

JASMINE ALVES CAMPOS

**FRAGILIDADE AMBIENTAL E CAPACIDADE DE USO DA TERRA DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

Campos, Jasmine Alves, 1989-
C198f Fragilidade ambiental e capacidade de uso da terra da
2018 bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG / Jasmine Alves Campos. -
Viçosa, MG, 2018.
 x, 83f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 68-77.

1. Solo - Uso - Planejamento. 2. Bacias hidrográficas - Manejo
- Minas Gerais. 3. Caratinga, Rio, Bacia (MG). 4. Erosão. 5. Gestão
ambiental. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.478151

JASMINE ALVES CAMPOS

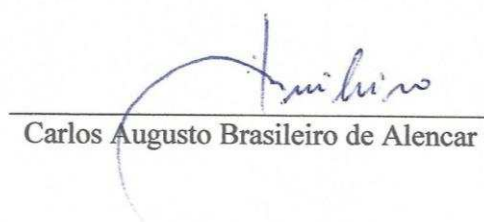
**FRAGILIDADE AMBIENTAL E CAPACIDADE DE USO DA TERRA DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO CARATINGA, MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

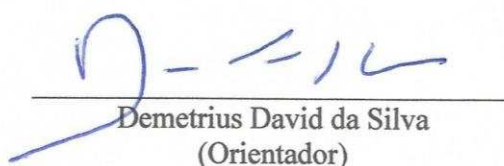
APROVADA: 30 de julho de 2018.



Maria Lúcia Calijuri



Carlos Augusto Brasileiro de Alencar



Demetrius David da Silva
(Orientador)

*“Depois de termos conseguido subir a uma grande montanha,
só descobrimos que existem ainda mais grandes montanhas para subir”
(Nelson Mandela)*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por guiar sempre meus passos e pela intercessão de Nossa Senhora em minha vida.

Aos meus pais, Hélio e Ivanilde, pelo amor sempre compartilhado. Ao meu irmão Jefferson pelo apoio aos estudos e a toda minha família pelo carinho.

Ao professor Demetrius pelo tempo dedicado, ensinamentos e confiança durante toda a orientação.

Ao professor Silvio, que mesmo não estando mais entre nós, agradeço pela colaboração e exemplo de vida.

Aos professores Frederico e Michel, pela disponibilidade de coorientação e ensinamentos.

A Uilson pela amizade, paciência e auxílio, e a todos do Centro de Referência em Recursos Hídricos pelo carinho, apoio e sugestões, em especial ao Micael, Leôncio, Clívia, Isabela, Laura, Luane, Arthur, Priscila, Adelaide, Rayssa e Camila.

Aos professores da pós-graduação, e à Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade de realização do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

E a todos aqueles que mesmo indiretamente estavam torcendo por mim, meu muito obrigada!

BIOGRAFIA

JASMINE ALVES CAMPOS, filha de Hélio Rodrigues Campos e Ivanilde Alves Campos, nasceu em Bocaiúva, MG, no dia 30 de outubro de 1989.

Em março de 2013 iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Minas Gerais, concluindo em julho de 2016.

Em agosto de 2016 iniciou o Mestrado em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em julho de 2018.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1 Planejamento ambiental em bacias hidrográficas com apoio de técnicas de geoprocessamento.....	4
3.2 Fragilidade ambiental	5
3.3 Análise multicritério	9
3.4 Capacidade de uso da terra	10
4. METODOLOGIA	14
4.1 Área de estudo	14
4.2 Fragilidade ambiental: obtenção e processamento dos dados	18
4.2.1 Fragilidade do solo	20
4.2.2 Fragilidade da geologia	20
4.2.3 Fragilidade do relevo.....	21
4.2.4 Fragilidade da precipitação	23
4.2.5 Fragilidade do uso e ocupação da terra	27
4.2.6 Aplicação da análise multicritério para o mapeamento da fragilidade	29
4.3 Determinação de capacidade de uso da terra da bacia.....	31
4.4 Análise da fragilidade ambiental e a capacidade de uso da terra	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1 Análise da fragilidade da bacia.....	35
5.1.1 Fragilidade do solo	35
5.1.2 Fragilidade da geologia	36
5.1.3 Fragilidade do relevo.....	39
5.1.4 Fragilidade da precipitação	42
5.1.5 Fragilidade do uso e ocupação da terra	44
5.1.6 Mapeamento e análise da fragilidade potencial	48
5.1.7 Mapeamento e análise da fragilidade ambiental	50
5.2 Capacidade de uso da terra da bacia.....	52
5.2.1 Classificação do uso atual da terra	58

5.2.2	Comparação entre o uso atual e a capacidade de uso.....	59
5.3	Análise da fragilidade ambiental e da capacidade de uso da terra da bacia	62
6.	CONCLUSÕES	67
	REFERÊNCIAS	68
	APÊNDICES	78
	APÊNDICE A	79
	APÊNDICE B.....	80
	APÊNDICE C.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Intensidades de uso agrícola e classes de capacidade de uso.....	11
Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Caratinga, incluindo a hidrografia gerada a partir do Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC).....	14
Figura 3 – Classificação do relevo da bacia hidrográfica do rio Caratinga.....	15
Figura 4 – Mapa dos solos predominantes na bacia hidrográfica do rio Caratinga.....	16
Figura 5 – Mapa geológico da bacia hidrográfica do rio Caratinga.	17
Figura 6 – Precipitação (mm) e vazão média (m^3s^{-1}) da bacia hidrográfica do rio Caratinga.	18
Figura 7 – Fluxograma da metodologia utilizada no estudo da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Caratinga.....	19
Figura 8 – Perfis dos vales da matriz de dissecação do relevo (a) e reclassificação da dissecação do relevo proposta por Ross (1994) (b).	23
Figura 9 – Localização das estações pluviométricas utilizadas no estudo e suas respectivas áreas de influência determinadas pelo método de polígonos de Thiessen.....	24
Figura 10 – Graus de fragilidade do solo da bacia do rio Caratinga.	36
Figura 11 – Graus de fragilidade do fator geológico da bacia do rio Caratinga.....	38
Figura 12 – Mapas do grau de entalhamento dos vales (a), da dimensão interfluvial média (b) e de dissecação do relevo da bacia do rio Caratinga (c).....	40
Figura 13 – Fragilidade do fator dissecação do relevo da bacia do rio Caratinga.....	41
Figura 14 – Espacialização da precipitação média anual da bacia do rio Caratinga.	42
Figura 15 – Intensidade pluviométrica (mm/mês) da bacia do rio Caratinga.	43
Figura 16 – Fragilidade do fator precipitação da bacia do rio Caratinga.	44
Figura 17 – Classificação do uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.....	45
Figura 18 – Fragilidade do uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.....	47
Figura 19 – Fragilidade potencial da bacia do rio Caratinga.....	48
Figura 20 – Fragilidade ambiental da bacia do rio Caratinga.....	50
Figura 21 – Classes de capacidade do uso das terras conforme fator solo.....	54
Figura 22 – Classes de capacidade do uso das terras conforme fator declividade.	55
Figura 23 – Classes de capacidade do uso e manejo das terras na bacia do rio Caratinga.....	56
Figura 24 – Classes do uso atual da terra da bacia do rio Caratinga.	58
Figura 25 – Número de classes excedentes (NCE) bacia do rio Caratinga.	61
Figura 26 – Comparação entre o mapeamento da fragilidade ambiental (a) e a utilização de terras conforme o sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.	63
Figura 27 – Semelhança entre os maiores níveis de fragilidade ambiental (a) e as terras sobreutilizadas pelo sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.....	64
Figura 28 – Comparação entre o mapeamento dos menores níveis de fragilidade ambiental (a), e as terras subutilizadas e utilizadas conforme o sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padronização dos intervalos de fragilidade de Crepani et al. (2001), conforme os valores de fragilidade de Ross (1994)	18
Tabela 2 – Categoria hierárquica dos tipos de solo conforme níveis de fragilidade	20
Tabela 3 – Categoria hierárquica dos tipos geológicos conforme os níveis de fragilidade.....	21
Tabela 4 – Lâmina precipitada mensal e respectivos níveis de fragilidade.....	26
Tabela 5 – Interpretação dos valores de do índice Kappa (K).....	27
Tabela 6 – Graus de proteção em relação ao uso da terra	28
Tabela 7 – Classes de uso e ocupação da terra e o respectivo nível de fragilidade.....	29
Tabela 8 – Matriz de comparação pareada para fragilidade potencial	30
Tabela 9 – Matriz de comparação pareada para fragilidade potencial	30
Tabela 10 – Classes de capacidade de uso da terra	31
Tabela 11 – Enquadramento de terras em classes de capacidade de uso	32
Tabela 12 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga nos graus de fragilidade para o fator solo	35
Tabela 13 – Graus de fragilidade das unidades geológicas da bacia do rio Caratinga.....	37
Tabela 14 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga conforme graus de fragilidade da dissecação do relevo	41
Tabela 15 – Distribuição da área da bacia conforme graus de fragilidade associado ao fator uso e ocupação da terra	46
Tabela 16 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga em classes de fragilidade potencial	49
Tabela 17 – Distribuição da área da bacia em cada classe de fragilidade ambiental	51
Tabela 18 – Percentual de área dos usos atuais da terra em cada classe de fragilidade ambiental na bacia do rio Caratinga	51
Tabela 19 – Enquadramento do solo à sua capacidade de uso e manejo.....	52
Tabela 20 – Percentual de área da bacia em cada classe de declividade.....	55
Tabela 21 – Área agricultável da bacia do rio Caratinga correspondente a cada classe de capacidade de uso e manejo da terra	57
Tabela 22 – Percentual de área de uso atual da terra em cada classe de capacidade de uso na bacia do rio Caratinga.....	59
Tabela 23 – Percentual de área correspondente ao número de classes excedentes (NCE)	60
Tabela 24 – Percentual de área de utilização do solo em cada classe de uso atual da terra na bacia do rio Caratinga.....	62
Tabela 25 – Área de utilização do solo em cada grau de fragilidade ambiental na bacia do rio Caratinga.....	65

RESUMO

CAMPOS, Jasmine Alves, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2018. **Fragilidade ambiental e capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Michel Castro Moreira, Silvio Bueno Pereira e Frederico Carlos Martins de Menezes Filho.

A conciliação entre a manutenção do equilíbrio do meio ambiente e o desenvolvimento das atividades agrícolas constitui um dos principais desafios para o gerenciamento dos recursos naturais em bacias hidrográficas, tendo em vista que o uso da terra sem o adequado planejamento pode alterar sua capacidade produtiva e desencadear a ocorrência de danos ao ambiente. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi analisar a fragilidade ambiental e a capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG. A avaliação da fragilidade potencial, naturalmente associada à bacia, foi realizada por análise multicritério do mapeamento da fragilidade do solo, geologia, dissecação do relevo e precipitação, utilizando o *Software* Idrisi®. Para determinar a real suscetibilidade à degradação ambiental na área de estudo também foi utilizado variável uso e ocupação da terra na análise. Em adição, foi realizado o enquadramento das terras no sistema de classificação da capacidade de uso e manejo verificando os conflitos existentes no que diz respeito à capacidade de uso da terra. Os resultados mostraram que a bacia do rio Caratinga apresenta fragilidade potencial de média a alta, com mais da metade da área de drenagem na classe de fragilidade ambiental alta, principalmente em função do relevo dissecado associado à áreas de pastagens degradadas e solo exposto. A metodologia de classificação de terras determinou área semelhante da bacia, comparativamente à análise de fragilidade ambiental, utilizada além da sua capacidade de uso, possibilitando indicar as pastagens e áreas de solo exposto como prioridades para aplicação de políticas de restauração. Desta forma, conclui-se que a atuação complementar das duas metodologias, por meio da avaliação e mapeamento dos fatores envolvidos no risco à degradação ambiental juntamente com a compreensão da máxima capacidade de utilização agrícola, constituem-se em ferramentas fundamentais para subsidiar o adequado planejamento do uso da terra em bacias hidrográficas.

ABSTRACT

CAMPOS, Jasmine Alves, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2018. **Environmental fragility and land use capacity of the Caratinga river hydrographic basin, MG.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-advisers: Michel Castro Moreira, Silvio Bueno Pereira and Frederico Carlos Martins de Menezes Filho.

The conciliation between maintaining the balance of environment and agricultural development activities is one of the main challenges for natural resources management in river basins, because land use without adequate planning can affect soil production capacity and accelerate environment damage process. In this context, the aim of this work was to analyze the environmental fragility and the land use capacity of the Caratinga river basin, MG. We performed the evaluation of the potential fragility, naturally associated to the basin, by multicriteria analysis mapping the fragility of soil, geology, relief dissection and rainfall, using Idrisi® Software. To determine the real susceptibility to environmental degradation in the study area we also used variable land use and occupation in the analysis. In addition, we performed an actual land use framework of the area, considering the methodology of land use capacity, verifying the sites that presented conflicts between the actual and the recommended land use. The results showed that the Caratinga river basin presents medium to high potential fragility and more than half of the area in the class of high environmental fragility, mainly due to the dissected relief associated to degraded pastures and bared soil. The methodology of land capacity determined similar area of the basin, compared to the analysis of environmental fragility, used above its recommendation of use, allowing indicate the pastures and bared soil areas as priorities for the application of restoration policies. Thus, we concluded that the complementary performance of the two methodologies, through the evaluation and mapping of the factors involved in the risk to environmental degradation, in addition with the understanding of the recommended agriculture uses according to the land use capacity, are fundamental tools to subsidize the appropriate planning of land use in river basins.

1. INTRODUÇÃO

A relação entre o desenvolvimento econômico e o meio ambiente apresenta-se como um enorme desafio para a humanidade, uma vez que a intensa exploração dos recursos naturais e o crescimento populacional afetam o ambiente e alteram sua capacidade de sustentação (LEMAN et al., 2016; NANDY et al., 2015). Quando uma área começa a ser demasiadamente explorada é gerado um desequilíbrio, que induz ao aparecimento de vários danos ao ambiente (DALLA CORTE et al., 2015).

As vulnerabilidades naturais já existentes nos ambientes, associadas às ações antrópicas, como o inadequado uso da terra e a remoção da cobertura do solo, propiciam a ocorrência de inúmeras alterações no ciclo hidrológico, como o aumento do escoamento superficial, a ocorrência de processos erosivos e o assoreamento dos rios, além de gerar danos à biodiversidade (CRUZ et al., 2017; HAMILTON et al., 2013; UDDIN et al., 2016).

Diante da necessidade de compreender e quantificar a relação entre atividades antrópicas e a questão ambiental, surgiram modelos para avaliação da fragilidade ambiental, os quais permitem avaliar os graus de fragilidade dos ambientes e subsidiar a tomada de decisão e o planejamento das ações, visando a adequação do uso e ocupação da terra e a minimização dos problemas ambientais (MANFRÉ et al., 2013; TRAN et al., 2010).

Segundo Cardoso et al. (2015), os estudos de fragilidade ambiental partem da pressuposição de que alguns ambientes são mais frágeis às mudanças e apresentam capacidade de recuperação diferenciada, indicando o nível de suscetibilidade a determinado dano.

Considerando as diferentes suscetibilidades e capacidades de recuperação de uma região, os resultados do estudo de fragilidade contribuem com a metodologia de classificação de terras no sistema de capacidade de uso, que segundo Lepsch et al. (2015) permite determinar o uso e manejo racional da terra, otimizando a produção com níveis aceitáveis de impactos ao ambiente.

Deste modo, a análise de fragilidade ambiental enfatizaria o planejamento das ações com um enfoque ambiental, enquanto o sistema de capacidade de uso da terra possibilitaria adequar o planejamento do uso agrícola, ambos atuando de forma complementar no desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica.

Em regiões de maior desenvolvimento econômico e com características físicas e climáticas propícias a maiores danos ambientais, o estudo de fragilidade ambiental e de uso da terra assumem maior importância, tendo em vista a necessidade de se instituir políticas de uso e ocupação da terra visando a minimização dos impactos ambientais.

Na bacia hidrográfica do rio Caratinga, pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce e localizada no Estado de Minas Gerais, verifica-se a susceptibilidade elevada a processos erosivos, em função do relevo intensamente dissecado e de fatores estruturais e climáticos (IGAM, 2010a)

Desta forma, diante da elevada vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Caratinga, associada à existência de grandes áreas de utilização agropecuária e à ausência de estudos que contemplem a metodologia de análise da fragilidade ambiental, torna-se necessário o desenvolvimento de trabalhos que analisem a fragilidade do ambiente visando subsidiar o planejamento de ações para a conservação da água e do solo da referida bacia hidrográfica.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Analisar a fragilidade ambiental e a capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG, a fim de determinar as áreas mais susceptíveis à degradação e que necessitam de intervenções prioritárias.

2.2 Específicos

- Obter e processar os dados de fragilidade do solo, geologia, dissecação do relevo, precipitação e uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga;
- Gerar os mapas de fragilidade potencial e ambiental da bacia;
- Classificar a capacidade de uso da terra da bacia do rio Caratinga, verificando a adequabilidade das terras com a máxima utilização racional e identificando conflitos entre o uso atual da terra e a máxima capacidade de uso da terra; e
- Avaliar comparativamente as áreas mapeadas pela análise de fragilidade ambiental e o sistema de capacidade de uso da terra.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Planejamento ambiental em bacias hidrográficas com apoio de técnicas de geoprocessamento

Uma das questões atuais mais preocupantes em âmbito mundial é a conciliação da preservação do meio ambiente com o desenvolvimento e sustentabilidade (NANDY et al., 2015). Segundo Panhalkar et al. (2014), o desenvolvimento sustentável só pode ser considerado bem sucedido se houver apropriada conservação dos recursos naturais, uma vez que o planejamento e a gestão adequada destes recursos permitem a manutenção da produtividade agrícola, como também a proteção do ambiente.

Por outro lado, uma das grandes ameaças ao desenvolvimento sustentável é a erosão acelerada do solo, considerada uma das principais causas de degradação de terras (KEESSTRA et al., 2016; MEHRI et al., 2018). As ações antrópicas, como a substituição de áreas florestais por agrícolas e o desenvolvimento de atividades econômicas de forma inadequada, comprometem a cobertura vegetal e aumentam a susceptibilidade ao desencadeamento de processos de erosão no solo (MEHRI et al., 2018).

No entanto, é importante ressaltar que a degradação ambiental em bacias hidrográficas está condicionada a múltiplos fatores e, desta forma, torna-se imprescindível compreendê-los para desenvolver medidas de conservação do solo e água (ZHANG et al., 2017). Nowak e Schneider (2017) complementam que a obtenção de informação resultante da avaliação da degradação ambiental é essencial para o manejo sustentável da terra.

Neste sentido, a utilização de técnicas que empregam Sistema de Informação Geográfica (SIG) tornou-se essencial para o planejamento adequado das ações de gerenciamento do ambiente em bacias hidrográficas, uma vez que permite a utilização de informações atuais de diversos fatores em uma análise integrada (PANDEY et al., 2011). Além disso, a aplicação de sensoriamento remoto e SIG possibilita uma análise temporal de monitoramento ambiental com boa acurácia, fornece informações em larga escala e em menor tempo e reduz custos em comparação com as técnicas convencionais de mapeamento (LIOU et al., 2017; RAWAT; KUMAR, 2015).

Com base nos resultados fornecidos por essas tecnologias no monitoramento ambiental, pode-se propor medidas para projetos de restauração visando reduzir os processos erosivos e recuperar o ambiente (FERNANDEZ et al., 2018). De acordo com Mehri et al., (2018), em áreas que foram afetadas pela destruição humana e pelo aumento populacional, tomar decisões

sobre o uso da terra é um ato considerado urgente, visto que o planejamento do uso da terra contribuiria para controlar e reduzir os danos causados pelas atividades antrópicas no ambiente.

Segundo Fernandez et al. (2018), a restauração ambiental constitui um conjunto de planos e ações necessários para a conservação, proteção e estabilização de um ambiente, possibilitando a regulação do escoamento superficial, proteção do solo contra a erosão e redução da sedimentação em corpos d'águas. Para Zou e Yoshino (2017), nas áreas de elevada suscetibilidade à degradação, principalmente relacionadas às maiores declividades e locais de difícil manejo, deve-se restringir a extração de madeira e impor estratégias de redução dos incêndios florestais, enquanto nas demais áreas pode-se considerar estratégias de conservação, como reflorestamento aplicado em grandes áreas e a participação da população em projetos de proteção ambiental.

Lacerda (2017) expõem que para a aplicação de princípios restauração florestal ou da regeneração natural pode-se implantar programas objetivando recuperar Áreas de Preservação Permanente (APP), áreas de recarga e controlar processos erosivos. No entanto, é importante considerar a utilização de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), por constituírem instrumentos fundamentais de incentivo à adesão de produtores rurais aos programas de conservação, além de reduzirem os altos investimentos e demanda de recursos humanos as estratégias de restauração (CRUZ et al., 2017; MANFRÉ et al., 2013; LACERDA, 2017).

Conforme Jardim e Bursztyrn (2015), o pagamento por serviços ambientais (PSA) constitui uma estratégia recente de gestão em recursos hídricos, desenvolvida em um cenário de elevada demanda de água e a crescente degradação ambiental. O qual, refere-se a transferência de recursos financeiros dos beneficiários dos serviços ambientais específicos para aqueles que os prestam voluntariamente, visando incentivar o uso da terra ou desenvolvimento de práticas conservacionistas, capazes de proteger ou restaurar processos degradados dos recursos naturais (FAO, 2011; WUNDER, 2005; ZOLIN et al., 2014).

Desta forma, a utilização de ferramentas que auxiliam o planejamento ambiental em bacias hidrográficas são fundamentais para o planejamento estratégico esta unidade, assegurando a adequada implementação de estratégias que visam a conservação do solo e água e a obtenção do desenvolvimento sustentável.

3.2 Fragilidade ambiental

O termo “fragilidade ambiental” refere-se à susceptibilidade de um ambiente em sofrer danos diante da ruptura do seu equilíbrio dinâmico, estando diretamente relacionada ao maior potencial à degradação ambiental, como desencadeamento de processos erosivos do solo,

transporte e deposição de sedimentos em cursos d'água e perda de biodiversidade (CARDOSO et al., 2015; VALLE et al., 2016; MACEDO et al., 2018).

Desta forma, o mapeamento da fragilidade ambiental consiste em representar em diferentes níveis hierárquicos os graus de fragilidade de uma localidade, permitindo determinar as áreas mais susceptíveis à degradação e que necessitam de intervenções prioritárias (BRAGA et al., 2017; SPÖRL, 2007). Representa um instrumento que orienta as políticas de gestão ambiental, por fornecer informações úteis que subsidiam a tomada de decisão (ADAMI et al., 2012; CRUZ et al., 2017; MANFRÉ et al., 2013).

Diversos trabalhos abordam a terminologia fragilidade (FERNANDEZ et al., 2018; MEIRA et al., 2016; STOLLE et al., 2012), como também vulnerabilidade para descrever a avaliação de risco à degradação ambiental (CHOUDHARY et al., 2017; SAHOO et al., 2016; ZOU; YOSHINO, 2017; ZHAO et al., 2018). Tais conceitos são considerados similares por vários autores (CRUZ et al., 2017; MANFRÉ et al., 2013; MACEDO et al., 2018).

Por outro lado, García-Ortiz et al. (2014) consideram estes termos de forma diferenciada, indicando que a fragilidade expressa a sensibilidade à danificação por fatores intrínsecos, como a evolução geológica natural ao longo do tempo devido à fragilidade inerente ao material. Já a vulnerabilidade está ligada ao risco de degradação por fatores extrínsecos, naturais ou antrópicos.

Dentre os estudos pioneiros no âmbito da degradação ambiental no Brasil destacam-se as metodologias de Ross (1994) e Crepani et al. (2001), ambas fundamentadas nas Unidades Ecodinâmicas de Tricart (1977), que considera que a natureza se processa de forma dinâmica, existindo trocas de energia e matéria, sendo a vegetação, o relevo e o solo os principais responsáveis pelo equilíbrio dos processos morfodinâmicos da paisagem, ou seja, a relação entre morfogênese e pedogênese (MEIRA et al., 2016; SILVA, 2016; TRICART, 1977).

A metodologia de fragilidade ambiental de Ross (1994), ampliou os conceitos de Tricart (1977), considerando as Unidades Ecodinâmicas Estáveis referentes à fragilidade potencial e as Unidades Ecodinâmicas Instáveis no caso da fragilidade ambiental emergente. A fragilidade potencial refere-se às áreas em que não existem a atuação antrópica, predominando somente o intemperismo físico e químico como agentes naturais de modificação. Já a fragilidade ambiental incorpora ao modelo de uso da terra e recursos naturais a influência das intervenções humanas (SPÖRL, 2007; BRAGA et al., 2017).

Ademais, a proposta de Ross (1994) considera a associação das variáveis: geomorfologia (dissecação do relevo ou declividade), pedologia, clima e uso e ocupação da terra, sendo que a geomorfologia apresenta a maior importância na determinação da fragilidade. Propõe-se, ainda,

que a fragilidade ambiental seja classificada em cinco categorias hierárquicas, em que o valor 1 é atribuído para fragilidade muito baixa, valor 3 para fragilidade intermediária e 5 para fragilidade muito alta.

Já a metodologia de Crepani et al. (2001) baseia-se em Unidades Territoriais Básicas (UTB), na qual se avalia a vulnerabilidade destes ambientes à perda de solo, possibilitando subsídios para posterior zoneamento ambiental. O modelo insere o fator geológico aos pressupostos de Ross (1994), e determina a vulnerabilidade por média aritmética entre as variáveis utilizadas. Classifica aos graus de vulnerabilidade de 1 a 3, compostos por números racionais, no qual os valores próximos a 1 indicam a estabilidade e próximo a 3 a instabilidade.

Diversos estudos têm sido desenvolvidos sobre a temática de fragilidade ambiental, principalmente em nível de bacias como unidades de planejamento. Spörl (2001) comparou os modelos de Ross (1994) e Crepani et al. (2001) nas bacias hidrográficas do rio Jaguari-Mirim e dos ribeirões Quartel e Prata, observando mapeamentos distintos em função das diferenças técnico-operacionais dos modelos. Enfatizou que pelo modelo de Crepani et al. (2001), por considerar a média aritmética dos graus de fragilidade entre as variáveis, pode apresentar resultados de fragilidade atenuados em comparação aos observados pelo modelo de Ross (1994), que realiza apenas o agrupamento entre as variáveis. Segundo Spörl (2001), pela metodologia de Crepani et al. (2001) uma localidade com rochas resistentes associadas a relevo dissecado e solo com alta vulnerabilidade à erosão pode apresentar, pela média das variáveis, resultados de graus de fragilidade semelhantes a uma área de rochas frágeis em relevo plano. Apesar disso, não impossibilita que ambas possam ser aplicadas para planejamento e gestão do território.

Spörl e Ross (2004), comparando os modelos de fragilidade de Ross (1994) e Crepani et al. (2001), verificaram que a principal dificuldade na análise da fragilidade refere-se às diversas formas de ponderar as variáveis, com grande subjetividade. Destacam, ainda, que pode ser necessário a validação em campo para verificar o modelo que melhor ajusta a ocorrência de processos erosivos na área estuda.

Donha et al. (2006) utilizaram a análise multicritério por Combinação Linear Ponderada do *software* Idrisi 32 para mapear a fragilidade potencial e ambiental na área no município de Pinhais, Paraná, utilizando dados de declividade, pedologia, distância de nascentes, rios, represas e uso do solo. Adotaram maior peso ao uso do solo na obtenção da fragilidade ambiental e relataram a necessidade do entendimento da contribuição de cada fator de forma conjunta para atribuição de importâncias. Ao final, verificaram maior enquadramento de área na classe baixa de fragilidade potencial e ambiental.

Vashchenko et al. (2007) determinaram a fragilidade dos picos Camacua, Camapuã e Tucum, localizados na Serra do Mar, Paraná, com a adoção da mesma importância entre as variáveis utilizadas. Verificaram, para fragilidade potencial, 92% da área possuindo fragilidade muito alta e, para fragilidade ambiental, 54 e 40% nas classes média e alta, respectivamente. Segundo os autores, a elevação dos valores para a fragilidade potencial decorrem da alta declividade e do tipo de solo, sendo que para a mitigação dos níveis de fragilidade ambiental, a vegetação da área exerce grande influência.

Manfré et al. (2013) avaliaram os modelos de Ross (1994) e Crepani et al. (2001) em duas bacias hidrográficas de Ibiúna, São Paulo, e determinaram estratégias de zoneamento ambiental, como áreas prioritárias para restauração e apropriadas para agricultura.

Cruz et al. (2017) verificaram a fragilidade ambiental das áreas de drenagem associadas à sistemas de abastecimento de água na região metropolitana de São Paulo, dada a ameaça dos processos erosivos na qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos. Constataram que os sistemas de abastecimento de água do Rio Tietê-Itupararanga e do Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) podem ser considerados os mais frágeis na área de estudo, com 48,19 e 32,89%, respectivamente, das suas áreas nas classes de fragilidade muito alta.

Macedo et al. (2018) desenvolveram e validaram um índice de fragilidade ambiental (EFI) derivado de dados geoclimáticos como, precipitação, elevação, declividade, geologia e de pressões externas como cobertura do solo, densidade de rodovias e centros urbanos. Avaliaram os resultados em 111 bacias a montante de quatro grandes reservatórios hidroelétricos da savana brasileira e verificaram correlação significativa entre EFI e a produção de sedimentos, concluindo que cerca de 65% dos locais apresentavam fragilidade alta ou extrema.

