 271 – 281, 2014.

PRADO, P.I; LANDAU, E.C.; MOURA, R.T.; PINTO, L.P.S.; FONSECA, G.A.B.; ALGER, K. (Org). **Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**. Ilhéus. IESB/CI/CABS/UFMG/Unicamp. 2003.

PRIMACK, R. B; RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

RODRIGUES, E. Efeito de borda em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade**, v.1, p.1-5, 1998.

REMPEL, R.S.; D. KAUKINEN; A.P. CARR. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, **Centre for Northern Forest Ecosystem Research**. 2012.

SANTOS, M. P. D; CERQUEIRA, P. V; SOARES, L. M. S. Avifauna em seis localidades no Centro Sul do Estado do Maranhão, Brasil. **Ornithologia** 4: 49-65, 2010.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**. v.14, n.2, p. 115- 123, 2010.

SAUNDERS DA, HOBBS RJ; MARGULES CR. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5, 18-32, 1991.

TABARELLI, M., J.M.C. SILVA; C. GASCON. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation** 13:1419- 1425. 2004.

TILMAN D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology** 80: 1455-1474. 1999.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence. **J. Appl. Ecol.**, 33: 200-209. 1996.

VETTORAZZI, C. C. Avaliação Multicritérios, em ambiente SIG, na definição de áreas prioritárias à restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos. 2006. 150 p. Tese (Livre Docente em Topografia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINS, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: **Anais do Congresso Nacional Sobre Essências Nativas**, 2. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, p. 400-407, 1992.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da primeira questão levantada no âmbito dessa dissertação, pode-se inferir dos resultados, que existe uma intensa relação entre a expansão agropastoril com o aumento da perda de solo. Sendo que, a hipótese proposta apontava o uso pastagem como maior responsável pelo aumento das erosões laminares, devido a maior extensão territorial, no entanto observou-se que a agricultura é o uso que mais intensifica as perdas de solo na RMG. Nas regiões indicadas como prioritárias, quando simulada a recomposição florestal, minimizou expressivamente a perda de solos, revelando, também, a relação entre aumento de suscetibilidade erosiva em locais desprovidos de vegetação remanescente, assim como apontado na segunda hipótese do trabalho.

As análises ainda demonstraram que o incremento florestal em zonas ripárias e em regiões de alta e muito alta vulnerabilidade, representa maior proteção para os solos, com expressiva redução na perda destes por erosão laminar. Se forem efetivadas as recomendações de recomposição da vegetação, de acordo com os cenários simulados, ocorrerão ganhos significativos em relação ao aumento da conectividade florestal. Em termos de conservação dos solos, a suscetibilidade erosiva será reduzida em 34%, o que equivale a  $3,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de sedimentos que deixarão de ser escoados para cursos hidrográficos.

Os resultados também revelaram a ampla fragmentação da vegetação remanescente nativa da Região Metropolitana de Goiânia, o que desencadeia expressivos danos ambientais, com destaque para a perda de solos. Os efeitos da erosão sobre o ambiente ainda vão persistir por décadas. No entanto, podem ser parcialmente atenuados com as seguintes medidas mitigatórias: o reflorestamento e a proteção dos fragmentos de vegetação nativa ainda existentes; a proposição de corredores de vegetação, formados a partir da recomposição florestal em APPs, permitindo a ligação entre dois habitats significativos; utilização do mapeamento de perdas de solo no zoneamento de uso e ocupação da terra.

