

Universidade Federal do Triângulo Mineiro



Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Dissertação de Mestrado

A AVALIAÇÃO DA EROÇÃO HÍDRICA USANDO A  
MODELAGEM DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS: UM  
ESTUDO EM UMA ÁREA LEGALMENTE PROTEGIDA COM  
CONFLITOS AMBIENTAIS DE USO DA TERRA

Autor (a): Vinícius Silva Rodrigues

Orientador (a): Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior

Uberaba - MG

2019

Vinícius Silva Rodrigues

A avaliação da erosão hídrica usando a Modelagem de Mínimos Quadrados Parciais: um estudo em uma área legalmente protegida com conflitos ambientais de uso da terra

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior

Uberaba - MG

2019

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do  
Triângulo Mineiro**

R617a Rodrigues, Vinícius Silva  
A avaliação da erosão hídrica usando a modelagem de mínimos quadros parciais: um estudo em uma área legalmente protegida com conflitos ambientais de uso da terra / Vinícius Silva Rodrigues. -- 2019.  
69 f. : il., fig., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2019  
Orientador: Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior

1. Solos - Erosão. 2. Solo - Uso. 3. Análise multivariada. 4. Sistemas de informação geográfica. 5. Sensoriamento remoto. I. Valle Junior, Renato Farias do. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 631.459

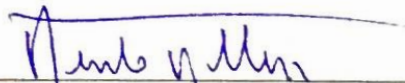
VINÍCIUS SILVA RODRIGUES

A AVALIAÇÃO DA EROÇÃO HÍDRICA USANDO A MODELAGEM DE MÍNIMOS  
QUADRADOS PARCIAIS: UM ESTUDO EM UMA ÁREA LEGALMENTE PROTEGIDA  
COM CONFLITOS AMBIENTAIS DE USO DA TERRA

Dissertação apresentada à Universidade  
Federal do Triângulo Mineiro, como parte das  
exigências do Programa de Pós-Graduação em  
Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção  
do título de mestre.

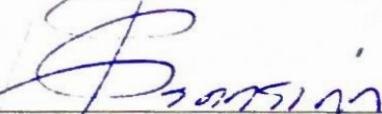
Aprovada em 06 de agosto de 2019

Banca Examinadora:



---

Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior  
Orientador – IFTM / UFTM



---

Prof. Dr. Ricardo Vicente Ferreira  
Membro Titular – UFTM



---

Profa. Dra. Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva  
Membro Titular – IFTM

Dedico esse trabalho, primeiramente, à Deus, à minha família, especialmente aos meus pais, que me ensinaram o caminho dos estudos e da busca pelo conhecimento e à minha namorada Fernanda que desde sempre me deu suporte e motivação nessa etapa importante da minha vida.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus por possibilitar meu ingresso no mestrado e poder concluí-lo de forma satisfatória.

Ao meu pai por sempre me estimular a estudar e me mostrar que dedicação, esforço e honestidade são fatores fundamentais para o sucesso.

À minha mãe por também sempre me apoiar a seguir o caminho dos estudos, por sempre me consolar nos momentos mais críticos dessa etapa e por sempre acreditar no meu sucesso.

Aos meus avós maternos pelas orações promovidas em prol das minhas lutas.

À minha namorada Fernanda pela compreensão, companheirismo e motivação nos meus estudos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Renato Farias do Vale Junior pela oportunidade me dada de realizar um ótimo trabalho, bem como pelo apoio e disposição no auxílio à elaboração deste trabalho.

Agradeço de coração à FAPEMIG pela bolsa concedida e aos membros do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) pela oportunidade me concedida e disposição.

“Nunca queira comer o mel sem antes provar  
o fel”

Avó Isaura Domingos Rodrigues

## RESUMO

Diversas abordagens de mensuração da erosão hídrica vêm sendo empregadas para auxiliar o controle desse fenômeno. Neste estudo foi apresentada uma nova perspectiva, através da qual utiliza-se a modelagem de caminhos por Mínimos Quadrados Parciais (PLS-PM). Um processo intermediário buscou verificar a relação espacial entre as variáveis medidas perda de solo, conflito de uso da terra e índice de brilho, via tabulação cruzada. O modelo PLS-PM foi utilizado para conferir como algumas variáveis contribuem para a ocorrência de erosão. Para isso, foram extraídos dados de amostras de solo e de produtos cartográficos alfanuméricos em 37 locais da APA do rio Uberaba. As variáveis escolhidas foram Escoamento superficial, Conflito ambiental de uso da Terra, Fertilidade do solo e Fatores de relevo. O modelo mostrou que 70,2% da Erosão é predita pelas variáveis independentes ( $R^2 = 0,702$ ), sendo a fertilidade do solo e conflito de uso da terra as variáveis com maiores influências ( $\beta = -0,758$  e  $\beta = 0,346$ , respectivamente). Esses resultados mostram que medidas efetivas de conservação do solo e respeito a aptidão da terra devem ser levados a sério, tendo em vista a importância socioeconômica e ambiental da APA do rio Uberaba.

**Palavras-chave:** Análise Estatística Multivariada, Degradação dos solos, Conflito de uso da terra, Sistema de Informação Geográfica.



## ABSTRACT

Several approaches to water erosion measurement have been used to help control this phenomenon. In this study a new perspective was presented, through which the modeling of paths by Partial Least Squares (PLS-PM) is used. An intermediate process was to verify the spatial relationship between the variables measured soil loss, land use conflict and brightness index, through cross tabulation. For this, data were extracted from soil samples and alphanumeric cartographic products at 37 sites of the APA of the Uberaba river. The variables chosen were Surface runoff, Environmental use conflict, Soil fertility and Relief factors. The model showed that 70.2% of Erosion is predicted by the independent variables ( $R^2 = 0.702$ ), with soil fertility and land use conflict being the variables with the highest influences ( $\beta = -0.758$  and  $\beta = 0.346$ , respectively). These results show that effective measures of soil conservation and respect for the suitability of the land should be taken seriously, considering the socioeconomic and environmental importance of the APA of the Uberaba River.

**Keywords:** Multivariate Statistical Analysis, Soil degradation, Land Use Conflict, Geographic Information System.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da Área de Proteção Ambiental do rio Uberaba.....	29
Figura 2 - Fluxograma do procedimento metodológico .....	30
Figura 3 - Exemplificação da modelagem PLS-PM.....	41
Figura 4 - Distribuição espacial das classes de aptidão natural, uso atual e conflito de uso do solo na APA do rio Uberaba.....	44
Figura 5 - Distribuição espacial das classes de declividade e delimitação das microbacias inseridas na APA do rio Uberaba .....	44
Figura 6 - Distribuição espacial das classes de índice de brilho para as estações chuvosa e seca e perda de solo na APA do rio Uberaba .....	45
Figura 7 - Tabulação cruzada entre as classes de perda de solo e índice de brilho no período chuvoso (BPC).....	46
Figura 8 - Tabulação cruzada entre as classes de perda de solo e índice de brilho no período seco (BPS) .....	46
Figura 9 - Tabulação cruzada entre conflito ambiental e perda de solo. Perda de solo dado em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ .....	47
Figura 10 - Representação do modelo estrutural PLS-PM antes da reavaliação, com variáveis medidas não colineares .....	48
Figura 11 - Representação do modelo estrutural final PLS-PM.....	49
Figura 12 - Distribuição espacial das variáveis latentes independentes.....	50
Figura 13 - Distribuição espacial da variável latente dependente "Erosão do solo" .....	51

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Compilação dos dados geográficos utilizados na tabulação cruzada e na modelagem PLS-PM .....	31
Tabela 2 - Valores de CP para as classes de uso e cobertura do solo na APA do rio Uberaba	33
Tabela 3 - Valores de erodibilidade dos solos K.....	34
Tabela 4 - Valores de Erosividade da chuva nas estações pluviométricas dentro da Bacia do rio Uberaba.....	35
Tabela 5 - Matriz unitária Tasseled Cap (TC) para sensor MSI Sentinel 2.....	37

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APA	Área de Proteção Ambiental
BPC	Brilho no Período Chuvoso
BPS	Brilho no Período Seco
CT	Conflito de uso da Terra
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Dd	Densidade de drenagem
EC	Energia cinética da chuva
ES	Escoamento Superficial
EUPS	Equação Universal da Perda de Solo
EUPSM	Equação Universal da Perda de Solo Modificada
EUPSR	Equação Universal da Perda de Solo Revisada
EUROSEM	<i>European Soil Erosion Model</i>
FR	Fatores de Relevo
FS	Fertilidade do Solo
I <sub>30</sub>	Intensidade máxima da chuva em 30 minutos corridos
Kc	Coefficiente de compactidade
LISEM	<i>Limburg Soil Erosion Model</i>
PLS – PM	Modelagem de Mínimos Quadrados Parciais por caminhos
PLSR	Regressão de Mínimos Quadrados Parciais
P-rem	Fósforo remanescente
R <sup>2</sup>	Coefficiente de determinação
RN	Coefficiente de Rugosidade
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
TTC	Transformação <i>Tasseled Cap</i>
UTM	Universal Transversa de Mercator
VIF	Fator de Inflação da Variância
VL	Variável Latente
VM	Variável Medida
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>

# SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	17
3	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	18
3.1	EROSÃO HÍDRICA E DEGRADAÇÃO DOS SOLOS .....	18
3.2	CONFLITO AMBIENTAL DE USO DO SOLO .....	19
3.3	ESTIMATIVA DA EROSÃO DOS SOLOS .....	21
3.3.1	<b>Erosividade das chuvas (R)</b> .....	21
3.3.2	<b>Erodibilidade dos Solos (K)</b> .....	22
3.3.3	<b>Fator topográfico (LS)</b> .....	23
3.3.4	<b>Fator de cobertura e manejo (C) e práticas conservacionistas (P)</b> .....	24
3.4	GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE DA EROSÃO.....	24
3.5	TRANSFORMAÇÃO <i>TASSELED CAP</i> .....	26
3.6	EQUAÇÕES ESTRUTURAIS POR MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS (PLS-SEM).....	27
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	29
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	29
4.2	METODOLOGIA APLICADA NO ESTUDO.....	30
4.2.1	<b>Aquisição e preparação dos dados</b> .....	31
4.2.2	<b>Tabulação cruzada</b> .....	40
4.2.3	<b>Mínimos Quadrados Parciais por Caminhos (PLS-PM)</b> .....	40
5	<b>RESULTADOS</b> .....	43
5.1	DESCRIÇÃO GERAL DOS PRODUTOS CARTOGRÁFICOS.....	43
5.2	RESULTADOS DA TABULAÇÃO CRUZADA ( <i>CROSS TABULATION</i> ).....	45
5.3	MODELO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS POR CAMINHOS (PLS-PM).....	47
5.4	ESPACIALIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS LATENTES .....	50

6	<b>DISCUSSÃO</b> .....	52
6.1	<b>ANÁLISE DAS TABULAÇÕES CRUZADAS</b> .....	52
6.2	<b>ANÁLISE DO MODELO ESTRUTURAL PLS-PM</b> .....	53
7	<b>CONCLUSÕES</b> .....	56
	<b>REFÊRENCIAS</b> .....	57
	<b>APÊNDICE A – Mapa ampliado das classes de uso e cobertura da terra</b> .....	65
	<b>APÊNDICE B – Mapa ampliado das classes de conflito de uso da terra</b> .....	66
	<b>APÊNDICE C – Mapa ampliado das declividades na região de estudo</b> .....	67
	<b>APÊNDICE D – Mapa ampliado das microbacias e drenagens</b> .....	68
	<b>APÊNDICE E – Mapa ampliado da distribuição espacial do índice de brilho no período chuvoso</b> .....	69
	<b>APÊNDICE F – Mapa ampliado da distribuição espacial do índice de brilho no período seco</b> .....	70
	<b>APÊNDICE G – Mapa ampliado da distribuição espacial da perda de solo</b> .....	71

## 1 INTRODUÇÃO

A erosão do solo constitui um processo geomorfológico que ocorre naturalmente em toda a superfície da Terra, mas que pode ocasionar diversos impactos severos ao solo e à qualidade ambiental quando acelerado por intervenções antrópicas. A degradação dos solos por processo erosivos é um problema emergente que deve ganhar força ao longo do século XXI, principalmente nos países em desenvolvimento situados nos trópicos e subtropicais (LAL, 2001). Estudos sobre os impactos ambientais causados por processos erosivos, como por exemplo, a instabilidade de encostas (PACHECO et al., 2014) e perda de fertilidade do solo (NOVARA et al., 2018), vem se mostrando cada vez mais importantes para uma melhor compreensão desse processo. Por outro lado, o manejo inadequado do solo em conjunto com o não respeito da aptidão da terra, conduz a acelerados processos erosivos (VALLE JUNIOR et al., 2014a). Essa discrepância entre a aptidão e o uso real do solo, caracterizado como conflito ambiental de uso da terra, vem sendo tema de diversos estudos (COSTA et al., 2019; PACHECO; FERNANDES, 2016; PACHECO et al., 2014; VALERA et al., 2016; VALLE JUNIOR et al., 2014b; VALLE JUNIOR et al., 2015a), se mostrando um importante indicador de degradação ambiental.

Como forma de auxiliar no planejamento do uso e ocupação de bacias hidrográficas, a determinar áreas prioritárias para controle de erosão hídrica, diminuindo os impactos negativos, tem-se utilizado modelos de estimativa de perda de solo. Os mais difundidos são a Equação Universal de Perda de Solo - EUPS (WISCHMEIER e SMITH, 1978), bem como suas alterações revisadas – EUPSR (RENARD et al., 1997) e modificadas – EUPSM (WILLIAMS, 1975). Além desses, outros modelos de estimativa da erosão foram criados com algumas peculiaridades, como por exemplo os modelos WEPP que permite a estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas (FLANAGAN et al., 1995), LISEM projetado para simular o escoamento e carreamento de sedimentos sob a influência de chuvas severas isoladas em pequenas bacias hidrográficas (JETTEN, 2002) e o modelo EUROSEM desenvolvido para atender as necessidades sobre a avaliação do risco de erosão e medidas de prevenção na Europa (MORGAN et al., 1998).

Com o avanço da informática, e, por conseguinte do Sistema de Informação Geográfica (SIG), tornou-se possível espacializar os componentes que interferem na erosão, como a precipitação, declividade, uso e cobertura do solo, em diversas escalas temporais (AIELLO, 2015). O SIG também possibilita realizar a tabulação cruzada entre diferentes mapas e obter a

tendência de correlações entre os mesmos. Valera et al. (2017) ao avaliar a bacia do rio Uberaba, no estado de Minas Gerais (Brasil), efetuou a tabulação cruzada entre mapas de perda de solo e conflito de uso da terra, possibilitando a análise entre as relações existentes entre o respeito da aptidão de uso dos solos e seus possíveis impactos no controle da erosão. Em outros estudos associou-se as perdas de solo aos fatores intervenientes da erosão a partir do sensoriamento remoto de imagens orbitais e modelos empíricos de predição (AIELLO, 2015; GANASRI, 2016; SINGH, 2017; KUMAR, 2013; ZHU, 2015). Saadat et al. (2014), em uma abordagem nova, exploraram a relação entre o índice de brilho (uma das componentes da transformação *Tasselled Cap*) e processos erosivos, produzindo um mapa de intensidade de erosão. Em uma outra perspectiva, Shi et al. (2013), por meio da Regressão de Mínimos Quadrados Parciais (PLSR), investigaram a relação entre algumas métricas de paisagem e erosão e produção de sedimento. Esse é um método interessante e eficaz, porém é utilizado para analisar as inter-relações entre dois conjuntos de variáveis, o que requer mais de um procedimento se o objetivo é avaliar as relações entre mais de dois conjuntos. Assim, com o uso dos modelos de regressão PLS por caminho (PLS-PM) é possível integrar regressões PLS, quantificando as relações entre diversos conjuntos de variáveis em um único procedimento (FERNANDES et al, 2018).

O modelo PLS-PM constitui um importante método quando o objetivo do estudo é a compreensão das relações causa-efeito entre várias partes de um sistema complexo (GERLACH, 1979), a servir como ferramenta em pesquisas exploratórias no desenvolvimento de modelos teóricos (HAIR et al, 2016). Essa abordagem é comumente utilizada nas ciências sociais, mas vem sendo explorada em outras áreas, como em pesquisas de sustentabilidade no setor de construção (BAMGBADE et al., 2019; DURDYEV et al., 2018), eficiência na produção agrícola (QUINIO et al., 2017) e estudos de impactos ambientais (FERNANDES et al, 2018; FERREIRA et al., 2017; GORAI, 2015; TERÊNCIO et al, 2019). No entanto, não há estudos que utilizam a modelagem PLS-PM para quantificar os efeitos diretos dos fatores que intervêm sobre a erosão, associada às características físico-químicas do solo e conflito de uso da terra. Portanto, a utilização dessa metodologia para investigar as relações entre a erosão do solo e seus fatores intervenientes fornecerá uma referência para ações prioritárias sobre os fatores mais impactantes na degradação do solo.



## 2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivos principais modelar a erosão do solo mediante o uso da modelagem de Mínimos Quadrados Parciais por caminhos (PLS-PM), bem como avaliar a relação espacial entre variáveis representativas e preditoras da erosão do solo. Para alcançar esses objetivos, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Verificação da representatividade da variável latente erosão do solo por suas variáveis medidas e formação de suas variáveis latentes preditoras;
- Análise da distribuição espacial das classes de perda de solo sobre as áreas de Conflito Ambiental de Uso do Solo;
- Execução do modelo estatístico PLS-PM proposto e análise dos resultados;
- Determinação das pontuações das variáveis latentes na área de estudo

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 EROSÃO HÍDRICA E DEGRADAÇÃO DOS SOLOS

Os processos erosivos ocorrem desde os primórdios da Terra como um fenômeno natural geomorfológico da crosta terrestre. A erosão modifica a crosta no decorrer de milhares de anos, sendo benéfica para a formação dos solos quando ocorrida em limites toleráveis. Por outro lado, a erosão acelerada oriunda de práticas antrópicas quebra esse equilíbrio natural, desencadeando uma série de prejuízos econômicos e ambientais. A erosão começa pelo desprendimento das partículas do solo, causada pelo impacto das gotas de chuva ou forças de cisalhamento da água sobre os agregados do solo. As partículas desagregadas são transportadas via escoamento superficial e depositadas em locais distantes ou não quando a velocidade da água é abatida por fatores limitantes como declividade e cobertura do solo (PRUSKI, 2009).

Em terras agricultáveis, as perdas de solo por erosão elevam os custos operacionais e de suprimentos das lavouras, tendo em vista o a elevada utilização de corretivos agrícolas e fertilizantes e baixo rendimento operacional das máquinas agrícolas, refletindo no lucro obtido pelos agricultores. No contexto social, a erosão pode interferir na qualidade do transporte de moradores de zonas rurais, dificultando o acesso a questões básicas como saúde e educação. Esse processo pode causar poluição dos mananciais e nascentes, devido ao carreamento de nutrientes químicos, defensivos agrícolas e matéria orgânica via escoamento superficial (PRUSKI, 2009). Nesse caso, a preservação da qualidade da água é conduzida pela manutenção das matas ripárias em terras de agricultura intensiva, as quais atuam como barreira natural de sedimentos e nutrientes carreados por escoamento superficial (ALEMU et al., 2017). Dessa forma, a qualidade hídrica de uma bacia se manifesta como reflexo das atividades que são desenvolvidas na bacia, cada uma com seu efeito característico. Qualitativamente, a proteção dos recursos hídricos e do solo passa pelo crivo de medidas disciplinares quanto ao uso do solo (VALLE JUNIOR, 2008).

Outros impasses hídricos decorrentes da erosão dos solos são exemplificados por Barroso e Silva (1992), sendo eles: redução da capacidade de armazenamento de reservatórios, devido a decantação dos sedimentos; redução do potencial hidrelétrico em detrimento da diminuição da capacidade de acumulação de água nos reservatórios; prejuízo no desenvolvimento de espécies aquáticas devido à elevada turbidez da água; desequilíbrio do balanço de oxigênio dissolvido na água; elevação dos custos com tratamento de água e de dragagem dos cursos e reservatórios de água.

A manifestação física da degradação das terras envolve uma série de processos como o aumento na densidade do solo oriundo do declínio de sua estrutura, diminuição da macroporosidade e, por conseguinte, da infiltração, aumento no escoamento superficial e desencadeamento de processos erosivos (LAL, 2001). A relação entre erosão e degradação do solo possui caminho mútuo. Em certas condições a erosão de forma acelerada pode tender a degradação do solo, em outras, o declínio da qualidade do solo maximiza a erosão, principalmente pelo enfraquecimento de suas unidades estruturais, como a matéria orgânica (LAL, 2001).

A deterioração da qualidade do solo implica em diversos impactos negativos, sendo a erosão hídrica e a redução da produtividade dos solos os mais importantes (SONNEVELD et al., 2016). A conversão da cobertura vegetal em terras agricultáveis pode elevar as taxas de erosão e exportação de nutrientes para os corpos hídricos, bem como elevar a produção de sedimentos (PACHECO et al., 2018). Silva (2018) ao analisar a vulnerabilidade dos solos e dos recursos hídricos juntamente com dados temporais de qualidade da água na bacia do rio Uberaba, constatou uma tendência de aumento considerável de sólidos totais e nitrato na água. A não adoção de práticas conservacionistas do solo em áreas de cultivo intensivo e o consequente processo de erosão hídrica, contribuíram para essa condição ambiental negativa.