Fernandez et al. (2018) analisaram a erosão do solo na bacia Darro, Espanha, utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e o mapeamento de fragilidade à erosão. Os autores verificaram resultados semelhantes entre as metodologias avaliadas, observando que as perdas de solo consideradas muito altas para o mapa de USLE correspondem às áreas agrícolas que foram classificadas em áreas de fragilidade máxima. Já os locais de vegetação densa, de fragilidade baixa ou muito baixa, determinaram menor perda de solo pela USLE.

Vale resaltar, também, outros trabalhos recentes que foram desenvolvidos utilizando o termo vulnerabilidade. Choudhary et al. (2017) avaliaram a vulnerabilidade natural e ambiental na cidade de Astrakhan, no sudeste da Rússia, e enfatizaram a importância deste tipo de estudo nas políticas de proteção ambiental. Shao et al. (2016) utilizaram análise hierárquica - AHP para determinar a vulnerabilidade ambiental do condado de Hirakud, Índia. Zou e Yoshino

(2017) avaliaram a vulnerabilidade ambiental da região de Daxing'anling, China empregando análise de componentes principais. Já Zhao et al. (2018) empregaram 12 indicadores para verificar a vulnerabilidade ambiental da China continental, relacionando-os ao relevo, meteorologia, vegetação e condições de irrigação.

Como visto, este tipo de estudo tem sido utilizado em diversas partes do mundo, no qual com a adição de outras variáveis e diferentes métodos de análise tem ampliado sua aplicação, e têm demonstrando ser uma boa ferramenta de análise ambiental.

3.3 Análise multicritério

A análise multicritério constitui uma ferramenta matemática que permite combinar as informações de vários critérios para determinar uma única forma de avaliação, possibilitando um método estruturado de análise comparativa que pode auxiliar os tomadores de decisão (EASTMAN, 2012; MARTINELLI et al., 2015).

Desta forma, tendo em vista que a definição de áreas para o planejamento de uso da terra trata-se de procedimento complexo, o qual requer muitas informações para direcionar as prioridades de gestão, essa ferramenta pode ser empregada de forma integrada a Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para auxiliar a solucionar problemas relativos ao uso da terra (AKINCI et al., 2013; ROMANO et al., 2015).

Neste sentido, a Análise Hierárquica de Processos (AHP) proposta por Saaty (1980) e amplamente utilizada em estudos ambientais (MACEDO et al., 2018; NGUYEN et al., 2016; SAHOO et al., 2016) constitui um dos métodos mais utilizados na tomada de decisão pela sua simplicidade e eficiência (NGUYEN et al., 2016).

A AHP possibilita realizar a comparação pareada entre as variáveis (AIRES et al., 2018). Em uma matriz de comparação, para cada interação entre as variáveis é atribuído um peso em função da sua importância relativa, permitindo a hierarquização entre os fatores (MACEDO et al., 2018). Além disso, é informado o nível de consistência obtido para os pesos que visa indicar inconsistências ocorridas na comparação pareada, sendo aceitável valores menores que 0,1, e caso o nível de consistência seja maior que 0,1, existe a necessidade de revisão da matriz de julgamentos (EASTMAN, 2012; MACEDO et al., 2018).

A agregação dos critérios múltiplos ocorre por interseção booleana, combinação linear ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC) ou média ponderada ordenada (*Ordered Weighted Averaging* - OWA) (EASTMAN, 2012). O método booleano, apesar de ser muito empregado, realiza apenas uma simples sobreposição de mapas. Com limites fixos de classificação realiza apenas a distinção entre o favorável e não favorável, diferentemente dos

outros métodos que consideram uma escala contínua de classificação, permitindo análise mais detalhada e precisa (MEIRELLES, 1997; STOLLE et al., 2012; CEREDA JUNIOR; RÖHM, 2014).

Na técnica WLC os fatores são combinados aplicando-se o peso a cada um deles, possibilitando a obtenção de um mapa de adequação a partir da combinação dos resultados da análise, no qual o local com a melhor adequação possui maior pontuação (BLACHOWSKI, 2015; ROMANO et al., 2015). Nesta ferramenta não há diferenciação de pesos em função da ordem de agregação dos fatores o que possibilita a compensação total entre os fatores, ou seja, em um determinado local um fator pode compensar outro conforme seu maior escore (EASTMAN, 2012)

A técnica OWA, além de utilizar os pesos de critérios do WLC, considera um segundo conjunto de pesos que controlam a ordem que lhes é atribuída na agregação, podendo determinar diferentes situações de riscos (CALIJURI et al., 2007; EASTMAN, 2012). No entanto, diante da dificuldade de aplicação e consideração de diferentes cenários de riscos, sua utilização não é usual em estudos de análise de fragilidade ambiental (CEREDA JUNIOR; RÖHM, 2014).

3.4 Capacidade de uso da terra

O sistema de capacidade de uso da terra constitui uma classificação técnica-interpretativa que visa agrupar terras similares conforme suas diversas características e propriedades, a fim de identificar a máxima capacidade de uso sem que ocorra risco de degradação do solo e, principalmente, o desencadeamento de processos erosivos acelerados (LEPSCH et al., 1991). Fundamentando-se, desta forma, como um agrupamento principalmente para fins agrícolas (ATALAY, 2016).

Dentre os sistemas de classificação de terras destaca o desenvolvido pelo “Soil Conservation Service”, atual “Natural Resources Conservation Service”, do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (KLINGEBIEL e MONTGOMERY, 1961), sistema precursor e mundialmente utilizado. Nas condições brasileiras foram elaborados diversos estudos adaptados do sistema americano, como o “Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso”, atualmente em sua quinta aproximação (LEPSCH et al., 2015).

A classificação de terras agrícolas, conforme a capacidade de uso, constitui uma poderosa ferramenta para o planejamento do uso sustentável da terra (ATALAY, 2016). Esse sistema permite maximizar a produtividade agrícola de forma eficiente e racional e assegurar

De acordo com Atalay (2016), a grande maioria dos sistemas de classificação são aplicados como adaptação do método desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e consideram, em geral, critérios topográficos e de propriedades do solo.

Atalay (2016) adicionou aos critérios de classificação da capacidade de uso da terra fatores climáticos, geomorfológicos e geológicos para determinar as classes de capacidade de uso da Turquia. Segundo o autor, em regiões montanhosas, como na Turquia, apenas os fatores usuais, declividade e propriedades do solo, não são suficientes, devendo ser considerados outros fatores que possuem grandes influências nestes locais. O autor verificou que maioria da área de estudo (57%) pertence à classe VII, que restringe seu uso apenas para pastagem e floresta, sendo que 22% destas áreas são utilizadas para fins agrícolas.

Silpa e Nowshaja (2016) utilizaram parâmetros como profundidade e textura do solo, declividade, suscetibilidade a perda de solo, uso e cobertura para definir a classificação capacidade da terra em uma área de, aproximadamente, 30 mil hectares em Ollukara Block Panchayat, Indian. Os autores determinaram cinco classes de capacidade de uso (II, III, IV, VI e VII) e verificaram que 42,7% da área estão em classes apropriadas para o cultivo e cerca de 53% da área possui capacidade VI.

No Brasil, os estudos mais recentes de determinação da capacidade de uso da terra têm sido realizados principalmente em nível de bacias hidrográficas (AIRES et al., 2017; CAMPOS et al., 2016; FLAUZINO et al., 2016; SILVEIRA et al., 2015). Ao utilizar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento pode-se gerenciar os recursos naturais de forma integrada, possibilitando a implementação de ações específicas para o local, além de definir os riscos futuros (LELIS et al., 2011; FLAUZINO et al., 2016).

Em uma microbacia do rio Piracicaba, MG, com área de drenagem de 414 ha, composta em sua maioria por pastagens (66,7%), verificou-se a declividade como o fator mais restritivo. Em adição, constatou-se que 76,5% da área enquadrava-se na classe de capacidade de uso da terra VI e 68,6% não encontrava-se em conformidade com a classificação de terras no sistema de capacidade de uso (AIRES et al., 2017).

Na sub-bacia Posses em Extrema, MG, com 1.196,7 ha, 76% da área foi classificada na classe VI e 58% apresentou uso adequado de suas terras (SILVA et al., 2013). Os autores relatam que isso deve-se ao fato da maior parte dos solos ser cultivada com pastagem, que pode ser utilizada até a classe de capacidade de uso VI. Flauzino et al. (2016), na sub-bacia hidrográfica do ribeirão José Pereira, MG, com área de 4.000 ha, verificaram que mais de 95% desta pertencem às classes VI e VII, condicionado principalmente ao relevo dissecado.

Silveira et al. (2015), em uma microbacia do Ribeirão Santo Antônio, SP, com 4.286,2 ha, constataram 44,2% da área nas classe de declive de 3 a 6% (suavemente ondulado) determinando que 87,9% da área total da microbacia estivesse nas classes II e IV, com grande potencial de uso para atividade agrícola. Em uma microbacia do Ribeirão Duas Águas, SP, com área de 3.796,6 ha, 71,45% da área apresentou declividade de até 12% e 88,99% nas classes de III e IV, demonstrado também grande potencial agropecuário (CAMPOS et al. , 2016).

Já Almeida (2014), em uma sub-bacia hidrográfica do rio Pomba, abrangendo os estados de MG e RJ, com área de drenagem de 8.600 km², constatou que 59,9% da área da bacia está sendo utilizada dentro do limite de capacidade de uso do solo e a predominância da classe VI de capacidade de uso (41,36%), relacionando esse fato ao relevo acidentado da bacia.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Caratinga, pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce (Figura 2) e inserida integralmente no Estado de Minas Gerais, apresentando área de drenagem de 3.228 km². O rio Caratinga, afluente da margem direita do rio Doce, é o curso d'água principal da bacia, com extensão de 222 km e nascente no município de Santa Bárbara do Leste (CBH, 2017).

A bacia do rio Caratinga, juntamente com uma área incremental de 3.448 km², que possui drenagem direta no rio Doce, formam a unidade de gerenciamento de recursos hídricos Caratinga, UGRHI-DO5 (IGAM, 2010b). A unidade Caratinga concentra 29 municípios e apresenta cerca de 283.000 habitantes, sendo a segunda sub-bacia menos populosa da bacia hidrográfica do rio Doce. Na atividade econômica destacam-se o cultivo de café, citrus, arroz e a pecuária, que abrange aproximadamente 60% da bacia, sendo a Mata Atlântica o bioma dominante na região (IGAM, 2010b; IGAM, 2017).

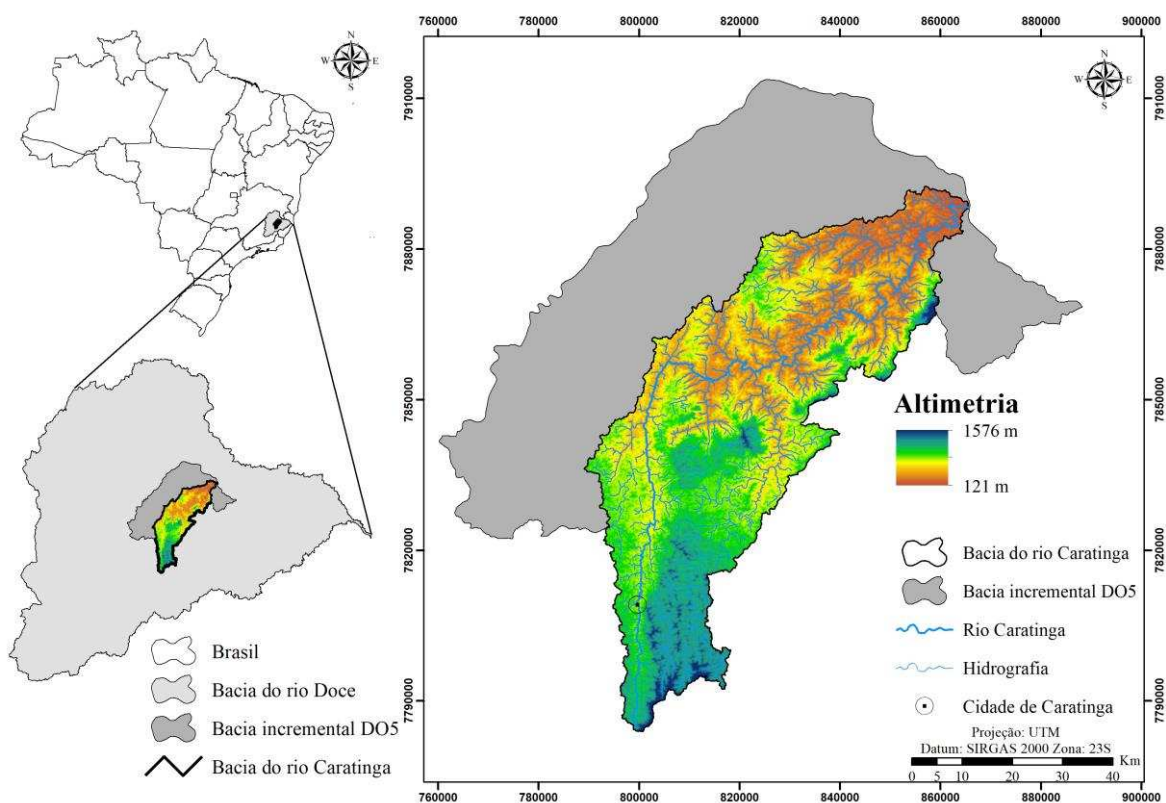


Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Caratinga, incluindo a hidrografia gerada a partir do Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC).

Verifica-se que a altimetria da bacia do rio Caratinga varia na ordem de 121 a 1.576 m, como é apresentado na Figura 2. O mapeamento das classes de declividade, conforme classificação do relevo da EMBRAPA (2013), é apresentado na Figura 3. Observa-se, também, que a declividade da bacia, em geral, apresenta valores elevados, com valor médio de 29,1%, o que a caracteriza como de relevo forte ondulado.

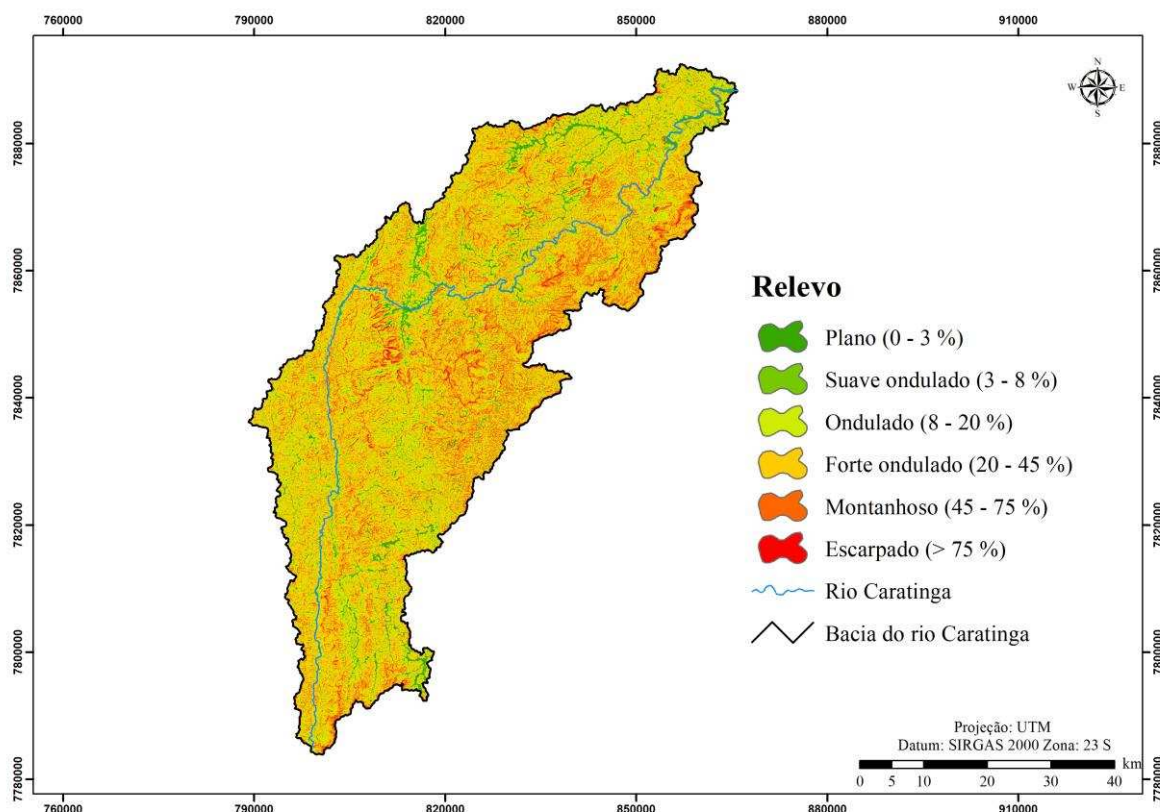


Figura 3 – Classificação do relevo da bacia hidrográfica do rio Caratinga.

Quanto à pedologia, cerca de 51,3% da área da bacia é representada pelo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (PVAe), seguido do Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd), com 38,7%. O Latossolo Amarelo Distrófico (LAd) e o Neossolo Litólico Distrófico (RLd) representam 8,5% e 1,5%, respectivamente (FEAM, 2010). A distribuição das classes de solo presentes na área de estudo é apresentada na Figura 4.

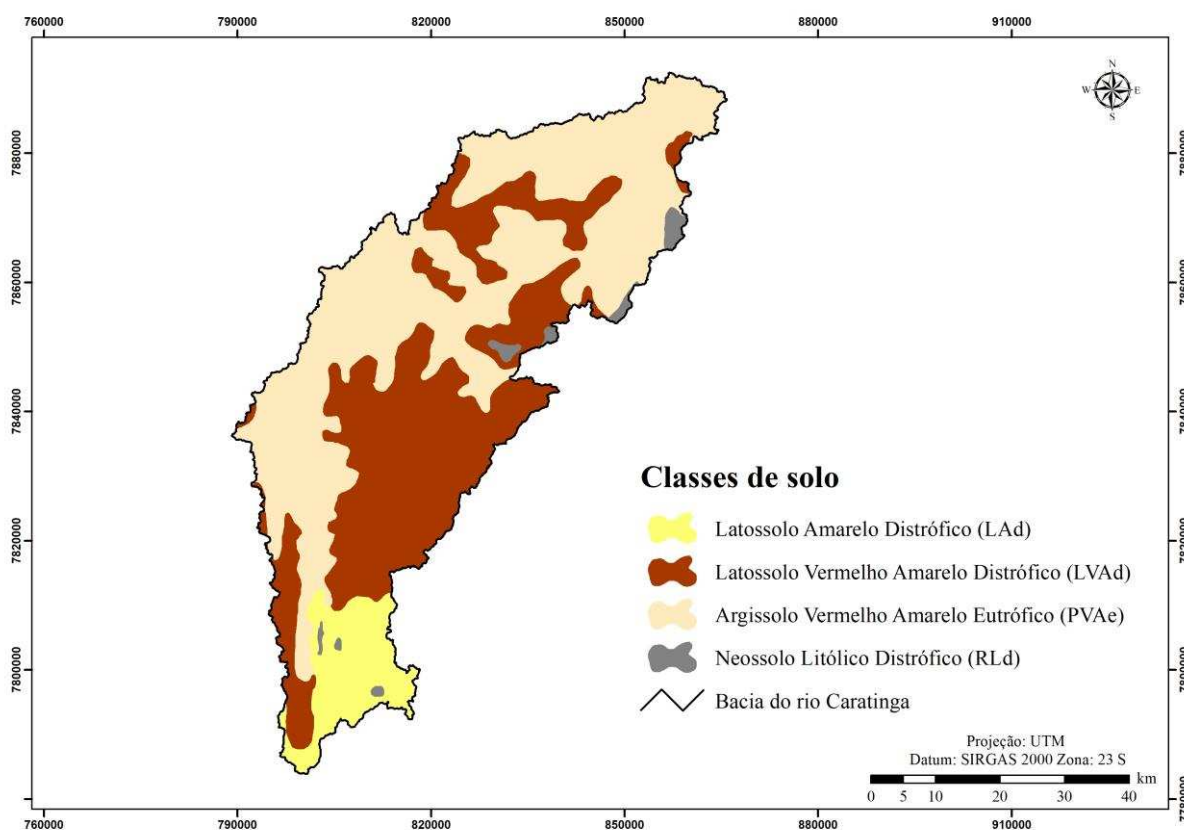


Figura 4 – Mapa dos solos predominantes na bacia hidrográfica do rio Caratinga.
Fonte: FEAM (2010)

A área de estudo apresenta substrato rochoso antigo, do período paleoproterozóico, oriundo de estruturas geotectônicas que posteriormente foram retrabalhadas no período neoproterozóico, ocorrendo ampla sedimentação, metamorfismo e deformação (CPRM, 2000). Desta forma, a bacia hidrográfica do rio Caratinga possui unidades geológicas diversificadas (Figura 5) e, em maior proporção, exhibe o Complexo Juiz de Fora, Complexo Pocrane e tonalitos e granodiorito foliados que formam a unidade Suíte Galiléia e o Tonalito Vermelho Novo, apresentando também o Grupo Rio Doce e Raposo (CPRM; CODEMIG, 2014).

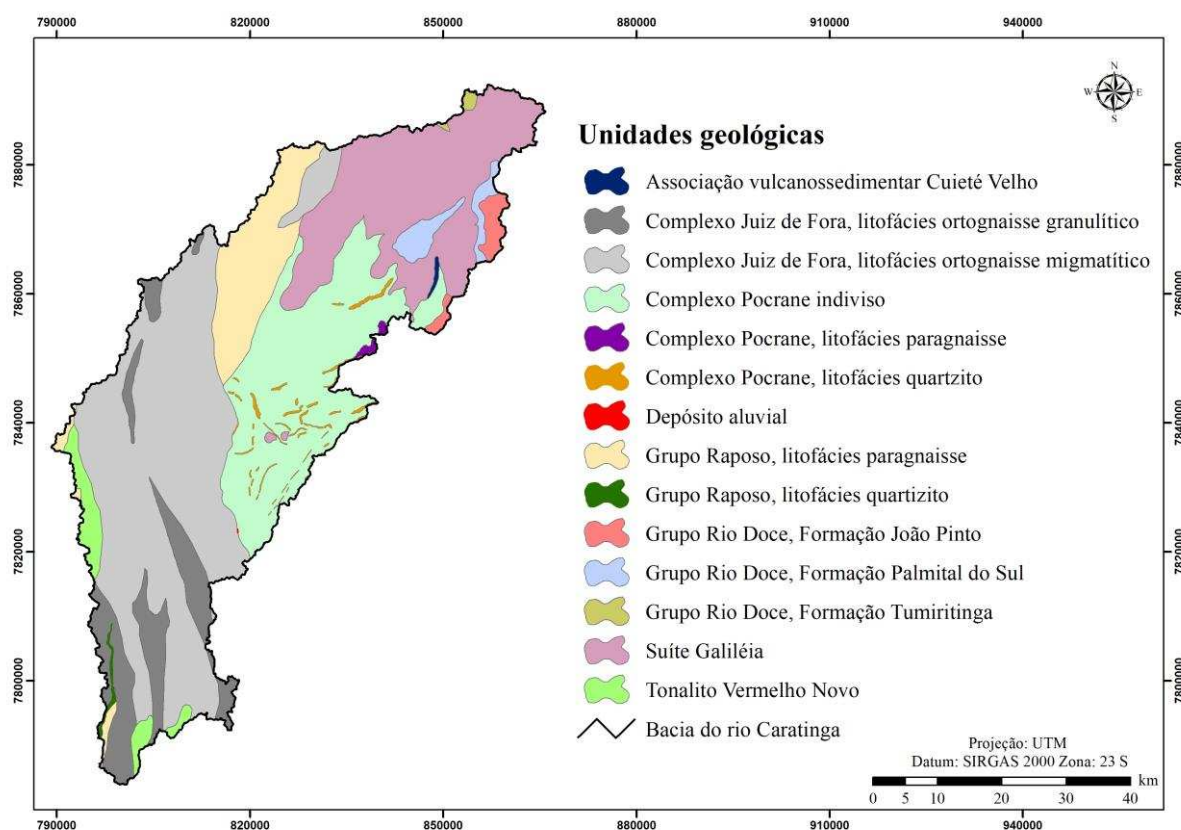


Figura 5 – Mapa geológico da bacia hidrográfica do rio Caratinga.
Fonte: CPRM e CODEMIG (2014)

Conforme a classificação de Köppen, predominam na área de estudo os climas Aw (clima tropical com estação seca no período de inverno), CW_a (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente) e CW_b (clima temperado úmido com inverno seco e verão temperado) (ALVARES et al., 2013). A temperatura média da bacia do rio Caratinga é de $22,5^{\circ}\text{C}$, enquanto as temperaturas máxima e mínima são, em média, de $28,4^{\circ}\text{C}$ e $16,9^{\circ}\text{C}$, respectivamente (INMET, 2018).

A precipitação anual média é de 1.089 mm, apresentando no mês de dezembro o maior volume pluviométrico médio, com 252,7 mm. Por outro lado, o menor volume pluviométrico é observado no mês de julho, com um valor acumulado médio de cerca de 6 mm. Quanto à vazão média, os menores valores ocorrem nos meses de agosto e setembro, $6,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, no entanto, o mês de outubro concentra a maior parte das ocorrências de vazão mínima com 7 dias de duração (Q_7) (ANA, 2018). O comportamento da precipitação e vazão média é apresentado na Figura 6, referindo-se a dados de sete postos pluviométricos e quatro fluviométricos localizados na bacia hidrográfica do rio Caratinga.

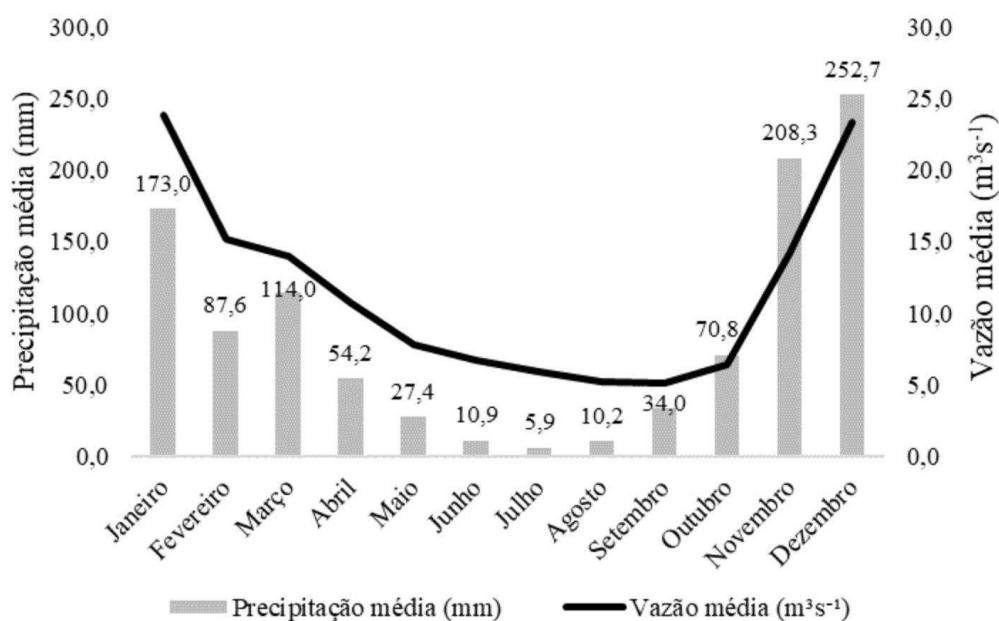


Figura 6 – Precipitação (mm) e vazão média (m³s⁻¹) da bacia hidrográfica do rio Caratinga. Fonte: Adaptado ANA (2018).

4.2 Fragilidade ambiental: obtenção e processamento dos dados

A análise de fragilidade ambiental do presente estudo integra as metodologias de Ross (1994) e Crepani et al. (2001). Desta forma, como a metodologia de Ross (1994) apresenta cinco categorias hierárquicas com valores variando de 1 a 5 e a metodologia de Crepani avalia a vulnerabilidade de ambientes com valores de 1 a 3, foi necessário padronizar os intervalos de fragilidade utilizados por Crepani et al. (2001) aos cinco níveis de fragilidade descritos por Ross (1994), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Padronização dos intervalos de fragilidade de Crepani et al. (2001), conforme os valores de fragilidade de Ross (1994)

Fragilidade - Ross (1994)	Intervalos das classes - Crepani et al. (2001)
1 - Muito baixa	1,0 - 1,3
2 - Baixa	1,4 - 1,7
3 - Média	1,8 - 2,2
4 - Alta	2,3 - 2,6
5 - Muito alta	2,7 - 3,0

Fonte: Adaptado de Crepani et al. (2001) e Cruz et al. (2017).

Aplicando as metodologias citadas de forma associada, conforme utilizado por Cruz et al. (2017), foram necessários dados dos aspectos pedológicos, geológicos, dissecação do relevo e pluviométricos da área de estudo para obtenção da fragilidade potencial, ou seja, a fragilidade natural da bacia. Para determinar a fragilidade ambiental, relacionada ao fator

antrópico, foram cruzados dados de uso e cobertura da terra com o mapeamento da fragilidade potencial. O fluxograma da Figura 7 apresenta a metodologia utilizada no estudo da fragilidade ambiental da bacia do rio Caratinga. A análise multicritério empregada para obter as informações de fragilidade potencial e ambiental será descrita no item 4.2.6.