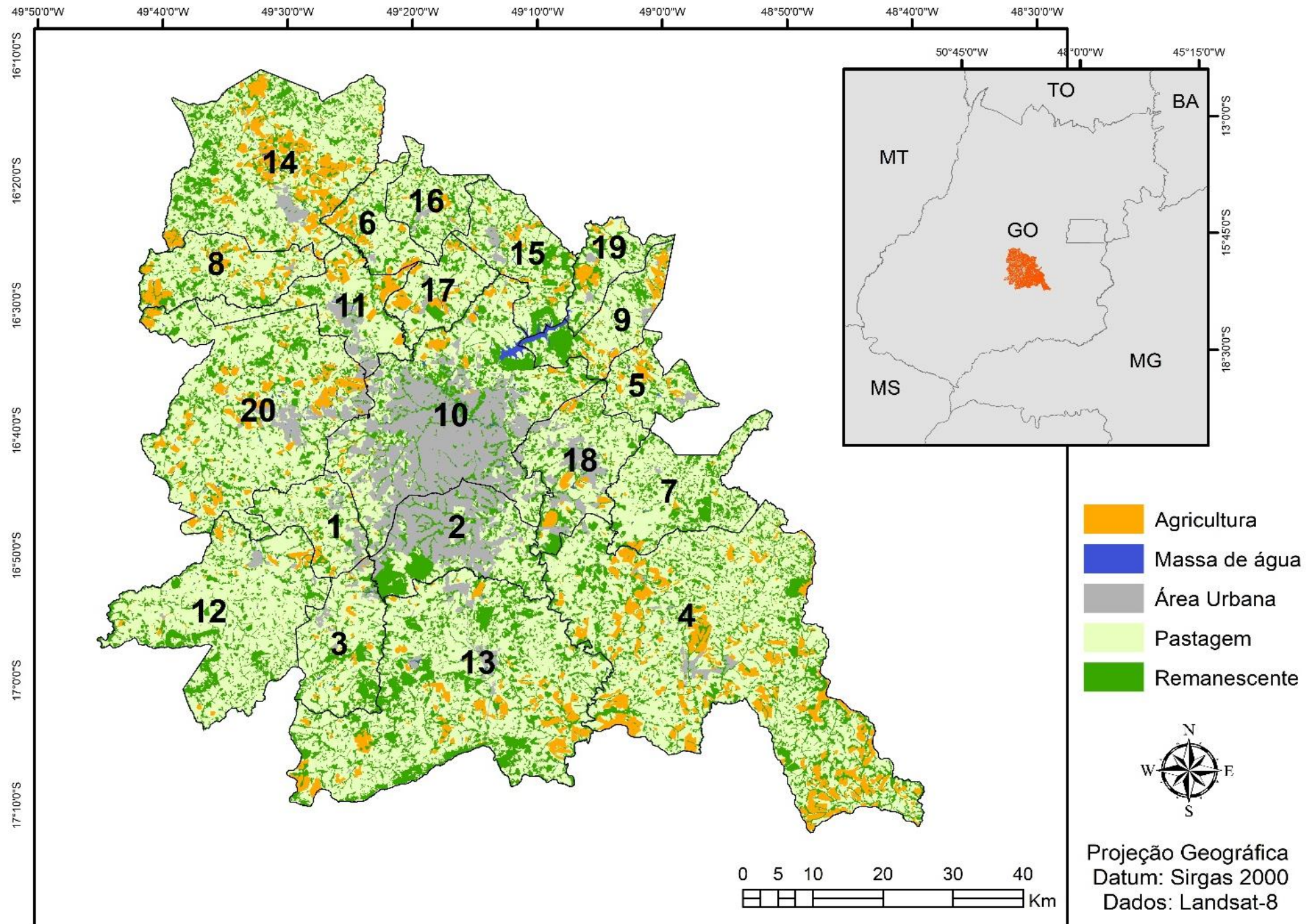
Observou-se que as regiões selecionadas para manutenção e recomposição florestal estão sob forte pressão antrópica e merecem atenção do setor público. Os esforços governamentais devem ser voltados principalmente para a restauração da vegetação. Sugere-se, por exemplo, (i) priorizar os locais com elevada perda de solos para a recomposição florestal; (ii) a ação conjunta dos 20 municípios da RMG na preservação dos remanescentes de vegetação nativa; (iii) incentivar os produtores rurais a adotar agricultura de precisão, com o objetivo de reduzir os insumos e melhorar o manejo da terra, aumentando a produção, sem a necessidade

de expansão para outras áreas (ie., remanescentes de vegetação nativa); (iv) oferecer incentivos financeiros aos proprietários de terra que priorizarem a preservação dos recursos naturais, com destaque para a proteção de nascentes.

Os resultados obtidos sustentam a importância da preservação e conservação dos fragmentos de vegetação existentes na Região Metropolitana de Goiânia, bem como a necessidade de serem tomadas medidas emergenciais de recomposição da vegetação. As medidas mitigatórias propostas no decorrer do trabalho tem como foco a recuperação do solo contra os processos de erosão laminar já instalados, e também a proteção das regiões mais suscetíveis a tais processos.