A erosão é também um dos sinais visíveis da degradação das pastagens em estágios avançados, como resposta ao mau gerenciamento dos pastos. Evidentemente esse problema exige mitigação, pois se trata de um impacto global que envolve a produtividade dos solos e os serviços ecossistêmicos dele dependente. Com o objetivo de identificar as pastagens degradadas na APA do rio Uberaba, Valle Junior et al. (2019) criaram uma metodologia de mapeamento desses locais baseado em sensoriamento remoto e dados de campo, estimando em cerca de 60% a área de pastagem degradada na região.

### 3.2 CONFLITO AMBIENTAL DE USO DO SOLO

A deterioração do solo como resposta ao uso inadequado da terra, como o cultivo em encostas íngremes, é compreendida como um dos grandes problemas ambientais a nível mundial (DUBE et al., 2017). A divergência entre a aptidão de uso do solo e seu uso real desenvolve o que se chama de conflito ambiental de uso do solo. A substituição de florestas por terras agricultáveis, a introdução de complexos urbanos e outras atividades em áreas inaptas são exemplos de conflito de uso da terra. De acordo com ROCHA e KURTZ (2001) essa

condição corresponde um dos maiores causadores de eventos erosivos e assoreamento de corpos d'água (rios e barragens).

A caracterização de conflito ambiental de uso do solo foi amplamente desenvolvida por Valle Junior (2008). O mesmo autor definiu os usos potenciais na bacia do rio Uberaba com base no coeficiente de rugosidade (RN). Esse parâmetro morfométrico direciona os usos potenciais em bacias hidrográficas sujeitas ao desenvolvimento da agricultura, pecuária, silvicultura, reflorestamento e preservação permanente (ROCHA; KURTZ, 2001). Nesse sentido, Mello Filho e Rocha (1992) argumentam que os conflitos de uso do solo podem ocorrer em duas ocasiões: Quando o uso recomendado do solo a partir do coeficiente de rugosidade (RN) não é respeitado, ou quando o potencial de uso da terra é desperdiçado pelo manejo ineficiente do solo.

Valle Junior et al. (2013), ao classificarem a bacia hidrográfica do rio Uberaba quanto ao uso potencial de suas terras com base no RN de cada microbacia, constataram que cerca de 42,12% da bacia é apta para agricultura, 36,37% para pastagem de gado, 11,86% para uma mosaico de pastagem com floresta e 1,40% para floresta. Ao cruzar essas informações com o uso real da bacia, os autores verificaram que 17,07% da região se encontra sob conflito de uso do solo, requerendo ações mitigadoras para a conservação dos solos.

A magnitude da degradação ambiental do solo é vinculada as classes de conflito que vão de conflito classe 1 (branda) a conflito classe 3 (severa). De acordo com a teoria dos conflitos de uso da terra proposta por Valle Junior (2008), condições e recomendações de uso da terra são atribuídas de acordo com as classes. Em áreas sob conflito classe 1, quando usadas para culturas anuais ou pastagens, admitem baixo risco a degradação dos ecossistemas ribeirinhos e contaminação da água superficial. Esse risco é atenuado quando medidas conservacionistas de manejo do solo são implementadas, como as técnicas de caráter vegetativa e (ou) mecânica. As terras sob conflito classe 2 representam risco médio a deterioração dos ecossistemas ribeirinhos e contaminação das águas superficiais, sendo impróprios para cultivo intensivo, mas aptas para reflorestamento, preservação ambiental e pastoreio. Já as áreas com a qualidade das águas superficiais e ecossistemas ribeirinhos consideravelmente comprometidos são representados pela classe 3 de conflito. Esses locais são inaptos para uso agrícola e pastoreio, devendo apenas serem reflorestados e preservados ambientalmente.

### 3.3 ESTIMATIVA DA EROSÃO DOS SOLOS

A tentativa de prever perdas de solo começou nos EUA na década de 1940 no cinturão de milho. Inicialmente o modelo preditivo relacionava-se somente a declividade e ao comprimento da rampa. Posteriormente, outros fatores foram sendo adicionados, tais como fatores de cultivo, de práticas de conservação e de manejo. Em 1946 foi adaptado a equação usada no cinturão do milho para plantações em outras regiões do País. Assim foram reavaliados os fatores já estabelecidos na estimativa e adicionado o fator de precipitação na equação, conhecida como *Musgrave Equation* a qual foi bastante utilizada em programas de redução de enchentes (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A Equação Universal da Perda de Solo (EUPS) é um modelo preditivo largamente utilizado na estimativa da perda de solo. Esse modelo permite estimar a erosão laminar de uma área específica em sistemas específicos de cultivo e manejo, tendo como motivação para sua aplicação o uso extensivo de terras agrícolas. Além disso, a EUPS pode ser aplicada em áreas não agrícolas e áreas de construção (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Essa equação é usada para estimar a perda de solo em um período longo, dado em  $\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , considerando seis fatores na predição da erosão laminar, sendo eles: (R) Erosividade da chuva, (K) Fator de erodibilidade do solo, (L) Fator comprimento da rampa, (S) Fator declividade da rampa, (C) Fator de cobertura e manejo do solo, (P) Fator de práticas de suporte à terra (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

#### 3.3.1 Erosividade das chuvas (R)

O fator R é definido pela capacidade de uma chuva de causar erosão no solo em um terreno sem vegetação, sendo uma avaliação quantitativa da precipitação média de um local (LOMBARDI NETO, 1992). A erosividade da chuva (R) expressa um conjunto de características das chuvas como força motriz da erosão hídrica, tais como: velocidade de queda, número, momento e energia cinética das gotas, duração, intensidade e frequência da chuva, bem como a distribuição do tamanho das gotas (PRUSKI, 2009). A erosividade também é afetada por fatores não climáticos como as reações químicas que levam ao intemperismo da solução (LAL, 2001).

De acordo com Wichmeier e Smith (1958) potencial erosivo de uma chuva é proporcional ao produto de dois atributos de uma chuva que são a energia cinética e a intensidade máxima

da chuva em 30 min. Essa proporcionalidade é satisfeita quando todos os outros fatores, exceto a chuva, são mantidos constantes.

A dificuldade de análise de pluviógrafos, com objetivo de estimar a energia cinética da chuva, bem como a escassez de dados pluviométricos, fez com que diversos autores buscassem maneiras mais fáceis de determinar o fator R sem a necessidade de requererem registros de intensidade de chuvas (LOMBARDI NETO, 1992). Nesse sentido, Moreira et al. (2008) estimaram a erosividade para qualquer local no Estado de Minas Gerais, por meio da metodologia de Redes Neurais Artificiais (RNAs). O resultado de sua pesquisa foi a criação de um software denominado NetErosividade MG, que disponibiliza de maneira rápida e fácil valores de erosividade da chuva mensal e anual para qualquer localidade de Minas Gerais.

### **3.3.2 Erodibilidade dos Solos (K)**

A susceptibilidade de um solo sofrer erosão é chamada de erodibilidade do solo, a qual remete a propriedades singulares de cada solo, tais como a capacidade de infiltração e de armazenamento de água e as forças resistentes a ação da chuva e do escoamento superficial (PRUSKI, 2009). Essa característica intrínseca é expressa pela relação entre a erosividade da chuva e a intensidade de erosão, em um solo em um terreno descoberto de vegetação (CARVALHO, 1994).

Atributos do solo como textura, estrutura, teor de matéria orgânica, minerais argilosos, cátions trocáveis e propriedades de retenção e transmissão de água são também forças controladoras da erodibilidade (K) (LAL, 2001). Outros fatores como, declividade do terreno, uso e cobertura do solo, intensidade das chuvas e manejo do solo, podem ser mais influentes na erosão do que as propriedades inerentes dos solos, porém alguns solos são mais facilmente erodidos do que outros, mesmo em regiões com características de cobertura do solo, relevo e precipitação semelhantes (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O fator de erodibilidade (K) é uma medida quantitativa originalmente obtido por meio de experimentos de campo. Esse fator representa a perda do solo em campos experimentais de 22,1 metros de comprimento da rampa com 9% de inclinação com tais parcelas descobertas e não sendo preparadas no contorno, mas sim no sentido do declive. De forma indireta, é possível obter o fator de erodibilidade do solo através de um nomograma, desenvolvido por Wischmeier e Smith (1958), que apresenta valores de K em função das condições do solo em um local específico, tais como conteúdo de matéria orgânica, textura do solo, estrutura do solo e

permeabilidade do perfil. Embora este nomograma parece consistente na determinação do fator de erodibilidade, em países com clima tropical, como o Brasil, esse método pode superestimar o valor de K por não considerar os efeitos cimentantes dos óxidos de alumínio e ferro, característicos de solos tropicais (PRUSKI, 2009). Desse modo, Denardin (1990) determinou de forma indireta os índices de erodibilidade dos Latossolos brasileiros, analisando a correlação entre os índices estimados de maneira direta com correlatores de chuva natural ou simuladores de chuvas.

### **3.3.3 Fator topográfico (LS)**

A declividade e o comprimento do terreno representam o fator topográfico e detém grande influência na erosão, haja vista que a velocidade de escoamento do material carregado pela erosão é em função do grau de declividade do terreno e do comprimento da rampa (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2012). Os fatores L e S aparecem independentes na EUPS, porém boa parte dos trabalhos envolvendo estimativas de perda de solo por meio do geoprocessamento utilizam esses fatores de forma associada, criando o chamado fator topográfico (LS) (VALLE JUNIOR, 2008).

A velocidade do escoamento superficial e o comprimento da rampa (L) são diretamente proporcionais, devido ao movimento uniformemente acelerado do fluxo. Já a declividade exerce um papel gravitacional na erosão do solo. Terrenos mais íngremes fornecem maior energia cinética no escoamento e maiores velocidades, o que implica em menores taxas de infiltração e maiores perdas por erosão (BERTONI, 1959). Esse fator exprime a relação entre as perdas de solo que ocorrem em uma área padronizada com 22,1 m de extensão da rampa e 9% de inclinação e um talude com L e S quaisquer (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Tendo em vista que os fatores L e S foram desenvolvidos para rampas pouco dissecadas (SILVA, 2003), a consideração de relevos mais complexos (concavos, convexos, retos e ambos combinados) estimulou diversos pesquisadores a proporem equações matemáticas que incluíssem essas características morfológicas (OLIVEIRA et al. 2010). A implementação do conceito de área de contribuição foi uma maneira de considerar na estimativa do comprimento da rampa a complexidade do relevo. Desse modo, além do comprimento da vertente, a área de contribuição em um determinado ponto (pixel) é considerada, inserindo assim a convergência ou divergência do escoamento, bem como seu fluxo acumulado (TARBOTON, 1997). Nessa conjuntura Desmet e Gover (1996) desenvolveram uma metodologia para a estimativa

automática do fator L. Os algoritmos criados foram desenvolvidos para serem praticados em ambiente SIG mediante a manipulação de Modelos Digitais de Elevação (MDE).

### **3.3.4 Fator de cobertura e manejo (C) e práticas conservacionistas (P)**

Todos os fatores citados nos itens anteriores correspondem aos parâmetros físicos da Equação Universal da Perda de Solo (USLA) que podem causar erosão de modo natural nos vários ambientes. Assim, os fatores C e P denotam influência antrópica na perda de solos (VALLE JUNIOR, 2008).

O fator de cobertura e manejo do solo (C) é a relação entre a perda de solo de um campo cultivado e um campo limpo ou desprotegido. Diversas variáveis influenciam no computo do fator C e, portanto, na perda de solo, tais como: tipo de cultura, práticas de manejo adotadas, tempo de chuvas, estágio de crescimento e desenvolvimento da cultura, dentre outras. Já o fator de práticas de suporte (P) é definido pela relação entre a perda de solo constatada num terreno a qual foi implementado alguma prática conservacionista, como cultivo em contorno por exemplo, e as perdas correspondentes verificada quando o cultivo está no sentido do declive (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Na EUPS, os fatores C e P são descritos de maneira separado, entretanto Wischmeier e Smith (1978) argumentam que esses fatores devem ser analisados de forma conjunto (como fator CP), uma vez que estão significativamente relacionados. Assim sendo, Stein et al. (1987) atribuíram valores de CP de acordo com o tipo de ocupação, densidade e porte da cobertura vegetal. O mesmo autor calculou o fator C considerando o plantio, colheita, preparo do solo e manejo dos restos das culturas. Já o fator P, sendo mais difícil de estimar com mais detalhes em grandes bacias, Stein et al. (1987) considerou a pior situação quanto a práticas conservacionistas (P=1). Ao optar por essa abordagem, valores elevados de CP são gerados, entretanto se aproximam da realidade quando aplicados regionalmente com uso de imagens orbitais (MATOS, 2015).

## **3.4 GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE DA EROSIÃO**

O geoprocessamento remete a um conjunto de técnicas aplicada na análise de informações georreferenciadas. Se a posição geográfica de uma informação é importante para resolução de



alguma questão, então é oportuno considerar o geoprocessamento como técnica adequada (CÂMARA et al., 2001; PARANHOS FILHO, 2008).

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o Sensoriamento Remoto são dois conhecimentos importantes que compõe o Geoprocessamento. O SIG corresponde ao um conjunto de dados componentes integrados, sendo computador (*hardware*), programas (*software*), dados geográficos e pessoal, com propósito de armazenar, manipular, capturar, atualizar, analisar e exibir quaisquer informações georreferenciadas, sendo uma ambientação propícia para integração de dados, informações e mapas temáticas diversas escalas espaço-temporais (ESRI, 1997). O Sensoriamento Remoto compreende em um conjunto de técnicas destinadas a obter dados ou imagens de um objeto distanciado do sensor de amostragem, sendo uma importante forma de aquisição de dados ambientais (PARANHOS FILHO, 2008).

Embora, nos últimos anos, a utilização dos modelos empíricos na estimativa da perda solo seja um assunto constante de pesquisa, é importante reconhecer o desafio de aplicar tais modelos, com resultados satisfatórios, em pequenas escalas, haja vista que os fatores intervenientes do processo de erosão, como a precipitação, declividade e uso e cobertura do solo, variam em escala temporal e espacial. Assim, o uso de dados de sensoriamento remoto em ambiente SIG, para a avaliação da perda de solo, permite sanar a questão espaço-tempo e comparar os modelos em termos de processamento dos dados e precisão dos resultados (AIELLO, 2015).

De fato, nos últimos anos, essa ferramenta vem se tornando imprescindível para a predição da perda de solo. Sensores com boa qualidade espectral podem discriminar diferentes variáveis intervenientes da erosão, tais como feições que contribuem para o escoamento superficial (por exemplo, solo exposto e superfícies impermeáveis) e feições controladoras desse escoamento (por exemplo, tipos de cobertura vegetal) (KING et al., 2005). Por outro lado, imagens de satélites com boa resolução espacial permite a visualização direta de solos já erodidos na forma de sulcos, ravinas e voçorocas, bem como possibilitam a extração de dados topográficos como a elevação e inclinação do terreno através do Modelo Digital de Elevação (MDE), sendo este um dos pré-requisitos para os estudos relacionados a erosão (KING et al., 2005).

Evidentemente, a utilização do SIG em estudos sobre erosão do solo, não restringe apenas à identificação e interpretação das informações citadas anteriormente. Existem diferentes outras informações que podem ser extraídas de outros tipos de sensores orbitais, as quais auxiliam na avaliação da erosão. Por exemplo, Vrieling et al. (2008) utilizou uma série temporal de imagens do sistema TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*), para extrair dados de

intensidade de chuvas na região do Triângulo Mineiro. Em combinação com esses dados, o autor utilizou imagens NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), derivadas de produtos do satélite MODIS, e DEM (*Digital Elevation Model*) para mapear o risco de erosão na região.

A utilização do Sensoriamento Remoto e SIG correspondem elevado potencial na análise e integração de diferentes dados e informações ambientais, possibilitando o melhoramento dos sistemas ambientais via propostas de manejo e zoneamentos. O cruzamento de diversos planos de informação espacial (Tabulação Cruzada) consiste numa dessas ferramentas (TAVARES et al., 2003).

No geoprocessamento, a tabulação cruzada compõe uma das operações com arquivos matriciais (*raster*), o qual possibilita o cálculo das áreas das intersecções entre mapas temáticos. Essa operação compara as classes de dois planos de informação (PI) obtendo a distribuição espacial de suas intersecções. Para esse procedimento os mapas devem estar no mesmo sistema de coordenadas e com mesma resolução espacial e mesmo número de pixels (linhas e colunas) (JACINTHO, 2003).

### 3.5 TRANSFORMAÇÃO *TASSELED CAP*

No Sensoriamento Remoto, analisar dados terrestres oriundos de imagens orbitais requer simplificação de informações atribuídas as diversas bandas espectrais em informações que podem “dizer” algo sobre características físicas das classes da cena. Três etapas são aplicadas nessas avaliações que são: compreender o significado da combinação (álgebra de mapas) das bandas espectrais para as classes de interesse; condicionar as informações das diversas bandas espectrais a um conjunto de informações menores e manuseáveis; extração das características da cena mediante as informações comprimidas. A aplicação da Transformação *Tasseled Cap* permite o desempenho dessas três etapas (SANTOS, 2005).

A Transformação *Tasseled Cap* (TTC), desenvolvida por Kauth e Thomas (1976), a priori objetivou a detecção de colheitas agrícolas, aplicando – se inicialmente a dados Landsat MSS. O princípio dessa técnica consiste em uma transformação linear ortogonal, onde um conjunto de eixos fortemente correlacionados com os atributos físicos do solo são gerados a partir da rotação dos eixos das imagens originais. Com isso, a TTC transforma ortogonalmente as 4 bandas originais do sensor em 4 novos componentes denominados Brilho, Verde, Amarelo e um quarto relacionado aos efeitos da atmosfera (SANTOS, 2005). Com o Lançamento do Landsat 4, Crist e Cicone (1984) descobriram novas componentes a partir das 6 bandas

reflexivas do sensor TM (*Thematic Mapper*) sendo as 3 primeiras (brilho, verde e umidade) com significado prático sobre a superfície terrestre.

A geração das componentes vem sendo promovida em outros sensores, dentre eles o CBERS 02B CCD (SHENG, 2011), o sensor QuickBird 2 (YARBROUGH, 2005), o Landsat 8 OLI (ZANCHETTA, 2016) e, recentemente, o Sentinel 2 MSI (NEDKOV, 2017).

Na prática, cada componente pode ser analisada com base nas feições peculiares mostradas na imagem. O brilho possui potencial de distinguir superfícies com pouca ou nenhuma vegetação, devido à alta capacidade de alterar a refletância total dos solos e os processos físicos que o afetam. O verde mostra áreas com vegetação são destacadas, devido à alta refletância no infravermelho oriundo da estrutura interna das folhas, bem como a elevada absorção no espectro visível oriunda dos pigmentos vegetais (clorofila) (VOROVENCII, 2007). Já a componente Umidade está relacionada com o teor de água no solo e na vegetação (SANTOS, 2003).

A Transformação Tasseled Cap é uma rica fonte de técnicas de processamento incluindo os seguintes exemplos: (I) Constitui uma transformação linear que isola o desenvolvimento “verde”, “umidade” e o brilho dos solos, bem como sintetiza uma grande quantidade de dados em informações relevantes pela redução da dimensão das características do espaço; (II) permite estimar e corrigir interferências atmosféricas e os efeitos da umidade mediante o uso de elementos de padrões mensuráveis específicos da estrutura TTC; a cena pode ser classificada de acordo com suas características físicas por meio dos dados incluídos nas bandas, referentes a resposta espectral dos alvos (KAUTH e THOMAS, 1976).

### 3.6 EQUAÇÕES ESTRUTURAIS POR MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS (PLS-SEM)

Existem diversas situações, em que os dados de uma pesquisa não se ajustam a certas condições como a uma distribuição normal multivariada, modelos mais complexos, modelos parcialmente ou totalmente formativos, escassez de dados e/ou modelos teoricamente menos consagrados ou pouco explorados (RINGLE, 2014). Nesses casos, a recomendação é a aplicação de equações estruturais baseadas em variância ou de modelos de Mínimos Quadrados Parciais (HAIR et al., 2011).

A modelagem de equações estruturais com uso de Mínimos Quadrados Parciais (*Partial Least Square - PLS*), é também conhecido por Mínimos Quadrados por Caminhos (PLS – *Path*

*Modeling* ou PLS-PM) (TENENHAUS et al., 2005). O termo “Mínimos Quadrados Parciais” é empregado porque a estimativa dos parâmetros se dá por uma série de regressões de mínimos quadrados. Já o termo “Parciais” é decorrente da estimativa simultânea dos parâmetros de modo iterativo em blocos (ou variáveis latentes) no modelo como um todo (LEE et al., 2011). Wold (1979) foi o pioneiro na introdução da abordagem PLS para modelos de caminhos com variáveis latentes, e posteriormente Wold (1982) e Wold (1985) tornaram-se as principais referências sobre a técnica estatística PLS. Sua aplicação permite o pesquisador analisar de forma simultânea um conjunto de relações teóricas múltiplas entre variáveis latentes dependentes e independentes, por meio de variáveis medidas ou observáveis (HAIR et al., 2016).