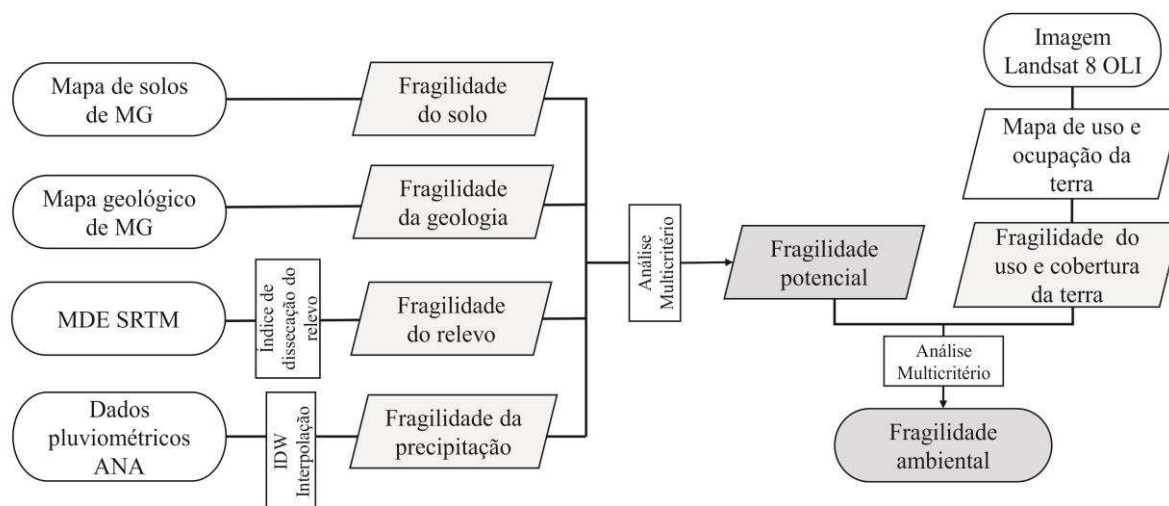


Figura 7 – Fluxograma da metodologia utilizada no estudo da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Caratinga.

Fonte: Adaptado de Cruz et al. (2017).

Siglas: MDE SRTM (Modelo digital de elevação da Shuttle Radar Topography Mission), IDW (Inverso da distância ponderada).

O processamento dos dados utilizados na análise multicritério foi realizada pelo *software* ArcGIS/ArcMap® 10.2, o qual permite manipular informações matriciais e vetoriais e disponibiliza diversas ferramentas para realização de mapeamento, gerenciamento e análise de dados geográficos de forma integrada e de fácil uso (MARTINS et al., 2014; MITCHELL, 2005).

A escassez de base de informações com maior nível de detalhamento foi considerada uma limitação para o estudo, no entanto, pode-se considerar que este é um problema típico da realidade brasileira.

Em função das dificuldades de obtenção das bases de dados necessários ao estudo de fragilidade ambiental foram utilizadas diferentes escalas para os distintos mapas. Destaca-se, entretanto, que ao se gerar o produto final com as informações do mapa de fragilidade ambiental considerou-se o nível de detalhamento do mapa com a menor escala utilizada.

4.2.1 Fragilidade do solo

Os dados de solo foram extraídos do Mapa de solos de Minas Gerais, elaborado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente em parceria com a Universidade Federal de Viçosa, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais e Universidade Federal de Lavras, na escala 1:500.000 (FEAM, 2010).

Para a classificação quanto à fragilidade pedológica da bacia foi utilizado os pressupostos de Ross (1994), de acordo com o tipo de solo da área de estudo. Desta forma, na Tabela 2 apresentam-se as características de cada tipo de solo para classificar a resistência destes, conforme as características de textura, estrutura, coesão das partículas e profundidade dos horizontes. Neste contexto, os Latossolos possuem baixa suscetibilidade à erosão em comparação com os Cambissolos e Neossolos, considerados, desta forma, como solos com menor grau de fragilidade (MANFRÉ et al., 2013).

Tabela 2 – Categoria hierárquica dos tipos de solo conforme níveis de fragilidade

Fragilidade	Tipos de solos
1	Latossolo Roxo, latossolo vermelho escuro e vermelho amarelo textura argilosa
2	Latossolo amarelo e latossolo vermelho amarelo terxtura média/argilosa
3	Latossolo vermelho amarelo, terra roxa, podzólico vermelho amarelo textura média/argilosa
4	Podzólico vermelho amarelo textura média/arenosa, cambissolo
5	Podzolizados com cascalho, litólicos e areias quartzosas

Fonte: (ROSS, 1994)

4.2.2 Fragilidade da geologia

A geologia foi mapeada a partir de dados obtidos do Mapa de Geologia de Minas Gerais, da Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais e Companhia de Desenvolvimento Econômico do Estado de Minas Gerais (CPRM; CODEMIG, 2014), compilado para a área de estudo do Projeto Leste de Minas na escala de 1:100.000. Os litotipos da bacia do rio Caratinga foram categorizados conforme escala de vulnerabilidade das rochas, descrita por Crepani et al. (2001).

A fragilidade geológica está relacionada ao grau de coesão dos minerais que constituem as rochas, determinando a capacidade de resistência destas à denudação, ou seja, ao intemperismo e erosão (CREPANI et al., 2001). Assim, por exemplo, as rochas constituídas de quartzitos, por serem minerais menos solúveis, são consideradas extremamente resistentes ao intemperismo químico (WRAY; SAURO, 2017).

Por outro lado, as rochas carbonáticas, formadas por calcário, dolomita e evaporitos, apresentam maior vulnerabilidade ao intemperismo em função da facilidade de dissolução em água (JURAČIĆ et al., 2009). Na Tabela 3 apresentam-se os litotipos conforme os graus de vulnerabilidade propostos por Crepani et al. (2001) e o valor equivalente aos graus de fragilidade de Ross (1994).

Tabela 3 – Categoria hierárquica dos tipos geológicos conforme os níveis de fragilidade

Litotipos	Escala de vulnerabilidade Crepani et al. (2001)	Fragilidade Ross (1994)
Quartzitos ou metaquartzitos	1,0	1
Riólito, granito, dacito	1,1	1
Granodiorito, quartzo diorito, granulitos	1,2	1
Migmatitos, gnaisses	1,3	1
Fonólito, nefelina, sienito, traquito, sienito	1,4	2
Andesito, diorito, basalto	1,5	2
Anortosito, gabro, peridorito	1,6	2
Milonitos, quartzo, muscovita, biotita, clorita xisto	1,7	2
Piroxenito, Anfibolito kimberlito, dunito	1,8	3
Hornblenda, tremolita, actinolita xisto	1,9	3
Estaurólita xisto, xisto granotíferos	2,0	3
Filito, metassiltito	2,1	3
Ardósia, Metargilito	2,2	3
Mármore	2,3	4
Arenitos quartzosos ou ortoquartzitos	2,4	4
Conglomerados, subgrauvacas	2,5	4
Grauvacas, Arcózios	2,6	4
Siltitos, Argilitos	2,7	5
Folhetos	2,8	5
Calcários, dolomitos, margas, evaporitos	2,9	5
Sedimentos inconsolidados: aluviões, colúvios etc	3,0	5

Fonte: Adaptado de CREPANI et al. (2001)

4.2.3 Fragilidade do relevo

Para obtenção da fragilidade do relevo foi aplicada a metodologia de automatização do índice de dissecação do relevo desenvolvido por Guimarães et al. (2017). Este índice apresenta uma avaliação morfométrica do relevo, que analisa o grau de entalhamento dos vales e a dimensão interfluvial média, sendo aplicado para diversas finalidades como mapeamento geomorfológico, relação morfogênese-pedogênese e estudos de vulnerabilidade ambiental (CREPANI et al. 2001; GUIMARÃES et al., 2017).

Os dados altimétricos da área de estudo foram obtidos do projeto *Shuttle Radar Topography Mission - SRTM* (<https://earthexplorer.usgs.gov>), com resolução espacial de 30 metros, a fim de calcular e mapear a dimensão interfluvial (eixo x) e o grau de entalhamento dos vales (eixo y), conforme descrito por Guimarães et al. (2017), utilizando o *software* ArcGIS 10.2.

Primeiramente foi necessário o tratamento e preparação do MDE, com a aplicação de um *buffer* de 2 km em torno da área de estudo e preenchimento das depressões espúrias. Para mapeamento do grau de entalhamento dos vales multiplicou-se o MDE por -1 para transformar os “picos” em “vales” e, a partir deste, obteve-se a direção de fluxo e aplicou-se a função *sink* para identificar as depressões espúrias que correspondem aos “picos”. Em seguida, o *raster* obtido foi transformado em vetor de pontos, atribuindo a estes “picos” as cotas altimétricas do MDE pela função *add surface information*, transformando-o novamente para o formato *raster*. Na sequência mapeou-se as áreas de elevações utilizando a função *basin* no mapa de direção de fluxo obtido e transformando-o em arquivo vetor tipo polígono. Para atribuir os valores dos “picos” aos polígonos foi utilizada a função *zonal statistics*. Por fim, pela álgebra de mapas realizou-se a operação de subtração entre o *raster* com os valores altimétricos das áreas e o *raster* do MDE original com depressões espúrias. Desta forma, foi obtido o desnível entre altimetria do *pixel* e a cota do pico, para cada *pixel*.

No mapeamento da dimensão interfluvial média inicialmente aplicou-se a direção de fluxo ao MDE tratado e depois determinou-se o fluxo acumulado. Pela função *conditional* especificou-se o número de *pixel* mínimo para definir a rede de drenagem. As microbacias foram obtidas pela função *watershed* e o arquivo resultante foi convertido tanto para formato vetor tipo polígono como para polilinha. Aplicou-se a função distância euclidiana ao vetor do tipo polilinha, no qual os valores de cada *pixel* representavam a distância euclidiana até o interflúvio mais próximo da bacia no qual estava inserida, sendo que os valores dos *pixels* foram transformados em números inteiros pela função *int*. A fim de obter os pontos de maiores distâncias em relação ao interflúvio que representam o “raio da bacia”, multiplicou-se o *raster* da distância euclidiana por -1. Então, determinou-se a direção de fluxo deste e aplicou-se o comando *sink* obtendo as depressões, que por sua vez foi convertido em vetor do tipo ponto.

Os pontos criados referem-se ao centro das microbacias aos quais foram adicionados os valores do “raio da bacia” pela função *add surface information*. Assim, a dimensão interfluvial média apresenta-se igual ao diâmetro interfluvial médio, sendo, portanto, multiplicado por 2 os valores dos raios das bacias. Finalmente, para adicionar os valores de dimensão interfluvial média às bacias foi utilizada a função *zonal statistics*.

Após obter os *rasters* referentes ao grau de entalhamento dos vales e da dimensão interfluvial média foi preciso reclassificá-los de acordo com Ross (1994), considerando um exagero vertical de 10 vezes para o entalhamento dos vales utilizou-se valores de 10 a 50, conforme aplicado por Guimarães et al. (2017).

Desta forma, o *raster* de grau de entalhamento de vales foi classificado em: 0 a 20 m (10); 20 a 40 m (20); 40 a 80 (30); 80 a 160 m (40); >160m (50), enquanto para o *raster* de dimensão interfluvial média utilizou-se: 0 a 250 m (5); 250 a 750 m (4); 750 a 1750 m (3); 1750 a 3750 m (2); >3750 m (1).

Posteriormente foi realizada a operação de soma entre os dois mapas reclassificados, apresentando *pixels* variando de 11 a 55, e realizado o agrupamento conforme as classes de fragilidade propostas por Ross (1994), como apresentado na Figura 8.

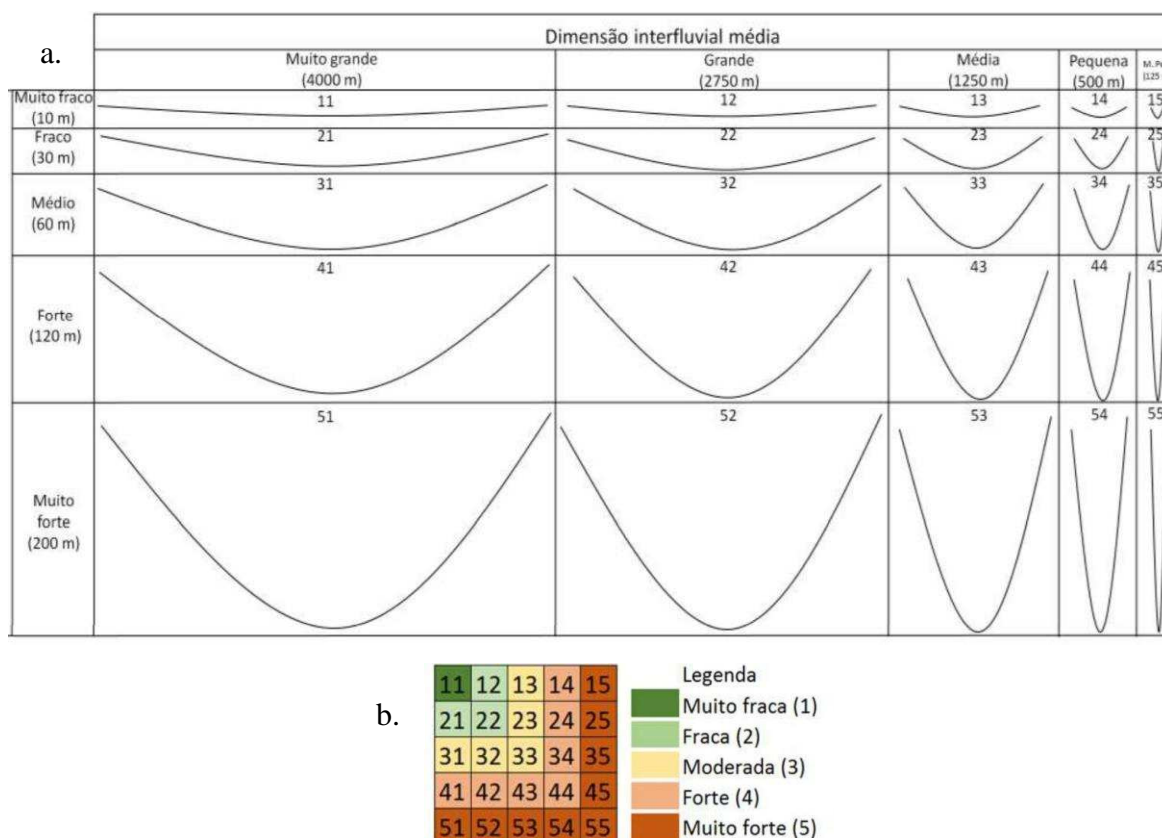


Figura 8 – Perfis dos vales da matriz de dissecação do relevo (a) e reclassificação da dissecação do relevo proposta por Ross (1994) (b).

Fonte: Adaptado de Guimarães et al. (2017).

4.2.4 Fragilidade da precipitação

A classificação dos graus de fragilidade da precipitação foi realizada a partir de dados históricos de sete estações pluviométricas, três localizadas dentro e quatro fora do limite da

área de estudo, como apresentado na Figura 9. Os dados hidrológicos de cada estação foram obtidos no Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA, 2018).

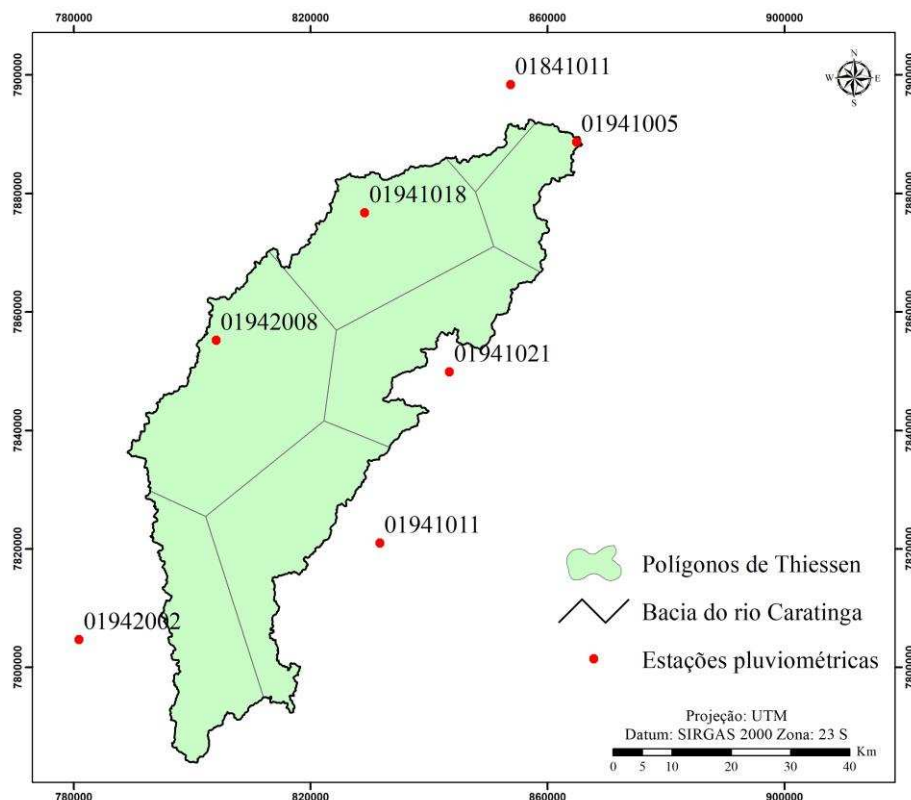


Figura 9 – Localização das estações pluviométricas utilizadas no estudo e suas respectivas áreas de influência determinadas pelo método de polígonos de Thiessen.

As estações foram selecionadas em razão de sua influência na bacia do rio Caratinga identificada pelo método dos polígonos de Thiessen e por possuírem, no mínimo, 20 anos de dados. Desta forma, de acordo com a verificação das séries das estações pluviométricas identificadas determinou-se o período-base para análise da precipitação como sendo de 1996 a 2016.

O método de Thiessen consiste em ligar os postos pluviométricos da bacia por trechos retilíneos e, posteriormente, traçar mediatrizes às linhas que ligam as estações (MARCIANO; BARBOSA; SILVA, 2018). Sendo que a área de influência de cada estação corresponde a interseção das mediatrizes e as divisas da bacia hidrográfica (MELLO e SILVA, 2013).

Priorizou-se o uso de dados pluviométricos consistidos, no entanto, a partir do ano de 2005 os dados disponibilizados pela ANA eram brutos e não consistidos. Assim, foi realizada uma criteriosa verificação dos dados brutos, a fim de detectar erros que pudessem comprometer a análise dos dados de precipitação a ser realizada. O Apêndice 1A apresenta as estações pluviométricas e os anos e nível de consistência dos dados utilizados no estudo.

O preenchimento das falhas das séries mensais de precipitação foi realizado pelo método de regressão simples, conforme descrito por Bertoni e Tucci (2007). Utilizou-se para este procedimento a estação de apoio mais próxima e com altitude semelhante à estação com falhas, observando-se ainda como critério de escolha da estação de apoio o coeficiente de correlação (r) ser de no mínimo 0,7 entre as estações (OLIVEIRA et al., 2010).

No Apêndice 2A estão apresentadas as estações de apoio adotadas para o preenchimento de falhas das estações pluviométricas e o valor do coeficiente de correlação da regressão linear ajustada entre a estação com falhas nos seus registros e as respectivas estações de apoio.

Concluídas as análises preliminares dos dados de pluviosidade média anual (mm) para cada estação, estes foram espacializados para a área de estudo utilizando o interpolador linear *Inverse Distance Weighted* (IDW), conforme adotado por Cruz et al. (2017). Este método consiste na obtenção de uma média ponderada de valores conhecidos dentro de uma vizinhança para estimar o valor de um local sem amostragem, partindo do princípio que os pontos mais próximos apresentam maior peso do que os mais distantes, sendo os pesos inversamente proporcionais à distância e modificados conforme a sua potência (LU; WONG, 2008; MELLO; SILVA, 2013).

Obteve-se a raiz do erro médio quadrático (*Root Mean Square Error* - RMSE) a partir do procedimento de validação cruzada entre os dados observados e preditos, ou seja, os dados interpolados. Essa avaliação foi realizada para expoentes de distância de 1 a 6, uma vez que são as potências de maior utilização na literatura (CECÍLIO; PRUSKI, 2003; MELLO; SILVA, 2013; XAVIER et al., 2014; ALMEIDA, 2017). Avaliando os dados interpolados, adotou-se o expoente de quarta potência por possuir menor RMSE, conforme apresentado no Apêndice B. O IDW-4 também foi utilizado por MINUZZI et al. (2007).

Além disso, também foi verificada a distribuição sazonal da precipitação, ou seja, a duração do período chuvoso a partir de dados diários de precipitação. Para determinar esse período foi necessário identificar as datas de início (IPC) e final (FPC) do período chuvoso, conforme os pressupostos de Sansigolo (1989).

O IPC constitui o primeiro dia, após uma data específica, no qual ocorra no mínimo 20 mm de chuva totalizada em um ou dois dias seguidos e que a cada 10 dias se tenha pelo menos um dia de chuva, pelos próximos 30 dias. No presente estudo foi adotado o dia 1º de setembro, conforme aplicado por Minuzzi et al. (2007) em estudo do comportamento do período chuvoso para a região sudeste do Brasil.

Já o FPC foi considerado como sendo o primeiro dia do período seco, com pelo menos 15 dias de duração e que finalize após o dia 15 de março. Adotou-se como dia chuvoso aqueles com precipitações de pelo menos 1 mm, pois segundo Minuzzi et al. (2007), lâminas inferiores, geralmente, não infiltram no solo.

A fim de determinar o número de dias de duração do período chuvoso e posteriormente calcular esse valor em meses, foi realizada a conversão da data de IPC e FPC em dias julianos, como apresentado no Apêndice C.

Obtido o mapa de pluviosidade média anual espacializado, este foi dividido pela duração do período chuvoso, em número médio de meses, determinando assim valores de lâmina precipitada mensal (mm/mês) para a área de estudo, denominado por Crepani et al. (2001) como “intensidade pluviométrica”.

Segundo esses autores, quanto maior os valores de intensidade pluviométrica, maior será a erosividade da chuva e a influência do clima nos processos morfodinâmicos. Por fim, foi possível classificar e gerar o mapa de fragilidade da precipitação, conforme os pressupostos de Crepani et al. (2001), apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Lâmina precipitada mensal e respectivos níveis de fragilidade

Escala de vulnerabilidade	Lâmina precipitada mensal (mm/mês)	Fragilidade
1,0	<50	1
1,1	50-75	1
1,2	75-100	1
1,3	100-125	1
1,4	125-150	2
1,5	150-175	2
1,6	175-200	2
1,7	200-225	2
1,8	225-250	3
1,9	250-275	3
2,0	275-300	3
2,1	300-325	3
2,2	325-350	3
2,3	350-375	4
2,4	375-400	4
2,5	400-425	4
2,6	425-450	4
2,7	450-475	5
2,8	475-500	5
2,9	500-525	5
3,0	>525	5

Fonte: Adaptado de Crepani et al. (2001).

4.2.5 Fragilidade do uso e ocupação da terra

O mapa de uso e ocupação da terra foi gerado utilizando a técnica de classificação supervisionada de máxima verossimilhança de imagens obtidas a partir do satélite Landsat 8 OLI do ano de 2016 (USGS, 2017). As imagens possuem resolução espacial de 30 metros, correções radiométrica e atmosférica, e foram obtidas a partir da plataforma do Google Earth Engine (GEE - GOOGLE EARTH ENGINE, 2017). Essa plataforma constitui uma ferramenta com grande potencial na obtenção de informações de sensoriamento remoto, por reduzir o tempo de processamento dos dados (GORELICK et al., 2017).

A coleta de amostras de *pixels* para classificação do uso e ocupação da terra foi realizada pela diferenciação visual da imagem para sete classes: corpos d'água, vegetação nativa, reflorestamento, agricultura, pastagem, solo exposto e área urbana.

A fim de realizar a verificação da acurácia da classificação foi calculado o índice Kappa (k) (Equação 1). Para tanto, coletaram-se 70 amostras da imagem Landsat para cada classe de uso e ocupação, totalizando 490 amostras utilizadas para o estabelecimento da matriz de confusão.

$$k = \frac{n \sum_{i=1}^y x_{ii} - \sum_{i=1}^y (x_{i+} x_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^y (x_{i+} x_{+i})} \quad (1)$$

em que k é uma estimativa do coeficiente Kappa, adimensional, x_{ii} é o valor da linha i e coluna i; x_{i+} é a soma da linha i e x_{+i} é a soma da coluna i da matriz de confusão; n representa o número total de amostras que representam o uso e ocupação da terra observado; e y o número total de classes.

A interpretação dos valores obtidos para o índice Kappa foi realizada com base na classificação apresentada na Tabela 5, proposta por Landis e Koch (1977).

Tabela 5 – Interpretação dos valores de do índice Kappa (K)

K	Classificação
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977)

Após a verificação da acurácia da classificação, as imagens foram classificadas quanto à fragilidade relacionada a cada classe de uso e ocupação, conforme apresentado na Tabela 6. Para tal classificação, Ross (1994) considera que a cobertura vegetal está relacionada ao grau de proteção do solo.

Tabela 6 – Graus de proteção em relação ao uso da terra

Graus de proteção	Cobertura da terra
Muito baixa	Área degradada ou queimada, solo exposto
Baixa	Culturas de ciclo longo de baixa densidade e sem práticas conservacionistas, culturas de ciclo curto
Média	Cultivos de ciclo longo em curvas de nível/terraceamento como café e laranja, pastagem com baixo pisoteio
Alta	Formações arbustivas naturais, matas homogêneas, cultivo de ciclo longo como o cacau
Muito alta	Florestas, matas naturais, florestas cultivadas com biodiversidade

Fonte: Adaptado de ROSS (1994)

Adotou-se no estudo a classificação alta fragilidade para áreas urbanas e com solo exposto dada a menor proteção do solo devido à ausência de cobertura vegetal, enquanto as áreas de floresta nativa e plantada, respectivamente, foram classificadas como de fragilidade muito baixa e baixa. De acordo com Tonello et al. (2014) as áreas de florestas naturais apresentam fragilidade baixa, principalmente pela maior interceptação das chuvas e capacidade de retenção da água neste tipo de formação vegetal.

Por outro lado, em função da agricultura da região ser majoritariamente de cultivos de ciclos longos, como citrus e café, cultivados, de forma geral, em nível, considerou-se esta classe de cobertura como sendo de média fragilidade (3).

As áreas de pastagem foram classificadas como de fragilidade alta, em razão do grau de degradação observado, com pequena proteção do solo. Já as áreas ocupadas por corpos d'água associou-se fragilidade nula, como utilizado por Cruz et al. (2017). A Tabela 7 apresenta os graus de fragilidade determinados para cada classe de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio Caratinga

Tabela 7 – Classes de uso e ocupação da terra e o respectivo nível de fragilidade.

Classes	Fragilidade
Corpos d'água	0
Vegetação nativa	1
Floresta plantada	2
Agricultura	3
Pastagem	4
Solo exposto e área urbana	5

Fonte: Adaptado de Cruz et al. (2017) e Manfré et al. (2013).

4.2.6 Aplicação da análise multicritério para o mapeamento da fragilidade

Obtidos os mapas de fragilidade para cada fator, a análise multicritério foi utilizada para gerar o mapeamento da fragilidade potencial e ambiental da bacia hidrográfica do rio Caratinga por intermédio do software Idrisi Selva® 17.

Esse software tem sido utilizado no monitoramento ambiental por diversos autores, por apresentar processamento robusto, sistema de fácil uso e possuir módulos desenvolvidos para auxiliar à tomada de decisão (AIRES et al., 2018; EASTMAN, 2012; SILVA et al., 2010a; LORENTZ et al., 2016). Para o processamento no software e estabelecimento de comparação entre os mapas temáticos, foi realizado a padronização em uma escala de adequabilidade contínua variando de 0 a 255, de acordo com níveis de fragilidade atribuídos (LORENTZ et al., 2016).

As ferramentas *Analytic Hierarchy Process* (AHP) e a análise multicritério *Weighted Linear Combination Model* (WLC) foram utilizadas para apoiar as decisões na determinação dos níveis de fragilidade. O AHP permite criar uma hierarquia entre as relações existentes e possibilita calcular os pesos para cada fator analisado, bem como atribuir um nível de consistência para as comparações (PINESE JÚNIOR; RODRIGUES, 2012).

Na matriz de comparação pareada do método AHP os fatores foram avaliados de acordo com sua importância, possibilitando obter os pesos calculados para cada fator. Considerou-se o mesmo nível de relevância (1) para os fatores intrínsecos da área, como pedologia, geologia, dissecação do relevo e precipitação na análise da fragilidade potencial, obtendo-se pesos iguais de 0,25 para cada um dos fatores, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Matriz de comparação pareada para fragilidade potencial

	Solo	Geologia	Dissecação	Precipitação	Pesos
Solo	1				0,25
Geologia	1	1			0,25
Dissecação do relevo	1	1	1		0,25
Precipitação	1	1	1	1	0,25

Na análise da fragilidade ambiental, conferiu-se importância superior para o uso e cobertura da terra em relação aos fatores naturais, e estes conservaram a mesma relevância entre si. Desta forma, obteve-se o peso de 0,4286 para o uso e ocupação da terra e 0,1429 para os fatores intrínsecos, como utilizado por Manfré et al. (2013). A inconsistência para os pesos propostos a partir da AHP foi de 0,0, indicando uma ótima consistência entre os fatores e os pesos adotados, possibilitando a utilização destes. A matriz de comparação para a fragilidade ambiental é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 – Matriz de comparação pareada para fragilidade potencial

	Uso do solo	Geologia	Dissecação	Precipitação	Solo	Pesos
Uso do solo	1					0,4286
Geologia	1/3	1				0,1429
Dissecação do relevo	1/3	1	1			0,1429
Precipitação	1/3	1	1	1		0,1429
Solo	1/3	1	1	1	1	0,1429

Furlan et al. (2011), também atribuíram maior peso, 0,500, ao parâmetro de uso da terra no mapeamento da vulnerabilidade ambiental, pois segundo os autores as atividades antrópicas têm maior importância no estudo da análise ambiental, causando um alto impacto ambiental no local de estudo, enquanto outros fatores como pedologia e geologia referem-se a processos que afetam o ambiente de forma constante e, portanto, devem receber menor peso.