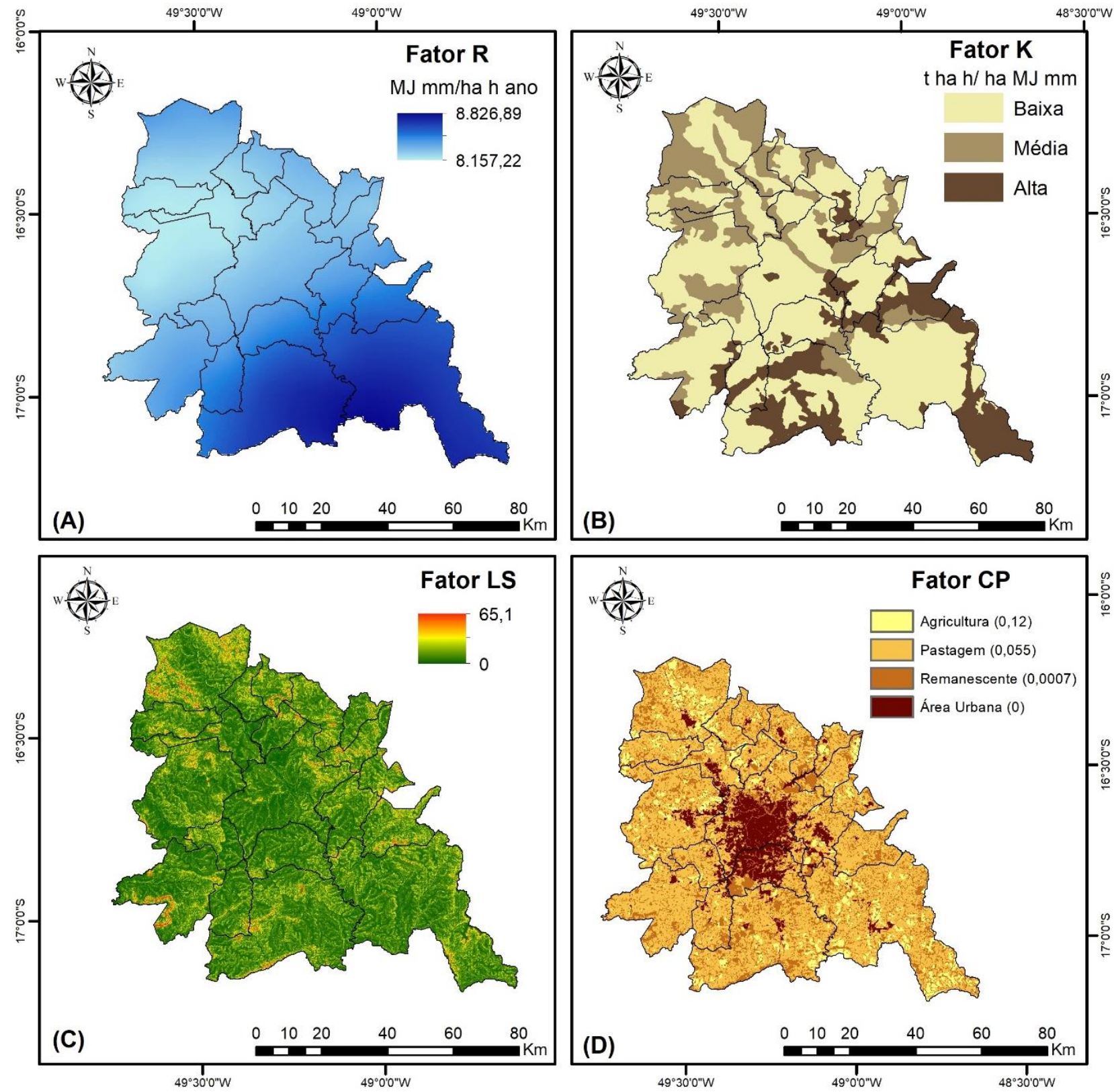
Tendo em vista a continuação desta pesquisa, outros estudos podem identificar qual o direcionamento das áreas de vegetação nativa convertidas. Sendo assim, é possível compreender a tendência de expansão futura, permitindo propor medidas mitigatórias mais específicas. Sugere-se, também, validar os resultados em campo a partir da determinação da perda de solo em uma área representativa da atuação da erosão laminar. Nessa validação pode ser aplicado o uso de um Sistema de Aeronave Remotamente Pilotada (RPAS) para garantir a utilização de uma escala cartográfica maior.

APÊNDICE A – Mapa de uso e cobertura da terra da região metropolitana de Goiânia.