Como mostrado nas seções subsequentes com mais detalhes, as variáveis envolvidas na modelagem PLS-PM são descritas por dois modelos que são: (I) Modelo Externo ou modelo de medição dos indicadores relacionados conceitualmente com sua Variável Latente (VL) e (II) o Modelo Estrutural que relaciona as VLs independentes ou endógenas com outras VLs dependentes ou exógenas (TENENHAUS et al., 2005).

A modelagem PLS-PM é bastante difundida em estudos de satisfação ao cliente, *marketing*, estratégia, comportamento organizacional e psicologia (NASCIMENTO, 2016), entretanto, tem sido costumeiramente utilizado em avaliações ambientais devido ao seu elevado potencial preditivo. Por exemplo, Fernandes et al. (2018) aplicaram a modelagem PLS-PM para avaliar as condições de integridade ecológica de duas bacias hidrográficas em Portugal, denominadas Ave e Sabor. Seus resultados mostraram de forma contundente que as variáveis latentes “contaminação” da água na bacia Ave e “fontes pontuais” de poluição de origem urbana na bacia Sabor determinam a perda de biodiversidade nessas localidades.

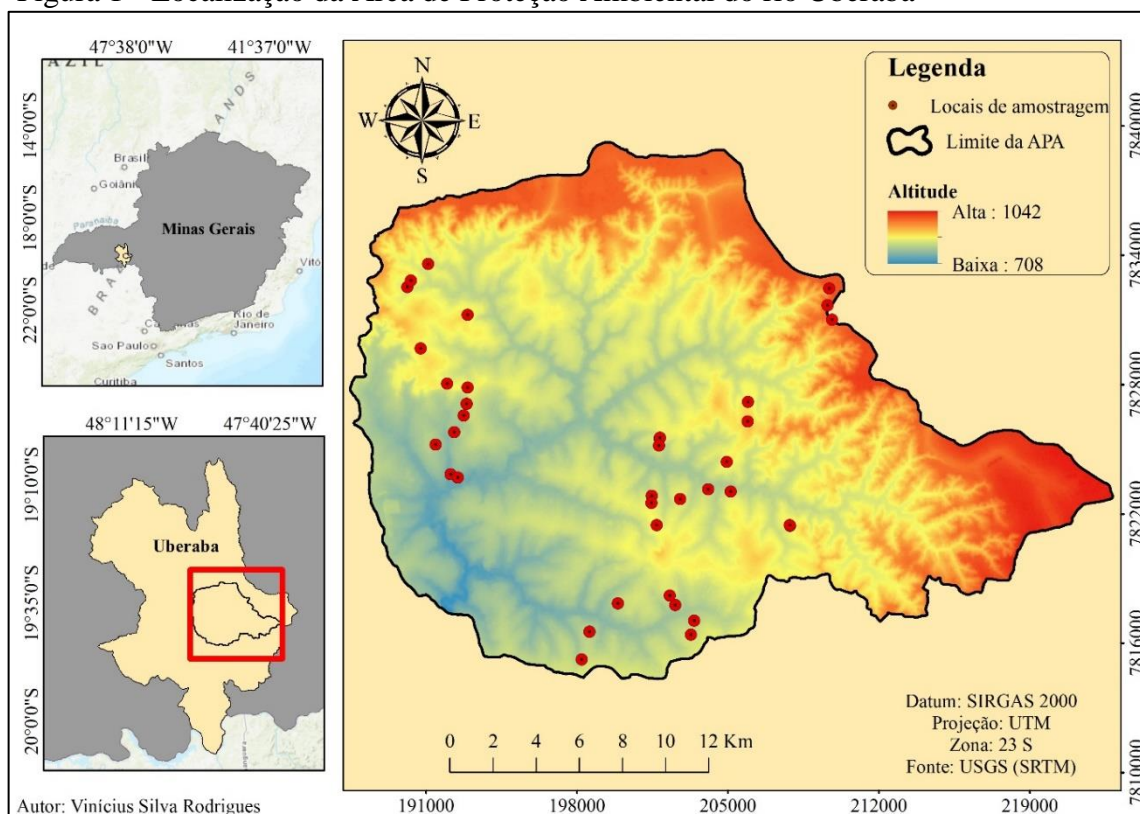
A aplicação da modelagem Estrutural por Mínimos Quadrados Parciais contempla grandes vantagens, que são a não necessidade de um extenso banco de dados (variáveis medidas) para a construção do modelo e a flexibilidade de mudança de cenários possíveis na predição de uma ou mais variáveis latentes dependentes.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Área de Proteção Ambiental (APA) (Fig. 1) é considerada uma zona relevante para conservação dos recursos hídricos, mata nativa, ecossistemas ribeirinhos e do Cerrado, tendo a sua criação respaldo da Lei Estadual de Minas Gerais nº 13.183/1999. Essa região situa-se à montante do ponto de captação de água do município de Uberaba, Estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas  $19^{\circ}10'0''$ – $20^{\circ}0'0''$  sul e  $48^{\circ}11'15''$ – $47^{\circ}40'25''$  oeste (Fig. 1) e abrange uma área de aproximadamente 53.500 ha. O clima é caracterizado pela estação chuvosa entre outubro a março e seca entre abril a setembro (ROLDÃO, 2012), com temperatura média anual entre 20 e 24 °C, sendo outubro e fevereiro os meses mais quentes e julho o mês mais frio (CRUZ, 2003). A APA encontra-se na porção norte/nordeste da bacia sedimentar do Paraná, o qual foi preenchida por arenitos e conglomerados do grupo Bauru pertencentes ao Cretáceo, tendo boa parte coberta por sedimentos aluviais datados do Cenozóico. A pedologia local se resume pela presença de latossolos de graus de fertilidades variadas apresentando textura média (VALLE JUNIOR et al., 2013).

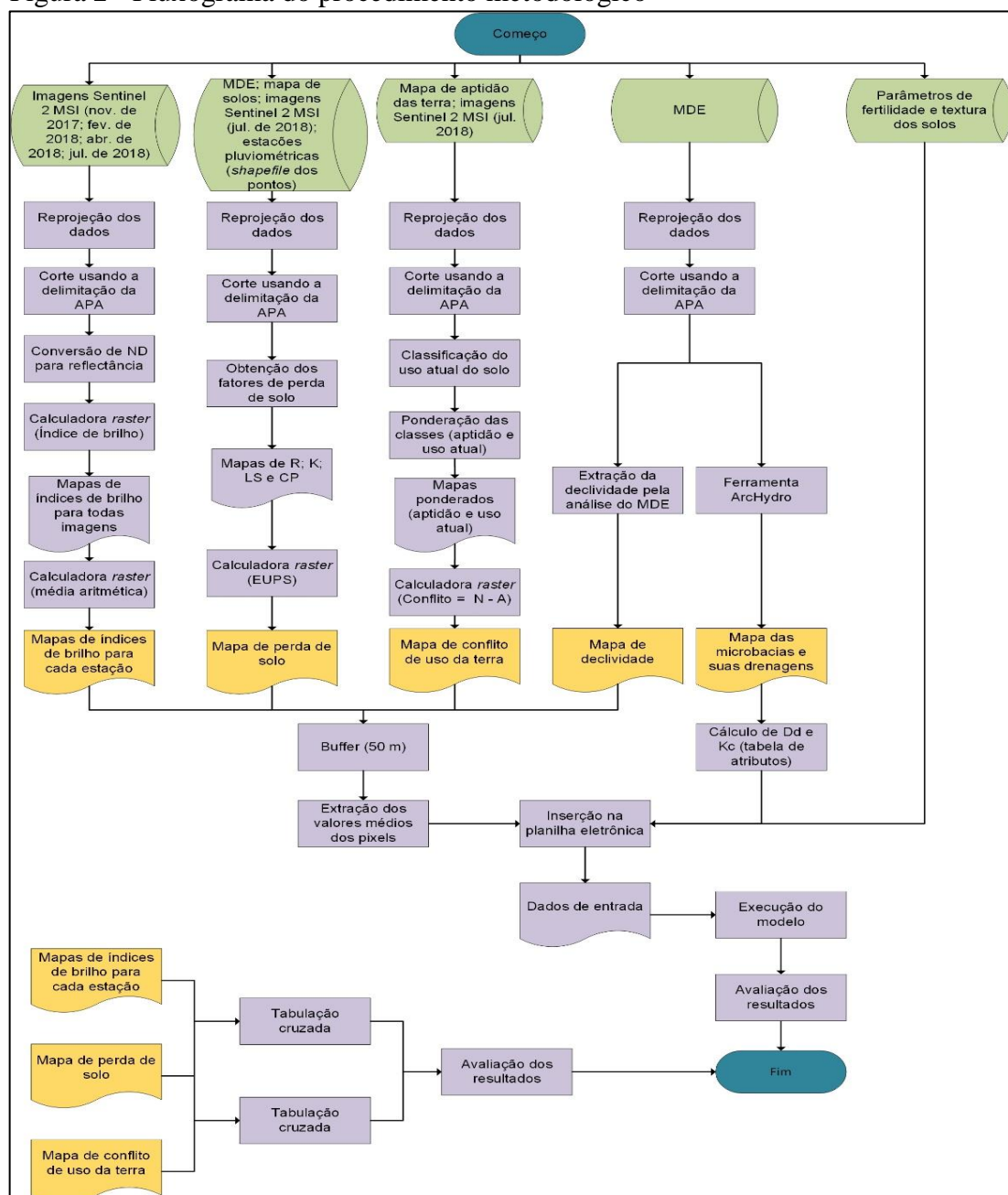
Figura 1 - Localização da Área de Proteção Ambiental do rio Uberaba



## 4.2 METODOLOGIA APLICADA NO ESTUDO

Em síntese, o processo metodológico foi dividido em algumas etapas sendo elas: aquisição dos dados (geográficos e de campo); preparação dos dados geográficos (reprojeção e recorte); criação dos mapas utilizados nas análises; inserção dos dados em uma planilha eletrônica; execução do modelo PLS-PM; execução da tabulação cruzada entre alguns mapas e análise dos resultados. A metodologia utilizada no presente trabalho está resumida no fluxograma da Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma do procedimento metodológico



Fonte: Do Autor, 2019

### 4.2.1 Aquisição e preparação dos dados

Os dados cartográficos utilizados (Tabela 1) foram reprojeto para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS), projeção UTM e zona 23 Sul, seguindo a resolução do IBGE N° 1/2005 que estabelece como novo sistema de referência geodésico para o Sistema Geodésico Brasileiro (SGB) e para o Sistema Cartográfico Nacional (SCN). Os mapas gerados a partir da tabela 1 foram: perdas de solo, índices de brilho, conflito de uso do solo, declividade, delimitações das microbacias e suas drenagens. Desta forma, foram reamostrados para conterem o mesmo número de pixel por imagem, visando a realização da tabulação cruzada e a inserção no modelo PLS-PM. Dados de fertilidade e textura dos solos foram extraídos via análise de amostras de solos em 37 pontos georreferenciados na APA, como representados na Figura 1.

Tabela 1 - Compilação dos dados geográficos utilizados na tabulação cruzada e na modelagem PLS-PM

Tipos de dados	Finalidade dos dados	Fonte	URL da internet Website
Imagens Orbitais Sentinel 2 com 10 metros de resolução datados de 17/11/2017; 14/02/2018; 30/04/2018 e 19/07/2018	Classificação do uso e cobertura do solo e obtenção dos índices de brilho	Serviço Geológico Americano (USGS)	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
Modelo Digital de Elevação (MDE) com 30 metros de resolução	Obtenção do mapa de declividade, do fator LS da EUPS, delimitação automática das microbacias e suas drenagens	Serviço Geológico Americano (USGS)	<a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>
Mapas de solo de Minas Gerais (escala 1:600.000)	Obtenção dos valores de K da EUPS	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos	<a href="http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/">http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/</a>
Shapefile dos pontos das estações pluviométricas	Obtenção dos valores de R da EUPS	Produzido pelo autor através do SIG	-
Mapa de aptidão de uso do solo em formato <i>raster</i> (30 m)	Determinação das áreas de conflito ambiental de uso do solo	Adaptado de Valle Junior (2008)	-

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2019

Uma planilha eletrônica contendo um conjunto de parâmetros medidos foi preparada para ser utilizada como dados de entrada do modelo PLS-PM. Com exceção das microbacias e

drenagens, a inserção dos dados geográficos no modelo foi realizada por meio da criação de *Buffers* de 50 metros no entorno dos pontos de coleta e extração dos valores médios dos pixels dentro dos *Buffers* gerados, através complemento Estatísticas por Zona do QGIS 2.14.13. As delimitações das microbacias e suas drenagens foram realizadas mediante o SIG para possibilitar o cálculo da densidade de drenagem (Dd) e coeficiente de compacidade (Kc) por meio da tabela de atributos. Os valores de cada ponto foram incluídos na planilha de acordo o valor calculado em cada microbacia correspondente. Por fim, os dados de fertilidade e textura dos solos foram inseridos na planilha de forma direta após a análise de alguns parâmetros, a saber Alumínio (Al), Capacidade de troca catiônica (CTC), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg), Carbono Orgânico (CO), H+Al, Fósforo remanescente (P-rem), pH, Silte, Areia e Argila.

#### 4.2.1.1 Perda de solo (EUPS)

A distribuição espacial da erosão do solo na APA foi efetuada por meio da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS). Essa equação considera seis fatores na predição da erosão laminar, sendo eles Erosividade da chuva (R), Erodibilidade dos solos (K), Fator topográfico (LS), Fator de manejo e práticas conservacionista (CP), descrita pela eq. 1 abaixo (WISCHMEIER; SMITH, 1978):

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

Em primeiro momento, efetuou-se a classificação quanto ao uso e cobertura do solo, a partir de imagens orbitais do satélite Sentinel 2, datado de 19 de julho de 2018, de modo a obter os valores de CP. Essas imagens foram adquiridas pelo endereço eletrônico do Serviço Geológico Americano (USGS) e posteriormente convertido os números digitais (DN) em reflectância por meio do método DOS1 (*Dark Object Subtraction*), dentro do complemento SCP (*Semi-automatic classification Plugin*) do Qgis 2.14.13. Após a conversão, as mesmas foram reprojatadas para o Datum padrão do Brasil SIRGAS 2000, com a projeção UTM e fuso 23 sul, e recortadas nas delimitações da APA.

De modo a obter melhor contraste entre os alvos, prosseguiu-se com um empilhamento de bandas, para obter uma composição colorida R8G4B3 falsa cor. O modo de classificação foi supervisionada por meio do algoritmo máxima verossimilhança (*Semi-automatic classification*



*Plugin* do Qgis 2.14.13), utilizando 40 amostras de treinamento, sendo 10 para cada classe (Vegetação nativa, Agricultura, Pastagem e Solo Exposto).

Após a classificação efetuou-se o processo de validação do resultado por meio da estimativa dos índices de exatidão Global e Kappa. Esse processo foi conduzido pela inserção de 40 novas amostras de treinamento espalhadas aleatoriamente na imagem. Para cada amostra foi atribuída sua respectiva classe na cena, pela interpretação visual de camadas auxiliares (imagem com cor real) em ambiente SIG. Por fim, a ferramenta *accuracy* do Qgis 2.14.13 serviu para comparar as amostras com a classificação obtida através do algoritmo classificador, gerando uma matriz de erro, base para o cálculo dos índices de exatidão.

Com base no uso e cobertura do solo, atribuiu-se, para cada classe, os fatores de manejo e práticas conservacionistas (Fator CP). Esse fator foi adotado com base em Valle Junior (2008), que, utilizando os valores propostos por Stein et al. (1987) e as áreas de ocupação de cada tipo cobertura discriminadamente no município de Uberaba, determinou o CP médio ponderado por essas áreas de ocupação (Tabela 2). Para a classe Solo Exposto, que é o cenário mais crítico quanto ao risco de erosão, o valor de CP foi atribuído igual a 1.

Tabela 2 - Valores de CP para as classes de uso e cobertura do solo na APA do rio Uberaba

<b>Classe</b>	<b>Fator CP</b>
Agricultura	0,1637
Pastagem	0,055
Vegetação Nativa	0,0052
Solo Exposto	1,0

Fonte: Adaptado de Valle Junior, 2008

Os valores de erodibilidade dos solos (K) foram adotados também baseado em Valle Junior (2008), que baseado em Denardin (1990), estimou de forma indireta esse fator para a bacia do rio Uberaba, com exceção dos solos Gleissolo Melânico e Argilossolo Vermelho. Para esses solos, adotaram-se valores de Ribeiro e Alves (2007) e Chaves (1994). O mapa dos solos da região, para atribuição dos valores de K, foi extraído mediante a Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-SISEMA). Os valores são mostrados na Tabela 3 abaixo:

Tabela 3 - Valores de erodibilidade dos solos K

<b>Sigla</b>	<b>Solo</b>	<b>Fator K</b>
PVAe	Argilossolo Vermelho Amarelo Eutrófico	0,028
PVe	Argilossolo Vermelho Eutrófico	0,029
GMd	Gleissolo Melânico Distrófico	0,0044
LVAd	Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico	0,02
LVd	Latossolo Vermelho Distrófico	0,017
LVdf	Latossolo Vermelho Distroférico	0,022

Fonte: Adaptado de Valle Junior, 2008; Ribeiro e Alves, 2007; Chaves, 1994

O índice de Erosividade da chuva (R) foi proposto por Wischmeier e Smith (1958) como sendo o produto da energia cinética da chuva (EC) pela intensidade máxima em um período de 30 minutos corridos ( $I_{30}$ ), denominado  $EI_{30}$ . A equação para a energia cinética da chuva, denominada EC, foi desenvolvida por Wischmeier e Smith (1958) e convertida para o sistema internacional de unidades por Foster et al. (1981) sendo expressa por:

$$EC = 0,119 + 0,0873 \cdot \log i \quad (2)$$

Onde:

EC = Energia cinética da chuva em  $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ;

I = Intensidade da chuva dado em  $\text{mm h}^{-1}$ .

No presente trabalho, o fator de erosividade R foi estimado por meio do software NetErosividadeMG (MOREIRA et al. 2008), a qual disponibiliza de forma rápida e inteligente valores de Erosividade  $EI_{30}$  mensal e anual em qualquer local no Estado e Minas Gerais. A geração do mapa de Erosividade seguiu os seguintes procedimentos: (I) Determinação das coordenadas das estações pluviométricas, inseridas na Bacia do rio Uberaba, via plataforma HIDROWEB/ANA (Tabela 2); (II) Importação das coordenadas para o ambiente SIG; (III) Obtenção dos valores anuais do fator R nas coordenadas das estações pluviométricas através do NetErosividadeMG, com a estimativa baseada em Foster et al. (1981); (IV) Interpolação dos valores na Bacia, por meio do método IDW (Ponderação pelo inverso da distância); (V) Recorte do mapa do fator R nas delimitações da Bacia.

Tabela 4 - Valores de Erosividade da chuva nas estações pluviométricas dentro da Bacia do rio Uberaba

Estação	Coordenada X	Coordenada Y	Altitude	Fator R
Uberaba	821413,505	7811427,745	797	6750
Uberaba (SBUR)	819663,8968	7813306,313	779	6770
PCH Martins Uberaba	823482,7823	7816561,69	816	6726
Itiguapira	834676,0264	7836746,922	961	7428
Veríssimo	782074,396	7822473,294	694	6895
UHE Porto Colômbia	773132,9011	7796470,148	495	6703

Fonte: HIDROWEB/ANA (Localização das estações); USGS (Altitude); NetErosividadeMG (Fator R)

O fator topográfico LS foi obtido de forma fragmentada, com base em Desmet e Gover (1996) para a estimativa do fator L (Eq. 3) e McCool et al. (1987) para o cálculo do fator S (Eq. 4 e 5). A metodologia para a espacialização do comprimento de rampa (L) envolve o conceito de área de contribuição e o procedimento é específico para ambientes SIG, com a utilização dos Modelos Digitais de Elevação. Desmet e Gover (1996) propuseram a seguinte equação para o fator L:

$$L_{ij} = \frac{[(A_{ij-in} + D^2)^{m+1} - (A_{ij-in})^{m+1}]}{[D^{m+2} \cdot x_{ij}^m \cdot (22,13)^m]} \quad (3)$$

Onde:

ij = Coordenadas de cada pixel na cena que situa a bacia;

L = Fator de comprimento de rampa;

A = Área de fluxo acumulado;

D = Resolução espacial da imagem;

x = Coeficiente em função da direção do aspecto da célula da grade;

m = Expoente do comprimento da inclinação, em função do seu ângulo.