Em seguida, a ferramenta WLC possibilitou a agregação dos fatores, associando-os aos pesos correspondentes e realizando a combinação ponderada para cada *pixel* (CALIJURI et al., 2007; ROMANO et al., 2015; LORENTZ et al., 2016), resultando no mapeamento da fragilidade da área.

Concluída a análise multicritério, os mapas de fragilidade potencial e fragilidade ambiental, obtidos com nível de adequação de até 255, foram reclassificados em cinco intervalos de classes iguais. Posteriormente, as áreas de cada intervalo foram calculadas e, desta forma, as áreas pertencentes ao maior intervalo de adequabilidade, próximo a 255, foram classificadas como de fragilidade muito alta, e o menor intervalo como de fragilidade muito

baixa, próximo a zero. Assim, a reclassificação possibilitou identificar o percentual de área atribuída a cada nível de fragilidade da bacia hidrográfica do rio Caratinga.

4.3 Determinação de capacidade de uso da terra da bacia

A capacidade de uso da terra foi determinada a partir da metodologia proposta por Lepsch et al. (2015), que se constitui numa adaptação da metodologia desenvolvida pela Sociedade Americana de Ciência do Solo (KLINGEBIEL; MONTGOMERY, 1961).

No presente trabalho adotou-se o primeiro nível de agrupamento, as classes, que agrupam as terras com limitações de uso e ou riscos de degradação agrícola em graus semelhantes (LEPSCH et al., 2015), conforme apresentado na Tabela 10.

O enfoque mais generalizado da classificação, limitando as classes, foi utilizado a fim de possibilitar e facilitar posteriores análises com os dados obtidos no estudo de fragilidade ambiental. As limitações das terras e os riscos de degradação são dispostos em ordem crescente da Classe I para a VIII.

Tabela 10 – Classes de capacidade de uso da terra

Classes	Descrição
I	Terras sem ou com poucas limitações em relação ao risco de degradação no uso em atividades agrícolas intensivas.
II	Terras com limitações em grau moderado em relação ao risco de degradação no uso em atividades agrícolas intensivas.
III	Terras com limitações em grau severo em relação ao risco de degradação no uso em atividades agrícolas intensivas.
IV	Terras com limitações em grau muito severo em relação ao risco de degradação no uso em atividades agrícolas intensivas, o cultivo deve ser ocasional e limitado.
V	Terras sem ou com pequeno risco de degradação, porém com limitações não removíveis que limitam o uso apenas para pastagem, reflorestamentos e ou vida silvestre.
VI	Terras com limitações severas, podendo ser usadas apenas para pastagens e/ou reflorestamento, ou ainda em certas culturas permanentes protetoras do solo.
VII	Terras com limitações e risco de degradação muito severas, mesmo quando utilizadas para pastagem e/ou reflorestamento.
VIII	Terras inadequadas para culturas, pastagens ou reflorestamento, utilizadas para proteção da fauna e flora.

Fonte: Lepsch et al. (2015).

Na aplicação da classificação foi necessário obter informações das características dos tipos de solos e da declividade da área de estudo. A base de dados pedológicos foi a mesma especificada para análise de fragilidade ambiental. O mapa de declividade foi gerado empregando o software ArcGIS/ArcMap® 10.2, a partir da obtenção do Modelo digital de

elevação (MDE) do projeto SRTM (USGS, 2017). As classes de declividade utilizadas estão em conformidade com Lepsch et al. (2015).

Na avaliação da capacidade de uso da terra foram verificados aspectos relativos ao solo, como profundidade efetiva, drenagem interna, fertilidade aparente, risco de inundação; e ao relevo, como a declividade. O grau de erosão laminar, a presença de sulcos, voçorocas e pedregosidades, assim como realizado por Monteiro (2016), foram retirados da classificação em função da dificuldade de obtenção destes dados. O julgamento das classes de capacidade de uso para o solo foi realizado conforme as limitações dos critérios determinantes apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Enquadramento de terras em classes de capacidade de uso

Limitações		Classes de capacidade de uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Profundidade efetiva	Muito profunda	X	X	X	X	X	X	X	X
	Profunda	X	X	X	X	X	X	X	X
	Moderada		X	X	X	X	X	X	X
	Rasa				X	X	X	X	X
	Muito rasa						X	X	X
Drenagem interna	Excessiva		X	X	X	X	X	X	X
	Boa	X	X	X	X	X	X	X	X
	Moderada		X	X	X	X	X	X	X
	Pobre			X	X	X	X	X	X
	Muito pobre					X	X	X	X
Fertilidade aparente	Muito alta	X	X	X	X	X	X	X	X
	Alta	X	X	X	X	X	X	X	X
	Média		X	X	X	X	X	X	X
	Baixa			X	X		X	X	X
	Muito baixa						X	X	X
Risco de Inundação	Ocasional			X		X			X
	Frequente					X			X
	Muito frequente								X
Declividade	0 – 2 %	X	X	X	X	X	X	X	X
	2 – 5 %		X	X	X		X	X	X
	5 – 10 %			X	X		X	X	X
	10 – 15 %				X		X	X	X
	15 – 45 %						X	X	X
	45 – 70 %							X	X
	Superior a 70 %								X

Fonte: Adaptado de Lepsch et al. (2015) e Rio Grande do Sul (1979).

Obtida a classificação da capacidade de uso referentes aos fatores solo e declividade, determinou-se, pelo cruzamento dos mapas a capacidade do uso e manejo da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga. Para tanto, considerou-se em cada pixel a maior classe, ou seja, o fator mais limitante dos mapas de solo e declividade.

O uso atual da terra da bacia do rio Caratinga foi comparado com a capacidade de uso, a fim de verificar a existência de conflitos ou a utilização adequada em sua máxima utilização racional.

Para a identificação do uso atual da terra foi empregada a mesma técnica de obtenção e classificação de imagens Landsat 8 OLI, descrita na análise de fragilidade ambiental. No entanto, retirou-se da classificação as classes área urbana e recursos hídricos, admitindo apenas as classes ligadas ao uso agrícola das terras.

Além disso, na determinação da classificação do uso atual do solo, associou-se para cada tipo de uso e ocupação as classes que melhor representavam suas condições da bacia. Considerou-se, desta forma, que as pastagens apresentam, em geral, algum grau de degradação e as atividades agrícolas são constituídas, principalmente, de culturas permanentes com a adoção de práticas conservacionistas.

O Número de Classes Excedentes (NCE) foi obtido pela diferença entre a capacidade de uso e o uso atual da terra, conforme a Equação 2. O valor obtido determina o quanto a terra está sendo utilizada em relação à sua capacidade.

$$NCE = CCU - CUA \quad (2)$$

em que CCU corresponde a classe de capacidade de uso da terra, adimensional; e CUA a classe associada ao uso atual da terra, adimensional.

Por existirem oito classes de uso e manejo da terra conforme o sistema de classificação, os valores podem variar de -7 a 7. Os valores negativos indicam a utilização abaixo da sua capacidade, ou seja, áreas subutilizadas; os positivos sugerem as terras que estão sendo utilizadas além da sua capacidade, sobreutilizadas, e valores nulos são as áreas que estão de acordo com a capacidade de uso e manejo (MONTEIRO, 2016).

4.4 Análise da fragilidade ambiental e a capacidade de uso da terra

O mapeamento gerado na análise de fragilidade ambiental e classificação de terras no sistema de capacidade de uso para a bacia hidrográfica do rio Caratinga foram avaliados

inicialmente por comparação visual, a fim de verificar semelhanças e áreas de conflitos existentes pela aplicação das duas metodologias.

Posteriormente, utilizou-se a função *Clip* do *software* ArcGIS/ArcMap® 10.2 e o cálculo de área para quantificar o percentual de terras conforme a intensidade de exploração agrícola e fragilidade. Ou seja, verificou-se áreas subutilizadas, utilizadas conforme a capacidade de uso e sobreutilizadas distribuídas nos cinco níveis de fragilidade ambiental. Essa abordagem possibilitou definir as áreas prioritárias para aplicação de políticas de restauração ambiental.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise da fragilidade da bacia

5.1.1 Fragilidade do solo

Na Tabela 12 apresentam-se os graus de fragilidade do fator pedológico para a bacia do rio Caratinga e suas respectivas áreas, conforme requisitos apresentados na Tabela 2.

Tabela 12 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga nos graus de fragilidade para o fator solo

Tipo de solo	Sigla	Fragilidade	Área da bacia	
			(km ²)	(%)
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd)	LVAd	1	1.250,5	38,7
Latossolo Amarelo Distrófico (LAd)	LAd	2	274,9	8,5
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (PVAe)	PVAe	3	1.655,8	51,3
Neossolo Litólico Distrófico (RLd)	RLd	5	47,1	1,5

Pode-se identificar solos pertencentes às classes de fragilidade muito baixa, baixa, média e muito alta, sendo que os maiores percentuais de área, em relação a essa variável, encontram-se nas classes de fragilidade média, com o valor de 51,3%, composta por argissolo vermelho amarelo eutrófico (PVAe), e fragilidade muito baixa, com latossolo vermelho amarelo distrófico, que representa 38,7% da área.

Os argissolos estão distribuídos, principalmente, nas proximidades da foz da bacia do rio Caratinga e na porção oeste da área, enquanto os latossolos vermelhos amarelos encontram-se na porção leste. Já os latossolos amarelos estão dispostos nas regiões mais elevadas, a montante da bacia, enquanto os neossolos em pontos isolados, associados a relevo acentuado. A Figura 10 apresenta a distribuição dos graus de fragilidade do fator solo para a bacia do rio Caratinga.

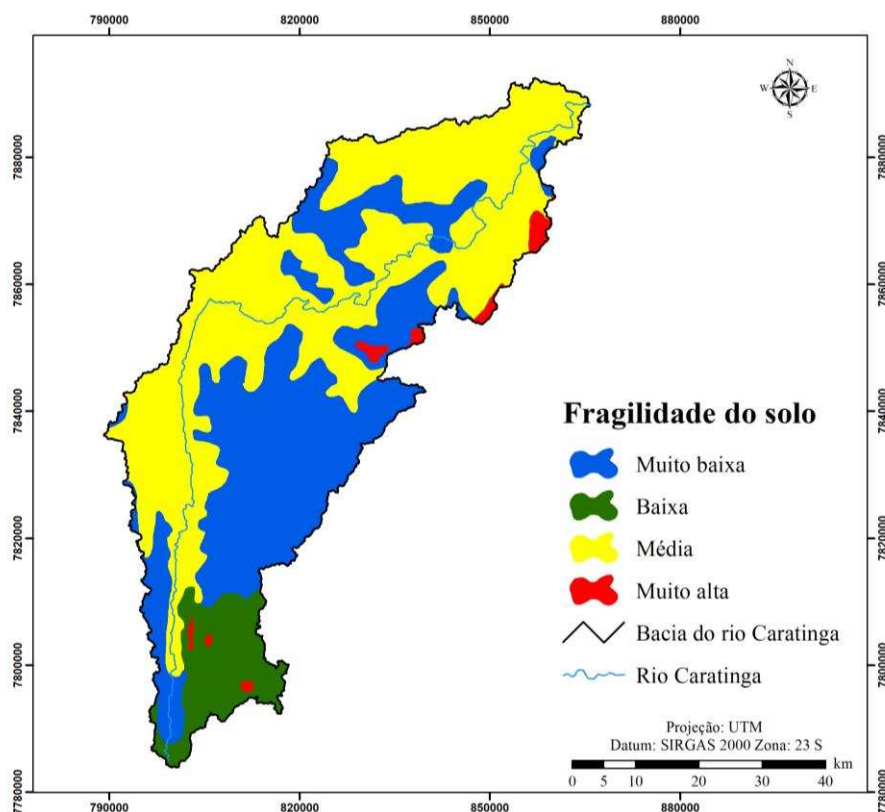


Figura 10 – Graus de fragilidade do solo da bacia do rio Caratinga.

Os argissolos possuem como atributo característico a presença do horizonte B textural, ou seja, significativo incremento da fração de argila em relação aos horizontes superiores. Essa diferenciação entre os horizontes pode lhe conferir maior suscetibilidade a processos erosivos que os latossolos (EDUARDO et al., 2013; NDZANA et al., 2018; OLIVEIRA, 2011).

Os neossolos litólicos, por outro lado, determinam fragilidade ainda maior. Segundo Bockheim (2015) localizam-se em regiões fortemente inclinadas, com contato lítico inferior a 50 cm e, portanto, importantes estudos de erosividade. Em regiões montanhosas tropicais e subtropicais o intemperismo intenso promove a denudação química extrema e o perfil do solo não desenvolve (GRACHEVA, 2011), no entanto, na medida em que há o decréscimo da altitude a profundidade aumenta (LÄSSIGE et al., 2008). Desta forma, os neossolos deveriam ser mantidos como reserva natural, entretanto, têm sido utilizados como pastagem, reflorestamento e culturas como cana de açúcar (OLIVEIRA, 2011).

5.1.2 Fragilidade da geologia

A hierarquização dos graus de fragilidade de cada unidade geológica da bacia, conforme os litotipos que as constituem, está apresentada na Tabela 13. Essa avaliação foi realizada seguindo os pressupostos de classificação apresentados na Tabela 3.

Tabela 13 – Graus de fragilidade das unidades geológicas da bacia do rio Caratinga

Unidade	Litotipos	Tipo de rocha	Fragilidade
Associação vulcanossedimentar Cuieté Velho	Anfibolito, tremolita-actinilita xisto, biotita gnaissse, biotita xisto, metachert, quartzito, sulfeto maciço	Metamórfica	2
Complexo Juiz de Fora, litofácies ortognaisse migmatítico	Ortognaisse tonalítico a granodiorítico, migmatito e intercalações eventuais de metaultramáfica, anfibolito e granulito	Ígnea	1
Complexo Pocrane indiviso	Ortognaises bandados tipo TTG, com intercalações de anfibolito e metaultramáfica	Ígnea	2
Complexo Juiz de Fora, litofácies ortognaisse granulítico	Ortognaises granulíticos ácidos a básicos, com ortognaisse tonalítico subordinado	Ígnea	1
Grupo Rio Doce, Formação Palmital do Sul	Paragnaisse	Metamórfica	1
Complexo Pocrane, litofácies paragnaisse	Paragnaisse	Metamórfica	1
Grupo Raposo, litofácies paragnaisse	Paragnaisse com participação subordinada de biotita xisto, calcissilicática, mármore, quartzito, concentrações de óxidos de Mn, anfibolito	Metamórfica	2
Grupo Rio Doce, Formação Tumiritinga	Paragnaisse estromático, mármore, calcissilicática	Metamórfica	2
Grupo Rio Doce, Formação João Pinto	Quartzito predominante	Metamórfica	1
Complexo Pocrane, litofácies quartzito	Quartzito predominante em associação com paragnaisse e xisto	Metamórfica	1
Grupo Raposo, litofácies quartzito	Quartzito predominante; paragnaisse, xisto, calcissilicática, mármore, concentrações de óxidos de Mn, anfibolito	Metamórfica	2
Depósito aluvial	Sedimentos clásticos inconsolidados	Sedimentos clásticos inconsolidados	5
Suíte Galiléia	Tonalito e granodiorito foliados	Ígnea	1
Tonalito Vermelho Novo	Tonalito e granodiorito foliados	Ígnea	1

Como se pode observar na Tabela 13, cada unidade geológica apresenta variados litotipos. Desta forma, o grau de fragilidade foi designado conforme o comportamento associado dos componentes geológicos presentes. Por exemplo, no Grupo Raposo, litofácies quartzito apresenta grau de fragilidade 2 (baixa), pois apesar de apresentar litotipo quartzito de forma predominante, o que acarretaria em menor fragilidade (1), também estão presentes anfibolito e mármore, que determinam maior fragilidade, respectivamente, 3 e 4.

Verificou-se, ainda, que o maior percentual de área da bacia, 69,8%, equivalente a 2.252,9 km², possui litotipos que determinam a fragilidade muito baixa, e cerca de 30,2%, 975,2 km², definem baixo grau de fragilidade. Os depósitos aluviais constituídos por sedimentos clásticos inconsolidados representam apenas 0,03 km² e, desta forma, em termos percentuais, apresentam valores insignificantes em relação a área da bacia, motivo pelo qual não foram representados no mapa de fragilidade geológica (Figura 11).

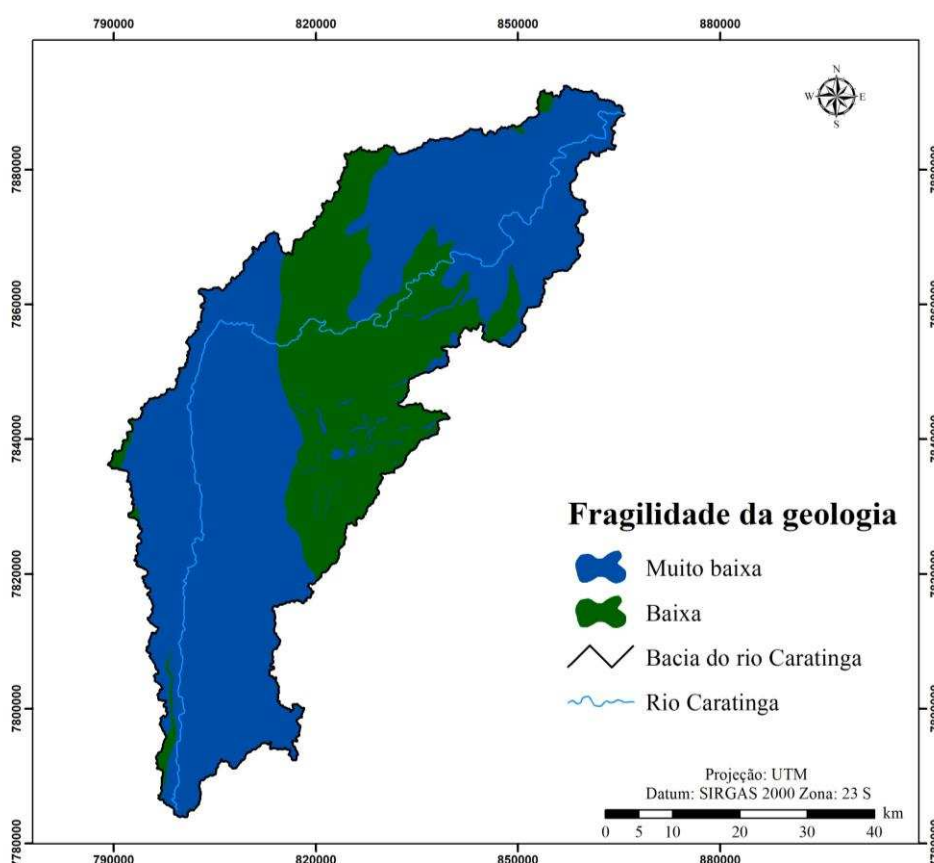


Figura 11 – Graus de fragilidade do fator geológico da bacia do rio Caratinga.

Os resultados obtidos para a bacia do rio Caratinga determinam risco relativamente baixo à degradação relacionado ao fator geológico. García-Ortiz et al. (2014) enfatizam que a avaliação de riscos à degradação em unidades geológicas possui grande importância do

monitoramento das ações ao longo do tempo, auxiliando o gerenciamento e planejamento de ações de geoconservação.

5.1.3 Fragilidade do relevo

A avaliação do aspecto geomorfológico foi realizada por meio da proposta de automação do Índice de Dissecação do Relevo, de modo que para a obtenção da dissecação do relevo da bacia do rio Caratinga (Figura 12) foi necessário associar o mapeamento do grau de entalhamento dos vales e da dimensão interfluvial média.

Tendo em vista que o grau de entalhamento dos vales refere-se a distância vertical entre o pico e o ponto mais baixo em uma mesma região altimétrica, ou seja, em um mesmo morro (GUIMARÃES et al., 2017), verificou-se para a bacia do rio Caratinga entalhamentos variáveis, desde reduzidos até superiores a 160 m. Desta forma, observou-se a distribuição do grau de entalhamento nas classes de 10 a 50, sendo os maiores valores os quais acompanham, principalmente, as áreas com maiores declividades.

Já a dimensão interfluvial média relaciona-se à distância euclidiana entre os divisores de água, podendo ser constatado para a área de estudo as menores dimensões em pontos isolados caracterizados por apresentarem vales muito encaixados, ou seja, de amplitude interfluvial muito pequena de 0 a 250 m, classificados com o valor 5. Observa-se ainda, grandes áreas de dimensão pequena 250 a 750 m, classificadas como 4 e outras com dimensão média 750 a 2000 m, como 3.

Somando-se os dois *rasters* reclassificados, sendo o grau de entalhamento com valores de 10 a 50 e a dimensão interfluvial variando de 3 a 5, obteve-se para a dissecação do relevo um grande número de classes com valores de 13 a 55 (Figura 12). Ao agrupar as classes com dissecação semelhante notou-se que a dissecação da bacia do rio Caratinga apresenta fragilidade de média a muito alta, como apresentado na Figura 13.

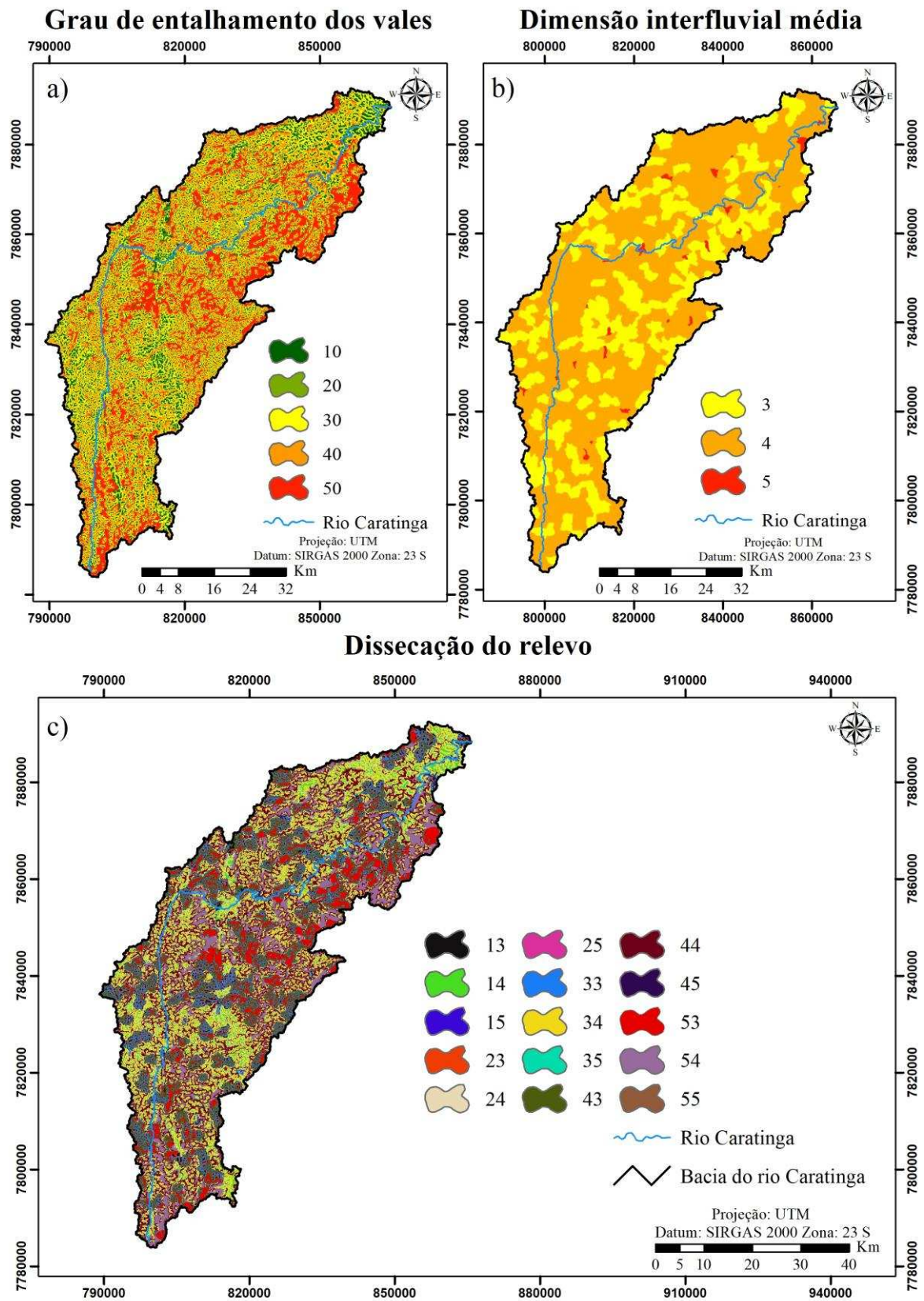


Figura 12 – Mapas do grau de entalhamento dos vales (a), da dimensão interfluvial média (b) e de dissecação do relevo da bacia do rio Caratinga (c).

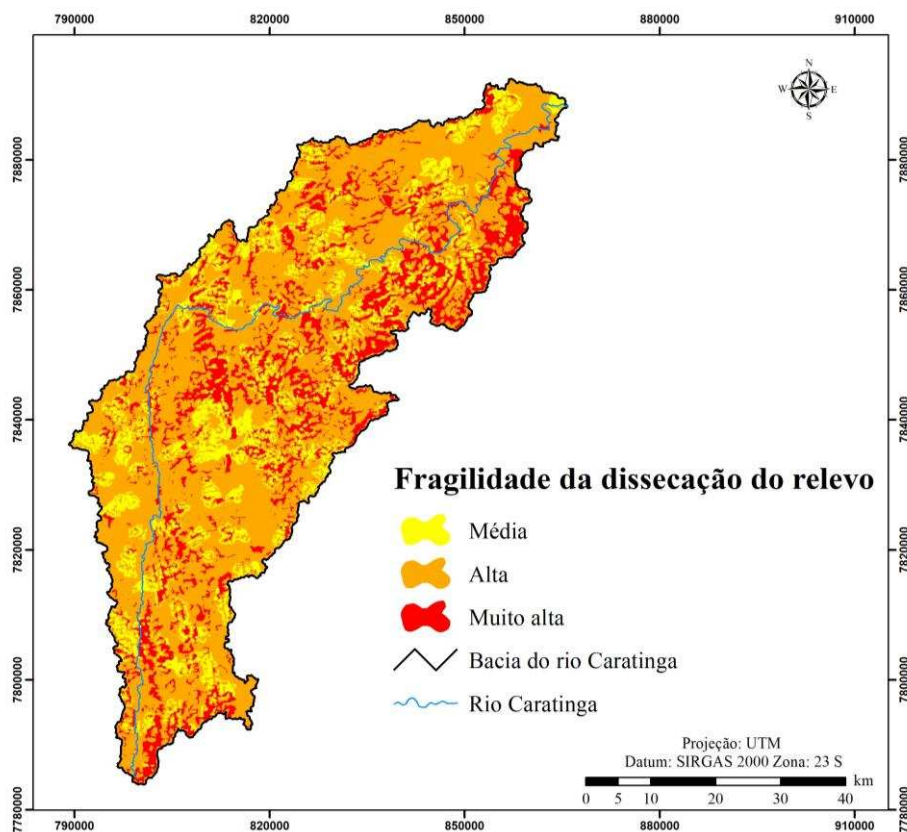


Figura 13 – Fragilidade do fator dissecação do relevo da bacia do rio Caratinga.

De acordo com Guimarães et al. (2017), a dissecação elevada refere-se a áreas com predominância de vales encaixados e profundos e a menor dissecação geralmente está associada a áreas mais planas. A Tabela 14 especifica a área da bacia distribuída em cada grau de fragilidade relativo à dissecação do relevo.

Tabela 14 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga conforme graus de fragilidade da dissecação do relevo

Dissecação do relevo	Fragilidade	Área da bacia	
		(km ²)	(%)
Média	3	496,9	15,4
Alta	4	2.138,2	66,2
Muito alta	5	593,1	18,4

Pela análise da Tabela 14, constata-se que o maior percentual de área da bacia do rio Caratinga encontra-se em dissecação avaliada como alta, 66,2%, equivalente a 2.138,2 km². Neste sentido, o resultado obtido apresenta-se em conformidade com o apresentado pelo Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Caratinga, que descreve a área com relevo

intensamente dissecado, elevada produção de sedimentos, formação de sulcos e ravinas e a ocorrência de fenômenos de escorregamentos e movimentação de massas (IGAM, 2010b).

5.1.4 Fragilidade da precipitação

Na Figura 14 apresenta-se a espacialização dos valores de precipitação média anual para a bacia do rio Caratinga. Pode-se observar que os maiores totais precipitados anuais concentram-se na região sul, a montante da bacia, com valor máximo de 1.186 mm, reduzindo gradativamente até a foz, que apresenta 848 mm.

Avaliando a duração do período chuvoso, pela identificação do IPC e FPC de 1996 a 2016, a partir de dados diários das sete estações pluviométricas com influência na área de drenagem da bacia, verificou-se duração média de 170 dias, ou seja, 5,7 meses.