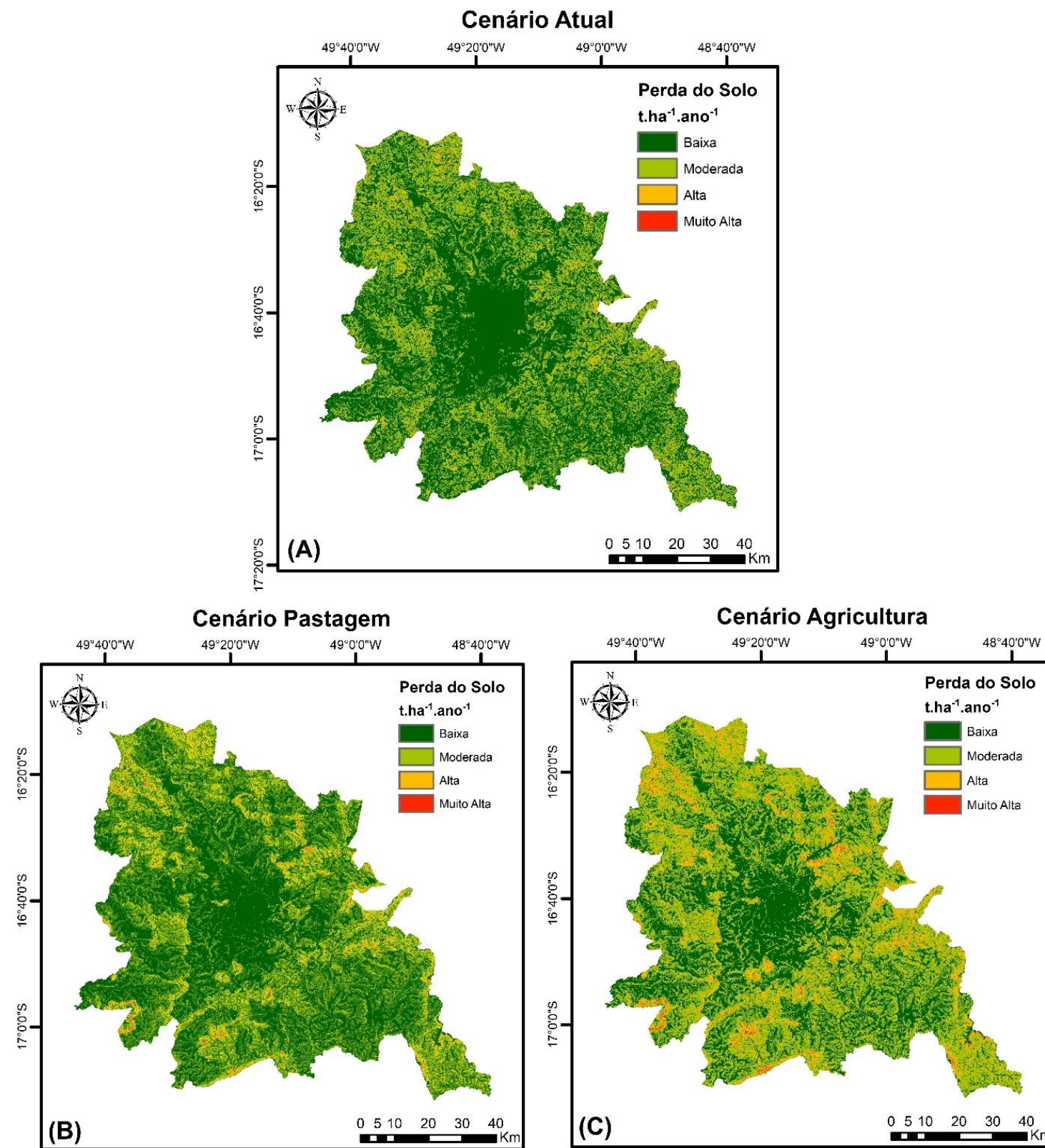


- |                         |                 |                |                 |                            |
|-------------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------------------|
| 1. Abadia de Goiás      | 5. Bonfinópolis | 9. Goianópolis | 13. Hidrolândia | 17. Santo Antônio de Goiás |
| 2. Aparecida de Goiânia | 6. Brazabrantes | 10. Goiânia    | 14. Inhumas     | 18. Senador Canedo         |
| 3. Aragoiânia           | 7. Caldasinha   | 11. Goianira   | 15. Nerópolis   | 19. Terezópolis de Goiás   |
| 4. Bela Vista de Goiás  | 8. Caturai      | 12. Guapo      | 16. Nova Veneza | 20. Trindade               |