Já o fator S foi determinado por meio das equações de McCool et al (1987), que é bastante utilizado na RUSLE – Equação Universal de Perda de Solo Revisada. Essas equações são descritas da seguinte forma, com o ângulo de declividade  $\theta$  em radianos.

$$S = 10,8 \cdot \sin \theta + 0,03, \text{ se } \tan \theta < 9\% \quad (4)$$

$$S = 16,8 \cdot \sin \theta - 0,5, \text{ se } \tan \theta > 9\% \quad (5)$$

#### 4.2.1.2 Índice de Brilho (*Tasseled Cap*)

O índice de brilho compreende em um dos parâmetros derivados da transformação ortogonal denominada *Tasseled Cap* (TC). De modo geral, essa técnica, introduzida por Kauth e Thomas (1976), converte todas as bandas originais de uma imagem em um conjunto de componentes com significado físico na superfície, denominados *brightness* (brilho), *greenness* (verdor), e *wetness* (umidade). Essa conversão baseia-se em uma transformação linear dos valores originais dos pixels de uma imagem, o que traduz em um conjunto de coeficientes ponderadores. Assim, cada componente da TC é resultado da soma ponderada por esses coeficientes, dos valores das bandas espectrais originais (ZANCHETTA, 2016). O método comumente utilizado para o cálculo dos coeficientes é baseado na técnica de ortogonalização de *Gram-Schmidt*, a qual foi ilustrado por diversos autores (IVITS et al., 2008; JACKSON, 1983; NEDKOV, 2017), sendo inclusive explorado no estudo original de Kauth e Thomas.

Os processos erosivos são mais intensos em locais com solos desprotegidos ou com pouca cobertura vegetal. Assim, o índice de brilho foi extraído de forma isolada devido a sua relação com a variação espectral de solos com essas condições (GLERIANI, 2003; VOROVENCII, 2007). Dessa forma, valores elevados de brilho representam locais mais perturbados, com pouca ou nenhuma proteção no solo (HEALEY et al. 2005).

No presente estudo, imagens Sentinel 2 com 10 metros de resolução foram utilizadas para a geração dos mapas de brilho da APA. As imagens foram adquiridas no endereço eletrônico do Serviço Geológico Americano (USGS). O índice de brilho foi gerado para as estações chuvosa e seca nos períodos de outubro a março e abril a setembro, respectivamente (ROLDÃO, 2012). Inicialmente quatro imagens foram requeridas, sendo nas datas de 17/11/2017 e 14/02/2018 (período chuvoso), e 30/04/2018 e 19/07/2018 (período seco). Segundo os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), houve chuva nas datas referentes ao período chuvoso mostrando valores de precipitação acumulada em 24 horas entre 1 a 3 mm. A partir das imagens a obtenção do índice de brilho para essas estações seguiu os seguintes procedimentos: (I) Recorte das imagens nas delimitações da APA do rio Uberaba; (II) Conversão de DN para reflectância no topo da atmosfera utilizando o plugin SCP do Qgis 2.14.13; (III) Obtenção da componente *brightness* para cada imagem, com base na matriz unitária determinada por Nedkov (2017) (Tabela 5); (IV) Geração dos mapas com os valores médio do índice de brilho para cada estação.

Tabela 5 - Matriz unitária Tasseled Cap (TC) para sensor MSI Sentinel 2

Bandas/Componentes	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7
<i>brightness</i>	0,0356	0,0822	0,1360	0,2611	0,2964	0,3338	0,3877
<i>greenness</i>	-0,0635	-0,1128	-0,1680	-0,3480	-0,3303	0,0852	0,3302
<i>wetness</i>	0,0649	0,1363	0,2802	0,3072	0,5288	0,1379	-0,0001
Bandas/Componentes	B8	B9	B10	B11	B12	B8A	
<i>brightness</i>	0,3895	0,9490	0,0009	0,3882	0,1366	0,4750	
<i>greenness</i>	0,3165	0,0467	-0,0009	-0,4578	-0,4064	0,3625	
<i>wetness</i>	-0,0807	-0,0302	0,0003	-0,4064	-0,5602	-0,1389	

Fonte: adaptado de Nedkov, 2017

Com base na Tabela 5 o índice de brilho de cada imagem foi calculado através da soma ponderada das bandas, por meio da ferramenta *map algebra* do ArcMap 10.1, procedendo-se na seguinte equação:

$$\begin{aligned} \text{BRILHO} = & (0,0356 \times B1) + (0,0822 \times B2) + (0,1360 \times B3) + (0,2611 \times B4) + \\ & (0,2964 \times B5) + (0,3338 \times B6) + (0,3877 \times B7) + (0,3895 \times B8) + (0,9490 \times B9) + \\ & (0,0009 \times B10) + (0,3882 \times B11) + (0,1366 \times B12) + (0,4750 \times B8A) \end{aligned} \quad (6)$$

Os mapas com os valores de brilho médio para cada estação climática foram estimados por meio da aplicação de médias aritméticas, como mostrado abaixo:

$$B_{\text{ch}} = \frac{B_{\text{nov17}} + B_{\text{fev18}}}{2} \quad (7)$$

$$B_{\text{se}} = \frac{B_{\text{abr18}} + B_{\text{jul18}}}{2} \quad (8)$$

Onde:

$B_{\text{ch}}$  = Índice de Brilho no período chuvoso;

$B_{\text{se}}$  = Índice de Brilho no período seco;

$B_{\text{nov17}}$  = Índice de Brilho em novembro de 2017;

$B_{\text{fev18}}$  = Índice de Brilho em fevereiro de 2018;

$B_{\text{abr18}}$  = Índice de Brilho em abril de 2018;

$B_{\text{jul18}}$  = Índice de Brilho em julho de 2018;

#### 4.2.1.3 Parâmetros morfométricos (fatores de relevo)

A inserção dos índices morfométricos densidade de drenagem (Dd), coeficiente de compacidade (Kc) e declividade no modelo PLS-PM partiu da avaliação de que auxiliam na compreensão da sensibilidade de bacias à eventos erosivos, tendo em vista a relação quantitativa desses parâmetros no formato do relevo (VALLE JUNIOR et al., 2013). A densidade de drenagem (Dd) é calculada pela razão entre o comprimento total da drenagem e a área da respectiva bacia hidrográfica. A comparação da magnitude desse índice entre bacias hidrográficas, mostra bacias maiores ou menores susceptíveis à erosão. Por exemplo, bacias com Dd classificadas como “pequenas” associam-se a uma série de fatores concomitantes ou não, como a predominância de rochas resistentes, ou solos menos impermeável, ou vegetação densa, ou relevo suave. O inverso dessas condições físico-ambientais é associado a bacias com índice Dd considerada “alta” (ROCHA e KURTZ, 2001).

O coeficiente de compacidade (Kc) compara o perímetro (P) de uma bacia com a de um círculo de mesma área (A) pela relação:

$$Kc = 0,28.(P/\sqrt{A}). \quad (9)$$

Esse fator adimensional varia com o formato da bacia e indica alta ou baixa propensão a enchentes à medida que apresenta um coeficiente mínimo próximo a de uma bacia circular ou um valor elevado (formato mais irregular) respectivamente (VILLELA e MATTOS, 1975). Ambos parâmetros foram extraídos perante a delimitação das sub-bacias e suas drenagens através do complemento ArcHydro do ArcGis 10.1. Desse modo, calculou-se a área e o comprimento total da drenagem de cada sub-bacia através da tabela de atributos. Por fim, a declividade como sendo uma das forças ativas da erosão foi obtida por meio do Modelo Digital de Elevação (MDE) da APA.

#### 4.2.1.4 Conflito Ambiental de uso do solo

O não respeitar da aptidão natural do solo traduz no que se chama de conflito de uso da terra. A aptidão natural da terra foi obtida com base no conceito de coeficiente de rugosidade (RN), o qual é estimado pelo produto dos parâmetros morfométricos densidade de drenagem (Dd) e declividade média (SI). A metodologia para a determinação desse coeficiente é

amplamente detalhada por diversos autores (ROCHA e KURTZ, 2001; VALLE JUNIOR 2008; VALLE JUNIOR et al., 2014b).

Em suma, o valor de RN direciona o uso adequado do solo, onde baixo RN reflete em maior aptidão agrícola, enquanto que RN alto conduz a áreas mais íngremes e desmembradas, propícias para ocupação florestal. Por fim, as pastagens de gado e áreas compostas por uma mistura de pastagem natural e floresta são adequadas quando RN é intermediário. A caracterização da capacidade natural da terra é regida pelos seguintes processos: Cálculo do RN para cada sub-bacia delimitada de uma bacia hidrográfica maior; Cálculo da amplitude dos valores de RN pela subtração entre o RN<sub>máx</sub> e RN<sub>min</sub>, e divisão pelo número de classes de aptidão do solo pré-definidas, sendo definidas por Rocha e Kurtz (2001) como A – agricultura, B – Pastagem, C – Pastagem/floresta e D – Floresta; Alocação das classes às microbacias em resposta as pontuações de RN individuais, possibilitando a criação de um mapa de aptidão natural do solo.

A discrepância entre o uso adequado e o uso real da terra é caracterizado como conflito ambiental de uso da terra. O grau de severidade do conflito pode ser obtido tendo como ponto de partida a ponderação ou codificação das classes de uso atual (A) e natural (N). Valle Junior et al. (2013) define pesos para A e N como sendo 1 (agricultura), 2 (pastagem), 3 (pastagem/floresta) e 4 (floresta). Dessa forma, a magnitude do conflito é obtida pela diferenciação entre os códigos de aptidão ( $1 \leq N \leq 4$ ) e uso atual ( $1 \leq A \leq 4$ ). Regiões onde  $N - A \leq 0$ , representam áreas sem conflito ou com potencial para expansão sustentável agropecuária (valores negativos). As regiões com uso potencial para pastagem ( $N = 2$ ), mas sendo usadas como agricultura ( $A = 1$ ) são denominadas áreas de conflito classe 1 (branda). Contudo, áreas com potencial para ocupação mesclada de floresta e pastagem ( $N = 3$ ) ou somente Floresta ( $N = 4$ ), mas atualmente sendo usada para agricultura ( $A = 1$ ), são configurados conflitos classe 2 (moderada) e classe 3 (severo) respectivamente.

Tendo como pressuposto o risco de degradação do solo está associado ao conflito de uso da terra, as áreas de conflito classe 1 possuem baixo risco, requerendo esforço mínimo com medidas de conservação do solo. Os setores com conflito classe 2 apresentam risco mediano, que pode ser atenuado com a implementação de técnicas de manejo conservacionista, embora essas áreas não sejam recomendadas para agricultura e sim para pastagem ou reflorestamento. Já as áreas com conflito classe 3 apresentam elevado risco de degradação do solo, fazendo-se primordial a preservação da vegetação nativa, já que medidas de conservação seriam insuficientes para evitar a degradação.

### 4.2.2 Tabulação cruzada

Como forma de avaliar as relações espaciais entre mapas realizou-se a tabulação cruzada dos mapas índices de brilho (estação chuvosa e seca); perdas de solo e conflito de uso do solo. O primeiro passo foi reclassificar os mapas, definindo intervalos para posterior comparação. As classes de brilho foram padronizadas para as duas estações, com base na frequência de ocorrência dos valores de brilho na cena, sendo definidas as seguintes classes:  $<0,48$ ;  $0,48$  a  $0,58$ ;  $0,58$  a  $0,70$  e  $>0,70$ . Para o mapa de erosão foi adotado as classes propostas por Silva (2003) em  $t.ha^{-1}.ano^{-1}$ , onde  $<10$  – nula a pequena;  $10$  a  $15$  – moderada;  $15$  a  $50$  – média;  $50$  a  $120$  – média forte e  $>120$  – forte. Por fim, foi utilizado a ferramenta *CROSSTAB* do software IDRISI Selva para comparar e calcular as áreas das intersecções das classes entre planos de informação temáticos. Essa ferramenta compara as classes de uma imagem com as categorias de uma segunda imagem. O resultado é uma tabela na qual os totais de tabulação são listados, complementados com medidas de correspondência de pixel nas classes avaliadas. No presente trabalho, as intersecções foram conferidas entre os pares de mapas índice de brilho/perda de solo e conflito de uso da terra/perda de solo.

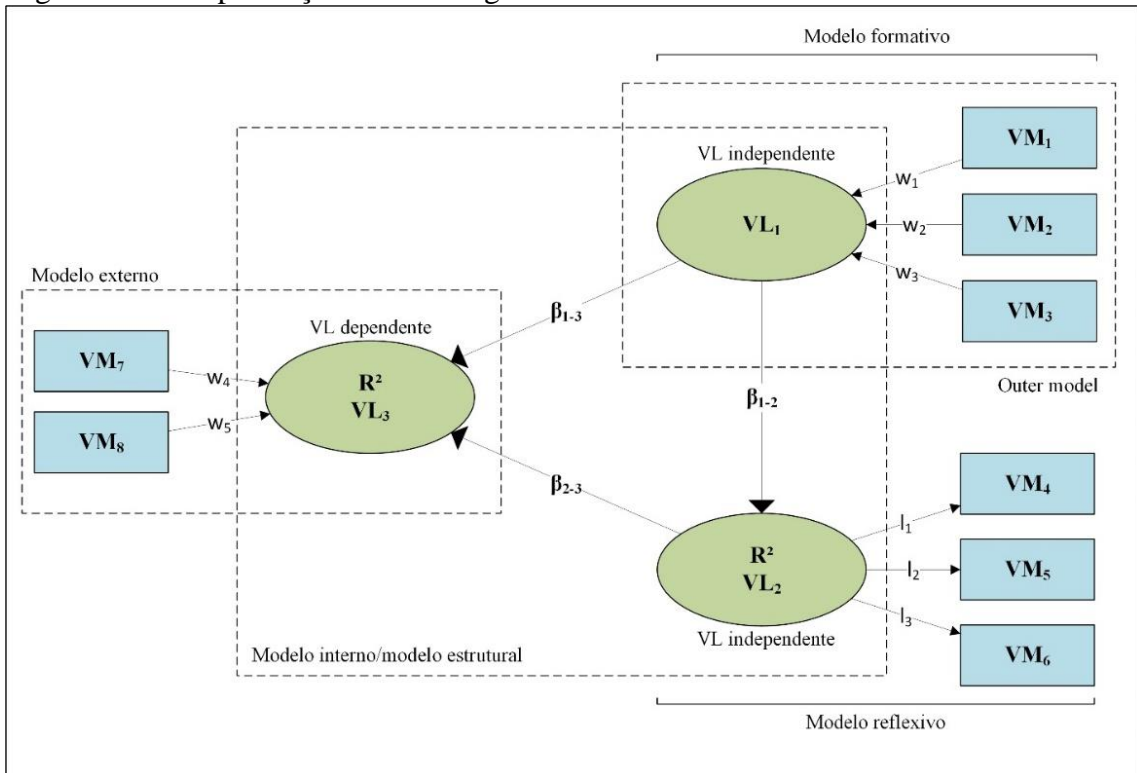
### 4.2.3 Mínimos Quadrados Parciais por Caminhos (PLS-PM)

A modelagem de caminhos PLS-PM mostra a relação entre blocos ou variáveis latentes (VLs), compostas por variáveis medidas (VMs) observadas. A especificação da relação entre variáveis medidas ou observáveis e suas variáveis latentes é denominada modelo externo, enquanto que a relação especificada entre constructos constitui o modelo interno ou modelo estrutural (GORAI, 2015; TENENHAUS et al., 2005). O modelo externo pode ser representado por blocos reflexivos ou formativos que são diferenciados pela forma como são relacionados. No modelo reflexivo as variáveis medidas são consequências das variáveis latentes, enquanto que no modo formativo as variáveis medidas são compostas para representarem as variáveis latentes (SANCHES, 2013) (Fig. 3). O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) indica a variância dos blocos latentes dependentes explicada pelas variáveis latentes independentes por meio de uma série de regressões de mínimos quadrados ordinárias (OLS) (GORAI, 2015). No modelo externo os pesos ( $w$ ) quantificam as conexões entre VM e VL, enquanto que no modelo estrutural os coeficientes de caminho ( $\beta$ ) mensuram os trajetos entre VL, mostrando a influência



direta ou indireta das VLs independentes sobre as VLs dependentes (FERNANDES et al., 2018).

Figura 3 - Exemplificação da modelagem PLS-PM



Fonte: Do Autor, 2019

As pontuações medidas (Eq. 10) e previstas (e.g., VL<sub>3</sub> da Fig. 2; Eq. (7)) das variáveis latentes são calculados da seguinte forma:

$$VL_m = \sum_{i=1}^n (VM_i \times w_i) \quad (10)$$

$$VL_3 = VL_{m,1} \times \beta_{1-3} + VL_{m,2} \times \beta_{2-3} \quad (11)$$

A modelagem PLS-PM foi usada para estimar os efeitos diretos de algumas variáveis sobre a erosão do solo, sendo elas: conflito ambiental de uso do solo, fertilidade do solo, escoamento superficial e fatores de relevo. Essa análise foi realizada por meio do software SmartPLS 3.2.8 (RINGLE, 2015). Inicialmente todas as variáveis medidas foram incluídas no modelo e posteriormente foram feitos ajustes de modo a maximizar o  $R^2$  da variável latente erosão. Os teores de silte, argila e areia foram escolhidos para representar o bloco latente escoamento superficial. A variável latente conflito de uso da terra foi representado por apenas

um indicador que são as classes de conflito. A fertilidade do solo foi representada pelos parâmetros Al, CTC (capacidade de troca catiônica), Ca, H+Al, K, Mg, CO, P-rem. Os fatores de relevo foram representados pelos parâmetros morfométricos declividade, densidade de drenagem (Dd) e coeficiente de compactação (Kc). Finalmente, a VL dependente (erosão) foi representada pelas VMs perdas de solo e índices de brilho nas estações secas e chuvosas.

## 5 RESULTADOS

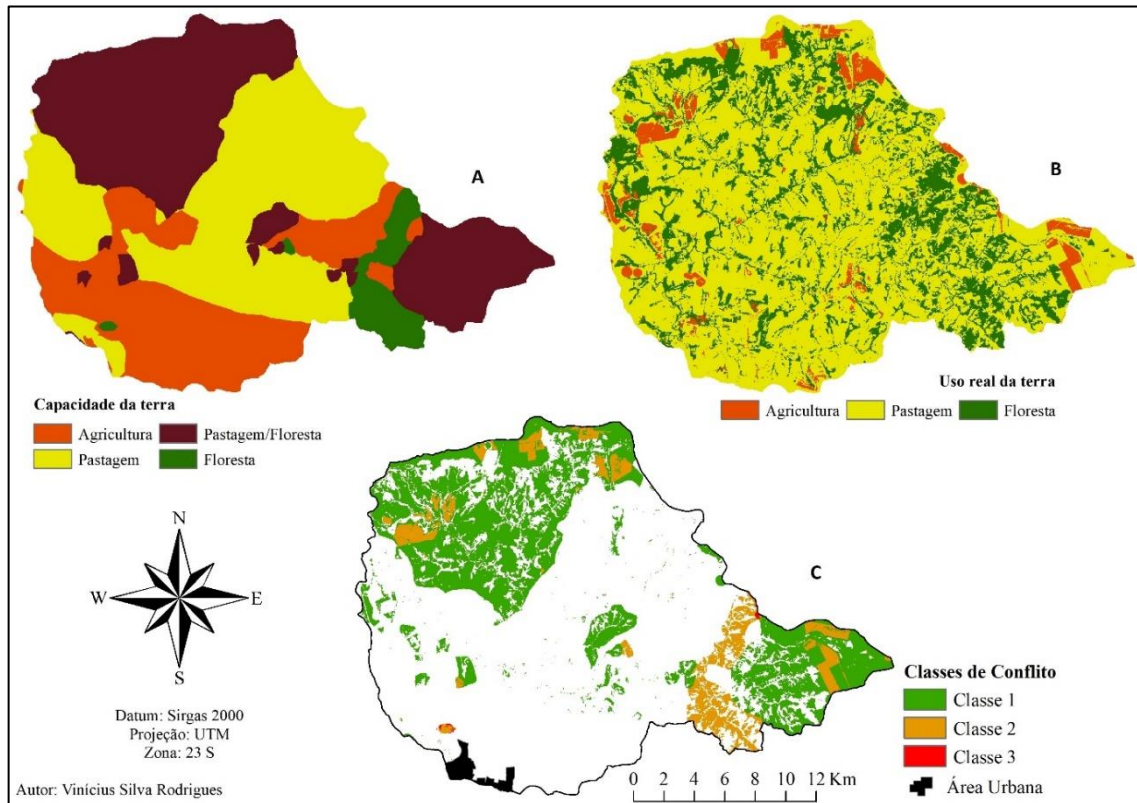
### 5.1 DESCRIÇÃO GERAL DOS PRODUTOS CARTOGRÁFICOS

O resultado da classificação do uso do solo na região de estudo mostrou-se satisfatório com índice Global de 80% e índice Kappa de 0,68. Para o índice Kappa o resultado é classificado como “muito boa” de acordo com os níveis de desempenho de classificação apresentado por Landis e Koch (1977). É importante ressaltar que o mapa de uso e cobertura do solo foi utilizado tanto para obtenção do fator CP na EUPS quanto para determinação do mapa de conflito de uso do solo. Entretanto, nesse último, a classe solo exposto não foi considerada, já que não se aplica à teoria dos conflitos ambientais proposto por Valle Junior (2008), sendo essa reclassificada como agricultura (pousio) ou pastagem (pastagem degradada). Desse modo, o processo validação se deu para o mapa utilizado na espacialização do fator CP com a inclusão da classe solo exposto.