Observou-se, ainda, que o IPC ocorre próximo ao dia 20 de outubro, enquanto que o FPC em média acontece no dia 8 de abril, sendo que essas informações referem-se a média dos dias julianos do IPC e FPC, respectivamente, 293 e 98. Os dados obtidos na determinação da duração do período chuvoso para cada estação são apresentados no Apêndice C.

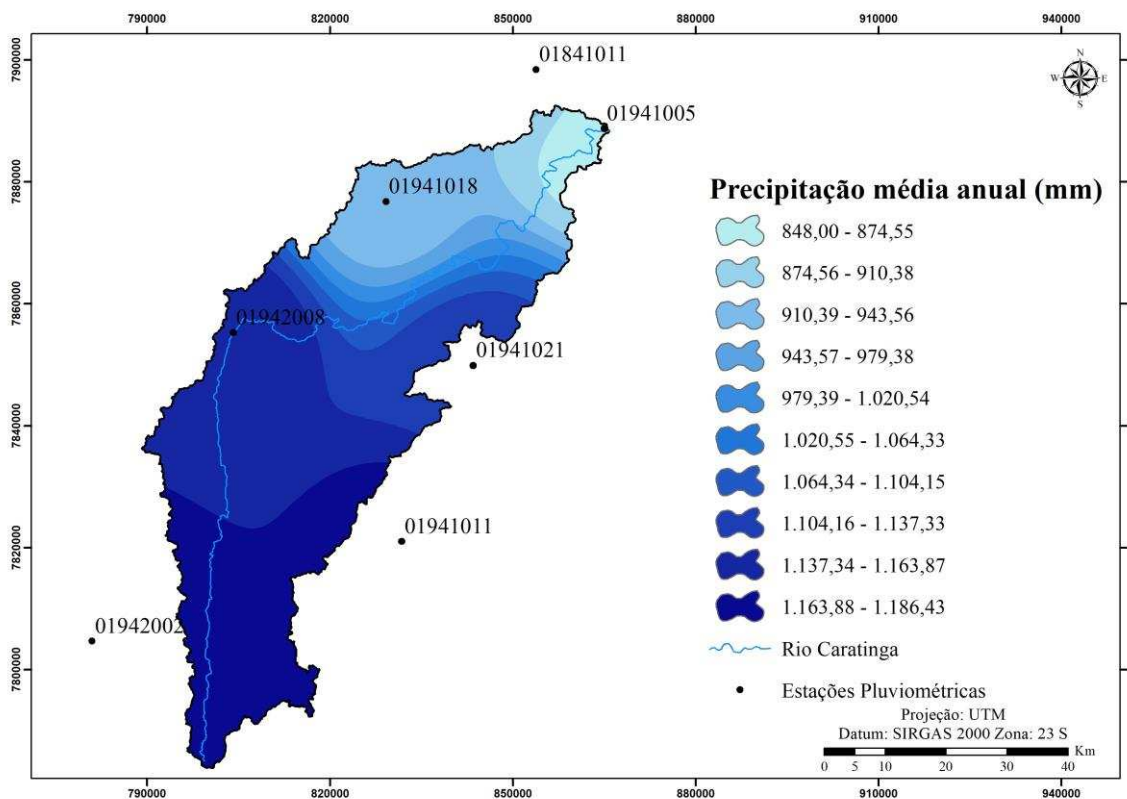


Figura 14 – Espacialização da precipitação média anual da bacia do rio Caratinga.

Dividindo-se o mapeamento da precipitação média anual pela duração do período chuvoso, em meses, determinou-se a intensidade pluviométrica (mm/mês) para a bacia do rio Caratinga (Figura 15). Pela análise da Figura 15 observa-se distribuição semelhante à apresentada pela precipitação média anual, com valores variando de 148 a 208 mm/mês.

Segundo Crepani et al. (2001), a intensidade pluviométrica está diretamente relacionada ao desencadeamento de processos erosivos, representando a relação entre quanto e quando ocorrem as chuvas. Os autores exemplificam, por exemplo, que apesar dos valores de precipitação em regiões semiáridas serem normalmente reduzidos, como estão associados a um pequeno intervalo de tempo determinam, nestas regiões, grande poder de denudação do solo.

A fragilidade do fator precipitação foi obtida pela reclassificação dos valores de intensidade pluviométrica, conformes pressupostos apresentados na Tabela 4. Desta forma, como todos valores estão entre 125 a 225 mm/mês, determinou-se que 100% da área da bacia do rio Caratinga apresenta-se com grau de fragilidade baixa em relação ao fator precipitação, conforme apresenta-se na Figura 16.

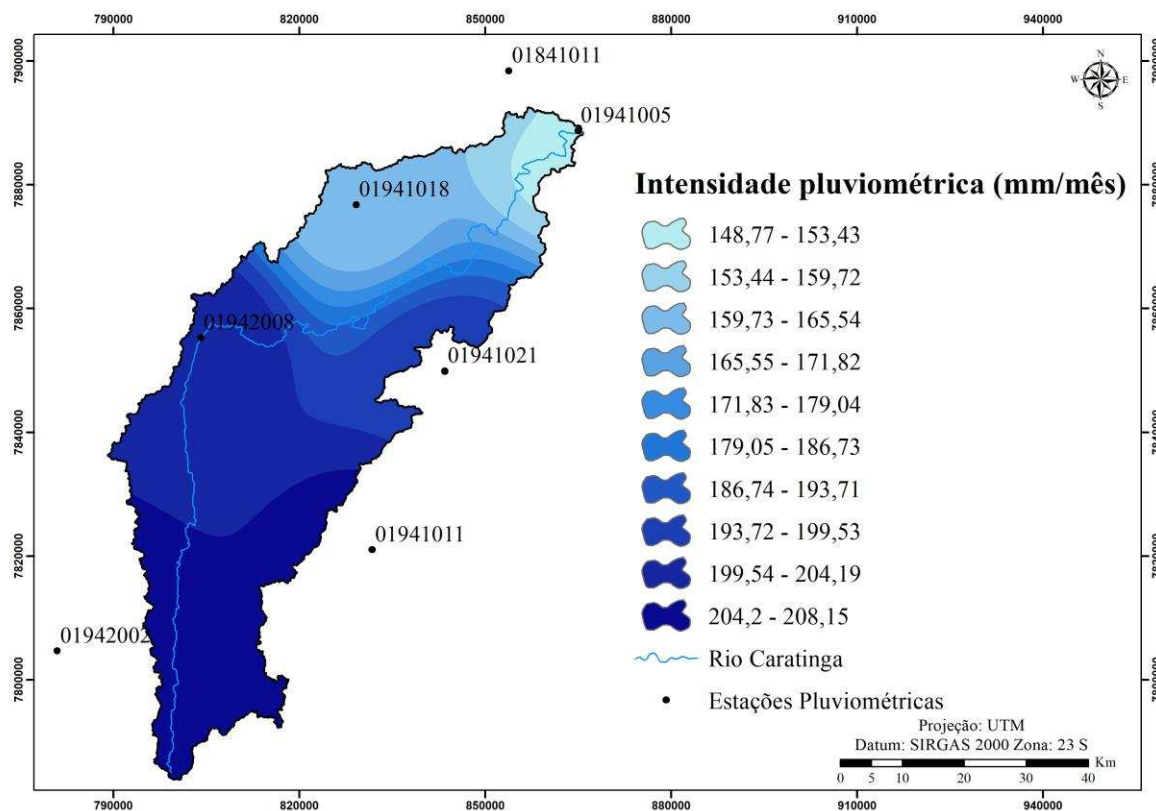


Figura 15 – Intensidade pluviométrica (mm/mês) da bacia do rio Caratinga.

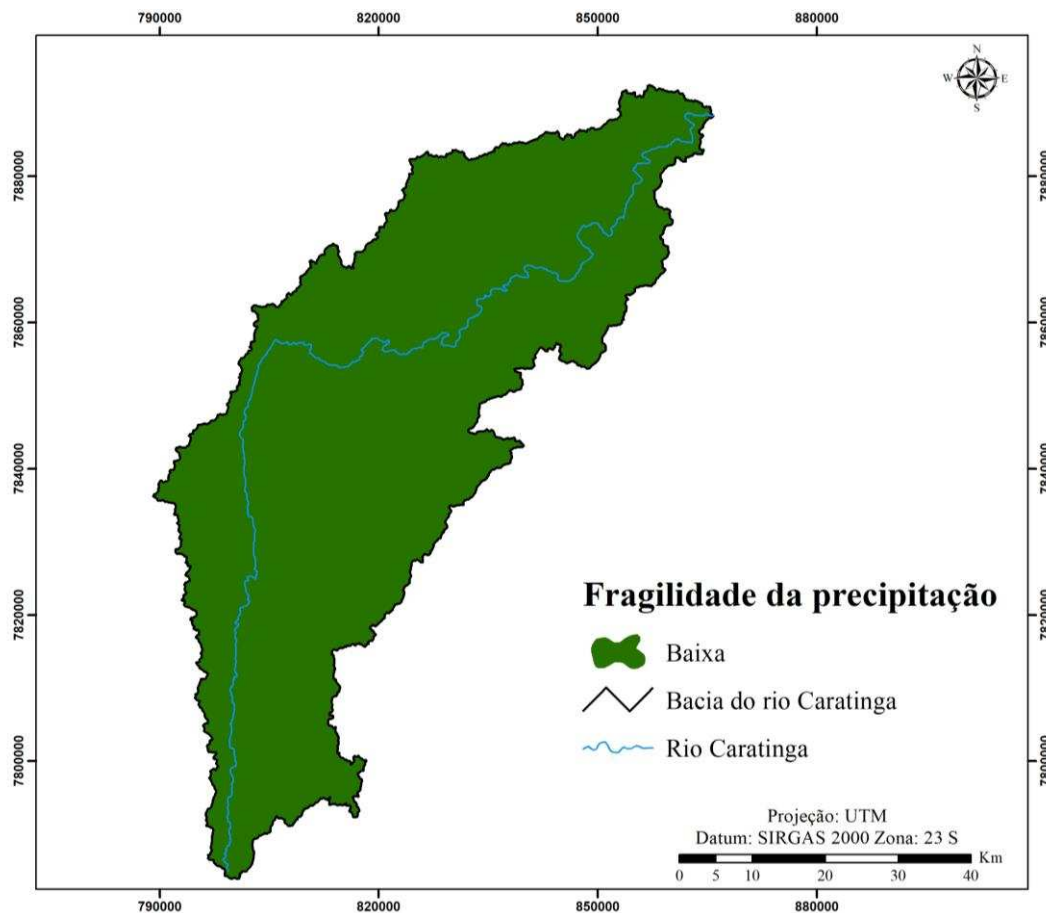


Figura 16 – Fragilidade do fator precipitação da bacia do rio Caratinga.

5.1.5 Fragilidade do uso e ocupação da terra

Avaliando a representatividade da classificação do uso e ocupação da bacia do rio Caratinga, segundo o Índice Kappa (K), obteve-se acurácia de 0,89. De acordo com Lands e Koch (1977), valores de K acima de 0,8 determinam classificação com excelente representação comparativamente ao uso real da terra. Esse índice tem sido amplamente utilizado como indicador da classificação do uso e cobertura do solo, com aplicação simples e boa representatividade na avaliação (RAMACHANDRA et al., 2018). A classificação do uso e ocupação da terra na bacia do rio Caratinga é apresentado na Figura 17.

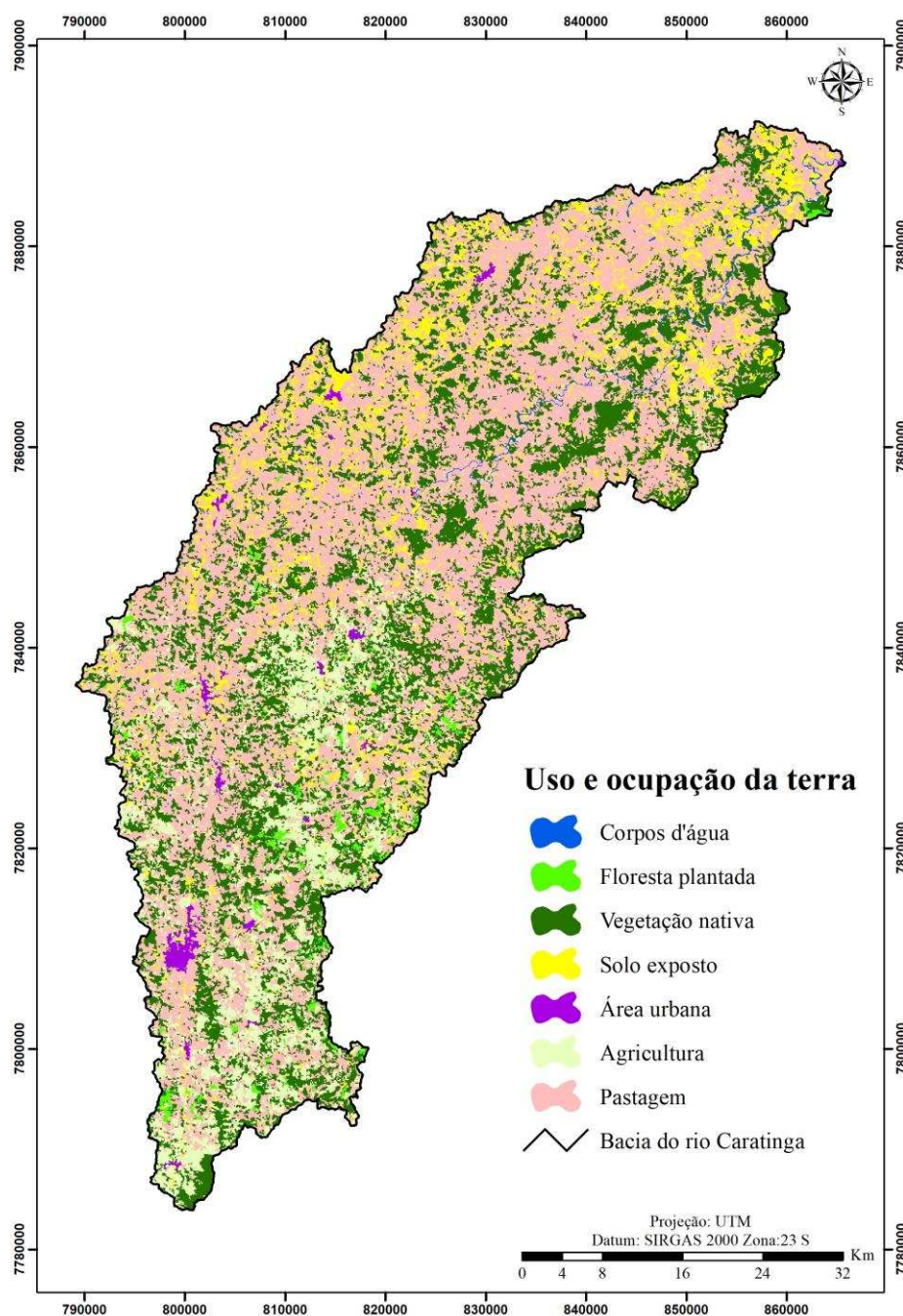


Figura 17 – Classificação do uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.

A distribuição da área da bacia e os graus de fragilidade de cada uso e ocupação é apresentado na Tabela 15. Verifica-se pela análise dos valores da Tabela 15 que as pastagens, em geral, com algum grau de degradação, ocupam a maior porção da área da bacia, cerca de 50,7%, equivalente a 1.635,5 km², seguida de vegetação nativa, com 26,6%; agricultura, principalmente as culturas de ciclo longo, com 11,2%; solo exposto e área urbana, com 9,8%; floresta plantada 1,3%; e corpos d'água, com 0,4%.

A predominância de terras utilizadas para pastagem em bacias de Minas Gerais também é relatada por diversos outros autores (LIMA et al., 2013; PINTO et al., 2014; RODRIGUES et al., 2015; ROSA, 2016).

Tabela 15 – Distribuição da área da bacia conforme graus de fragilidade associado ao fator uso e ocupação da terra

Uso e ocupação da terra	Fragilidade	Área da bacia	
		(km ²)	(%)
Corpos d'água	0	13,2	0,4
Vegetação nativa	1	858,3	26,6
Floresta plantada	2	43,4	1,3
Agricultura	3	360,0	11,2
Pastagem	4	1.635,5	50,7
Solo exposto e área urbana	5	317,8	9,8

As áreas de pastagem da bacia do Rio Doce, por estarem geralmente associadas à práticas degradantes, como uso de fogo e pastejo intensivo, além dos tipos de solo presente e topografia acidentada, determinam reduzida cobertura do solo e elevada suscetibilidade a processos erosivos (FERREIRA, 2016; IGAM, 2010a; SILVA et al., 2010b), fato que explica a alta fragilidade dessas áreas.

Vários trabalhos também têm relatado a degradação das pastagens em áreas do estado de Minas Gerais, associando além do sobrepastejo a baixa fertilidade do solo e a ausência de correção da fertilidade, o que tem causado a diminuição de produtividade, redução da cobertura do solo, aparecimento de áreas de solo exposto e perdas de solo (HOTT et al., 2016; MELO et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2006; SILVA et al., 2010b, SILVA et al., 2013).

A agricultura, por outro lado, associou-se à média fragilidade, por constituir-se, principalmente, de culturas de ciclo longo e com a adoção de certas práticas conservacionistas, como plantio em nível/terraceamento e manutenção de vegetação entre ruas. A Figura 18 apresenta a distribuição dos graus de fragilidade do uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.

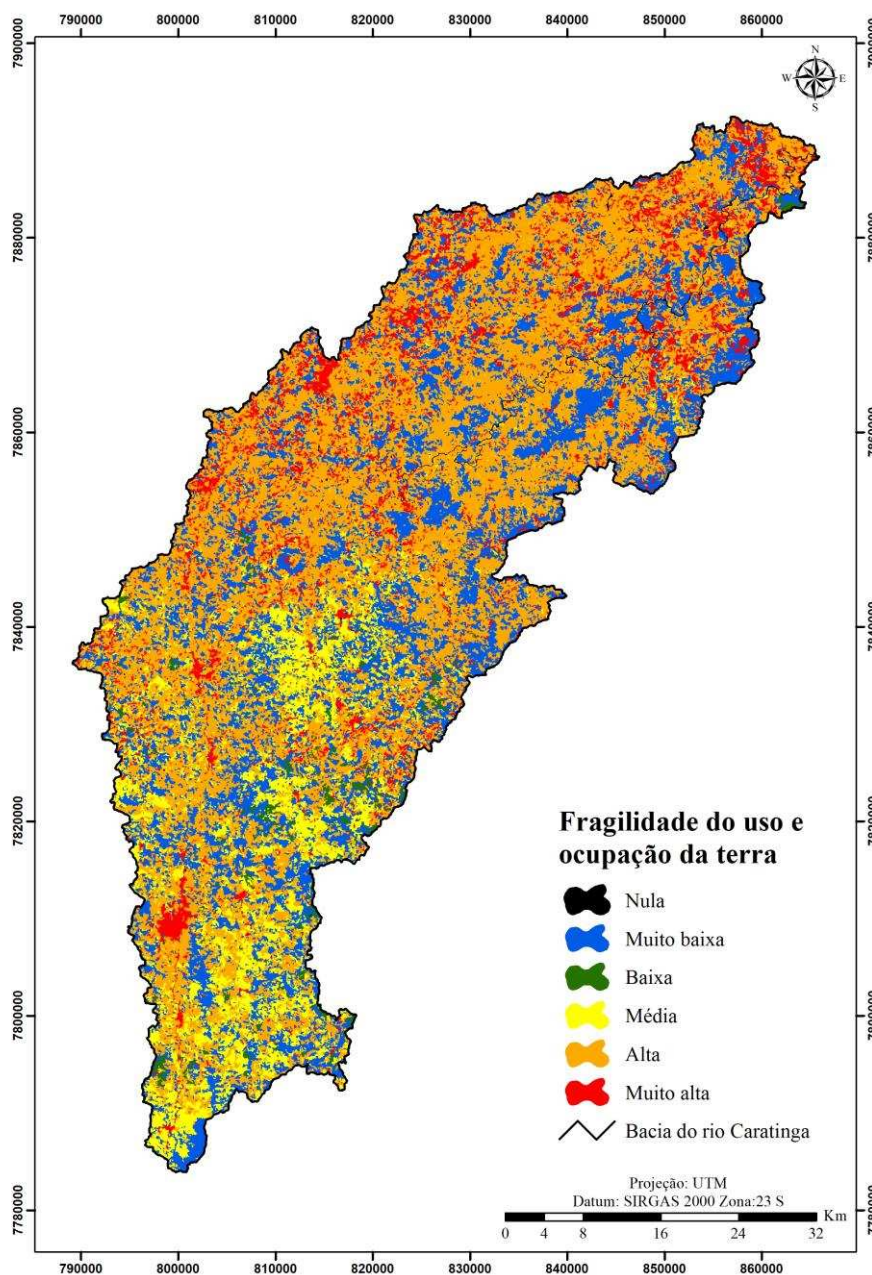


Figura 18 – Fragilidade do uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.

Os resultados obtidos pelo mapeamento da fragilidade do uso e cobertura da terra revelam grandes áreas da bacia com alta fragilidade e vários locais com fragilidade muito alta. Desta forma, essa avaliação permitiu determinar que os usos compreendidos por pastagem e áreas de solo exposto necessitam de intervenções adequadas para a conservação dos recursos naturais da bacia.

Vários pesquisadores relatam a importância da avaliação do uso e cobertura da terra no planejamento agrícola, uma vez que o uso inadequado da terra e a remoção da cobertura vegetal podem provocar alterações no ciclo hidrológico, incremento do escoamento

superficial, desencadeamento de processos erosivos e assoreamento dos rios, além de danos à biodiversidade (CRUZ et al., 2017; HAMILTON et al., 2013; UDDIN et al., 2016).

5.1.6 Mapeamento e análise da fragilidade potencial

A associação dos mapas de fragilidade dos fatores solo, geologia, dissecação do relevo e precipitação possibilitou o mapeamento da fragilidade potencial, ou seja, a fragilidade naturalmente imposta à bacia do rio Caratinga (Figura 19).

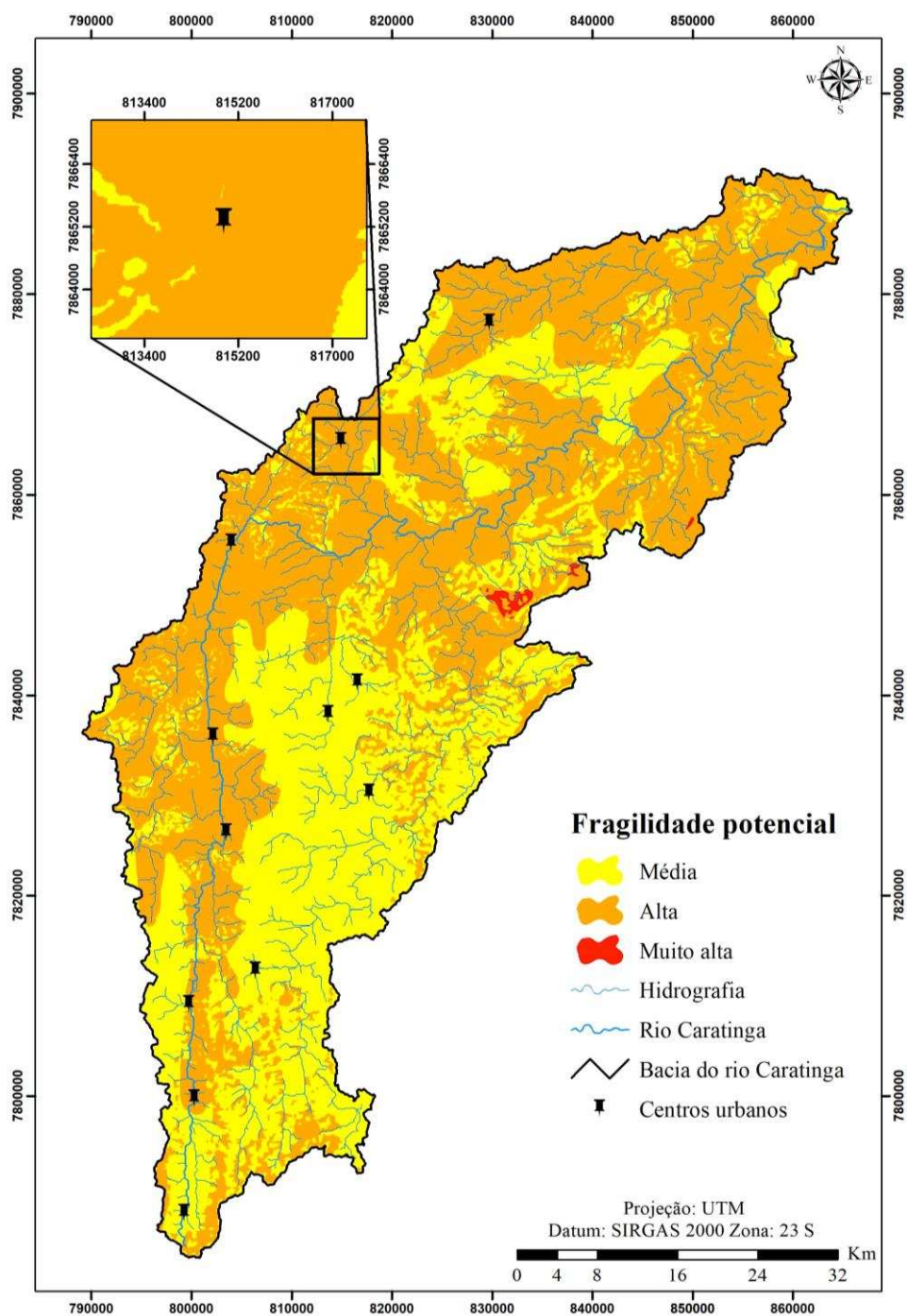


Figura 19 – Fragilidade potencial da bacia do rio Caratinga.

Observa-se que a fragilidade potencial manteve-se distribuída em apenas três classes, média, alta e muito alta, uma vez que apesar da utilização de pesos iguais para determinação da fragilidade potencial, o predomínio de relevo intensamente dissecado abrangendo em sua maioria os graus de fragilidade alta e muito alta, em associação com os outros fatores naturais, determinaram a fragilidade de média a alta para a bacia do rio Caratinga, como é apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Distribuição da área da bacia do rio Caratinga em classes de fragilidade potencial

Fragilidade potencial	Área da bacia	
	(km ²)	(%)
Média	1.518,5	47,0
Alta	1.704,8	52,8
Muito alta	4,9	0,2

Desta forma, de acordo com os resultados obtidos, verificam-se percentuais de áreas semelhantes para as classes de fragilidade média e alta, respectivamente, 47% e 52,8%, e apenas 0,2% na fragilidade muito alta. Estas, por sua vez, referem-se a regiões montanhosas, com vales encaixados e profundos, e presença de neossolos. Pode-se observar, ainda, que a maior parte dos centros urbanos apresentados na Figura 19, ou seja, 7 de 12 cidades, estão inseridas em localidades com alta fragilidade potencial.

Portanto, constata-se que a bacia do rio Caratinga está naturalmente sujeita a um elevado risco de degradação ambiental, como a ocorrência de processos de movimentação de terras nas áreas de elevada declividade e carreamento e deposição de sedimentos nos cursos d'água. Diante deste diagnóstico, verifica-se a necessidade da adoção de políticas de conservação, uma vez que estas podem contribuir na adequação dos usos da terra e melhoria da proteção do solo, e auxiliar na mitigação da fragilidade ambiental da bacia.

Em área de relevo extremamente intensamente dissecado, localizada na Serra do Mar, Paraná, Vashchenko et al. (2007) obtiveram que 92% da área de estudo apresentou fragilidade potencial muito alta. No entanto, devido a ocorrência de vegetação com alta densidade nestas áreas montanhosas, possibilitou amenizar os níveis de fragilidade ambiental e o risco de ocorrência de processos erosivos, obtendo 54 e 40% da área, respectivamente, nas classes média e alta fragilidade ambiental.

5.1.7 Mapeamento e análise da fragilidade ambiental

Associando a fragilidade potencial ao uso e ocupação das terras, obteve-se a situação real de fragilidade ambiental da bacia do rio Caratinga, tendo sido possível identificar quatro classes de fragilidade: baixa, média, alta e muito alta, conforme apresenta-se na Figura 20.

Verifica-se na Figura 20 que a classe de fragilidade alta distribui-se por quase toda a área da bacia, e a de fragilidade muito alta em pontos isolados, principalmente próxima a centros urbanos e áreas com ausência de proteção pela cobertura vegetal. Por outro lado, as áreas de vulnerabilidade moderada situam-se na região leste e centro sul da área de drenagem, enquanto que as áreas de média fragilidade estão em pontos centrais da bacia e a nordeste.

