

JASMINE ALVES CAMPOS

**DINÂMICA DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO DOCE COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO E GESTÃO
DE RECURSOS AMBIENTAIS E HÍDRICOS**

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

Orientador: Demetrius David da Silva
Coorientadores: Elpídio Inácio Fernandes Filho
Gabrielle Ferreira Pires

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

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

T

C198d
2022 Campos, Jasmine Alves, 1989-
Dinâmica da vulnerabilidade ambiental da bacia
hidrográfica do Rio Doce como subsídio ao planejamento e
gestão de recursos ambientais e hídricos / Jasmine Alves
Campos. – Viçosa, MG, 2022.
1tese eletrônica (139 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Agrícola, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.064>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Degradação ambiental - Doce, Rio, Bacia (MG e ES).
2. Mudanças climáticas. 3. Desenvolvimento de recursos
hídricos - Doce, Rio, Bacia (MG e ES). 4. Análise multivariada.
I. Silva, Demetrius David da, 1966-. II. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 333.91009815

JASMINE ALVES CAMPOS

**DINÂMICA DA VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO DOCE COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO E GESTÃO
DE RECURSOS AMBIENTAIS E HÍDRICOS**

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

APROVADA: 31 de outubro de 2022.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 JASMINE ALVES CAMPOS
Data: 07/03/2023 19:35:49-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Jasmine Alves Campos
Autora

DEMETRIUS DAVID DA
SILVA:54293472649
Assinado de forma digital
por DEMETRIUS DAVID DA
SILVA:54293472649
Dados: 2023.03.08 10:58:23
-03'00'

Demetrius David da Silva
Orientador

*A Deus,
que tornou possível o impossível!*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus e a Nossa Senhora por essa graça alcançada.

Aos meus pais por não medirem esforços para que eu pudesse chegar até aqui!

Ao meu irmão pelo incentivo aos estudos. E a toda minha família pelo amor e atenção de sempre.

Ao meu orientador, professor Demetrius, pela compreensão, apoio e ensinamentos durante todo esse percurso.

Aos meus coorientadores, o professor Elpídio e a professora Gabrielle, pela disponibilidade e humanidade.

Aos professores que aceitaram participar da banca de defesa. A contribuição de vocês foi valiosa para melhoria da qualidade desse trabalho.

A todos os profissionais que dedicaram parte do seu tempo para responder ao questionário de ponderação.

A Professora Lúcia Calijuri, Juliana Lorentz e todos do laboratório SIGEOOnPA pelo auxílio.

Ao Professor Eduardo Uliana pela ajuda e disponibilidade de tempo.

A Uilson pelo carinho, incentivo nas horas difíceis e companheirismo nessa jornada.

A Carla pela amizade e partilha das dificuldades e conquistas.

A Daniel Althoff pela solicitude de sempre.

A todos os amigos do Centro de Referências em Recursos Hídricos – CRRH pela convivência compartilhada e prontidão em ajudar o próximo.

Aos amigos que fiz na UFV, obrigada pelos momentos vividos. Em especial, queria agradecer ao Fábio (que contribuiu também com seus conhecimentos de geologia), Pedro, Rogério, Diego, Igor e Mari; a amizade de vocês tornou o caminho mais ameno e feliz.

Aos professores da pós-graduação e à Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade de realizar o curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos. O presente trabalho, também, foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

E por todos que torceram por mim, meu muito obrigada!

BIOGRAFIA

JASMINE ALVES CAMPOS, filha de Hélio Rodrigues Campos e Ivanilde Alves Pereira, 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 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - UFV, em nível de mestrado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa de dissertação em julho de 2018.

Em agosto de 2018 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - UFV, em nível de doutorado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa de dissertação em setembro de 2022.

RESUMO

CAMPOS, Jasmine Alves Campos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2022. **Dinâmica da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce como subsídio ao planejamento e gestão de recursos ambientais e hídricos.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Elpídio Inácio Fernandes Filho e Gabrielle Ferreira Pires.

A vulnerabilidade ambiental compreende uma importante ferramenta para entender os impactos naturais e antrópicos associados à suscetibilidade ao dano ambiental de um determinado local, bem como para auxiliar no processo de tomada de decisões. Entretanto, são raros os estudos que contemplem uma metodologia de avaliação dos níveis de suscetibilidade à degradação ambiental em nível de bacia hidrográfica, envolvendo tanto o cenário atual como projeções futuras. E, dada a importância das zonas de recarga hídrica (ZRs) para as funções hidrológicas de bacias hidrográficas, a compreensão do comportamento ambiental nestas áreas torna-se ainda mais relevante. Nesse sentido, é considerável, também, entender o regime das vazões mínimas, relevante para definir a disponibilidade hídrica e estabelecer os limites de outorgas de uso de água. Desta forma, o objetivo geral do presente estudo foi analisar a dinâmica da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, como subsídio ao planejamento e gestão de recursos ambientais e hídricos. No primeiro capítulo, o estudo teve por objetivo avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, considerando sua condição atual. Para o desenvolvimento da análise multicritério foram utilizados os fatores declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia, geologia, distância de centros urbanos, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o mapeamento do uso e cobertura da terra, verificando-se que 34,2% da bacia hidrográfica encontra-se nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, sendo as regiões do médio rio Doce as mais vulneráveis, com destaque para as UGRH's Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5). No segundo capítulo objetivou-se avaliar a vulnerabilidade ambiental associada às ZRs e identificar o comportamento das vazões mínimas da bacia hidrográfica do rio Doce. Realizou-se a sobreposição do mapeamento da vulnerabilidade ambiental e das ZRs, e aplicou-se os testes não paramétricos Mann-Kendall Modificado, Pettitt e a correlação de Spearman para avaliar a tendência das séries históricas de vazões mínimas anuais com sete dias de duração (Q7). Os resultados mostraram que cerca de 25% das ZRs da área de estudo estão em áreas classificadas como de vulnerabilidade ambiental alta e muito alta, e mais de metade das ZRs são utilizadas em atividade de agropecuária. Pela análise de tendência, constatou-se que 39 estações fluviométricas avaliadas apresentaram tendência significativa de redução da Q7. Por fim, no