Os dados georreferenciados extraídos em ambiente SIG, estão representados pelos mapas das figuras 4, 5 e 6. As Figuras 4A e 4B mostram os mapas de aptidão e uso atual do solo, bem como o mapa de conflito ambiental de uso do solo (Fig. 4C). Na Fig. 4A o setor de central da APA apresenta aptidão para pastoreio de gado, permitindo as regiões leste e norte, a coexistência de um mosaico de pastagens e floresta. Grandes fragmentos de aptidão de uso iguais ocupam áreas específicas da APA. Quando se compara essas áreas com o uso real do solo (Fig. 4B), é perceptível o contraste entre o arranjo espacial e o tamanho das classes, onde no uso real os fragmentos são menores e espalhados na APA. Essa divergência gerou as regiões de conflitos ambientais de uso do solo, mostrados na Fig. 4C.

As áreas em cor branca no mapa de conflito representam regiões em conformidade com a aptidão ou com algum potencial para expansão agropecuária. Embora na tabulação cruzada esses valores tenham sido unidos para representar a classe “sem conflito”, na análise multivariada PLS-PM foram considerados a média dos valores brutos de conflito ambiental em cada *buffer* de 50 metros. A Figura 4C mostra que uma parte considerável da APA é afetada por áreas com conflito classe 1, desenvolvidos principalmente onde as áreas de coexistência de pastagem e floresta foram substituídas por áreas de pastagens contínuas. É possível observar com mais detalhes essas áreas no mapa ampliado do Anexo B.

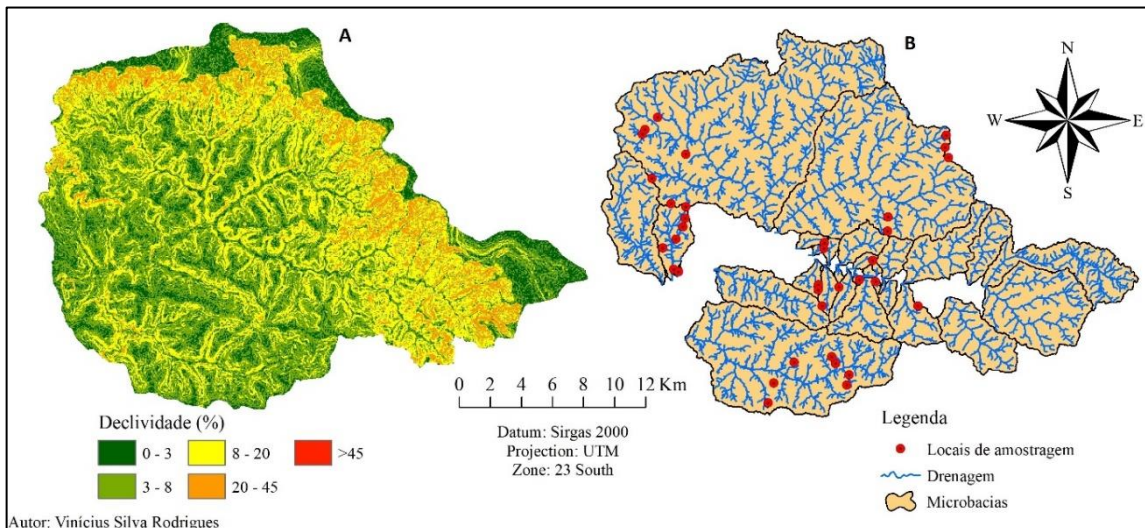
Figura 4 - Distribuição espacial das classes de aptidão natural, uso atual e conflito de uso do solo na APA do rio Uberaba



Fonte: Do Autor, 2019

A APA apresenta as maiores declividades ao longo das bordas sudeste a noroeste aproximadamente (Fig. 5). Nesses locais, predominam os argissolos, as quais, devido à baixa infiltração, produzem maior escoamento superficial, acarretando a relevos mais acidentados (VALLE JUNIOR, 2008).

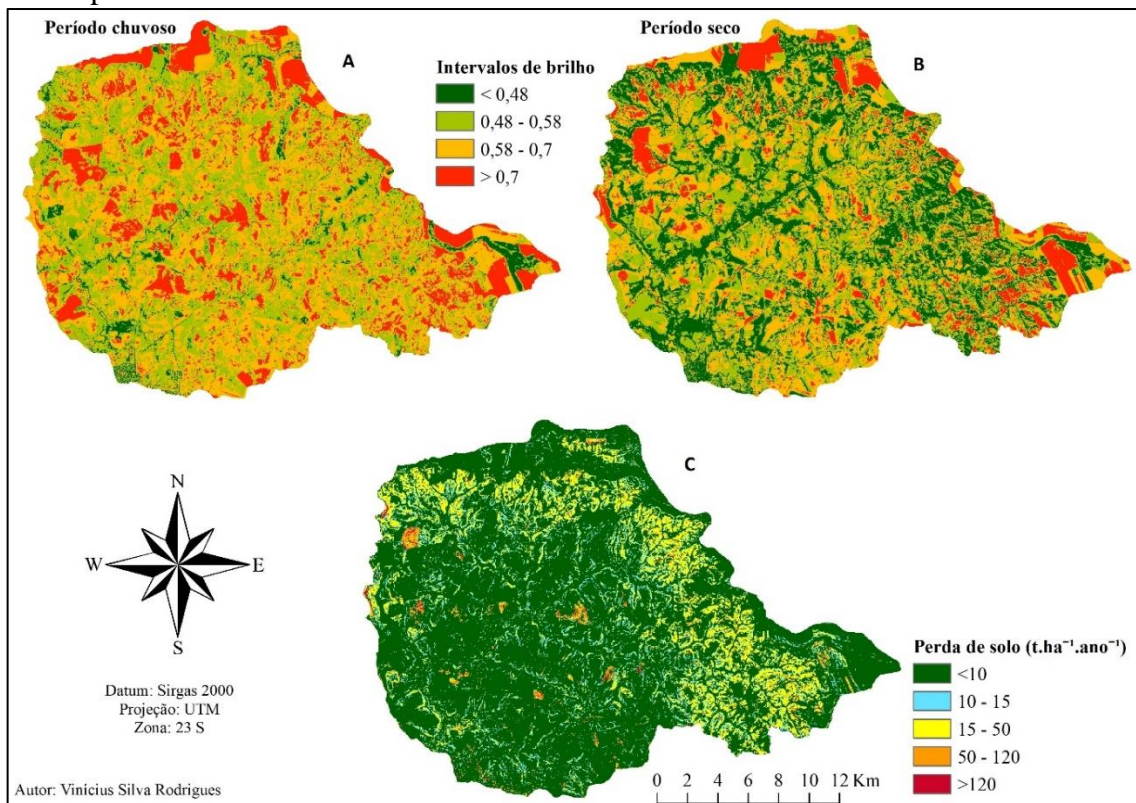
Figura 5 - Distribuição espacial das classes de declividade e delimitação das microbacias inseridas na APA do rio Uberaba



Fonte: Do Autor, 2019

Na análise das classes de brilho na estação chuvosa e seca observa-se diferença na distribuição espacial das classes entre os dois períodos (Fig. 6A e 6B). Na estação seca as classes são mais distribuídas uniformemente, enquanto na chuvosa os valores encontram-se em grande parte acima de 0,48. As classes de perda de solo nos mostram que estão situadas em locais mais íngremes (compare a Fig. 6C com 5A). Os produtos cartográficos ampliados das Figs. 5 e 6 são mostrados nos Anexos C, D, E, F e G.

Figura 6 - Distribuição espacial das classes de índice de brilho para as estações chuvosa e seca e perda de solo na APA do rio Uberaba



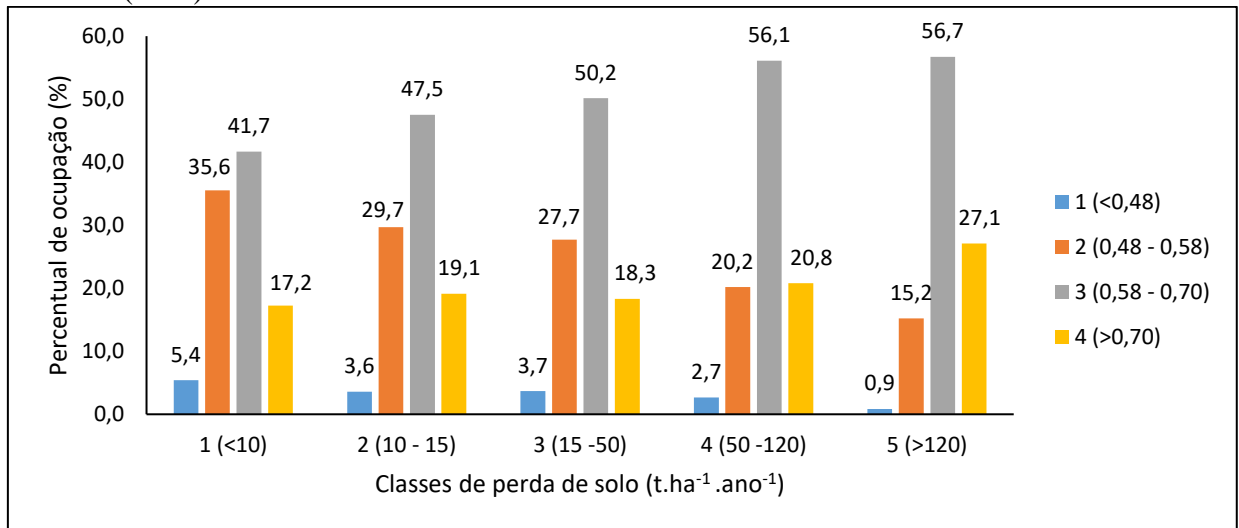
Fonte: Do Autor, 2019

## 5.2 RESULTADOS DA TABULAÇÃO CRUZADA (*CROSS TABULATION*)

A percentagem das classes de brilho nos períodos chuvoso (BPC) e seco (BPS) dentro das classes de perda de solo estão representadas nas Figuras 7 e 8. No período chuvoso, a junção das classes de brilho 2 e 3, com valores entre 0,48 e 0,70, ocupam 77,3%, 77,2% e 77,9% das classes de perda de solo 1, 2 e 3 respectivamente. Porém, as maiores perdas de solo, ocorrem as classes 4 e 5, as quais após a tabulação cruzado determinou-se haver relação com o aumento do brilho. As classes de brilho 3 e 4 somadas (> 0,58), ocupam 76,9% e 83,8% da área as classes 4 e 5 de erosão. A análise na estação seca (BPS), mostra melhor distribuição dos valores de

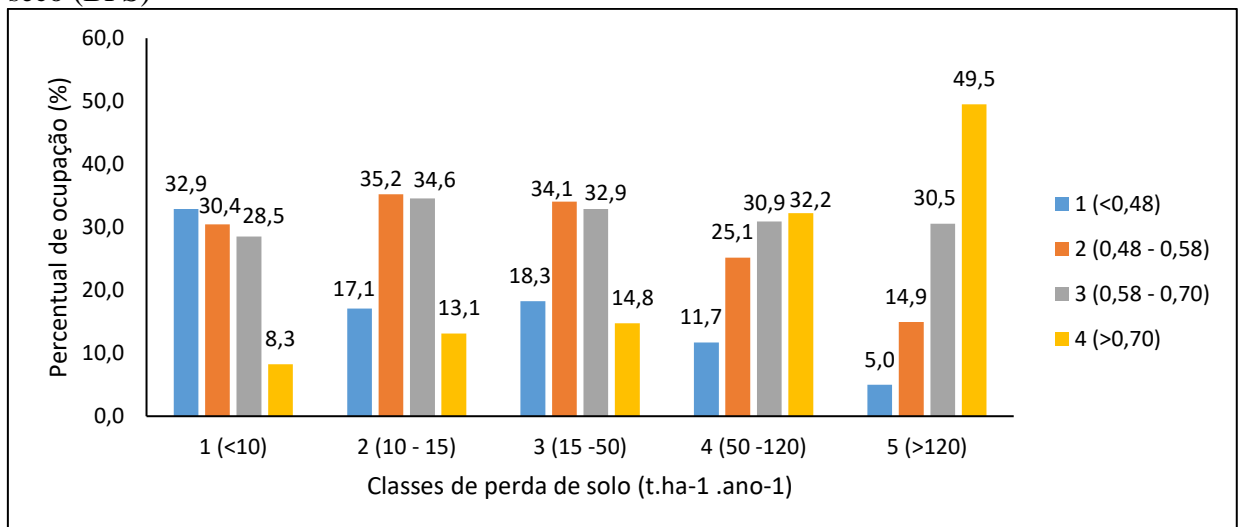
brilho dentro das classes erosão. Dentro da classe 1 de erosão, 63,3% da área predomina valores baixos de brilho (abaixo de 0,58). Nas classes 2 e 3 de erosão há predomínio de valores de brilho situados nas classes 2 e 3. Valores de brilho acima de 0,58 ocupam 63,1% e 80,0% das áreas das classes 4 e 5 de erosão respectivamente. Perdas acima de  $120 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  associam-se em grande parte a classe 4 de brilho ( $> 0,7$ ) (Fig. 7 e 8).

Figura 7 - Tabulação cruzada entre as classes de perda de solo e índice de brilho no período chuvoso (BPC)



Fonte: Elaborado pelo Autor, 2019

Figura 8 - Tabulação cruzada entre as classes de perda de solo e índice de brilho no período seco (BPS)

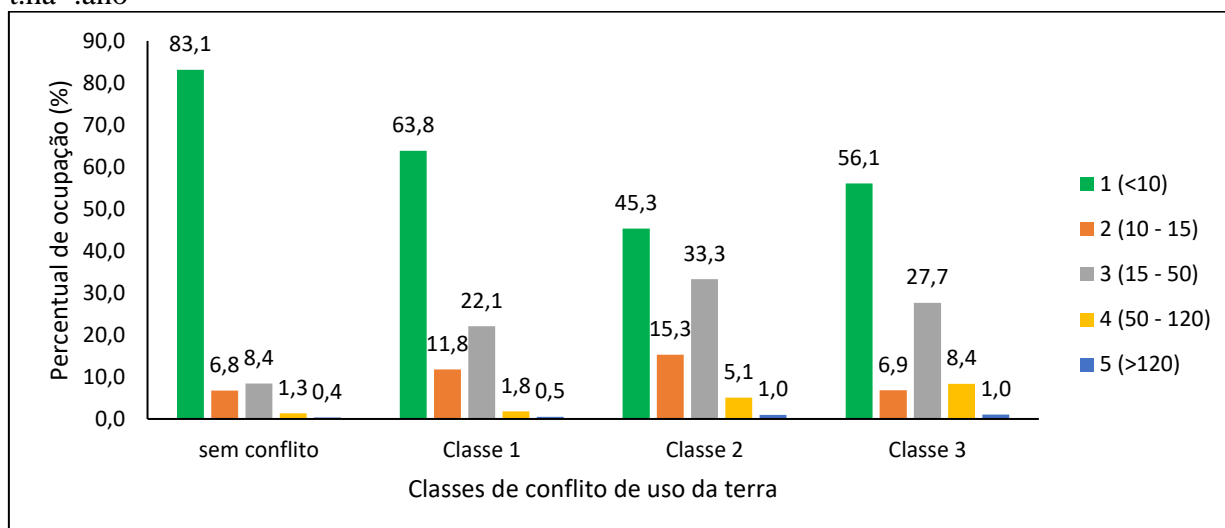


Fonte: Elaborado pelo Autor, 2019

A distribuição espacial das classes de perda de solo dentro das áreas com e sem algum tipo de conflito ambiental de uso do solo é mostrado na Figura 9. As áreas sem conflito

apresentam 89,9% da ocupação por regiões com perdas de solo nulas a moderadas, enquanto apenas 10,1% dessas áreas apresentam perdas acima 15 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Contudo, nas áreas com conflito apresentam perdas de solo nas classes média a forte em 24,4% (Conflito classe 1), 39,4% (Conflito classe 2) e 37,1% (Conflito classe 3).

Figura 9 - Tabulação cruzada entre conflito ambiental e perda de solo. Perda de solo dado em t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>



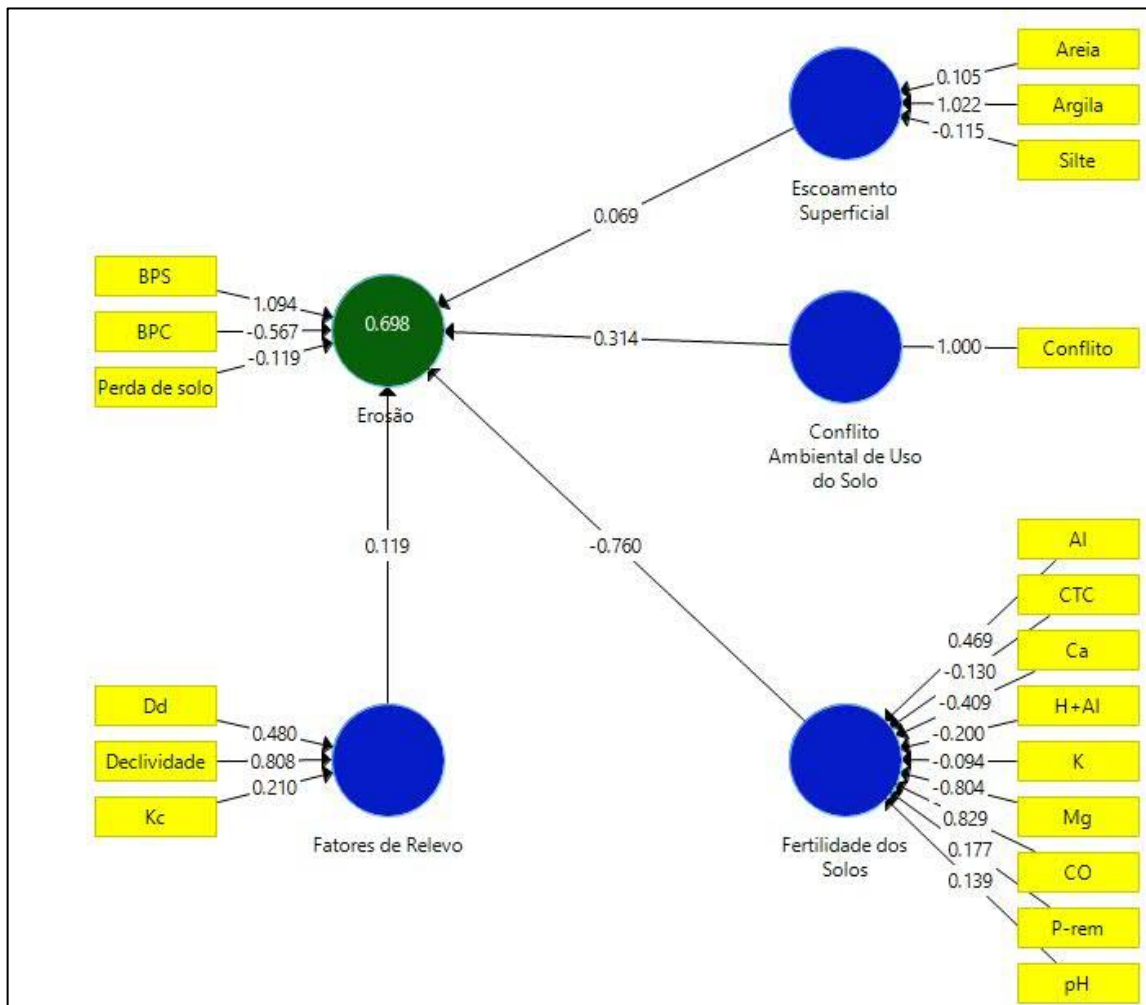
Fonte: Elaborado pelo Autor, 2019

### 5.3 MODELO DE MÍNIMOS QUADRADOS PARCIAIS POR CAMINHOS (PLS-PM)

O objetivo da análise PLS-PM foi testar diversas combinações lineares no modelo estrutural de modo que a variância explicada da variável latente dependente (VL) fosse maximizada. Em primeiro momento todas as variáveis medidas (VMs) foram inseridas no modelo formando as cinco variáveis latentes (erosão do solo, escoamento superficial, conflito ambiental de uso da terra, fertilidade do solo e fatores de relevo). O segundo passo foi avaliar a multicolinearidade ou redundância entre os indicadores na formação dos constructos. Elevadas correlações entre VMs levam a estimativas instáveis dos pesos de cada VM sobre sua VL, tornando difícil a distinção de suas influências (DIAMANTOPOULOS, 2008). Essa análise foi feita com base no fator de inflação da variância (VIF), sendo aceitos valores abaixo de 10 (DIAMANTOPOULOS, 2008). Nesse caso, nenhuma variável medida obteve VIF maior do 10, mantendo assim todas os indicadores. Por fim, foi feito uma reavaliação do modelo, de tal forma que a variância explicada da VL erosão fosse a maior possível, sem alterar o significado dos constructos. Assim, dentre diversas modificações feitas no modelo, eliminou-

se as variáveis medidas Kc (fatores de relevo) e teores de areia e silte (escoamento superficial), pois tinham menores pesos ( $w$ ) na formação de seus constructos (0,210, 0,105 e -0,115) (Fig. 10). Segundo Diamantopoulos (2008) indicadores pouco significativos para uma VL devem ser considerados para a eliminação, já que pouco representam seus constructos. Essa prática também foi aplicada para as outras VLs, porém a retirada de qualquer outra VM implicou em menor coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para a VL erosão, diminuindo sua variância explicada. Assim, manteve-se os demais indicadores, chegando a um modelo otimizado (Fig. 11). Assim, os modelos estruturais antes e depois da reavaliação apresentam-se nas Figuras 10 e 11.