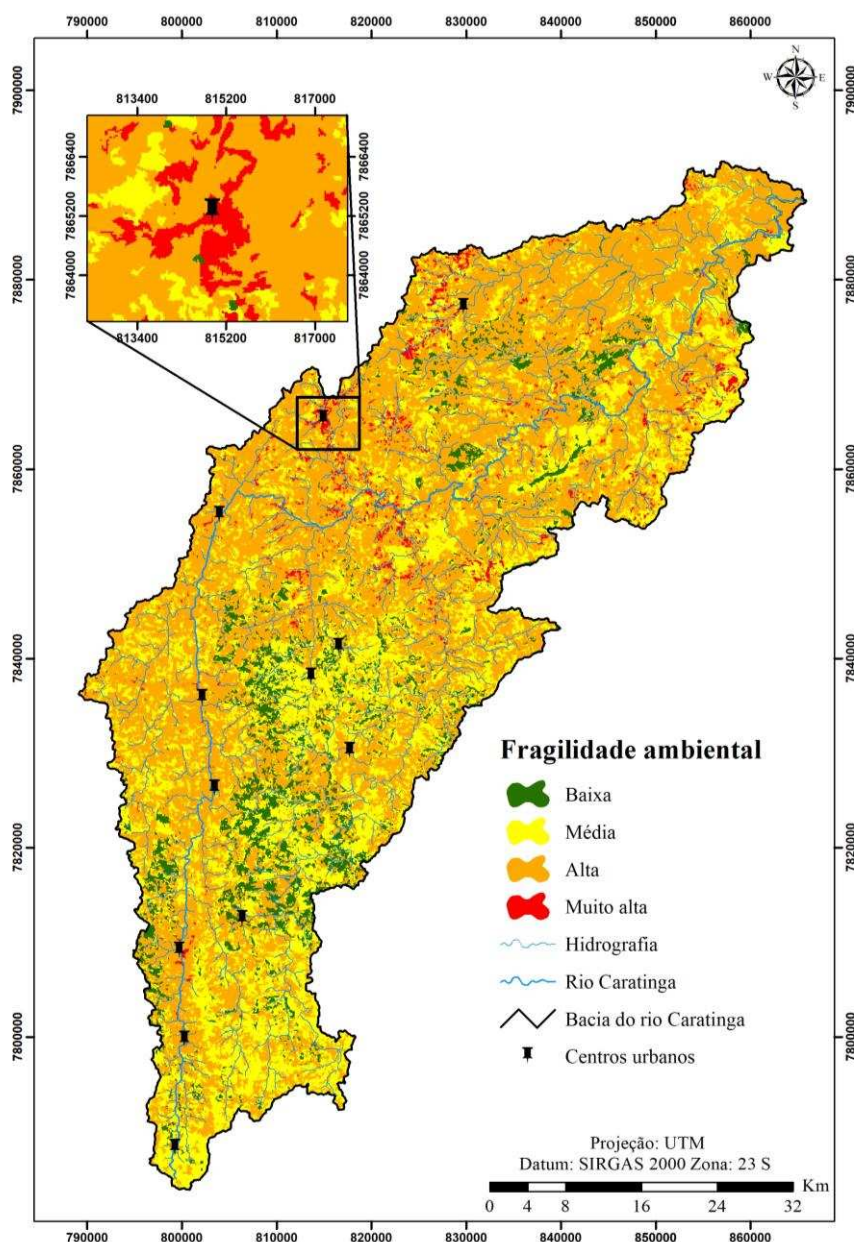


Figura 20 – Fragilidade ambiental da bacia do rio Caratinga.

Na Tabela 17 apresenta-se a distribuição das áreas da bacia conforme as classes de fragilidade. Verifica-se que mais da metade do percentual de área da bacia encontra-se na classe de fragilidade alta (61,3%) e cerca de 2,1% na fragilidade muito alta, o que demonstra uma situação mais grave sob o ponto de vista de conservação de solo do que o apresentado para a fragilidade potencial.

Constata-se, no entanto, redução nas áreas de fragilidade média e o aparecimento da classe baixa, respectivamente, com 29,7% e 7%. Essa variação deve-se ao uso e ocupação da terra ser, para este estudo, o principal determinante na melhoria ou agravamento dos níveis de degradação ambiental na bacia do rio Caratinga.

Tabela 17 – Distribuição da área da bacia em cada classe de fragilidade ambiental

Fragilidade ambiental	Área da bacia	
	(km ²)	(%)
Baixa	225,6	7,0
Média	959,0	29,7
Alta	1.977,4	61,3
Muito alta	66,2	2,1

A determinação dos usos predominantes em cada classe de fragilidade é apresentada na Tabela 18. A obtenção deste tipo de informação é de suma importância no planejamento ambiental, uma vez que possibilitará maior suporte aos gestores na identificação de áreas e usos que necessitam de intervenção prioritária, subsidiando programas de gestão ambiental e o direcionamento adequado dos recursos disponíveis.

Tabela 18 – Percentual de área dos usos atuais da terra em cada classe de fragilidade ambiental na bacia do rio Caratinga

Uso e ocupação da terra	Percentual de área da bacia (%)			
	Fragilidade ambiental baixa	Fragilidade ambiental média	Fragilidade ambiental alta	Fragilidade ambiental muito alta
Corpos d'água	5,2	0,1	0,0	0,1
Área urbana	0,0	0,0	1,0	4,3
Solo exposto	0,2	0,3	11,8	86,8
Pastagem	2,0	2,2	81,1	7,8
Agricultura	1,1	27,5	4,8	0,1
Floresta Plantada	0,2	4,4	0,0	0,0
Vegetação Nativa	91,3	65,6	1,2	0,9

Observa-se que as áreas relativamente estáveis, ou seja, que apresentam fragilidade baixa, são predominantemente ocupadas por vegetação nativa (91,3%). Já a classe de fragilidade ambiental média está associada, principalmente, à vegetação nativa (65,6%) e agricultura (27,5%). Por outro lado, deve-se dar maior atenção às áreas mais vulneráveis, representadas pelas classes de fragilidade alta e muito alta, nas quais, respectivamente, 81,1% é ocupada por pastagens e 86,8% por solo exposto.

Manfré et al. (2013), estudando a fragilidade ambiental em duas bacias rurais em Ibiúna, São Paulo, constataram alta prioridade de restauração para áreas ocupadas por pastagens, culturas e solo exposto, localizadas em áreas classificadas nos maiores níveis de fragilidade ambiental. Já os locais com baixa prioridade estavam associados à vegetação nativa.

5.2 Capacidade de uso da terra da bacia

O enquadramento das terras no sistema de capacidade de uso e manejo foi realizado conforme apresentado na Tabela 12, com base em fatores relacionados ao solo e à declividade. Para a obtenção da classificação do fator solo procedeu-se à avaliação das principais características pedológicas de cada tipo de solo presente na área de estudo (Tabela 19).

Tabela 19 – Enquadramento do solo à sua capacidade de uso e manejo

Tipo de solo	Profundidade efetiva	Drenagem interna	Risco de inundação	Fertilidade aparente	Classe limitante
Latossolo Amarelo Distrófico (LAd)	I	I	-	VI	VI
Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (LVAd)	I	I	-	VI	VI
Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (PVAe)	II	II	-	I	II
Neossolo Litólico Distrófico (RLd)	VI	II	-	II	VI

Várias características dos latossolos resultaram no enquadramento na classe limitante VI, compreendendo solos em um estado avançado de desenvolvimento, muito intemperizados, o que condiciona a baixa fertilidade em condições naturais e grande profundidade, dificilmente inferior a um metro (EMBRAPA, 2013). Além disso, devido a estrutura granular,

os latossolos, de forma geral, determinam alta drenagem interna (FIORI et al., 2010) e, portanto, não apresentam risco de inundação.

A estrutura dos latossolos é composta por agregados estáveis, estando arrançados de forma a deixar vazios, o que proporciona uma alta permeabilidade, mesmo nos solos com altos teores de argila (BRANDÃO et al., 2012; LEPSCH, 2011; MACEDO et al., 2018). Além disso, por serem submetidos a processos de intemperismo intensos, resultam em solos ricos em óxidos de ferro e alumínio e pobre em bases, determinando menor fertilidade (CALEGARI et al., 2013; MACEDO et al., 2018).

Os argissolos, por outro lado, são caracterizados pela presença de horizonte B textural com acúmulo de argila, evidenciando seu incremento do horizonte superficial para o subsuperficial, o que propicia uma expressiva diminuição da condutividade hidráulica em profundidade (FIORI et al., 2010). No entanto, a classificação do argissolo presente na área de estudo (PVAe3) é típico de relevo forte ondulado (FEAM, 2010) e, por esse motivo, não foi considerado o risco de inundação.

Quanto à espessura, Menezes et al. (2011) verificaram menor profundidade dos argissolos em comparação com latossolos, respectivamente, 116,7 e 158,0 cm, classificando-os como solos profundos de 100 a 200 cm. E por serem eutróficos, a fertilidade aparente foi considerada alta. Estes aspectos apresentados permitiram enquadrar os argissolos na classe II.

Por outro lado, os neossolos litólicos são caracterizados por serem solos jovens e apresentarem severa restrição quanto à profundidade, devido o contato lítico ocorrer no máximo em 50 cm de profundidade. Portanto são rasos e apresentam limitação para o desenvolvimento radicular das plantas (OLIVEIRA, 2011; BOCKHEIM, 2015). Ademais, estão presentes em regiões de relevo acentuado determinando rápido escoamento superficial e características minerais próximas ao material de origem (EMBRAPA, 2013; FIORI et al., 2010).

Desta forma, verificadas as limitações dos tipos de solo e o enquadramento no sistema de capacidade de uso e manejo, obteve-se a classe limitante II para os argissolos e VI para os latossolos e neossolos, representando, respectivamente, 51,3% e 48,7%, como pode ser visualizado na Figura 21.

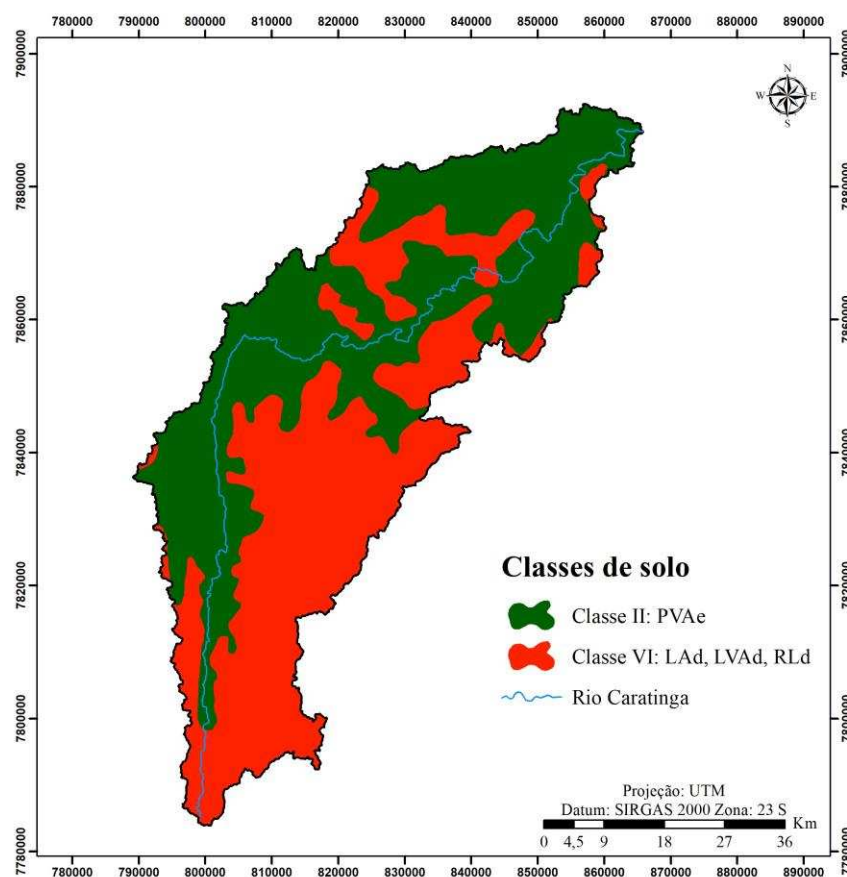


Figura 21 – Classes de capacidade do uso das terras conforme fator solo

Em relação ao fator declividade a bacia do rio Caratinga apresenta grande variabilidade, com valores ao redor de 0% nas proximidades da foz até o máximo de 456% nas cabeceiras da bacia. As classes de declividade utilizadas nesta metodologia abrangeram a proposta por Lepsch et al. (2015) e, desta forma, em função da alta inclinação do relevo da bacia, obteve-se áreas até a classe VIII (Figura 22).

A classe de capacidade de uso V não está atrelada ao fator declividade por se referir a áreas frequentemente encharcadas e com inundações (RIO GRANDE DO SUL, 1979; ALMEIDA, 2014; LEPSCH et al., 2015), de modo que não foi observada na bacia.

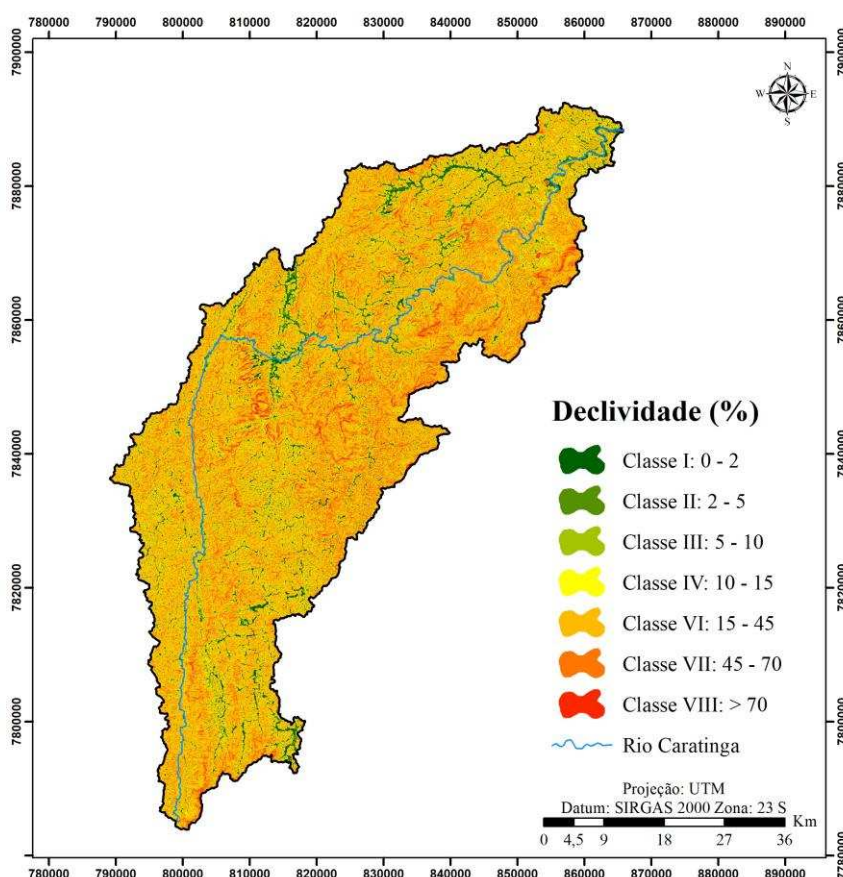


Figura 22 – Classes de capacidade do uso das terras conforme fator declividade.

Pela análise dos valores apresentados na Tabela 20, na qual se apresenta o percentual de área da bacia em cada classe de declividade, verifica-se que o maior percentual das áreas apresentam-se dispostas nas declividades de 15 a 45%, descritas como fortemente inclinadas, de escoamento superficial rápido e que possuem dificuldade de utilização de máquinas agrícolas (LEPSCH et al., 2015). Flauzino et al. (2016) obtiveram resultado semelhante para o fator declividade, com a predominância das terras da sub-bacia hidrográfica do ribeirão José Pereira em Minas Gerais na classe de relevo forte ondulado (15 a 45%).

Tabela 20 – Percentual de área da bacia em cada classe de declividade

Declividade (%)	Classes	Área da bacia	
		(km ²)	(%)
0 - 2	I	119,7	3,7
2 - 5	II	117	3,6
5 - 10	III	226	7,0
10 - 15	IV	275,8	8,5
15 - 45	VI	1.946,7	60,3
45 - 70	VII	484,6	15
> 70	VIII	58,4	1,8

Obtida a classificação da capacidade de uso referente aos fatores solo e declividade, foi realizado o enquadramento da bacia nas classes de capacidade do uso e manejo das terras, apresentado na Figura 23.

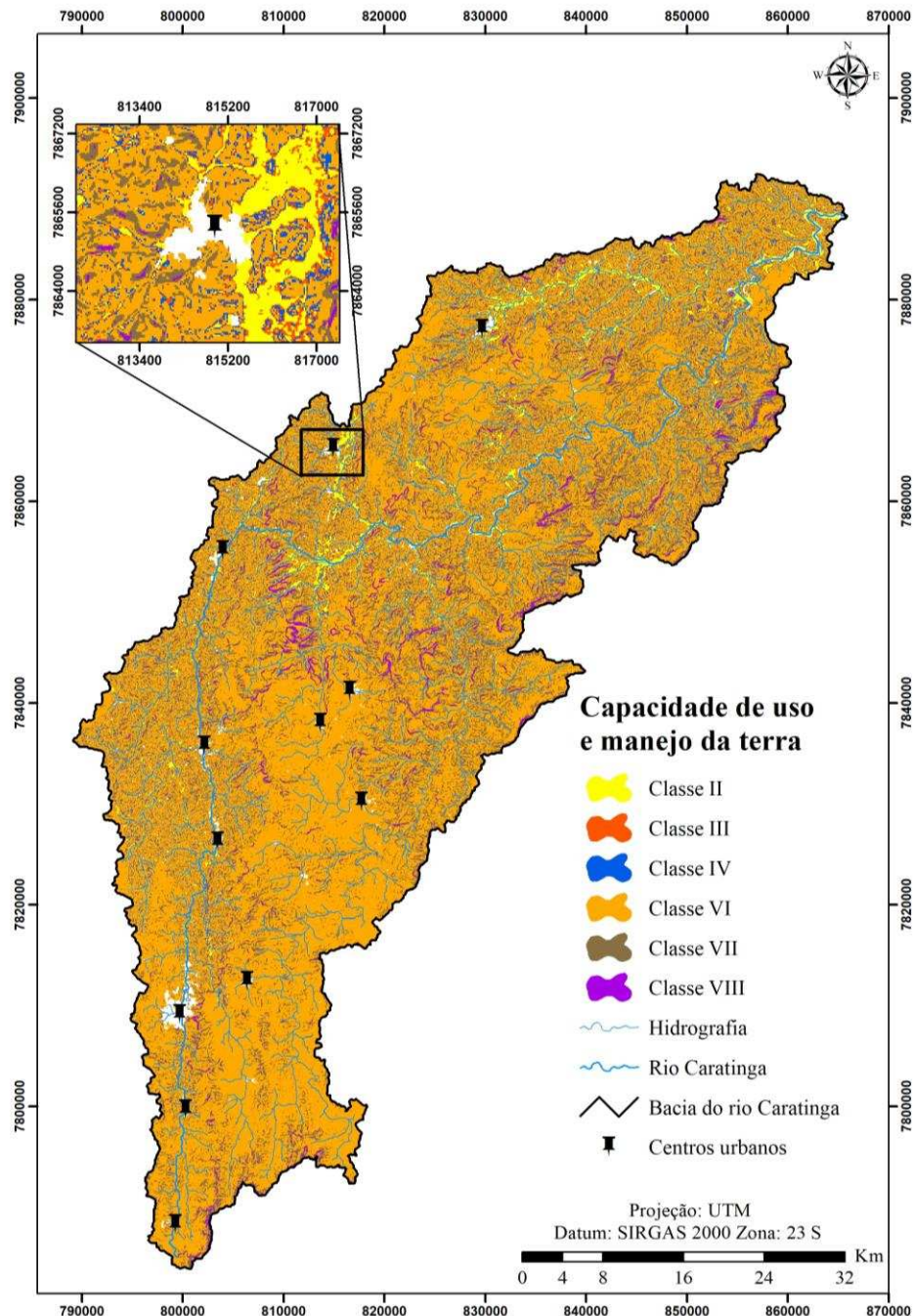


Figura 23 – Classes de capacidade do uso e manejo das terras na bacia do rio Caratinga.

Verifica-se pelo mapeamento apresentado na Figura 23 que foram obtidas terras nas classes II a VIII, sendo observada a predominância da classe VI na bacia. As áreas classificadas com a classe VIII estão inseridas em locais com declividade elevada.

Vale ressaltar que o sistema de capacidade de uso destina-se à classificação de terras principalmente relacionadas à utilização agropecuária (ATALAY, 2016). Desta forma, os resultados foram apresentados em relação às áreas agricultáveis, ou seja, foram excluídas as áreas classificadas como urbanas e corpos d'água. A Tabela 21 apresenta o percentual de área em cada classe de capacidade de uso na bacia do rio Caratinga.

Tabela 21 – Área agricultável da bacia do rio Caratinga correspondente a cada classe de capacidade de uso e manejo da terra

Classes	Área agricultável	
	(km ²)	(%)
II	138,0	4,3
III	124,1	3,9
IV	145,7	4,6
VI	2.241,7	70,2
VII	483,5	15,1
VIII	58,4	1,8

Com base nos dados apresentados verifica-se que expressiva área da bacia do rio Caratinga encontra-se na classe de capacidade de uso e manejo VI (70,2%), fato que está associado ao relevo acentuado, uma vez que 60% da área da bacia apresenta-se na classe VI do fator declividade (15 a 45%) (Tabela 21). Além disso, quase 50% das terras foram enquadradas pelo fator solo também na classe VI.

Este resultado está em conformidade com os obtidos por Aires et al. (2017), Almeida (2014), Flauzino et al. (2016) e Silva et al. (2013). Aires et al. (2017) constataram que 76,5% da área de uma microbacia do rio Piracicaba, em Minas Gerais, enquadrava-se na classe de capacidade de uso da terra VI, enquanto Silva et al. (2013) obtiveram 76% para esta mesma classe na sub-bacia de Posses, em Extrema, MG.

Flauzino et al. (2016), em função do relevo acentuado da sub-bacia do Ribeirão José Pereira, MG, obteve mais de 95% das áreas pertencem às classes VI e VII, sendo 71% na classe VI. Almeida et al. (2014) constataram 41,3% das terras da sub-bacia do rio Pomba na classe VI.

A classe de capacidade de uso e manejo do solo VI compreende terras com limitações permanentes e/ou risco de degradação grave, não cultiváveis com culturas anuais, sendo mais adequadas para pastagem, florestas cultivadas ou nativas e certas culturas permanentes, como a fruticultura (RIO GRANDE DO SUL, 1979; LEPSCH et al., 2015). No entanto, essas áreas necessitam da adoção de práticas conservacionistas para o controle dos processos erosivos.

5.2.1 Classificação do uso atual da terra

Para determinação da classificação atual da terra associou-se, para cada tipo de uso e ocupação, as classes que melhor representavam suas condições da bacia. Desta forma, determinou-se a classe I para áreas de solo exposto, classe V para pastagens, classe VI para culturas, classe VII para vegetação arbórea plantada e classe VIII para vegetação arbórea nativa. Na Figura 24 apresentam-se as classes do uso atual do solo da bacia do rio Caratinga, não englobando as áreas urbanas e compostas por recursos hídricos.

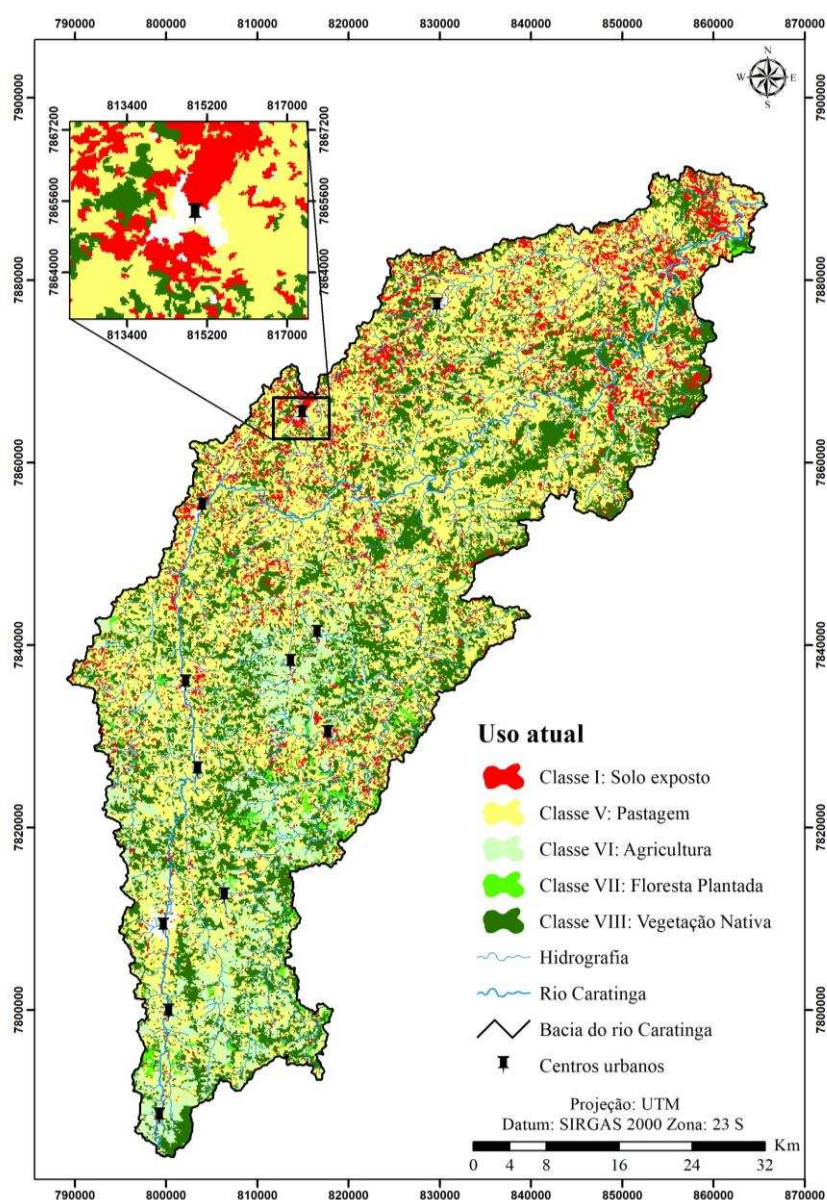


Figura 24 – Classes do uso atual da terra da bacia do rio Caratinga.

Na Figura 24 observa-se que a maior parte da área da bacia (51,2%) pertence ao uso classificado com V, constituído de pastagem; seguida da classe VIII (26,9%), composta por

vegetação nativa; classe VI (11,3%), por cultura anual; classe I (9,2%) por solo exposto; e classe VII (1,4%), por floresta plantada. A predominância de pastagens como principal uso de terras em bacias de Minas Gerais também foi relatada em outros trabalhos de capacidade de uso (AIRES et al., 2017; ALMEIDA, 2014; FLAUZINO et al., 2016).

Além disso, constatou-se pela Figura 23 que as áreas de solo exposto localizam-se, especialmente, na porção norte da bacia e nas proximidades da foz, onde as pastagens encontram-se ainda mais degradadas. Já as culturas, predominantemente permanentes, estão na região centro sul, como pode ser observado na Figura 16.

5.2.2 Comparação entre o uso atual e a capacidade de uso

A Tabela 22 apresenta o percentual de área do uso e ocupação da terra em cada classe de capacidade identificada para a bacia do rio Caratinga.

Tabela 22 – Percentual de área de uso atual da terra em cada classe de capacidade de uso na bacia do rio Caratinga

Capacidade de uso e manejo da terra	Solo exposto (%)	Pastagem (%)	Agricultura (%)	Floresta plantada (%)	Vegetação nativa (%)
Classe II	9,2	76,8	4,4	0,6	9,0
Classe III	11,3	71,8	4,2	0,4	12,3
Classe IV	12,4	67,6	4,4	0,4	15,2
Classe VI	9,1	50,5	13,2	1,5	25,7
Classe VII	7,6	40,1	8,9	1,7	41,8
Classe VIII	13,3	27,2	6,7	1,5	51,4

Com base nos resultados apresentados na Tabela 22 verifica-se que as classes com menores limitações quanto ao uso e ocupação e que possibilitam atividades mais intensivas (Classes II, III e IV) estão sendo utilizadas principalmente para pastagem. Observa-se, ainda, a necessidade de adoção de práticas conservacionistas, uma vez que dentre essas classes é crescente o percentual de locais com presença de solo exposto.

A classe de capacidade de uso e manejo VI, que corresponde a 70% da área agricultável da bacia do rio Caratinga, equivalente a 2.241,7 km², é composta por grandes áreas de pastagens (50,5%), 1.132,3 km². No entanto, estas apresentam, em geral, algum grau de degradação.

Destaca-se também que 25,7% da classe VI é formada por vegetação nativa e 13,2% de culturas de ciclo longo, esta última com maior percentual dentre as outras classes. De

acordo com Lepsch et al. (2015) essa classe apresenta limitações severas, tornando necessário a adoção de manejos adequados, como calagens e adubações em pastagens e culturas permanentes com proteção do solo.

A classe VII possui o uso destinado basicamente para pastagem, correspondente a 40,1% (193,7 km²), e floresta nativa com 41,8% (201,9 km²) da área da bacia. Por constituírem terras com limitações muito severas e altamente susceptíveis à degradação, não devem ser utilizadas para agricultura, (LEPSCH et al., 2015; SILVEIRA et al., 2015), como observado em 8,9 % (43,2 km²) da bacia.

Cumpra salientar que mesmo para a utilização com pastagens e florestas cultivadas o uso de áreas da classe VII requer cuidados superiores aos adotados para a classes VI. Assim, várias práticas devem ser adotadas como: cuidados no preparo do solo, utilização de gramíneas que apresentam alta densidade, controle de sulcos e voçorocas, conservação de florestas nativas, escolha de espécies de reflorestação conforme características climáticas e pedológicas locais, plantio em contorno, replantio em locais com falhas na vegetação arbórea e corte sistemático (CAMPOS et al., 2010).