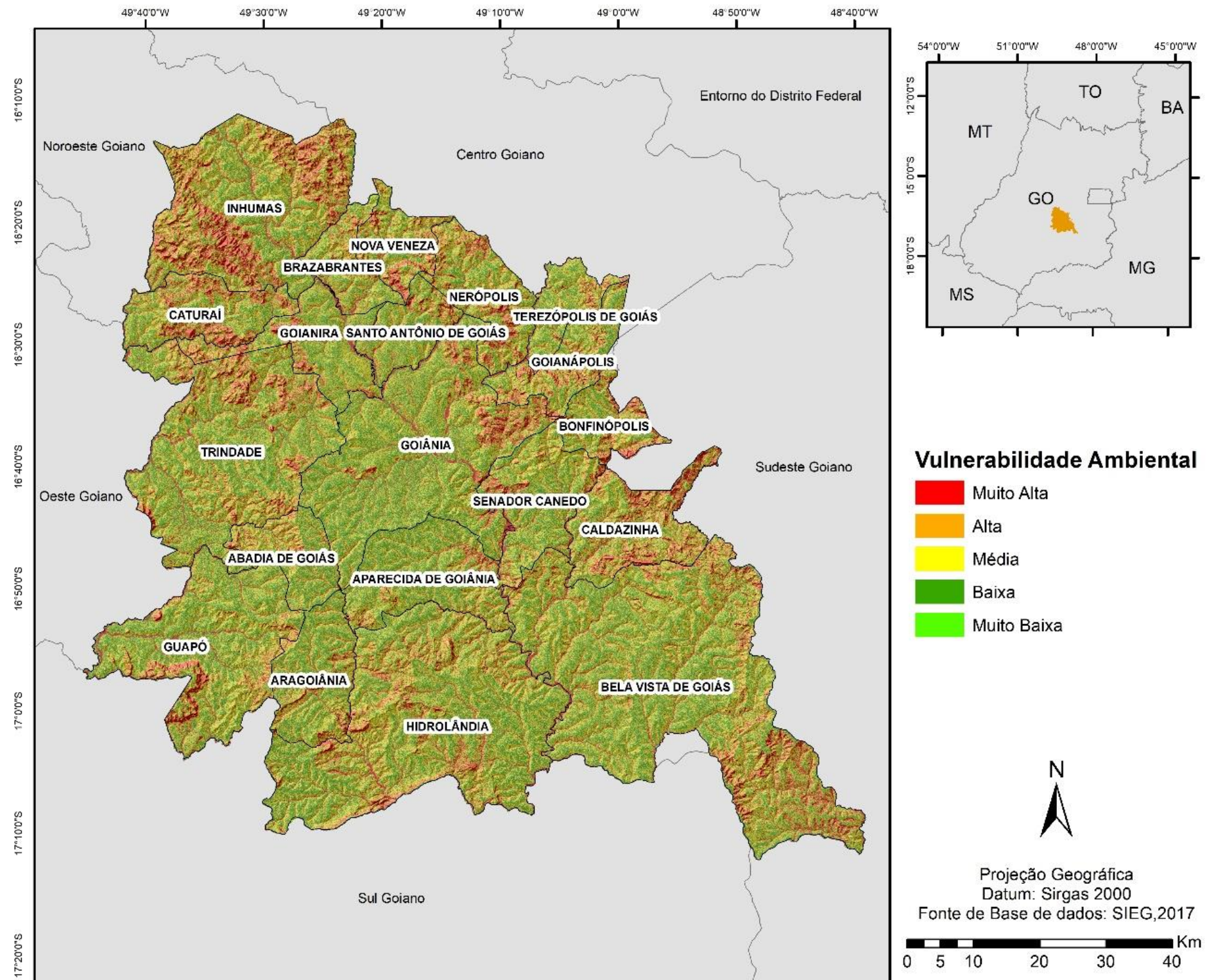
**APÊNDICE B** – Mapa de fatores da USLE. (A) Erosividade da chuva; (B) Erodibilidade dos solos; (C) Topografia regional; (D) Uso e manejo da terra



APÊNDICE C – Mapa da distribuição espacial da erosão laminar gerado com os mapas de suscetibilidade erosiva. (A) Cenário Atual; (B) Cenário Pastagem; (C) Cenário Agricultura.