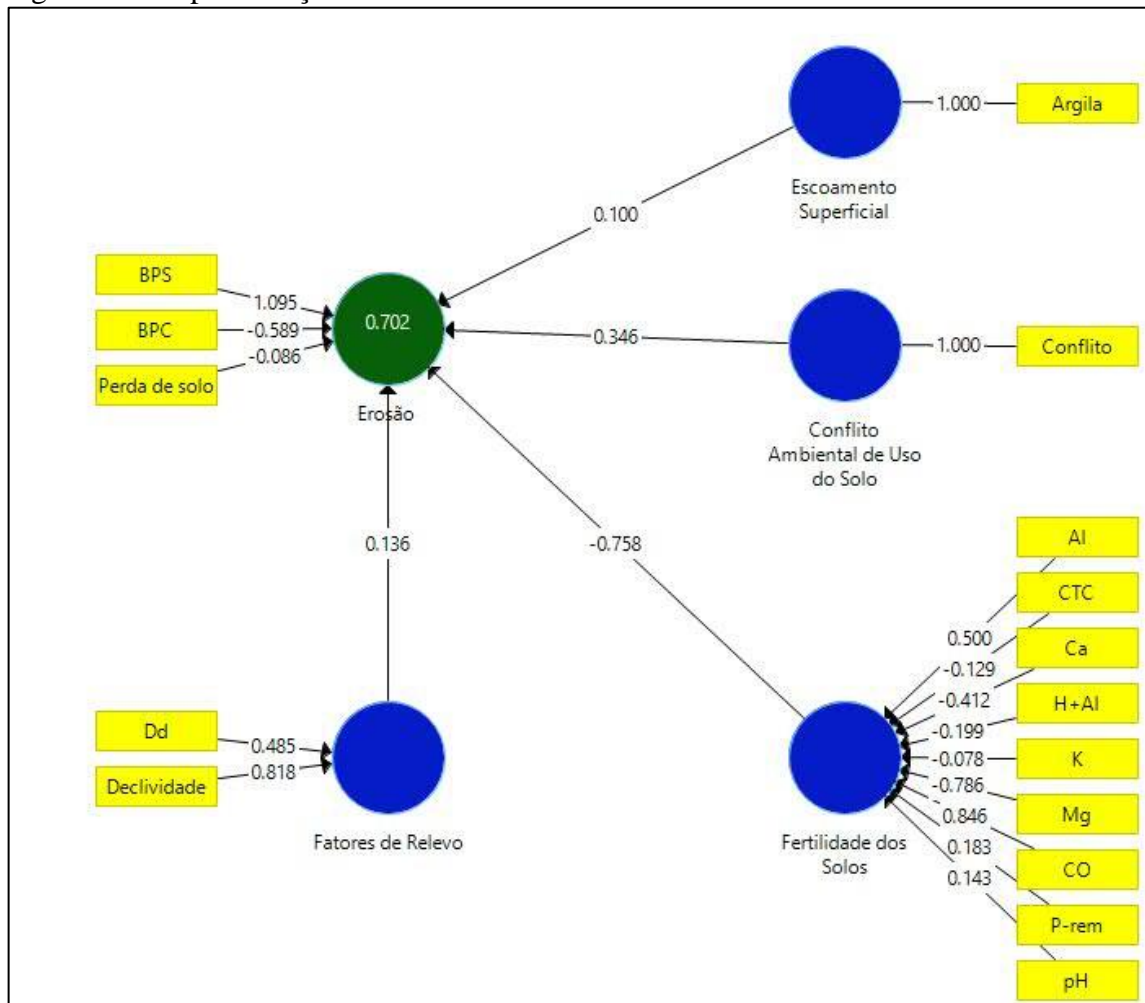
Figura 10 - Representação do modelo estrutural PLS-PM antes da reavaliação, com variáveis medidas não colineares



Fonte: Do Autor, 2019



Figura 11 - Representação do modelo estrutural final PLS-PM



Fonte: Do Autor, 2019

A análise do modelo estrutural final (Fig. 11), foi realizado através do coeficiente de determinação  $R^2$  da variável latente Erosão, sendo um critério essencial para essa análise (GORAI, 2015). Falk e Miller (1992) argumentam que um  $R^2$  acima de 0,10 para as VL dependentes garante significado estatístico e prático no modelo. Já Sanches (2013) classifica esse coeficiente nas seguintes categorias: Baixo para  $R^2 \leq 0,30$ ; Moderado para  $0,30 < R^2 < 0,60$  e elevado para  $R^2 \geq 0,60$ . Nesse estudo o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi de 0,702 o que significa que a variância explicada para erosão é considerada alta. As influências diretas de Fatores de Relevância (FR), Fertilidade do Solo (FS), Conflito de uso da Terra (CT) e Escoamento Superficial (ES) é apresentado na seguinte equação:

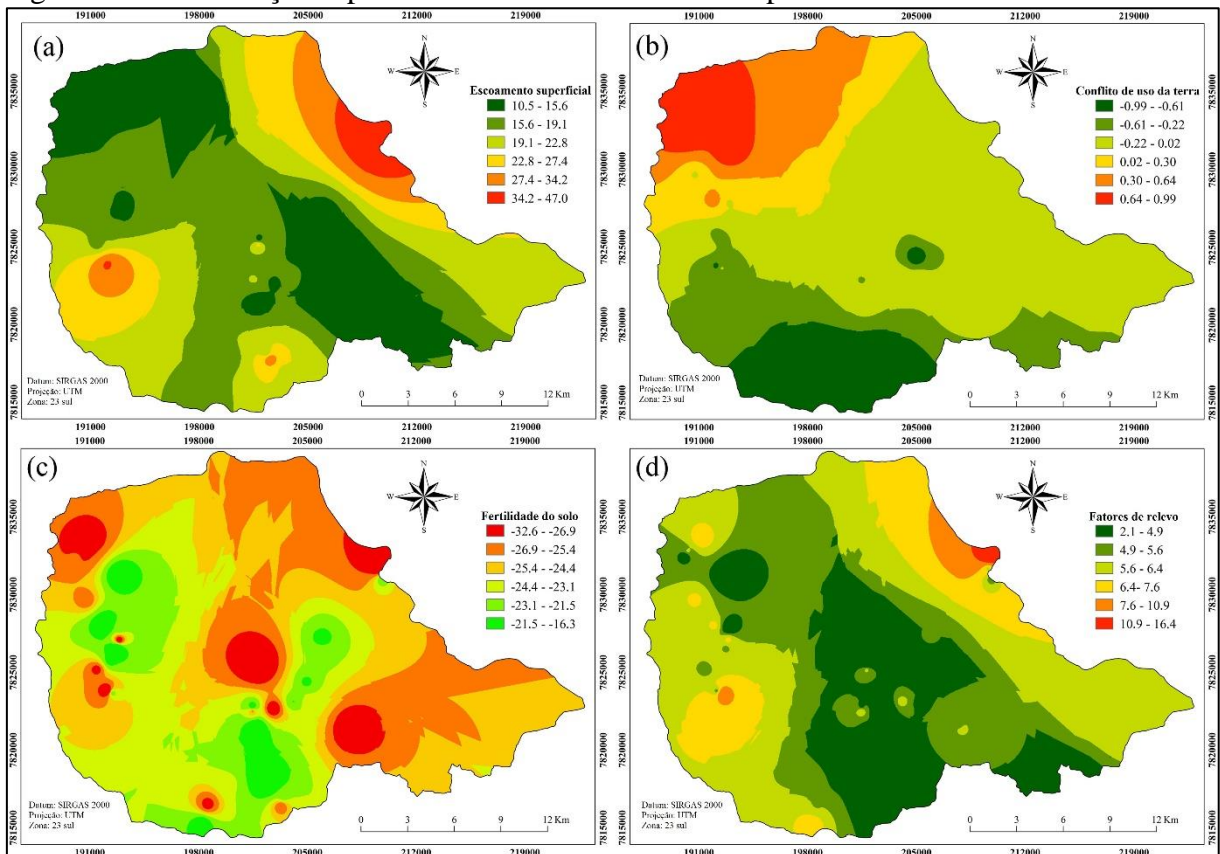
$$\text{Erosão} = 0,136 \times \text{FR} - 0,758 \times \text{FS} + 0,346 \times \text{CT} + 0,100 \times \text{ES} \quad (12)$$

A variável medida mais importante para os fatores de relevo é a declividade ( $w = 0,818$ ), enquanto que para a fertilidade do solo os maiores pesos são das VMs Al ( $w = 0,500$ ), CO ( $w = 0,846$ ) e Mg ( $w = -786$ ) como mostrado na Fig. 11.

## 5.4 ESPACIALIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS LATENTES

A distribuição espacial das variáveis latentes independentes e da variável latente dependente são representadas pelas Figs. 12 e 13 respectivamente. Com base nos pesos ( $w$ ) e nos coeficientes de caminho ( $\beta$ ), considerados nas Eqs. 10 e 11, estimou-se as pontuações para cada VL.

Figura 12 - Distribuição espacial das variáveis latentes independentes.



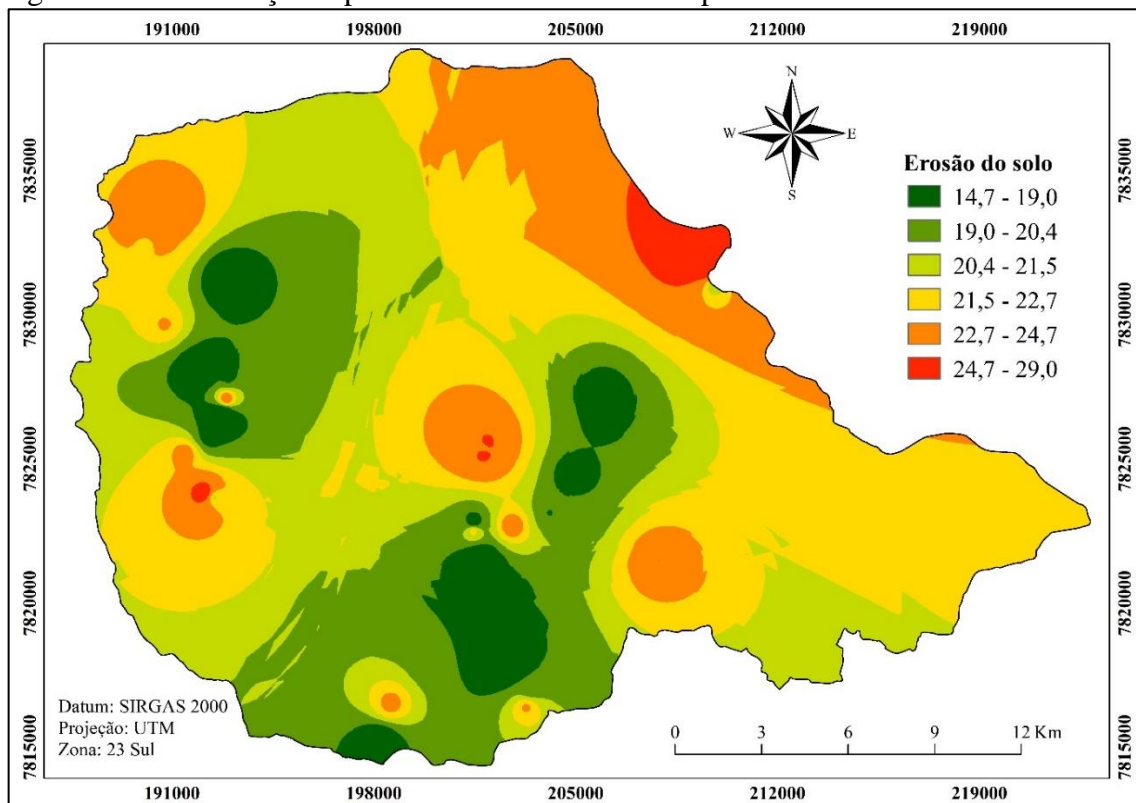
Fonte: Do Autor, 2019

A região nordeste da APA contém pontuações grandes a muito grandes das variáveis latentes “Escoamento superficial” (27,4 a 47,0) e “Fatores de relevo” (7,6 a 16,4), bem como pontuações baixas a muito baixas para a VL “Fertilidade do solo” (-25,4 a -32,6). Assim, é importante priorizar esse setor na implementação de medidas conservacionistas. Já na região

noroeste da APA mostraram pontuações elevadas as variáveis latentes “Fertilidade do solo” (-25,4 a -32,6) e “Conflito ambiental de uso da terra” (0,3–0,99). Tendo em vista que essas VLs são as mais influentes no modelo PLS-PM gerado, deve-se priorizar essa região no que concerne às medidas de conservação da terra.

Em uma segunda etapa de aplicação de medidas de conservação segue a região sudoeste da APA como prioritária, onde as VLs “Escoamento superficial”, “Fatores de relevo” e “Fertilidade do solo” apresentam pontuações menores do que na região nordeste nos seguintes intervalos: 22,8 - 34,2, 6,4 - 10,9 e -26,9 a -24,4, respectivamente. Por fim, a região central da APA apresenta apenas a VL “Fertilidade do solo” com pontuações grandes a muito grandes, compreendendo um setor menos preocupante para instigação das práticas de conservação da terra.

Figura 13 - Distribuição espacial da variável latente dependente "Erosão do solo"



Fonte: Do Autor, 2019

As pontuações da variável latente “Erosão” (Fig. 13) foram estimadas por meio da Eq. 11. Sua aplicação mostrou que ao longo da região nordeste as pontuações foram altas a muito altas (22,7 – 29,0) e nos demais setores as pontuações foram moderadas a altas (21,5 – 24,7). Esse arranjo espacial reforça a noção de que a região nordeste tem prioridade em ações efetivas de conservação do solo.

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 ANÁLISE DAS TABULAÇÕES CRUZADAS

A utilização dos parâmetros índice de brilho no período chuvoso (BPC) e índice de brilho no período seco (BPS), como dois dos três formadores da VL erosão, constitui uma das novidades do presente estudo. A representatividade da erosão por esse índice é apropriada, pois existe relação entre índice de brilho e erosão do solo. Segundo Healey et al. (2005) valores elevados de brilho representam locais mais perturbados, com pouca ou nenhuma proteção do solo, o que tem efeito direto sobre os processos erosivos. Nessa conjuntura, Saadat et al. (2014), por meio de observações de campo e imagens de satélite Landsat 7 ETM+, encontrou uma correlação lógica entre o grau de severidade da erosão do solo e a tendência da variação do índice de brilho. Os resultados desse estudo mostraram claramente que a intensidade de erosão e índice de brilho são diretamente proporcionais, obtendo um mapa de intensidade de erosão com 96% de precisão global. Na análise realizada por meio da tabulação cruzada, relacionou-se a perda de solo e o índice de brilho, nas estações chuvosa e seca. Na estação seca há uma separação mais nítida dos valores de brilho dentro das classes de erosão do que na estação chuvosa, tendo essa, poucos locais com valores de brilho abaixo de 0,48 (Fig. 6 e 7). Isso relaciona-se ao grande potencial erosivo das chuvas na região, as quais são coincidentes com o período de preparo do solo para o plantio (VALLE JUNIOR et al., 2012; VALLE JUNIOR et al., 2013), o que amplia o processo erosivo, e, portanto, a ocorrência de valores maiores de brilho em épocas chuvosas. Desta forma, a tabulação cruzada mostrou que os valores de brilho obedecem a um padrão similar às classes de erosão, onde maiores perdas de solo tendem a aumentar valores de índice de brilho, corroborando com o estudo de Saadat et al. (2014).

O uso da tabulação cruzada possibilitou a análise do papel do conflito ambiental de uso da terra sobre a erosão. A utilização dessa ferramenta vem sendo bastante difundida, sobretudo para análise espacial de regiões conflituosas quanto ao uso dos solos (COSTA et al., 2019; VALLE JUNIOR et al., 2014a; VALLE JUNIOR et al., 2014b; VALLE JUNIOR et al., 2015b). No contexto da erosão na bacia do rio Uberaba, Valera et al. (2017) mostrou, por meio de tabulação cruzada, que as áreas com baixa perda de solo são cinco vezes mais abrangentes em áreas sem conflito de uso da terra do que nas regiões conflituosas, e que perdas de solo maiores aumentam sua ocupação quando situados em áreas de conflito. Os resultados da tabulação cruzada do presente trabalho mostraram-se condizentes com aqueles encontrados por Valera et al. (2017), uma vez que um percentual baixo da região sem conflito associa-se a perdas médias

a elevadas (10,1%), tendo esse percentual quase quadruplicada quando associado a regiões de conflito classe 2 e 3.

## 6.2 ANÁLISE DO MODELO ESTRUTURAL PLS-PM

A amplitude e o sinais dos coeficientes de caminho ( $\beta$ ), expostos na Eq. (12) e Fig. 11, mostram como cada variável latente contribui para a erosão do solo na área de estudo. Embora o bloco escoamento superficial tenha sido representado por apenas uma VM (teor de argila), seu efeito positivo sobre a erosão ( $\beta = 0,100$ ) se mostra coerente, mesmo obtendo baixa magnitude em comparação as outras VLs. Desse modo, a intensificação do escoamento superficial amplifica o processo de erosão do solo. Além disso, Hayduk (2012) argumenta que uma VL pode ser descrita por apenas uma VM desde que esta seja melhor representativa, como o teor de argila para descrever o escoamento superficial. De fato, o teor de argila no solo pode definir a ocorrência de escoamento superficial em um evento de chuva. Solos ricos em argila possuem mais microporos, ocasionando menores capacidade de infiltração, que quando superado pela intensidade de precipitação geram o escoamento superficial. Esse fenômeno em estágio avançado acarreta no desprendimento, via tensão cisalhante, e transporte das partículas de solo, característico de eventos erosivos (PRUSKI, 2009).

Os fatores de relevo, representados pelos parâmetros morfométricos densidade de drenagem (Dd) e declividade, também contribuíram positivamente para a erosão no modelo final ( $\beta = 0,136$ ) (Fig. 7). Esse comportamento era de ser esperado, uma vez que, em geral, as características geomorfológicas têm sua importância nos processos erosivos (COSTA et al., 2019). Partindo da comparação dos mapas de declividade e de solos da APA, as maiores declividades ocorrem em locais com predominância de Argissolos. Valle Junior et al. (2013) também observaram esse aspecto na bacia do rio Uberaba, argumentando que esse fato leva a altas velocidades de escoamento superficial em períodos chuvosos, o que amplifica os eventos erosivos nesses locais. Com relação à densidade de drenagem (Dd), Rocha e Kurtz (2001) afirmam que na comparação entre bacias hidrográficas valores elevados de Dd estão relacionados com o aumento do risco de erosão.

O modelo gerado mostrou que o desrespeito da aptidão natural da terra exerce um efeito direto considerável sobre a erosão ( $\beta = 0,346$ ). O conflito de uso da terra é visto como um dos principais responsáveis pela erosão do solo (VALLE JUNIOR et al., 2014a), embora seus efeitos se estendam à diversas outras condições ambientais adversas, como a perda de

fertilidade do solo (VALERA et al., 2016), comprometimento da qualidade da água superficial e subterrânea (PACHECO; FERNANDES, 2016; VALLE JUNIOR et al., 2014b) e da qualidade ecológica de ecossistemas ribeirinhos (VALLE JUNIOR et al., 2015a). Essas consequências ambientais são amplificadas à medida que aumenta a intensidade do conflito, dado por suas classes (VALLE JUNIOR, 2008). Em um estudo realizado por Pacheco et al. (2014), previram que a perda de solo poderia ser 86% menor em regiões de conflito classe 2 se respeitada a aptidão, e 54% menor em locais de conflito classe 3 se estas regiões fossem ocupadas por florestas. Já Pacheco e Fernandes (2016), analisando uma série de bacias hidrográficas de Portugal, constataram que regiões conflituosas, caracterizadas por vinhedos em encostas íngremes de grande potencial erosivo, foram responsáveis pelo enriquecimento de nitrato em rios e lagos dessas bacias. Tendo em vista todo esse arcabouço científico, bem como a tabulação cruzada entre perda de solo e conflito discutido na seção anterior, não é surpresa que o conflito de uso da terra tenha tamanho peso nos processos erosivos, como mostrado no modelo realizado.

A fertilidade, contém maior parcela de influência sobre a erosão ( $\beta = -0,758$ ) (Fig. 11). O sinal negativo significa que o declínio da fertilidade leva ao aumento da erosão. Apesar da erosão agir como precursora da perda de fertilidade e aumento da degradação do solo, o decréscimo da fertilidade amplifica os processos erosivos, condicionado pelo enfraquecimento das unidades estruturais do solo (LAL, 2001). A matéria orgânica, nesse caso, representa o principal componente que proporciona estabilidade aos agregados do solo, e seu declínio pode provocar desagregação dos mesmos, sendo o aumento da erosão um dos impactos gerados. No presente estudo o Carbono Orgânico (CO) possui maior peso na formação da VL fertilidade do solo (Fig. 11), sendo este um parâmetro muito utilizado na quantificação da matéria orgânica, devido ao seu alto teor na fração orgânica dos solos. Com isso, é possível que a elevada influência da Fertilidade do solo sobre a erosão esteja mais engajada na diminuição de CO e, portanto, na instabilidade dos agregados de solo. Esse fato pode ser agravado quando situado em regiões de conflito ambiental de uso da terra. Isso foi apresentado por Valera et al. (2016) que, em seu estudo realizado na Bacia do rio Uberaba, demonstrou que o aumento de áreas de conflito reduz significativamente os teores de matéria orgânica no solo. Já Hancock et al. (2019), analisando duas bacias hidrográficas na Austrália, observaram que locais susceptíveis à erosão se relacionam com a queda de carbono orgânico no solo na região. Esses estudos mostram a necessidade da conservação do solo, com o objetivo de atenuar a erosão e seus efeitos prejudiciais a economia local e aos ecossistemas.