A classe VIII, que limita qualquer utilização para atividade agrícola, como agricultura, pastagem e reflorestamento, apresenta, no entanto, apenas cerca de metade do seu uso em conformidade 30 km² (51,4%), destinado à vegetação nativa, fato que ressalta a necessidade de se rever o uso e ocupação atual do solo nas áreas desta classe.

Como resultado da aplicação da Equação 2, que calcula a diferença entre a capacidade do uso e manejo do solo e as classes de uso atual, foi possível determinar e mapear o número de classes excedentes (NCE) da bacia do rio Caratinga, bem como verificar o percentual de área relativo aos valores de NCE (Tabela 23).

Tabela 23 – Percentual de área correspondente ao número de classes excedentes (NCE)

NCE	Área agricultável	
	(km ²)	(%)
-1	1.174,3	36,8
0	333,1	10,4
1	1.189,1	37,3
2	211,6	6,6
3	33,9	1,1
5	204,9	6,4
6	36,6	1,1
7	7,7	0,2

Pela análise da Tabela 23 constata-se que 36,8% da área agricultável da bacia do rio Caratinga (1.174,3 km²) apresenta valores de NCE negativos (-1), indicando a utilização abaixo da sua capacidade, ou seja, áreas subutilizadas. Estas áreas estão relacionadas a locais que apresentam atualmente usos da terra menos intensivos, como vegetação nativa, mas localizadas em áreas que comportariam maior potencial agrícola, como pode ser observado na Figura 25, onde verifica-se que as áreas subutilizadas estão distribuídas em diversas regiões da bacia.

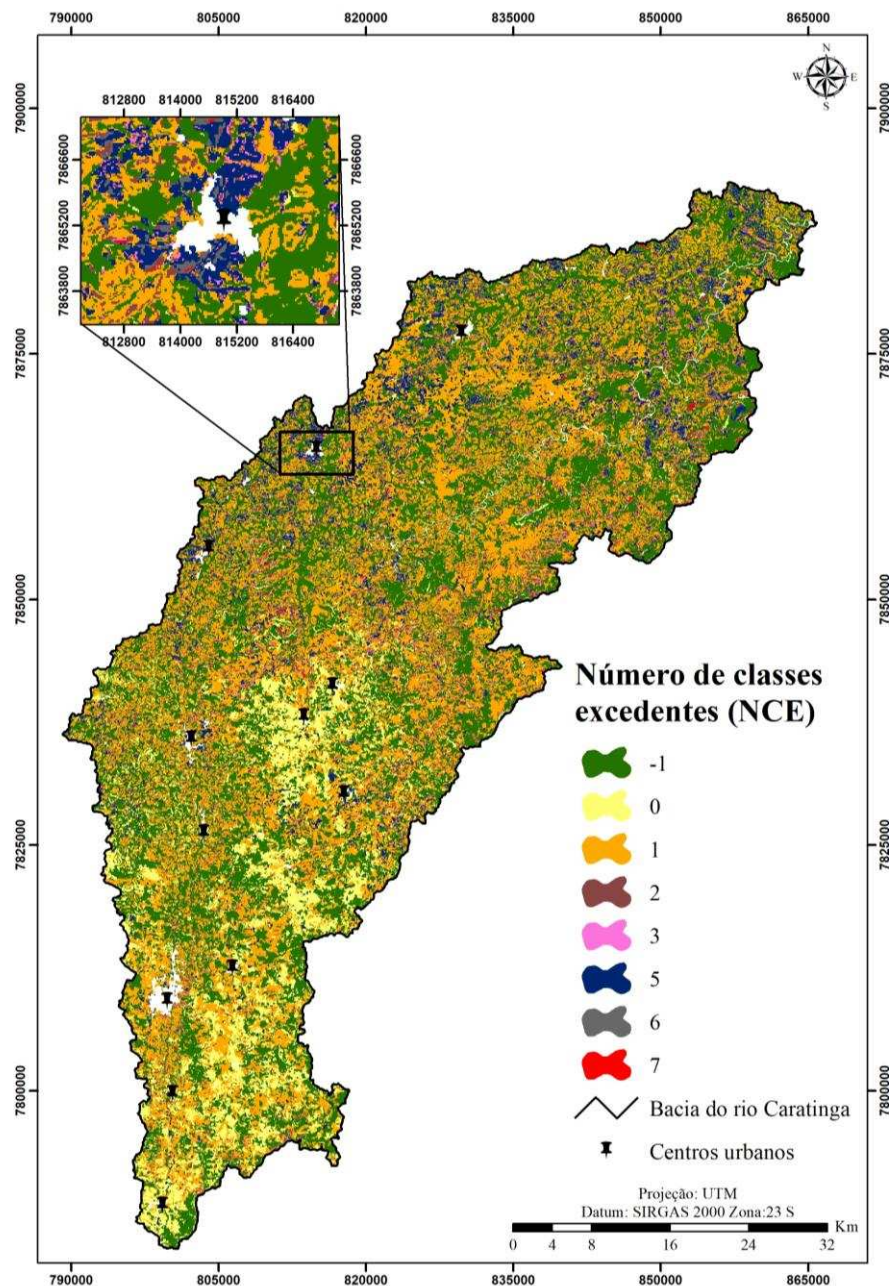


Figura 25 – Número de classes excedentes (NCE) bacia do rio Caratinga.

Em 10,4% da área agricultável, correspondente a 333,1 km², o NCE verificado foi igual a zero, determinando a utilização dentro do limite da capacidade do solo. Estas áreas estão localizadas, predominantemente, na região centro sul da bacia, onde se concentram as áreas de agricultura.

Em maior proporção, 1.683,9 km², referente a 52,7% da área agricultável da bacia do rio Caratinga, obteve-se NCE > 0, sendo que em 8,9% (283,2 km²) está excessivamente acima da capacidade de uso e manejo, apresentando NCE > 2. Desta forma, os agricultores pertencentes a estas áreas não podem ser considerados provedores de serviços ambientais, por se tratar de um requisito do programa não possuir áreas sobreutilizadas com NCE > 2 (MONTEIRO, 2016).

Na Tabela 24 apresenta-se a intensidade de utilização das terras, conforme o sistema de classificação da capacidade de uso e manejo relativo a cada uso e ocupação da terra da bacia do rio Caratinga.

Tabela 24 – Percentual de área de utilização do solo em cada classe de uso atual da terra na bacia do rio Caratinga

Uso e ocupação da terra	Áreas com subutilização (%)	Áreas utilização conforme capacidade de uso (%)	Áreas com sobreutilização (%)
Solo exposto	0,0	0,0	17,5
Pastagem	25,0	0,0	79,7
Agricultura	1,5	88,6	2,8
Floresta Plantada	2,9	2,4	0,1
Vegetação Nativa	70,5	9,0	0,0

Verifica-se na Tabela24 que as áreas subutilizadas referem-se principalmente ao uso e ocupação por vegetação nativa, correspondente a 70,5%. Os locais utilizados conforme o sistema de capacidade de uso são compostos, em geral, por agricultura, predominantemente de ciclo longo, 88,6%, e as áreas sobreutilizadas, por pastagem 79,7%. Destaca-se que o uso solo exposto apresenta-se em sua totalidade em áreas sobreutilizadas, constituindo 17,5% destas.

5.3 Análise da fragilidade ambiental e da capacidade de uso da terra da bacia

A comparação do mapeamento da fragilidade ambiental e a classificação de terras no sistema de capacidade de uso e manejo na bacia do rio Caratinga é apresentada na Figura 25,

onde é possível verificar as semelhanças e conflitos existentes entre os graus de fragilidade ambiental (Figura 26a) e a intensidade de exploração agrícola da terra (Figura 26b).

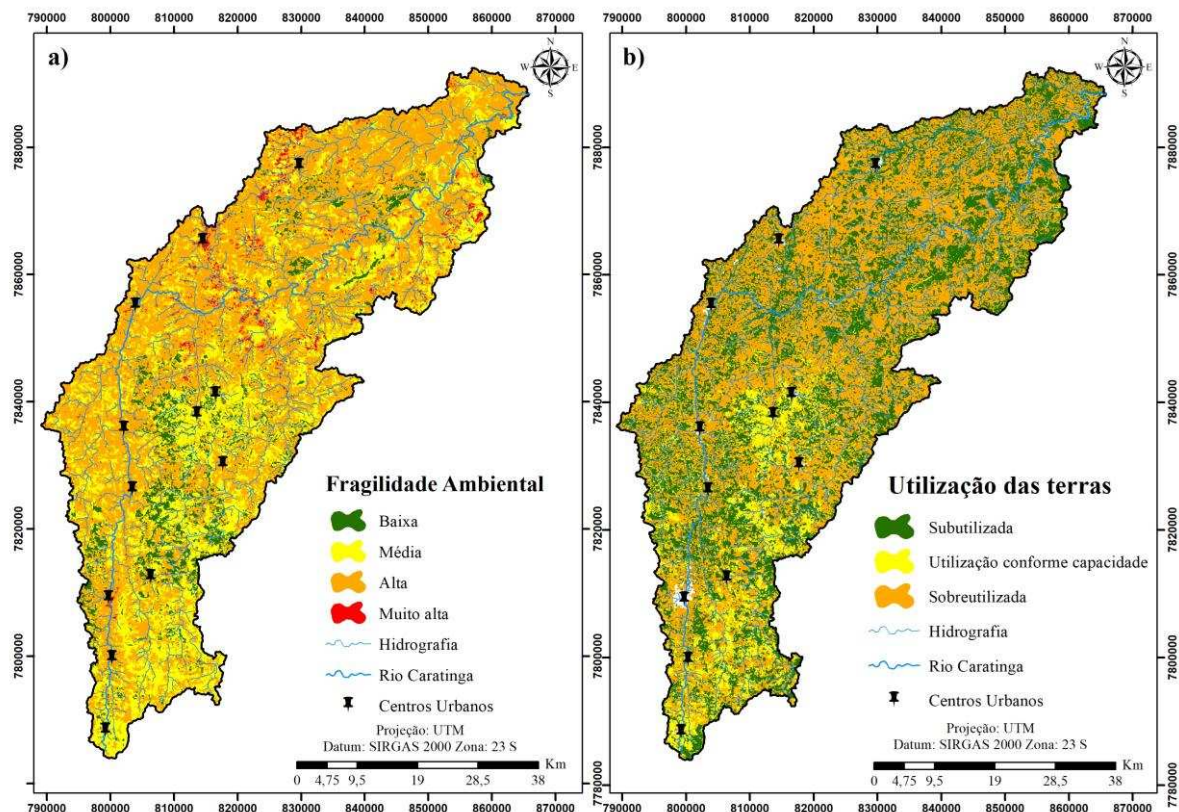


Figura 26 – Comparação entre o mapeamento da fragilidade ambiental (a) e a utilização de terras conforme o sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.

Pela análise da Figura 26 observa-se que apesar da análise de fragilidade ambiental constituir uma metodologia mais relacionada aos aspectos ambientais, enquanto que a de capacidade de uso determina a racionalização do uso de terras agrícolas, ambas produziram mapeamentos visualmente semelhantes apesar de utilizarem variáveis de entrada diferentes.

Em geral, as áreas de fragilidade alta e muito alta constituem terras sobreutilizadas (Figura 27) e os locais de fragilidade média, localizados na região centro sul da bacia, são destinados principalmente para a agricultura, estando sendo utilizados conforme a capacidade de uso (Figura 28). Além disso, pode-se verificar também semelhanças, quando comparados de forma conjunta, as áreas mapeadas nos menores níveis de fragilidade ambiental, ou seja, fragilidade média e baixa com as terras subutilizadas e utilizadas conforme o sistema de capacidade de uso e manejo, como pode ser observado na Figura 28. Acredita-se que a adequada utilização das técnicas de sensoriamento remoto, SIG e hierarquização das variáveis utilizadas para as duas metodologias tenham contribuído para a obtenção de resultados semelhantes.

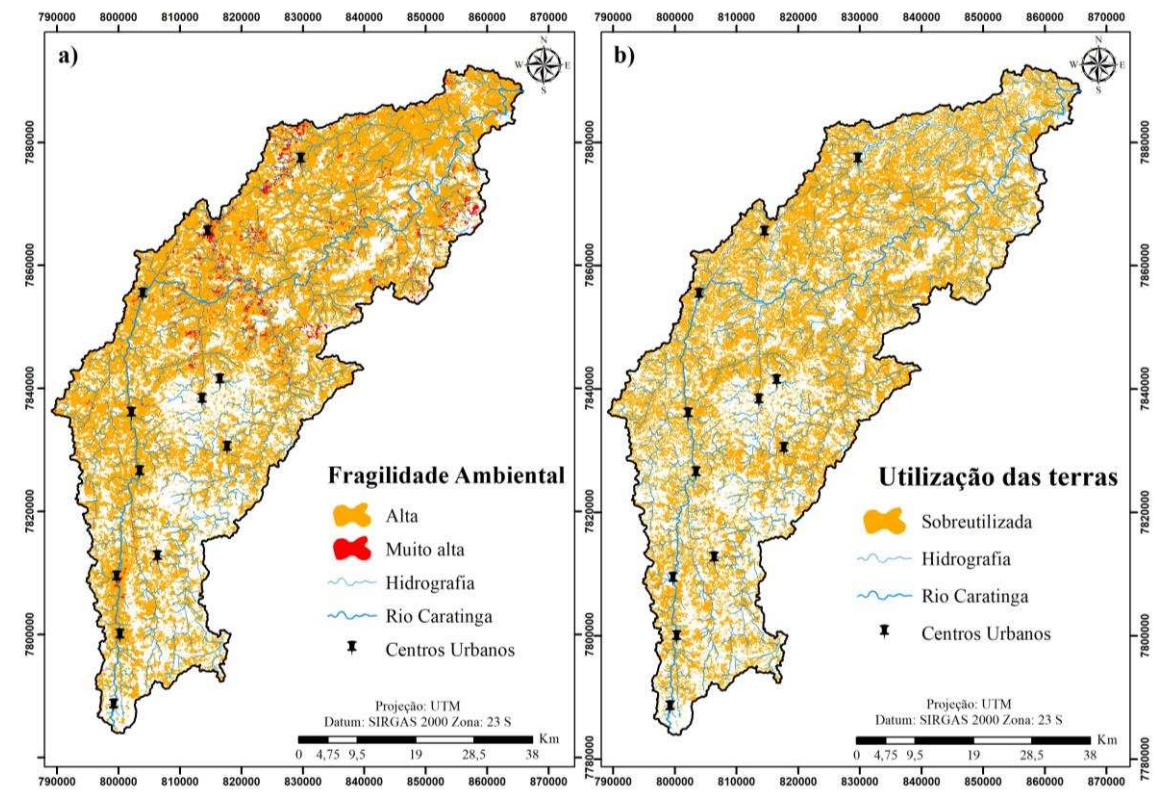


Figura 27 – Semelhança entre os maiores níveis de fragilidade ambiental (a) e as terras sobreutilizadas pelo sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.

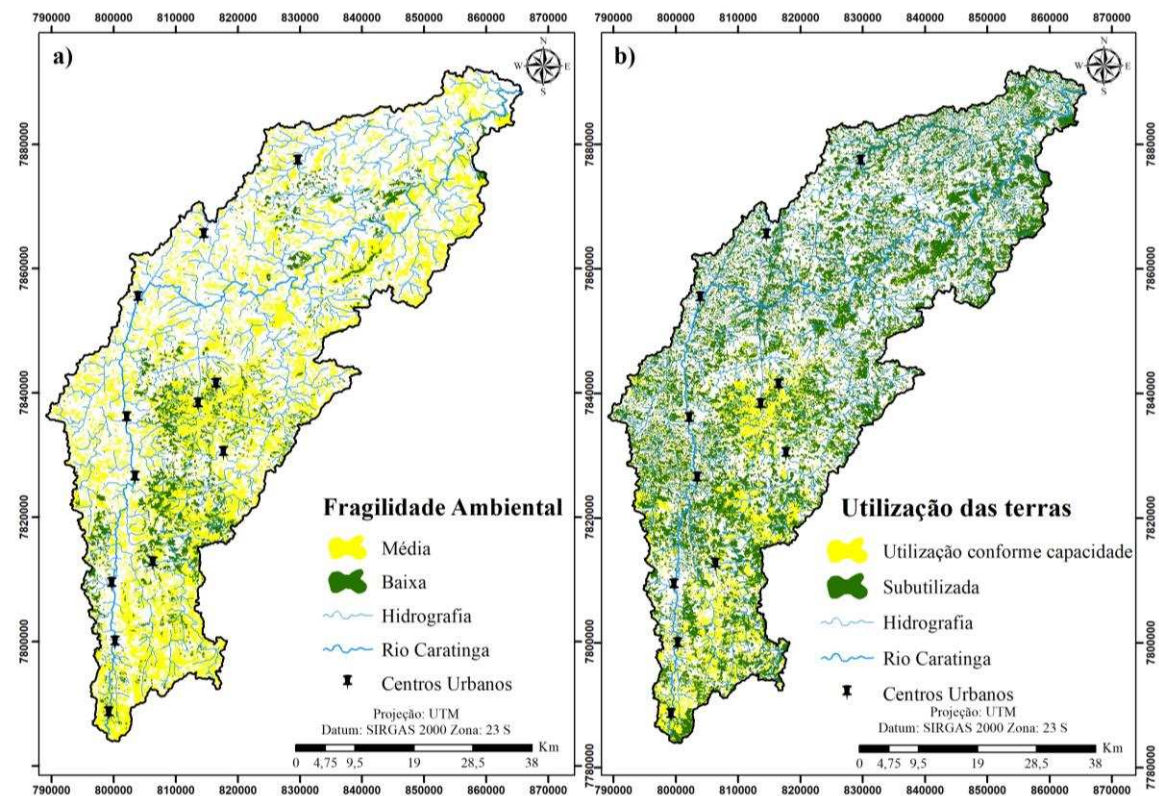


Figura 28 – Comparação entre o mapeamento dos menores níveis de fragilidade ambiental (a), e as terras subutilizadas e utilizadas conforme o sistema de capacidade de uso (b) na bacia do rio Caratinga.

Verifica-se, portanto, que as duas metodologias podem ser utilizadas de forma integrada na determinação de áreas de intervenção por parte dos tomadores de decisão. Locais que estão sendo utilizados além da sua capacidade e que estejam agregados aos graus de fragilidade alta e muito alta devem ser considerados prioritários para as políticas de restauração ambiental (CRUZ et al., 2017; MANFRÉ et al., 2013), possibilitando a destinação de recursos financeiros e estratégias que visem a conservação dos recursos naturais. Sendo importante considerar, além disso, a utilização de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), como ferramenta de incentivo à adesão de produtores rurais aos programas de conservação (CRUZ et al., 2017; MANFRÉ et al., 2013; LACERDA, 2017).

Na Tabela 25 apresenta-se a área de utilização do solo em cada grau de fragilidade. Com base nos valores apresentados verifica-se que 3,8% das áreas utilizadas além da sua capacidade de uso (63,3 km²) apresentam fragilidade extrema e 94,2% (1.586,3 km²) possuem alta fragilidade, enfatizando a necessidade de desenvolvimento de medidas de restauração em grande parte da bacia do rio Caratinga, principalmente nas áreas com presença de solo exposto e pastagens degradadas.

Além disso, nas áreas de agricultura, classificadas em grande parte como utilizadas conforme a capacidade de uso, há a necessidade de manutenção das práticas conservacionistas, pois dependendo do grau de fragilidade associado podem apresentar grande suscetibilidade à degradação.

Tabela 25 – Área de utilização do solo em cada grau de fragilidade ambiental na bacia do rio Caratinga

Fragilidade Ambiental	Áreas subutilizadas		Áreas utilizadas conforme capacidade de uso		Áreas sobreutilizadas	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Muito baixa	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Baixa	207,5	17,7	5,6	1,7	0,0	0,0
Média	658,4	56,1	265,6	79,7	34,4	2,0
Alta	308,4	26,3	62,0	18,6	1.586,3	94,2
Muito alta	0,0	0,0	0,0	0,0	63,3	3,8
Total	1.174,3	100,0	333,1	100,0	1.683,9	100,0

Desta forma, diante dos resultados obtidos, verifica-se ser válida a utilização das metodologias de análises de fragilidade ambiental e do sistema de classificação de capacidade de uso aplicadas de forma integrada para bacias hidrográficas, como a do rio Caratinga. As informações das análises de fragilidade adquiridas e mapeadas podem auxiliar e facilitar a

realização do planejamento agrícola e ambiental, importantes para estratégias governamentais de desenvolvimento sustentável.

6. CONCLUSÕES

Pela análise dos resultados pode-se concluir:

- Dentre os fatores utilizados para o mapeamento da fragilidade potencial da bacia do rio Caratinga, a fragilidade da variável dissecação do relevo determinou o aspecto mais agravante;
- Constatou-se que a fragilidade potencial da bacia do rio Caratinga está relacionada aos graus de fragilidade de média a alta, principalmente em função do relevo intensamente dissecado;
- No mapeamento da fragilidade ambiental mais da metade da área da bacia do rio Caratinga encontra-se na classe de fragilidade alta, fato relacionado às classes de usos e ocupação da terra de pastagens e solo exposto;
- O enquadramento de terras no sistema de capacidade do uso e manejo determinou maior percentual de área na classe VI, representada por terras com limitações severas, devido aos fatores declividade e solo apresentarem grande relevância nesta classe;
- O sistema de classificação da capacidade de uso e manejo determinou que aproximadamente 50% das áreas agricultáveis da bacia estão sendo utilizadas além da sua capacidade;
- Áreas de pastagem degradada e a presença de solo exposto devem ser prioritárias para as políticas de restauração ambiental na bacia do rio Caratinga; e
- As metodologias de fragilidade ambiental e de classificação de terras conforme capacidade de uso associadas às técnicas de geoprocessamento podem ser utilizadas de forma complementar para auxiliar o planejamento agrícola e ambiental em bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS

- ADAMI, S. F.; COELHO, R. M.; CHIBA, M. K.; MORAES, J. F. L. de. Environmental fragility and susceptibility mapping using geographic information systems: applications on Ribeirão do Pinhal watershed (Limeira, State of São Paulo). **Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n. 4, p. 433–440, 2012.
- AIRES, U. R. V.; SANTOS, B. S. M.; COELHO, C. D.; DA SILVA, D. D.; CALIJURI, M. L. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, jan. 2018.
- AIRES, U. R. V.; REZENDE, C. H. da S.; SILVA, J. L. de A.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. A. dos. Capacidade do uso da terra: um estudo de caso em uma microbacia do Rio Piracicaba, MG. **Nativa**, v. 5, n. 6, p. 402–409, 2017.
- AKINCI, H.; ÖZALP, A. Y.; TURGUT, B. Agricultural land use suitability analysis using GIS and AHP technique. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 97, p. 71–82, set. 2013.
- ALMEIDA, L. de T. **Espacialização de chuvas intensas: uma nova proposta**. 2017. 76 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Aplicada) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.
- ALMEIDA, R. A. **Índice para caracterizar a adequação da ocupação do solo à sua capacidade de uso**. 2014. 46 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ANA, (2018). **Agência Nacional de Águas: Sistema de Informações hidrológicas**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 2 fev. 2018.
- ATALAY, I. A New Approach to the Land Capability Classification: Case Study of Turkey. **Procedia Environmental Sciences**, v. 32, p. 264–274, jan. 2016.
- BERTONI, J. C.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 355 p., 1990.
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. In: TUCCI, C. (Ed.). **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto alegre: ABRH, 2007. p. 177–241.
- BLACHOWSKI, J. Methodology for assessment of the accessibility of a brown coal deposit with Analytical Hierarchy Process and Weighted Linear Combination. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 5, p. 4119–4131, set. 2015.
- BOCKHEIM, J. G. Classification and development of shallow soils. **Geoderma Regional**, v. 6, p. 31–39, dez. 2015.
- BRAGA, C. de C.; CABRAL, J. B. P.; LOPES, S. M. F.; BATISTA, D. F. Mapeamento da

fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do reservatório da UHE Caçu – Goiás. **Ciência e Natura**, v. 39, p. 81–98, nov. 2017.

BRANDÃO, V. dos S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da. **Infiltração de água no solo**. 3. ed. Viçosa: Ed. UFV, 120 p., 2012.

CALEGARI, A.; TIECHER, T.; HARGROVE, W. L.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; DE TOURDONNET, S.; GUIMARÃES, M. de F.; DOS SANTOS, D. R. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 133, p. 32–39, out. 2013.

CALIJURI, M. L.; LOURES, S. S. P.; SANTIAGO, A. da F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LUGÃO, W. G.; ALVES, J. E. M. Identificação de áreas alternativas para disposição de resíduos sólidos na região do Baixo Ribeira do Iguape - SP. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 335–342, set. 2007.

CAMPOS, S.; CAMPOS, M.; NARDINI, R. C. Caracterização da capacidade de uso das terras de uma microbacia no interior paulista. **Nativa**, v. 4, n. 5, p. 328–332, 2016.

CAMPOS, S.; NARDINI, R. C.; BARROS, Z. X. de; CARDOSO, L. G. SISTEMA DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADO À ESPACIALIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE USO DA TERRA. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 40, n. 2, maio 2010.

CARDOSO, O. R.; ROCHA, N. S. Da; XAVIER, R. A.; VALDUGA, E. T.; DISCONZI, G. S.; RADTKE, L.; CRUZ, R. C. Análise de fragilidade ambiental na bacia do rio Pardo - RS, frente à instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs). **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 507–522, 2015.

CBH, (2017). **A bacia**. Disponível em: <<http://www.cbhcaratinga.org.br/rio-caratinga>>. Acesso em: 16 ago. 2017.

CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F. Interpolação dos parâmetros da equação de chuvas intensas com uso do inverso de potências da distância. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 501–504, dez. 2003.

CEREDA JUNIOR, A.; RÖHM, S. A. ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL FRAGILITY USING MULTI-CRITERIA ANALYSIS (MCE) FOR INTEGRATED LANDSCAPE ASSESSMENT. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 8, n. 1, p. 28–37, 2014.

CHOUDHARY, K.; BOORI, M. S.; KUPRIYANOV, A. Spatial modelling for natural and environmental vulnerability through remote sensing and GIS in Astrakhan, Russia. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, 31 maio 2017.

CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Projeto Leste: Folha Caratinga - SE. 23-Z-D-VI, escala 1:100.000**. Belo Horizonte: CPRM, Belo Horizonte, 76 p., 2000.

CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS; CODEMIG - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, (2014). **Mapa Geológico de Minas Gerais**. Disponível em:

<<http://geosgb.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 16 ago. 2017.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P. H.; GALLOTTI, T.; VALDETE, F.; CLÁUDIO, D.; FARIA BARBOSA, C.; JOSÉ, S.; CAMPOS, D. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 124 p., 2001.

CRUZ, B. B.; MANFRÉ, L. A.; RICCI, D. S.; BRUNORO, D.; APPOLINARIO, L.; QUINTANILHA, J. A. Environmental fragility framework for water supply systems: a case study in the Paulista Macro Metropolis area (SE Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 12, p. 441, 26 jun. 2017.

DALLA CORTE, A. P.; KLEIN HENTZ, Â. M.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Environmental fragility of Iguaçú river watershed, Paraná, Brazil. **BOSQUE**, v. 36, n. 2, p. 287–297, 2015.

DONHA, A. G.; DE, L. C.; SOUZA, P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 175–181, 2006.

EASTMAN, J. R. **IDRISI Selva Tutorial**. Worcester: Clark University, 354 p., 2012.

EDUARDO, E. N.; CARVALHO, D. F. de; MACHADO, R. L.; SOARES, P. F. C.; ALMEIDA, W. S. de. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 796–803, jun. 2013.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, Brasília, 353 p., 2013.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Payments for Ecosystems Services and Food Security**. Rome: Office Knowledge Exchange, Research and Extension, Rome, 300p., 2011.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente/ UFV/ CETEC/ UFLA/ FEAM, 49 p., 2010.

FERNANDEZ, P.; DELGADO, E.; LOPEZ-ALONSO, M.; POYATOS, J. M. GIS environmental information analysis of the Darro River basin as the key for the management and hydrological forest restoration. **Science of The Total Environment**, v. 613–614, p. 1154–1164, fev. 2018.

FERREIRA, T. **Boas práticas para a agricultura familiar na Bacia do Rio Doce**. Rio de Janeiro: Instituto Bioatântica, 42 p., 2016.

FIORI, J. P. de O.; CAMPOS, J. E. G.; ALMEIDA, L. Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do Estado de Goiás. **Geociências**, v. 29, n. 2, p. 229–235, jan. 2010.

FLAUZINO, B. K.; MELLONI, E. G. P.; PONS, N. A. D.; LIMA, O. de. Mapeamento da capacidade de uso da terra como contribuição ao planejamento de uso do solo em sub-bacia

hidrográfica piloto no sul de Minas Gerais. **Geociências**, v. 35, n. 2, p. 277–287, maio 2016.

FURLAN, A.; BONOTTO, D. M.; GUMIERE, S. J. Development of environmental and natural vulnerability maps for Brazilian coastal at São Sebastião in São Paulo State. **Environmental Earth Sciences**, v. 64, n. 3, p. 659–669, out. 2011.

GARCÍA-ORTIZ, E.; FUERTES-GUTIÉRREZ, I.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, E. Concepts and terminology for the risk of degradation of geological heritage sites: fragility and natural vulnerability, a case study. **Proceedings of the Geologists' Association**, v. 125, n. 4, p. 463–479, set. 2014.

GEE - GOOGLE EARTH ENGINE. **Introduction | Google Earth Engine API | Google Developers**. Disponível em: <<https://earthengine.google.com/>>. Acesso em: 1 jun. 2017.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, dez. 2017.