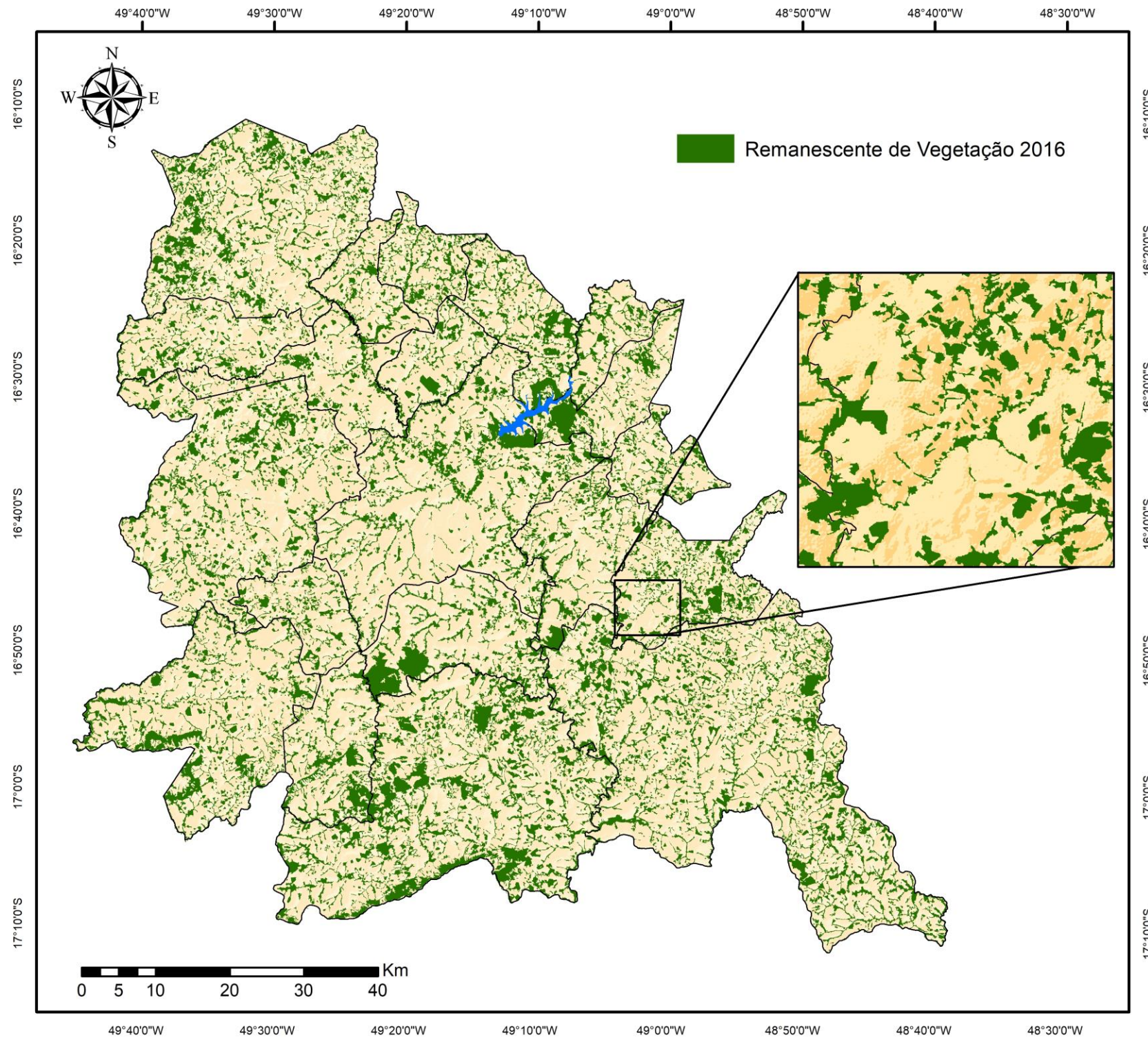
APÊNDICE D – Localização da região metropolitana de Goiânia e dos municípios integrantes, com referência à sua vulnerabilidade ambiental. Fonte: PDIRMG (2017).