A espacialização das variáveis latentes ao longo da APA (Fig. 12 e 13), permitiu constatar regiões prioritárias na implementação de medidas de conservação. Em áreas onde um grande número de variáveis latentes apresentava maiores pontuações foram considerados prioritários para tomada de ações efetivas de conservação. Esses números podem ajudar no planejamento do uso do solo, bem como as autoridades responsáveis da APA a preservar os valores naturais protegidos. As Figs. 12 e 13 poderiam também auxiliar na regularização de parte do plano de manejo da APA (<http://www.uberaba.mg.gov.br/>), no que diz respeito à zona 4, referente as áreas de conservação dos recursos naturais.

## 7 CONCLUSÕES

O presente estudo mostrou que os valores de índice de brilho tendem a aumentar quando associados espacialmente a maiores perdas de solo, sendo esses indicadores eleitos para representarem a variável latente dependente Erosão do solo no modelo PLS-PM. O emprego da modelagem estrutural de Mínimos Quadrados Parciais mostrou-se hábil na discriminação dos fatores que elucidam a erosão, para o conjunto de dados extraídos na APA do rio Uberaba. Essa abordagem trouxe um  $R^2$  satisfatório de 0,702, denotando que 70,2% da variável Erosão é predita pelas variáveis Fatores de Relevo, Fertilidade do solo, Conflito de Uso da Terra e Escoamento Superficial. As condições de fertilidade do solo e conflito de uso da terra proporcionaram os maiores efeitos sobre a variável erosão. O efeito da fertilidade está principalmente engajado na desestruturação dos agregados traduzido pelo déficit CO, parâmetro adjunto a Matéria Orgânica. Esse fato é potencializado quando há desrespeito à aptidão natural da terra levando a degradação do solo e amplificação de processos erosivos. A relação espacial entre conflito e erosão foi constatada mediante tabulação cruzada, a qual evidenciou que regiões de conflito podem incrementar as perdas de solo. Locais sem conflitos então mais associadas a baixas perdas, enquanto que há uma tendência de incremento de perda de solo quando associado a áreas conflituosas. A ampliação dos processos erosivos via desrespeito à capacidade natural e manejo inadequado do solo culminam em severos impactos ambientais, sociais e econômicos. Nesse sentido, através dos resultados do modelo, foi proposto a conservação de áreas prioritárias na região nordeste da APA, uma vez que, esta foi caracterizados por elevadas pontuações das VLS “Erosão do solo”, “Escoamento superficial”, “Fertilidade do solo” e “Fatores de relevo”.



## REFÊRENCIAS

- AIELLO, A.. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. **Catena**, [s.l.], v. 131, p.174-185, ago. 2015.
- ALEMU, T. et al. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologia**, [s.l.], v. 66, p.1-11, set. 2017.
- BAMGBADE, J.A. et al. Analysis of some factors driving ecological sustainability in construction firms. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 208, p.1537-1545, jan. 2019.
- BARROSO, D. G.; SILVA, M. L. V. Poluição e conservação dos recursos naturais solo e água. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 16, n. 176, p. 17-24, 1992.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone Editora, 2012. 355 p.
- BERTONI, J. O espaçamento de terraços em culturas anuais, determinado em função das perdas por erosão. **Bragantia**, Campinas, 1959.
- CÂMARA, G.; DAVIS JR, C.A.; MONTEIRO, A.M.V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. INPE, 2001.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.
- CHAVES, H. M. L.. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**: relatório final de consultoria. Brasília: Codevasf, 1994. 35 p.
- COSTA, R. C. A. et al. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 81, p.689-704, fev. 2019.
- CRIST, E. P.; CICONE, R. C.. Application of the Tasseled Cap Concept to Simulated Thematic Mapper Data. **Photogrammetric Engineering And Remote Sensing**, [s. l.], v. 50, n. 3, p.343-352, mar. 1984.
- CRUZ, L. B. S. **Diagnóstico Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba - MG**. 2003. 181 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- DENARDIN, J. E.. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113 f. Tese (Doutorado) - Curso de Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.
- DESMET, P.J.J.; GOVERS, G.. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal Of Soil And Water Conservation**, [s.i.], v. 51, n. 5, p.427-433, set./out. 1996.
- DIAMANTOPOULOS, A. Advancing formative measurement models. **Journal Of Business Research**, [s.l.], v. 61, n. 12, p.1203-1218, dez. 2008.

DUBE, T. et al. Use of Landsat series data to analyse the spatial and temporal variations of land degradation in a dispersive soil environment: A case of King Sabata Dalindyebo local municipality in the Eastern Cape Province, South Africa. **Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/b/c**, [s.l.], v. 100, p.112-120, ago. 2017.

DURDYEV, S. et al. A partial least squares structural equation modeling (PLS-SEM) of barriers to sustainable construction in Malaysia. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 204, p.564-572, dez. 2018.

ESRI – Environmental System Research Institute. **Understanding GIS – The ARC/INFO method**. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 1997. 526 p.

FALK, R. F.; MILLER, N. B.. **A primer for soft modeling**. Akron: University Of Akron Press, 1992. 102 p.

FERNANDES, L. S. S. et al. A partial least squares – Path modeling analysis for the understanding of biodiversity loss in rural and urban watersheds in Portugal. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 626, p.1069-1085, jun. 2018.

FERREIRA, A.R.L. et al. Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 583, p.466-477, abr. 2017.

FLANAGAN, D.C. et al. Overview of the WEPP Erosion Prediction Model. In: FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. (Ed.). **USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation**. Indiana: Usda-ars National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. p. 1-12.

FOSTER, G. R. et al. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal Of Soil And Water Conservation**, [s. L.], v. 36, n. 6, p.355-359, nov./dez. 1981.

FU, C. et al. Relationships among fisheries exploitation, environmental conditions, and ecological indicators across a series of marine ecosystems. **Journal Of Marine Systems**, [s.l.], v. 148, p.101-111, ago. 2015.

GANASRI, B.P.. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, [s.l.], v. 7, n. 6, p.953-961, nov. 2016.

GERLACH, R. W.. Partial least-squares path modelling with latent variables. **Analytica Chimica Acta**, [s.l.], v. 112, n. 4, p.417-421, dez. 1979.

GLERIANI, J. M.. Coeficientes Da Transformação Espectral Tasseled Cap Para Uma Cena Com Predomínio De Latossolo Roxo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** . Belo Horizonte: Inpe, 2003. p. 101 - 107.

GORAI, A. K.. Development of PLS–path model for understanding the role of precursors on ground level ozone concentration in Gulfport, Mississippi, USA. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 6, n. 3, p.389-397, maio 2015.

HAIR, J. F. et al. An assessment of the use of partial least squares structural equation modeling in marketing research. **Journal Of The Academy Of Marketing Science**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.414-433, 7 jun. 2011.

HAIR, J. F. et al. **A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)**. 2. ed. [s.l.]: Sage Publications, 2016. 384 p.

HANCOCK, G.R. et al. Soil organic carbon and soil erosion – Understanding change at the large catchment scale. **Geoderma**, [s.l.], v. 343, p.60-71, jun. 2019.

HAYDUK, L. A.. Should researchers use single indicators, best indicators, or multiple indicators in structural equation models? **Bmc Medical Research Methodology**, [s.l.], v. 12, n. 1, p.1-17, out. 2012.

HEALEY, S. et al. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. **Remote Sensing Of Environment**, [s.l.], v. 97, n. 3, p.301-310, 15 ago. 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Resolução do Presidente do IBGE nº 1**: Altera a caracterização do Sistema Geodésico Brasileiro. [s.l.]: IBGE, 2005. 7 p. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/geodesia/pmrg/leg.shtm>>. Acesso em: 05 abr. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Mapas de precipitação. Precipitação acumulada em 1 dia**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo2/mapasPrecipitacao>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

IVITS, E. et al. Orthogonal Transformation of Segmented SPOT5 Images. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, [s.l.], v. 74, n. 11, p.1351-1364, 1 nov. 2008.

JACINTHO, L. R. de C. **Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto como ferramentas na gestão ambiental de unidades de conservação**: O caso da Área de Proteção Ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo - SP. 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Minerais Hidrogeologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

JACKSON, R.. Spectral indices in N-Space. **Remote Sensing Of Environment**, [s.l.], v. 13, n. 5, p.409-421, nov. 1983.

JETTEN, V. **LISEM Limburg Soil Erosion Model: USER MANUAL**. Utrecht: University Utrecht, 2002. 64 f.

KAUTH, R. J.; THOMAS, G. S.. “The Tasseled Cap — A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT”. In: *SYMPOSIUM ON MACHINE PROCESSING OF REMOTELY SENSED DATA*, 1., 1976, West Lafayette. **Proceedings**. West Lafayette: Purdue University, 1976. p. 41 - 51.

KING, C. et al. The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. **Catena**, [s.l.], v. 62, n. 2-3, p.79-93, ago. 2005.

KUMAR, S. Modelling soil erosion risk based on RUSLE-3D using GIS in a Shivalik sub-watershed. **Journal Earth System Science**, [s. L.], v. 122, n. 2, p.389-398, abr. 2013.

LAL, R.. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 12, n. 6, p.519-539, 2001.

LANDIS, J. Richard; KOCH, Gary G.. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, [s.l.], v. 33, n. 1, p.159-174, mar. 1977.

LEE, L. et al. On the use of partial least squares path modeling in accounting research. **International Journal Of Accounting Information Systems**, [s.l.], v. 12, n. 4, p.305-328, dez. 2011.

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

MATOS, T. V. da S.. **Determinação de áreas de vulnerabilidade à erosão hídrica com base na Equação Universal da Perda de Solo**. 2015. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

MCCOOL, D. K., BROWN, L.C., FOSTER, G.R., MUTCHLER, C.K., MEYER, L.D. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation, **Transactions of the ASAE**, n. 30, 1387–1396, 1987.

MELLO FILHO, J. A.; ROCHA, J. S. M. da. Diagnóstico físico-conservacionista da subbacia hidrográfica do rio Sesmaria, em Resende-RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 21, 1992, Santa Maria. **Anais...Santa Maria: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola**, 1992. p.2178-2191.

MINAS GERAIS (Estado). Lei nº 13.183, de 1999. **Estabelece a criação da Área de Proteção Ambiental do rio Uberaba..** [S. l.], MG, 20 jan. 1999. Disponível em: <<http://leisestaduais.com.br>>. Acesso em: 05 abr. 2019.

MOREIRA, M. C. et al. NetErosividade MG: Erosividade da Chuva em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p.1349-1353, jun. 2008.

MORGAN, R. P. C. et al. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes And Landforms**, [s. L.], v. 23, n. 6, p.527-544, jun. 1998.

NASCIMENTO, J. C. H. B. do. Modelagem de Equações Estruturais com Mínimos Quadrados Parciais: um Exemplo da Aplicação do SmartPLS® em Pesquisas em Contabilidade. **Revista de Educação e Pesquisa em Contabilidade (repec)**, [s.l.], v. 10, n. 3, p.289-313, 2 ago. 2016.

NEDKOV, R.. Orthogonal Transformation Of Segmented Images From The Satellite Sentinel-2. **C. R. Acad. Bulg. Sci.**, [s.i.], v. 70, n. 7, p.687-692, maio 2017.

NOVARA, A. et al. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 622-623, p.474-480, maio 2018.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Estimativa do fator topográfico da USLE a partir de três algoritmos. **Revista Ambiente e Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 217-225, jul. 2010.

PACHECO, F.A.L.; FERNANDES L. S. S. Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified nitrate in river water. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 548-549, p.173-188, abr. 2016.

PACHECO, F. A. L. et al. Science of the Total Environment Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, p. 110–120, 1 jul. 2014.

PACHECO, F. A. L. et al. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [s.l.], v. 5, p.79-86, out. 2018.

PARANHOS FILHO, A. C.. **Sensoriamento Remoto Ambiental Aplicado**. Campo Grande: Ufms, 2008. 198 p.

PRUSKI, F. F. (Ed.). **Conservação de Solo e Água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: Ufv, 2009. 279 p.

QUINIO, M. et al. Separating the confounding effects of farming practices on weeds and winter wheat production using path modelling. **European Journal Of Agronomy**, [s.l.], v. 82, p.134-143, jan. 2017.

RENARD, K. G. et al. **Predicting Soil Erosion by Water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. [s. L.]: U.s. Departament Of Agriculture, 1997. 407 f.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. da G. Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de Técnicas de Geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** . Florianópolis: Inpe, 2007. p. 3039 - 3046.

RINGLE, C. M.. Structural Equation Modeling with the Smartpls. **Revista Brasileira de Marketing**, [s.l.], v. 13, n. 02, p.56-73, 1 maio 2014.

RINGLE, C. M.. "SmartPLS 3". 2015. Disponível em: <<https://www.smartpls.com/>>. Acesso em: 21 fev. 2019.

ROCHA, J. S. M.; KURTZ, S. M. J. M.. **Manual de Manejo Integrado de bacias Hidrográficas**. Santa Maria: Ufsm, 2001. 282 p.

ROLDÃO, A. de F.. Caracterização e Duração das Estações Seca e Chuvosa no Triângulo Mineiro – MG. **Revista Geonorte**, [s.l.], v. 3, n. 8, p.428-440, out. 2012.

SAADAT, H. et al. A new approach for regional scale interrill and rill erosion intensity mapping using brightness index assessments from medium resolution satellite images. **Catena**, [s.l.], v. 113, p.306-313, fev. 2014.

SANCHES, G.. **PLS Path Modeling with R**. Berkeley: Trowchez Editions, 2013. 235 f.

SANTOS, R. L.. "O uso de processamento digital de imagens do sensor **Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER)** na identificação de horizontes coesos em solos dos tabuleiros costeiros da Bahia". 2005. 246 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

SHENG, Li. A tasseled cap transformation for CBERS-02B CCD data. **Journal of Zhejiang University Science B**, [s.l.], v. 12, n. 9, p.780-786, set. 2011.

SHI, Z.h. et al. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. **Journal Of Hydrology**, [s.l.], v. 498, p.165-176, ago. 2013.

SILVA, A. M.. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003. 138 p.

SILVA, M. M. A. P. de M.. **Efeitos naturais e antrópicos na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Uberaba-MG utilizando técnicas de geoprocessamento**. 2018. 89 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Universidade Estadual Paulista (unesp), Jaboticabal, 2018.

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

SONNEVELD, B. G. J. S. et al. Quantifying the impact of land degradation on crop production: the case of Senegal. **Solid Earth**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.93-103, 21 jan. 2016.

STEIN, D. P. et al. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na bacia do Peixe – Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO, 3., 1987, Marília. **Anais...** . Marília: ABGE/DAEE, 1987. p. 105 - 135.

TARBOTON, D. G. A New Method for the Determination of Flow Directions and Upslope Areas in Grid Digital Elevation Models. **Water Resources Research**, v. 33, p.309-319, 1997.

TAVARES, A.C.F. et. al. Expectativa de degradação dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas com auxílio de sistemas de informação geográfica. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 25,n. 2, p.417-424, 2003.

TENENHAUS, M. et al. PLS path modeling. **Computational Statistics & Data Analysis**, [s.l.], v. 48, n. 1, p.159-205, jan. 2005.

TERÊNCIO, D. P. S. et al. Can Land Cover Changes Mitigate Large Floods? A Reflection Based on Partial Least Squares-Path Modeling. **Water**, [s.l.], v. 11, n. 4, p.684-706, 2 abr. 2019.

VALLE JUNIOR, R. F. do et al. A Erosividade das Chuvas na Bacia do rio Uberaba. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 14, p.1-15, jun. 2012.

VALLE JUNIOR, R. F. do. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 2008. 222 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia (produção Vegetal), Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

VALLE JUNIOR, R. F. do et al. Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba. **Gl. Sci Technol**, Rio Verde, v. 6, n. 1, p.40-52, jan./abr. 2013.

VALLE JUNIOR, R. F. do et al. Diagnosis of degraded pastures using an improved NDVI-based remote sensing approach: An application to the Environmental Protection Area of Uberaba River Basin (Minas Gerais, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 14, p.20-33, abr. 2019.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 41, p.172-185, nov. 2014a.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 493, p.812-827, set. 2014b.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 43, p.48-62, fev. 2015a.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Multi Criteria Analysis for the monitoring of aquifer vulnerability: A scientific tool in environmental policy. **Environmental Science & Policy**, [s.l.], v. 48, p.250-264, abr. 2015b.

VALERA, C.a. et al. A legal framework with scientific basis for applying the ‘polluter pays principle’ to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 66, p.61-71, jul. 2017.

VALERA, C.A. et al. The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 562, p.463-473, ago. 2016.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A.. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: Mcgraw-hill do Brasil, 1975. 245 p.

VOROVENCII, I. Use of the “Tasseled Cap” Transformation for the Interpretation of Satellite Images. **Cadastre Journal Revcad**, [s. l.], v. 7, p.75-82, jan. 2007.

VRIELING, A. et al. Timing of erosion and satellite data: A multi-resolution approach to soil erosion risk mapping. **International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation**, [s.l.], v. 10, n. 3, p.267-281, set. 2008.

WILLIAMS, J. R.. SEDIMENT ROUTING FOR AGRICULTURAL WATERSHEDS. **Journal Of The American Water Resources Association**, [s.l.], v. 11, n. 5, p.965-974, out. 1975.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D. D.. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. [s.i.]: Department Of Agriculture, 1978. 67 f.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D. D.. Rainfall Energy and Its Relationship to Soil Loss. **Eos,transactions American Geophysical Union**, [s. l.], v. 39, n. 2, p.285-291, abr. 1958.

WOLD, H. Soft Modeling: The Basic Design and Some Extensions. In: Joreskog, K.G. and Wold, H., Eds., **Systems under Indirect Observations: Part II**, North-Holland, Amsterdam, 1-54. 1982.

WOLD, H.. **Model construction and evaluation when theoretical knowledge is scarce : an example of the use of partial least squares**. [s. l.]: Genève, 1979.

WOLD, H. Partial Least Squares. In: Kotz, S. and Johnson, N.L., Eds., **Encyclopedia of Statistical Sciences**, New York, v. 6, p.581-591, 1985

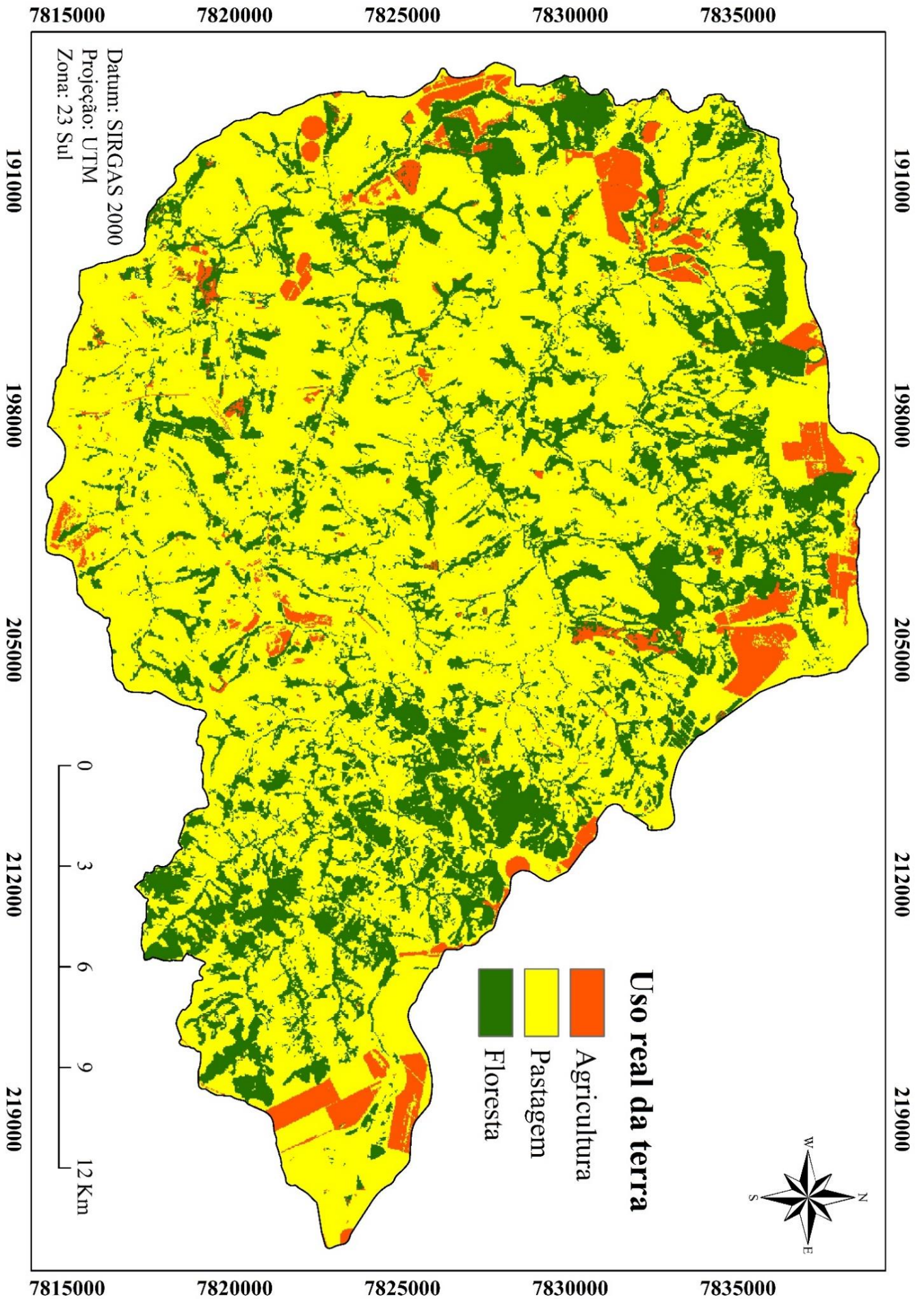
YARBROUGH, L. D.. QuickBird 2 tasseled cap transform coefficients: a comparison of derivation methods. In: PECORA 16 "GLOBAL PRIORITIES IN LAND REMOTE SENSING", 16., 2005, Sioux Falls. **Proceedings...** . [s. L.]: Asprs, 2005. p. 1 - 9.