GRACHEVA, R. Formation of soil diversity in the mountainous tropics and subtropics: Rocks, time, and erosion. **Geomorphology**, v. 135, n. 3–4, p. 224–231, dez. 2011.

GUIMARÃES, F. S.; CORDEIRO, C. M.; BUENO, G. T.; CARVALHO, V. L. M.; NERO, M. A. Uma proposta para automatização do Índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, 31 mar. 2017.

HAMILTON, C. M.; MARTINUZZI, S.; PLANTINGA, A. J.; RADELOFF, V. C.; LEWIS, D. J.; THOGMARTIN, W. E.; HEGLUND, P. J.; PIDGEON, A. M. Current and Future Land Use around a Nationwide Protected Area Network. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2013.

HOTT, M. C.; CARVALHO, L. M. T. de; ANTUNES, M. A. H.; SANTOS, P. A. dos; ARANTES, T. B.; RESENDE, J. C. de; ROCHA, W. S. D. da. Vegetative growth of grasslands based on hyper-temporal NDVI data from the Modis sensor. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 7, p. 858–868, jul. 2016.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da Bacia do rio Doce**. Belo Horizonte: Consórcio Ecoplan/LUME, 463 p., 2010a.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Plano de ação de recursos hídricos da unidade de planejamento e gestão dos recursos hídricos Caratinga - PARH Caratinga**. Belo Horizonte: Consórcio Ecoplan/LUME, 105 p., 2010b.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (2017). **Bacia hidrográfica do Rio Doce**. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/component/content/155?task=view>>. Acesso em: 16 ago. 2017.

INMET. **Série Histórica: Banco de dados meteorológicos**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 2 maio. 2018.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3,

p. 353–360, 2015.

JURAČIĆ, M.; BENAC, Č.; PIKELJ, K.; ILIĆ, S. Comparison of the vulnerability of limestone (karst) and siliciclastic coasts (example from the Kvarner area, NE Adriatic, Croatia). **Geomorphology**, v. 107, n. 1–2, p. 90–99, jun. 2009.

KESSTRA, S.; PEREIRA, P.; NOVARA, A.; BREVIK, E. C.; AZORIN-MOLINA, C.; PARRAS-ALCÁNTARA, L.; JORDÁN, A.; CERDÀ, A. Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. **Science of The Total Environment**, v. 551–552, p. 357–366, maio 2016.

KLINGEBIEL, A. A.; MONTGOMERY, P. H. **Land-capability Classification**. Agricultural Handbook, n. 210, Soil Conservation Service. Washington, DC: U.S. Govt. Printing Office, 21 p., 1961.

LACERDA, R. C. A. **O uso do PSA como Instrumento Econômico na Recuperação Ambiental da bacia do Rio Doce**. 208 f. Dissertação (Mestrado em Economia - Gestão econômica do meio ambiente) - Universidade de Brasília, Departamento de Economia, Brasília, 2017.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observe agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 31, p. 159–174, 1977.

LÄSSIGER, M.; SCHEITHAUER, J.; GRUNEWALD, K. Preliminary mapping and characterisation of soils in the Pirin Mountains (Bulgaria). **Journal of Mountain Science**, v. 5, n. 2, p. 122–129, 6 jun. 2008.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L.; FONSECA, A. S. da; LIMA, D. C. De. Impactos causados pelas mudanças climáticas nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica: Simulação de cenários. **Revista Ambiente & Água -An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 282–294, 2011.

LEMAN, N.; RAMLI, M. F.; KHIROTDIN, R. P. K. GIS-based integrated evaluation of environmentally sensitive areas (ESAs) for land use planning in Langkawi, Malaysia. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 293–308, 2016.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de pedologia**. São Paulo: Oficiiana de Textos, 456 p., 2011.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI, J. R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 175p., 1991.

LEPSCH, I. F.; ESPÍNDOLA, C. R.; FILHO, O. J. V.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Viçosa, MG: SBCS, 170 p., 2015.

LIMA, G. C.; LEANDRO, M.; SILVA, N.; CURI, N.; APARECIDA, M.; SILVA, D.; HOFFMANN OLIVEIRA, A.; AVANZI, C.; UMMUS, M. E. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 2, p. 204–214, 2013.

LIU, Y.-A.; NGUYEN, A. K.; LI, M.-H. Assessing spatiotemporal eco-environmental

vulnerability by Landsat data. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 52–65, set. 2017.

LORENTZ, J. F.; CALIJURI, M. L.; MARQUES, E. G.; BAPTISTA, A. C. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. **Natural Hazards**, v. 83, n. 1, p. 41–52, 2016.

LU, G. Y.; WONG, D. W. An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 9, p. 1044–1055, set. 2008.

MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; CALLISTO, M. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 1267–1279, set. 2018.

MANFRÉ, L. A.; DA SILVA, A. M.; URBAN, R. C.; RODGERS, J. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: a study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). **Environmental Earth Sciences**, v. 69, n. 3, p. 947–957, 2013.

MARCIANO, A. G.; BARBOSA, A. A.; SILVA, A. P. M. Cálculo de precipitação média utilizando método de Thiessen e as linhas de cumeada. **Ambiente e Água**, v. 13, n. 1, p. 1, fev. 2018.

MARTINELLI, L.; BATTISTI, A.; MATZARAKIS, A. Multicriteria analysis model for urban open space renovation: An application for Rome. **Sustainable Cities and Society**, v. 14, p. 10–20, fev. 2015.

MARTINS, E. M.; FORTES, J. D. N.; RIBEIRO, G. P.; PEREIRA, M. F. M. Utilização de Sistema de Informação Geográfica como ferramenta para gestão do monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 43–50, 2014.

MEHRI, A.; SALMANMAHINY, A.; TABRIZI, A. R. M.; MIRKARIMI, S. H.; SADODDIN, A. Investigation of likely effects of land use planning on reduction of soil erosion rate in river basins: Case study of the Gharesoo River Basin. **CATENA**, v. 167, p. 116–129, ago. 2018.

MEIRA, R. T.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. da C. e; MEIRA, R. T.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. da C. e. Elaboração de Carta de Adequabilidade Ambiental de uma pequena propriedade rural no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo, utilizando técnicas de geoprocessamento. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 77–84, mar. 2016.

MEIRELLES, M. S. P. **Análise integrada do ambiente através do geoprocessamento: uma proposta metodológica para a elaboração de zoneamentos**. 1997. 192 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1997.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M. **Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas**. 1. ed. Lavras: Editora UFLA, Lavras, 455p., 2013., 2013.

MELO, C. T. de; PIRES, J. A. de Á.; FERNANDES, M. R. Situação atual das pastagens em Minas Gerais. **Informe Agropecuário**, v. 26, n. 226, p. 9–14, 2005.

MENEZES, A. A.; COSTA, L. M. da; MOREAU, A. M. S. dos S.; MOREAU, M. S. Interrelações entre a profundidade do solo e o substrato geológico na região centro-leste de

Minas Gerais. **Revista Ceres**, v. 58, n. 6, p. 794–801, dez. 2011.

MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; BARBOSA, E. da M.; MELO JÚNIOR, J. C. F. de. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n. 3, p. 338–344, dez. 2007.

MITCHELL, A. **The ESRI Guide to GIS Analysis Geographic Patterns and Relationships**. California: Esri Press, v.1, 190 p., 2005.

MONTEIRO, L. I. B. **Pagamento por serviços ambientais em condições de uso intensivo do solo**. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa., 2016.

NANDY, S.; SINGH, C.; DAS, K. K.; KINGMA, N. C.; KUSHWAHA, S. P. S. Environmental vulnerability assessment of eco-development zone of Great Himalayan National Park, Himachal Pradesh, India. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 182–195, 1 out. 2015.

NASCIMENTO, M. C.; D RIVA, R. D.; DA CHAGAS, C. S.; DE OLIVEIRA, H.; DIAS, L. E.; FERNANDES FILHO, E. I.; SOARES, V. P. Uso de imagens do sensor ASTER na identificação de níveis de degradação em pastagens. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 196–202, 2006.

NDZANA, G. M.; HUANG, L.; WANG, J. B.; ZHANG, Z. Y. Characteristics of clay minerals in soil particles from an argillic horizon of Alfisol in central China. **Applied Clay Science**, v. 151, p. 148–156, jan. 2018.

NGUYEN, A. K.; LIU, Y.-A.; LI, M.-H.; TRAN, T. A. Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 100–117, out. 2016.

NOWAK, A.; SCHNEIDER, C. Environmental characteristics, agricultural land use, and vulnerability to degradation in Malopolska Province (Poland). **Science of The Total Environment**, v. 590–591, p. 620–632, 15 jul. 2017.

OLIVEIRA, J. B. de. **Pedologia aplicada**. 4. ed. Piracicaba: FEALQ, p. 362 - 366, 2011.

OLIVEIRA, L. F. C. de; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, M. A. S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1186–1192, 2010.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C.; DABRAL, P. P. Remote sensing and gis for identification of suitable sites for soil and water conservation structures. **Land Degradation & Development**, v. 22, p. 359–372, 2011.

PANHALKAR, S. S.; MALI, S. .; PAWAR, C. T. Land Capability Classification in Hiranyakeshi Basin of Maharashtra (India): A Geoinformatics Approach "Hydrodynamic Modeling of Panchganga River Flood Using Geoinformatic Techniques" View project. **International Journal of Engineering and Technical Research**, v. 2, n. 6, p. 18–21, 2014.

- PINESE JÚNIOR, J. F.; RODRIGUES, S. C. Método de Análise Hierárquica - AHP como auxílio na determinação da vulnerabilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Piedade (MG). **Revista do Departamento de Geografia**, v. 23, n. 0, p. 4–26, 2012.
- PINTO, V. G.; LIMA, R. N. de S.; RIBEIRO, C. B. de M.; MACHADO, P. J. de O. Diagnóstico físico-ambiental como subsídio a identificação de áreas vulneráveis à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão do Espírito Santo, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Ambiente e Água**, v. 9, n. 4, p. 632–646, out. 2014.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, Viçosa, 279 p., 2009.
- RAMACHANDRA, T. V.; BHARATH, S.; GUPTA, N. Modelling landscape dynamics with LST in protected areas of Western Ghats, Karnataka. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1253–1262, jan. 2018.
- RAWAT, J. S.; KUMAR, M. Monitoring land use/cover change using remote sensing and GIS techniques: A case study of Hawalbagh block, district Almora, Uttarakhand, India. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 18, n. 1, p. 77–84, 1 jun. 2015.
- RIO GRANDE DO SUL. **Manual de conservação do solo**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, p. 42- 72, 1979.
- RODRIGUES, E. L.; ELMIRO, M. A. T.; BRAGA, F. de A.; JACOBI, C. M.; ROSSI, R. D. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 70–76, jan. 2015.
- ROMANO, G.; DAL SASSO, P.; TRISORIO LIUZZI, G.; GENTILE, F. Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. **Land Use Policy**, v. 48, p. 131–143, 2015.
- ROSA, D. R. Q. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia hidrográfica do Rio Pomba utilizando o Swat**. 2016. 111 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade de ambientes naturais e antropizados. **Geography Department, University of Sao Paulo**, v. 8, p. 63–74, nov. 1994.
- SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation**. New York: McGraw-Hill International, 1980.
- SAHOO, S.; DHAR, A.; KAR, A. Environmental vulnerability assessment using Grey Analytic Hierarchy Process based model. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 56, p. 145–154, jan. 2016.
- SANSIGOLO, C. A. Variabilidade interanual da estação chuvosa em São Paulo. **Climanálise**, v. 04, p. 40–43, 1989.
- SILPA, T. J. M.; NOWSHAHA, P. T. Land Capability Classification of Ollukara Block Panchayat Using GIS. **Procedia Technology**, v. 24, p. 303–308, jan. 2016.
- SILVA, F. das G. B. da; MINOTTI, R. T.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.;

CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 141–148, 2010a.

SILVA, M. A. da; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SANTOS, G. R. dos; MARQUES, J. J. G. de S. e M.; MENEZES, M. D. de; LEITE, F. P. Avaliação e espacialização da erosividade da chuva no Vale do Rio Doce, região centro-leste do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1029–1039, ago. 2010b.

SILVA, R. C. da. **Estudo da dinâmica da fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS**. 2016. 307 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal da Bahia. Instituto de Geociências, Salvador, 2016.

SILVA, M. A.; FREITAS, D. A. F.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, A. H.; LIMA, G. C.; CURI, N. Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 316–323, jun. 2013.

SILVEIRA, G. R. P.; CAMPOS, S.; GONÇALVES, A. K.; BARROS, Z. X.; POLLO, R. A.; POLLO, R. A. Geoprocessamento aplicado na espacialização da capacidade de uso do solo em uma área de importância agrícola. **ENERGIA NA AGRICULTURA**, v. 30, n. 4, p. 363, jun. 2015.

SPÖRL, C. **Análise da fragilidade ambiental relevo-solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do Rio Jaguari-Mirim, Ribeirão do Quartel e Ribeirão da Prata**. 2001. 159 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

SPÖRL, C. **Metodologia para elaboração de modelos de fragilidade ambiental utilizando redes neurais-MS**. 2007. 185 f. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. v. 15, p. 39–49, 2004.

STOLLE, L.; LINGNAU, C.; ARCE, J. E.; BOGNOLA, I. A. Simulação do impacto das atividades florestais na fragilidade potencial em plantios de Pinus. **CERNE**, v. 18, n. 4, p. 683–693, 2012.

TONELLO, K. C.; GASPAROTO, E. A. G.; SHINZATO, E. T.; VALENTE, R. de O. A.; DIAS, H. C. T. Precipitação efetiva em diferentes formações florestais na floresta nacional de Ipanema. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 383–390, abr. 2014.

TRAN, L. T.; O'NEILL, R. V.; SMITH, E. R. Spatial pattern of environmental vulnerability in the Mid-Atlantic region, USA. **Applied Geography**, v. 30, n. 2, p. 191–202, 2010.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE, SUPREN, 91 p., 1977.

UDDIN, K.; MURTHY, M. S. R.; WAHID, S. M.; MATIN, M. A. Estimation of Soil Erosion Dynamics in the Koshi Basin Using GIS and Remote Sensing to Assess Priority Areas for Conservation. **PLOS ONE**, v. 11, n. 3, p. e0150494, 2016.

USGS. **Landsat Surface Reflectance Level-2 Science Products | Landsat Missions**.

- VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floram - Revista Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295–308, 2016.
- VASHCHENKO, Y.; FAVARETTO, N.; BIONDI, D. FRAGILIDADE AMBIENTAL NOS PICOS CAMACUÃ, CAMAPUÃ E TUCUM, CAMPINA GRANDE DO SUL, PR. **FLORESTA**, v. 37, n. 2, p. 201–205, ago. 2007.
- WRAY, R. A. L.; SAURO, F. An updated global review of solutional weathering processes and forms in quartz sandstones and quartzites. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 520–557, ago. 2017.
- WUNDER, S. **No Title**. [s.l.] Occasional Paper No. 42. Bogor, CIFOR, 32 p., 2005.
- XAVIER, A. C.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; LIMA, J. S. de S. Methodology for spatialization of intense rainfall equation parameters. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 3, p. 485–495, jun. 2014.
- ZHANG, S.; FAN, W.; LI, Y.; YI, Y. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 34–45, jan. 2017.
- ZHAO, J.; JI, G.; TIAN, Y.; CHEN, Y.; WANG, Z. Environmental vulnerability assessment for mainland China based on entropy method. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 410–422, ago. 2018.
- ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M. V.; MINGOTI, R.; PAULINO, J.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; GONZÁLEZ, A. M. O. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75–83, maio 2014.
- ZOU, T.; YOSHINO, K. Environmental vulnerability evaluation using a spatial principal components approach in the Daxing'anling region, China. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 405–415, jul. 2017.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 1A – Estações pluviométricas utilizadas no estudo

Código	Estação	Anos e nível de consistência dos dados	
		Brutos	Consistidos
01942002	Bom Jesus do Galho*	1941-2017	1942-1946 1993-1997 2002 2004-2005
01941011	Santo Antônio do Manhuaçu*	1970-2017	1970-2005
01941021	Alvarenga*	1995-2017	1995-2005
01942008	Dom Cavati	1969-2017	1969-2005
01941018	Itanhomi	1984-2017	1984-2005
01941005	Barra do Cuieté - Jusante	1944-2017	1944-2005
01841011	Tumiritinga*	1974-2017	1974-2005

* Estações localizadas fora do limite da área de estudo.

Fonte: (ANA, 2018)

Tabela 2A – Estações pluviométricas com falhas, estações de apoio e r^2

Período	Estação com falha (y)	Estação de Apoio (x)	Coefficiente de determinação (r^2)
Anual	01941005	01971011	0,78
Anual	01942002	01942031	0,83
Anual	01941018	01941021	0,80
Anual	01841011	01841020	0,86
Anual	01941004	01941021	0,77

APÊNDICE B

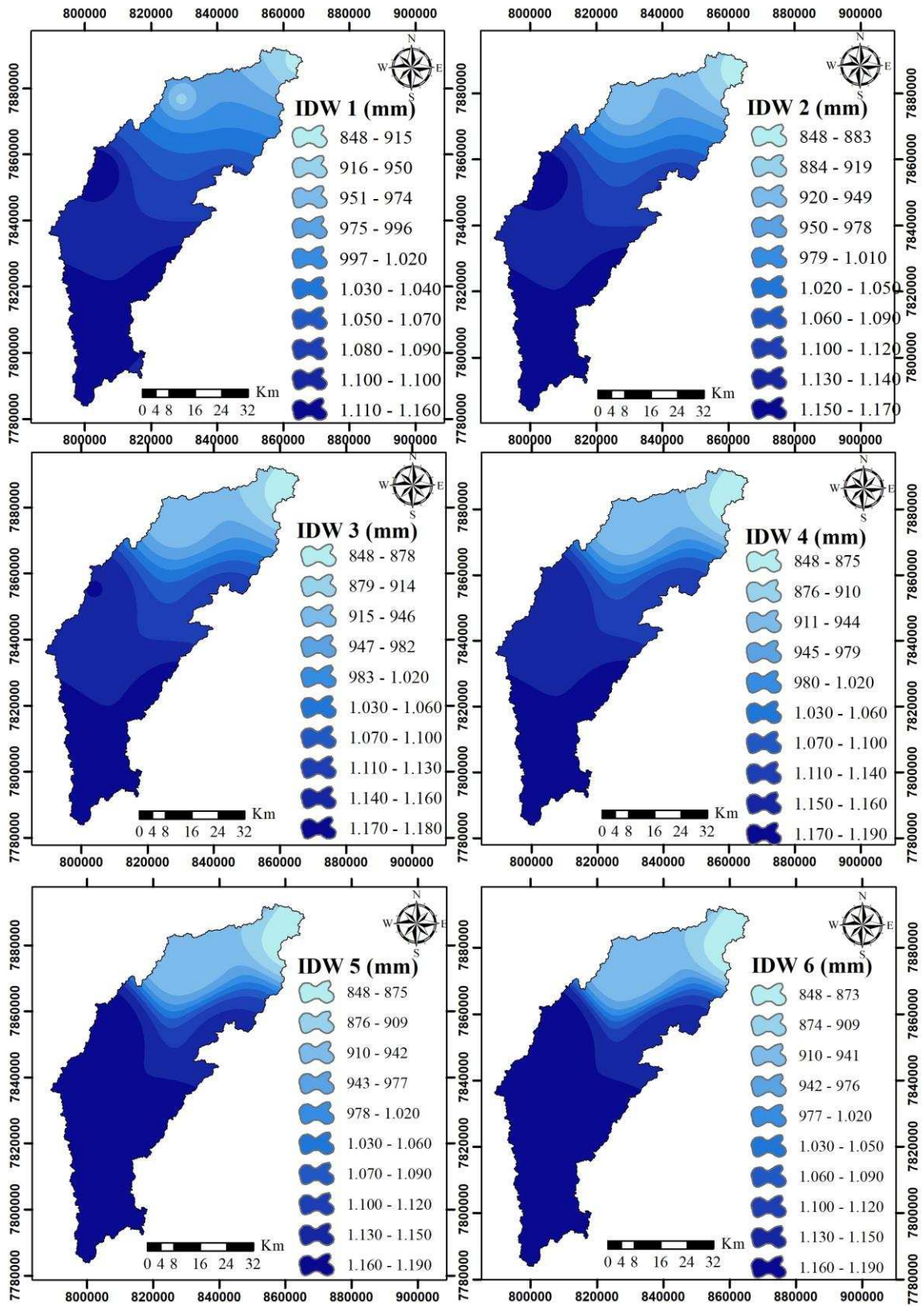


Figura 1B – Mapas de precipitação média anual para a bacia do rio Caratinga, obtidos pelo interpolador IDW com valores de expoente de 1 a 6.

Tabela 1B – Valores máximos, mínimos, médios e RMSE da precipitação média anual observados para a bacia do rio Caratinga com aplicação do interpolador IDW, com o expoente variando de 1 a 6

	IDW 1	IDW 2	IDW3	IDW4	IDW5	IDW6
Valor mínimo (mm)	848,3	848,0	848,0	848,0	848,0	848,0
Valor máximo (mm)	1157,6	1166,8	1182,6	1186,4	1187,3	1187,5
Valor médio (mm)	1063,8	1077,6	1085,8	1089,5	1091,2	1092,0
RMSE	117,9	97,0	90,6	89,9	91,6	94,5

APÊNDICE C

Tabela 1C – Datas de IPC (Ínicio do período chuvoso) e FPC (Final do período chuvoso) das estações pluviométricas, de 1996 a 2016.

Ano	1942002		1941011		1941021		1942008		1941018		1941005		1841011	
	IPC	FPC	IPC	FPC	IPC	FPC	IPC	FPC	IPC	FPC	IPC	FPC	IPC	FPC
1996	17/10/1996	29/04/1997	07/09/1996	29/04/1997	18/09/1996	18/03/1997	19/09/1996	01/05/1997	29/10/1996	10/04/1997	19/09/1996	24/04/1997	18/09/1996	29/04/1997
1997	18/10/1997	21/04/1998	02/10/1997	19/05/1998	17/10/1997	01/03/1998	27/09/1997	11/04/1998	17/10/1997	01/03/1998	27/09/1997	05/04/1998	27/09/1997	04/04/1998
1998	31/10/1998	21/03/1999	13/10/1998	20/03/1999	13/10/1998	19/03/1999	31/10/1998	21/03/1999	14/10/1998	20/03/1999	13/10/1998	19/03/1999	13/10/1998	19/03/1999
1999	23/10/1999	22/04/2000	20/10/1999	01/05/2000	20/10/1999	16/04/2000	20/10/1999	22/04/2000	21/10/1999	04/04/2000	24/10/1999	01/04/2000	20/10/1999	31/03/2000
2000	07/10/2000	19/04/2001	16/11/2000	18/03/2001	06/11/2000	19/04/2001	06/11/2000	22/03/2001	06/11/2000	22/03/2001	07/11/2000	03/03/2001	07/11/2000	18/04/2001
2001	17/09/2001	06/03/2002	03/10/2001	23/03/2002	20/10/2001	23/03/2002	21/10/2001	06/03/2002	30/09/2001	05/03/2002	21/10/2001	06/03/2002	17/09/2001	07/04/2002
2002	23/10/2002	29/03/2003	02/09/2002	19/03/2003	31/10/2002	05/05/2003	23/10/2002	14/04/2003	07/11/2002	08/05/2003	01/11/2002	08/05/2003	01/11/2002	05/05/2003
2003	24/10/2003	29/04/2004	24/10/2003	29/04/2004	24/10/2003	28/04/2004	24/10/2003	01/05/2004	07/12/2003	29/04/2004	24/10/2003	06/05/2004	24/10/2003	28/04/2004
2004	28/10/2004	02/05/2005	08/11/2004	03/04/2005	14/11/2004	13/03/2005	19/11/2004	02/05/2005	-	29/03/2005	27/10/2004	14/03/2005	20/11/2004	02/05/2005
2005	24/10/2005	12/05/2006	31/10/2005	13/05/2006	31/10/2005	12/05/2006	31/10/2005	12/05/2006	30/10/2005	06/05/2006	30/10/2005	15/04/2006	30/10/2005	20/04/2006
2006	20/10/2006	19/03/2007	20/10/2006	19/03/2007	20/10/2006	20/03/2007	19/10/2006	20/03/2007	05/09/2006	20/03/2007	13/10/2006	20/03/2007	14/10/2006	21/03/2007
2007	19/10/2007	07/05/2008	03/11/2007	19/04/2008	27/11/2007	18/04/2008	03/11/2007	06/05/2008	21/11/2007	07/05/2008	26/11/2007	02/05/2008	26/11/2007	25/04/2008
2008	19/10/2008	17/04/2009	01/11/2008	17/04/2009	01/11/2008	17/04/2009	01/11/2008	03/05/2009	01/11/2008	01/03/2009	11/11/2008	11/04/2009	11/11/2008	14/04/2009
2009	06/09/2009	08/04/2010	05/09/2009	19/04/2010	23/09/2009	08/04/2010	22/09/2009	18/04/2010	28/10/2009	03/06/2010	22/10/2009	08/04/2010	21/10/2009	03/06/2010
2010	27/10/2010	22/05/2011	02/10/2010	07/04/2011	27/10/2010	26/04/2011	30/09/2010	16/05/2011	02/10/2011	08/04/2011	19/10/2010	01/05/2011	27/10/2010	08/05/2011
2011	16/10/2011	17/05/2012	06/10/2011	01/03/2012	06/10/2011	01/03/2012	06/10/2011	01/03/2012	17/10/2011	01/03/2012	18/10/2011	01/03/2012	18/10/2011	01/03/2012
2012	13/10/2012	16/04/2013	02/11/2012	21/04/2013	04/11/2012	18/04/2013	02/11/2012	17/04/2013	21/09/2012	16/04/2013	02/11/2012	16/04/2013	02/11/2012	16/04/2013
2013	27/09/2013	04/03/2014	09/10/2013	26/04/2014	26/09/2013	06/04/2014	26/09/2013	27/04/2014	25/09/2013	27/04/2014	03/10/2013	01/03/2014	09/11/2013	06/04/2014
2014	22/10/2014	23/03/2015	27/10/2014	05/03/2015	21/10/2014	07/03/2015	21/10/2014	04/03/2015	24/10/2014	06/03/2015	31/10/2014	07/03/2015	21/10/2014	06/03/2015
2015	29/10/2015	06/04/2016	14/11/2015	19/03/2016	18/11/2015	19/03/2016	19/11/2015	22/03/2016	26/12/2015	20/03/2016	18/11/2015	21/03/2016	15/11/2015	14/04/2016
2016	26/09/2016	29/04/2017	29/10/2016	30/03/2017	09/11/2016	03/04/2017	30/10/2016	31/03/2017	09/11/2016	01/03/2016	26/09/2016	30/03/2017	14/11/2016	02/03/2017

Tabela 2C – Dias julianos de IPC (Início do período chuvoso), FPC (Final do período chuvoso) e duração das chuvas das estações pluviométricas, de 1996 a 2016.

Ano	1942002 Duração			1941011 Duração			1941021 Duração			1942008 Duração			1941018 Duração			1941005 Duração			1841011 Duração		
	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)	IPC	FPC	(dias)
1996	291	120	195	251	120	235	262	78	182	263	122	225	303	101	164	263	115	218	262	120	224
1997	291	111	185	275	139	229	290	60	135	270	101	196	290	60	135	270	95	190	270	94	189
1998	304	80	141	286	79	158	286	78	157	304	80	141	287	79	157	286	78	157	286	78	157
1999	296	112	181	293	121	193	293	106	178	293	112	184	294	94	165	297	91	159	293	90	162
2000	281	110	195	321	78	123	311	110	165	311	82	137	127	82	321	312	63	117	312	109	163
2001	260	65	170	276	82	171	293	82	154	294	65	136	273	64	156	294	65	136	260	97	202
2002	296	88	157	245	78	198	304	125	186	296	104	173	311	128	182	305	128	188	305	125	185
2003	297	119	187	297	119	187	297	118	186	297	121	189	341	119	143	297	126	194	297	118	186
2004	302	123	187	313	94	147	319	73	120	324	123	165	-	89	-	301	74	139	325	123	164
2005	297	132	200	304	133	194	304	132	193	304	132	193	303	126	188	303	105	167	303	110	172
2006	293	78	150	293	78	150	293	79	151	292	79	152	248	79	196	286	79	158	287	80	158
2007	292	127	200	307	109	167	331	108	142	307	126	184	325	127	167	330	122	157	330	115	150
2008	293	108	181	306	108	168	306	108	168	306	124	184	306	61	121	316	102	152	316	105	155
2009	249	98	214	248	109	226	266	98	197	265	108	208	301	154	218	295	98	168	294	154	225
2010	300	142	207	275	97	187	300	116	181	273	136	228	275	98	188	292	121	194	300	128	193
2011	289	137	213	279	60	146	279	60	146	279	60	146	290	60	135	291	60	134	291	60	134
2012	287	107	186	307	112	171	309	109	166	307	108	167	265	107	208	307	107	166	307	107	166
2013	270	63	158	282	116	199	269	96	192	269	117	213	268	117	214	276	60	149	313	96	148
2014	295	82	152	300	64	129	294	66	137	294	63	134	297	65	133	304	66	127	294	65	136
2015	302	96	159	318	78	125	322	78	121	323	81	123	360	79	84	322	80	123	319	104	150
2016	270	120	216	303	90	153	314	94	146	304	91	153	314	61	113	270	90	186	319	62	109
	Média		182,6	Média		174,1	Média		162,0	Média		172,9	Média		169,4	Média		160,9	Média		168,0