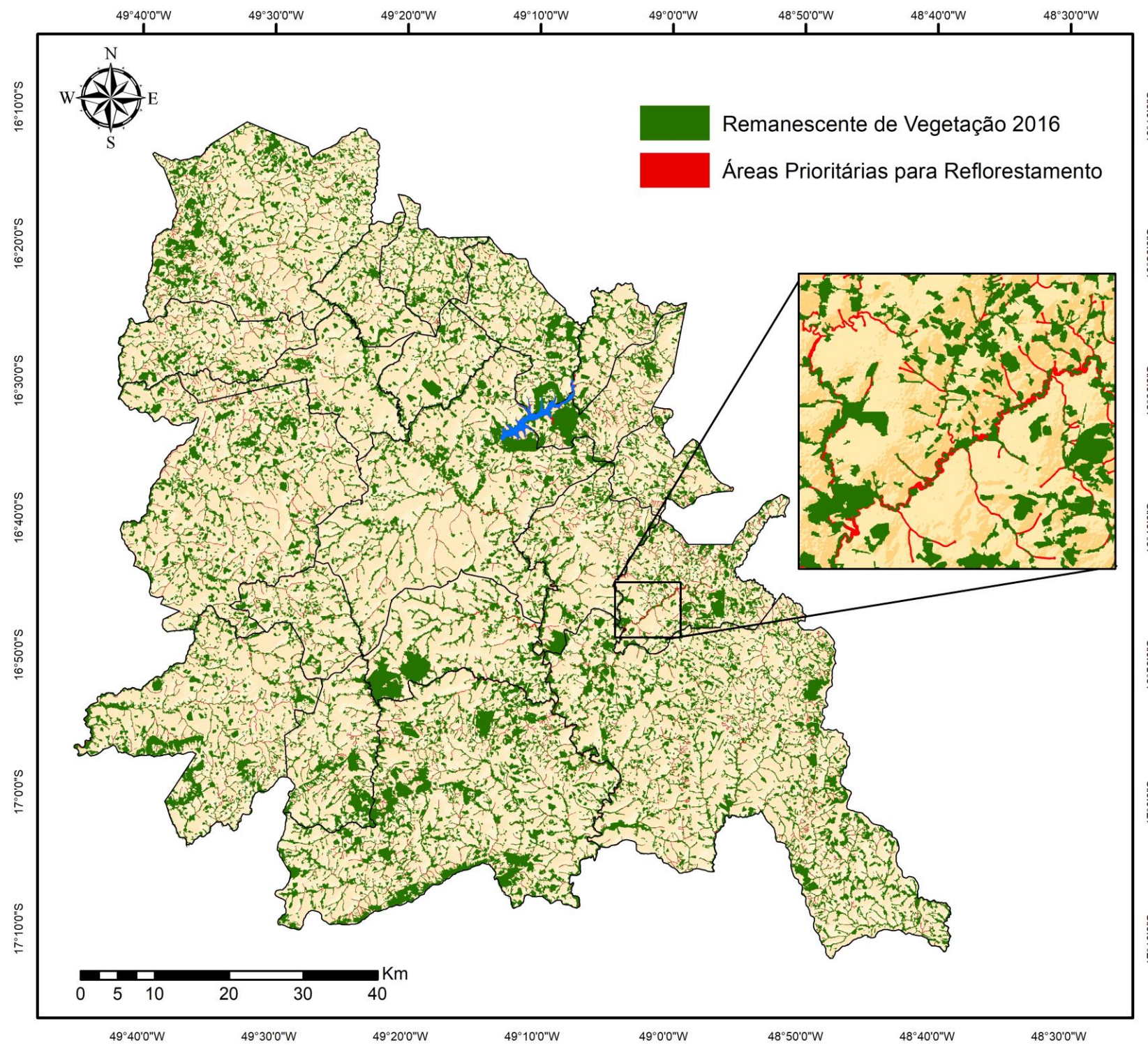
**APÊNDICE E** – Agricultura em estágio inicial com solo amostra (a); pastagem (primeiro plano) e remanescentes de vegetação (segundo plano) (b); agricultura (c); zona ripária preservada (d).



**APÊNDICE F** – Cenário atual de remanescentes de vegetação do ano de 2016 para a Região Metropolitana de Goiânia.



**APÊNDICE G** – Simulação do cenário APP com indicação das localidades sem cobertura vegetal, que deveriam ser recuperadas.



**APÊNDICE H** – Simulação do cenário Reflorestamento, com a indicação das localidades de Alta e Muito Alta vulnerabilidade sem cobertura vegetal (a serem recuperadas).