ZANCHETTA, A. Monitoring desertification by remote sensing using the Tasseled Cap transform for long-term change detection. **Natural Hazards**, [s.l.], v. 83, n. 1, p.223-237, jul. 2016.

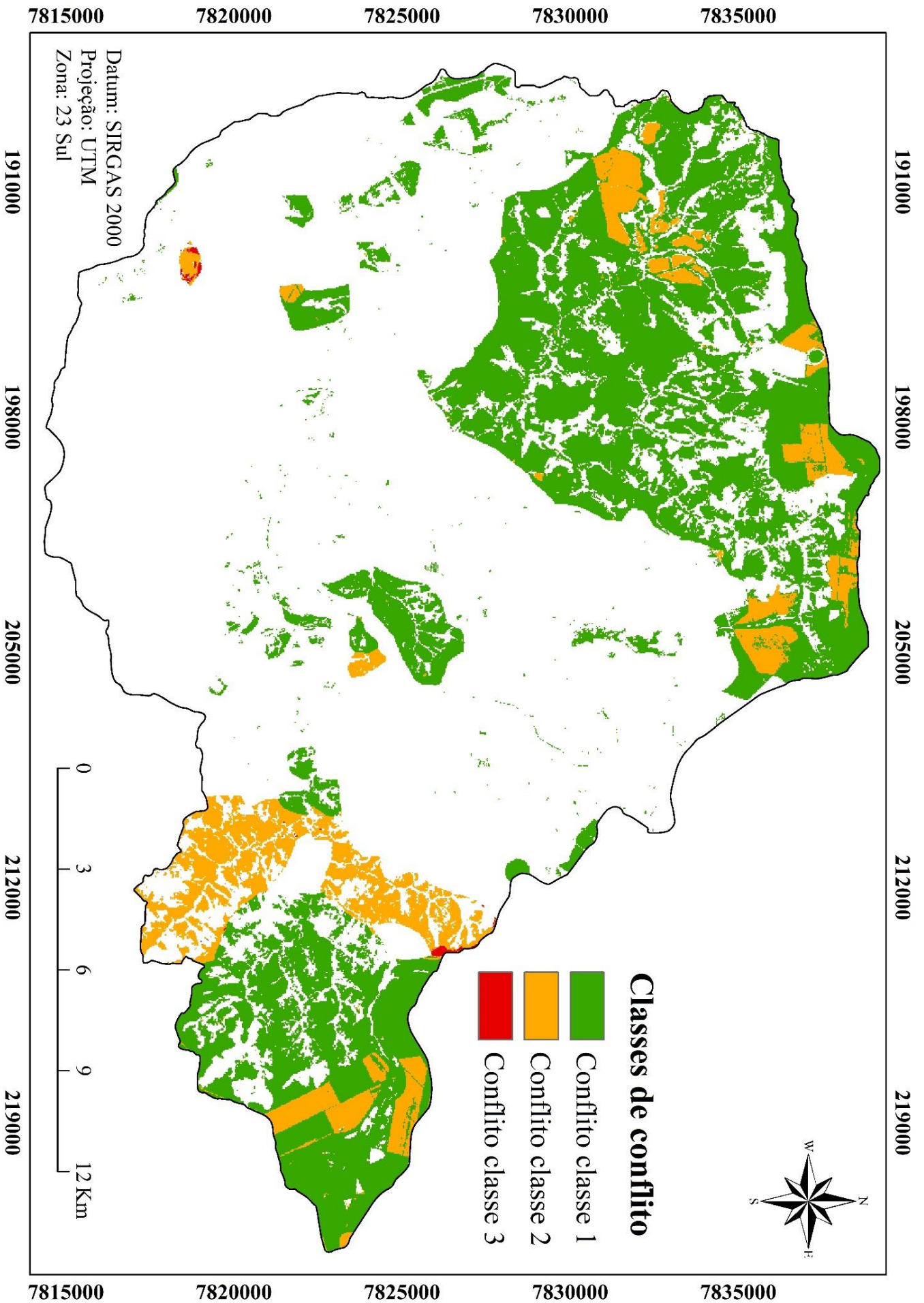
ZHU, M. Soil erosion assessment using USLE in the GIS environment: a case study in the Danjiangkou Reservoir Region, China. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.], v. 73, n. 12, p.7899-7908, 21 dez. 2014.



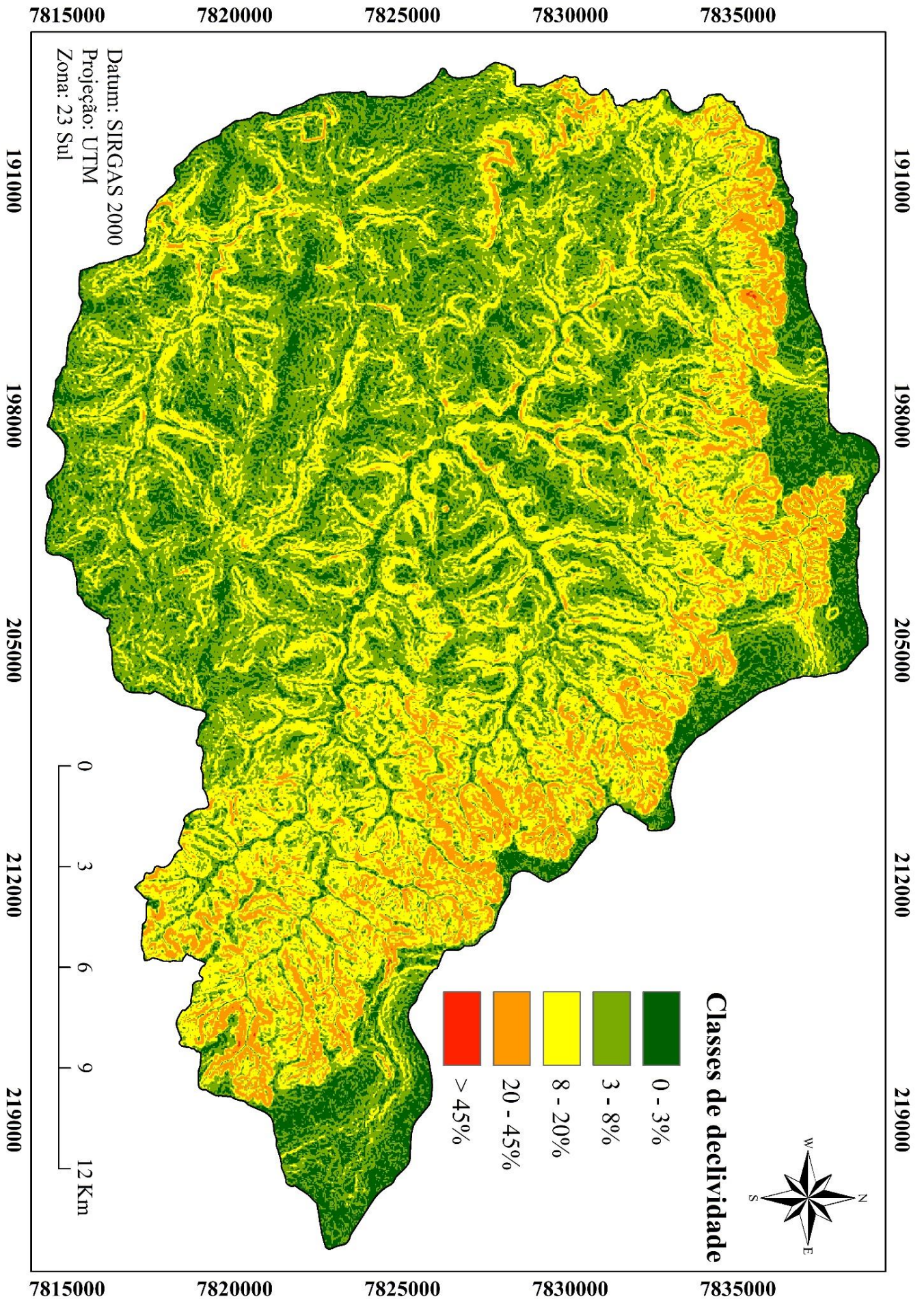
### APÊNDICE A – Mapa ampliado das classes de uso e cobertura da terra



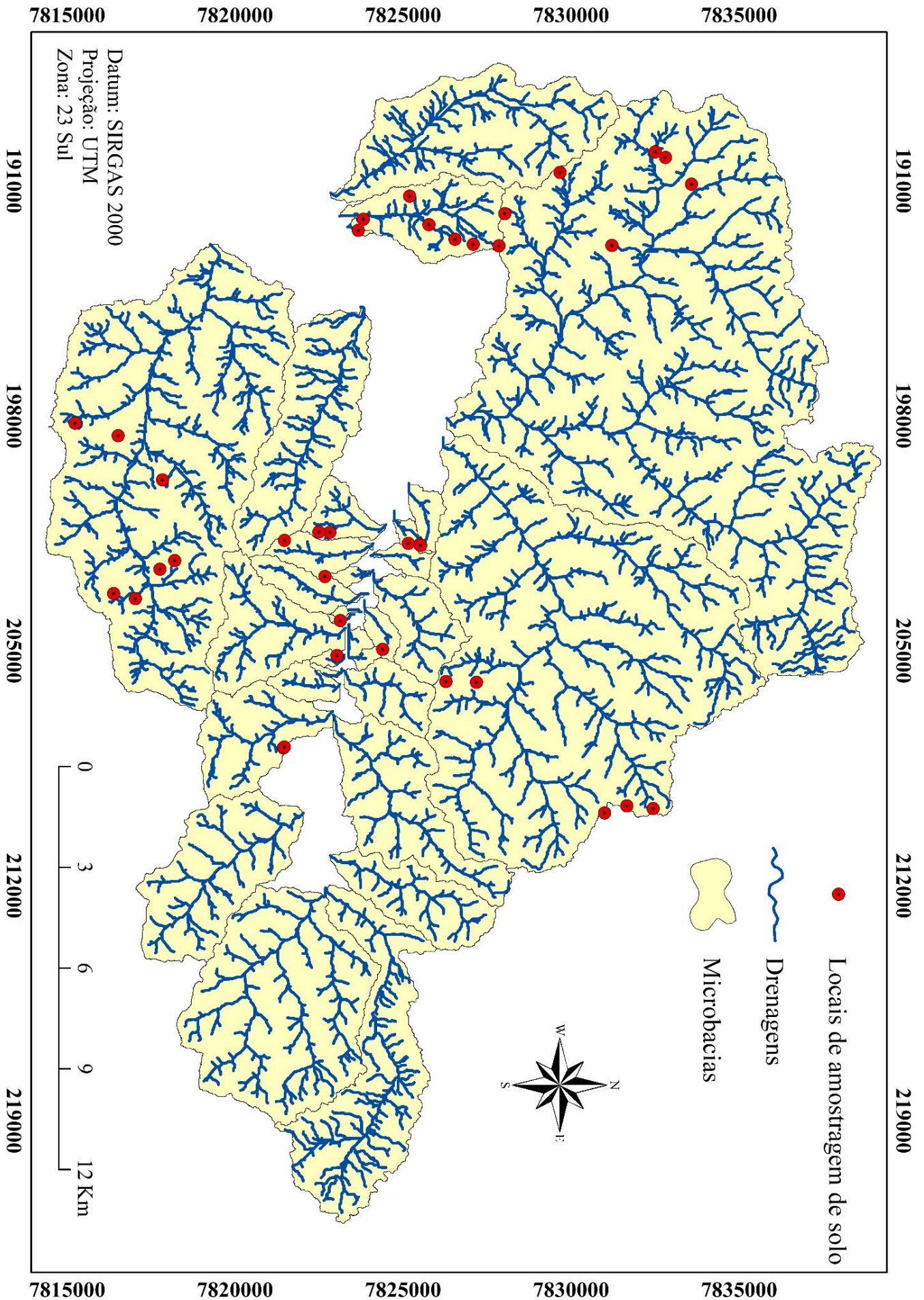
### APÊNDICE B – Mapa ampliado das classes de conflito de uso da terra



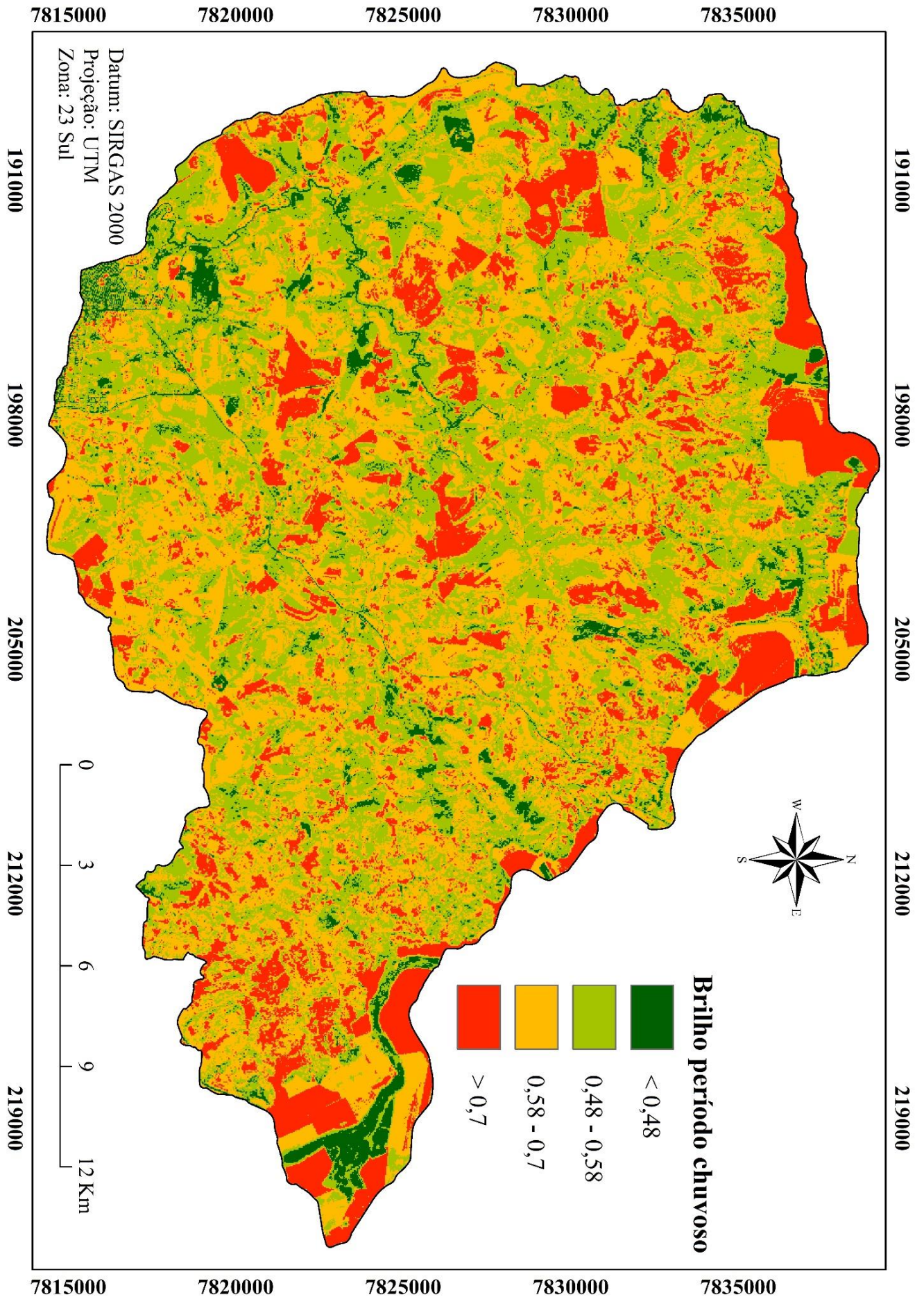
### APÊNDICE C – Mapa ampliado das declividades na região de estudo



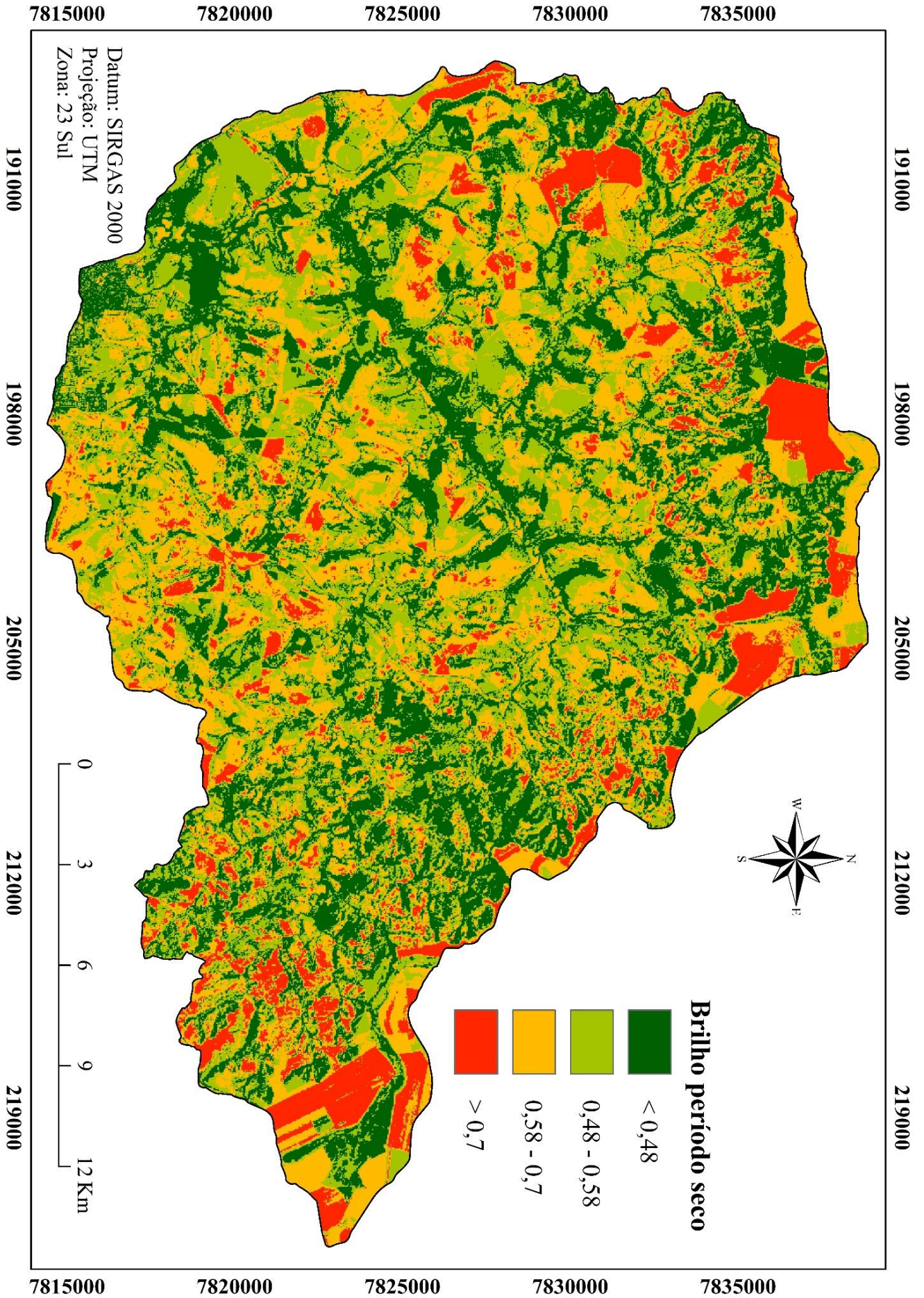
## APÊNDICE D – Mapa ampliado das microbacias e drenagens



### APÊNDICE E – Mapa ampliado da distribuição espacial do índice de brilho no período chuvoso



### APÊNDICE F – Mapa ampliado da distribuição espacial do índice de brilho no período seco



### APÊNDICE G – Mapa ampliado da distribuição espacial da perda de solo