terceiro capítulo, foi empregada a análise multicritério para avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce para o ano de 2050, considerando cenários futuros de mudanças climáticas e de uso da terra. No desenvolvimento da análise foram empregados os fatores: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, temperatura, pedologia, geologia, distância de áreas urbanas, distâncias de estradas e o uso e cobertura da terra. As projeções climáticas foram realizadas utilizando os modelos climáticos regionalizados Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, para os cenários de emissões RCP 4.5 e RCP 8.5. A ferramenta *Land Change Modeler* foi usada para simular o uso da terra para o ano de 2050, considerando também a situação hipotética de reflorestamento das áreas de Reservas Legais (RLs) da área de estudo. Assim, pela combinação das condições climáticas e de uso da terra, pode-se simular quatro cenários futuros de vulnerabilidade ambiental para o ano de 2050. Os resultados indicam reduções da precipitação média anual da bacia e elevação da temperatura média anual para o período futuro (2020-2050), sendo essa diferença ainda superior no cenário pessimista RCP 8.5. Quanto à vulnerabilidade ambiental futura, constatou-se que o Cenário Futuro 3 (RCP 4.5 e uso da terra para 2050) resultou na maior área da bacia nas classes de maior vulnerabilidade. Verificou-se, ainda, que todos os cenários futuros simulados projetam uma relativa melhoria da vulnerabilidade ambiental no ano de 2050, em decorrência da redução das precipitações. Os resultados obtidos neste estudo poderão servir de subsídio ao planejamento e gestão dos recursos naturais e hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce.

Palavras-chave: Degradação ambiental. Mudanças climáticas. Análise multicritério. Uso da terra. Gestão de bacias hidrográficas.

ABSTRACT

CAMPOS, Jasmine Alves Campos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, October, 2022. **Dynamics of the environmental vulnerability of the Doce river basin as a subsidy for the planning and management of environmental and water resources.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-advisers: Elpídio Inácio Fernandes Filho and Gabrielle Ferreira Pires.

Environmental vulnerability is a great tool for understanding the natural and anthropic impacts associated with the susceptibility to environmental damage of an area, and to assist in the decision-making process. However, few studies include a methodology for assessing the levels of susceptibility to environmental degradation of the Rio Doce basin, involving both the current scenario and future projections. Given the importance of water recharge zones (ZRs) for the hydrological functions of watersheds, understanding the environmental behavior in these areas becomes even more relevant. In this sense, it is also important to understand the minimum streamflow regime, which is relevant to define water availability and establishing limits for water grants. Thus, the general objective of the present study was to analyze the dynamics of the environmental vulnerability of the Doce river basin, as a subsidy for the planning and management of environmental and water resources. In the first chapter, the study aimed to assess the environmental vulnerability of the Doce river basin, considering its current condition. For the development of the multicriteria analysis different factors were considered, such as slope, elevation, relief dissection, precipitation, pedology, geology, distance from urban centers, distances from roads and mining dams, and the mapping of land use and land cover. Results show that 34.2% of the hydrographic basin is in the high and very high vulnerability classes, with the middle Rio Doce regions being the most vulnerable. At the hydrographic level, the UGRH Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6), and Caratinga (DO5) stand out in this condition. In the second chapter, the objective was to evaluate the environmental vulnerability associated with the ZRs and to identify the behavior of the minimum streamflows of the Doce river basin. The mapping of environmental vulnerability and ZRs were superimposed, and the non-parametric Modified Mann-Kendall, Pettitt, and Spearman correlation tests were applied to evaluate the trend of the historical series of annual minimum streamflow (Q7). The results showed that about 25% of the ZRs in the study area are in areas classified as having a high and very high environmental vulnerability, and more than half of the ZRs are used in agricultural activity. The trend analysis indicated that 39 streamflow gauge stations showed a significant tendency to reduce Q7. Finally, in the third chapter, multi-criteria analysis was used to assess the environmental vulnerability of the Rio Doce watershed for the year 2050, considering future

scenarios of climate change and land use. In the development of the analysis, the following factors were considered: slope, elevation, relief dissection, rainfall, temperature, pedology, geology, distance from urban areas, distances from roads, and land use and cover. Climate projections were performed using the regionalized climate models Eta-HadGEM2-ES and Eta-MIROC5, for the RCP 4.5 and RCP 8.5 emission scenarios. In addition, the Land Change Modeler tool was used to simulate land use for the year 2050, also considering the hypothetical situation of reforestation of Legal Reserves (RLs) in the study area. Thus, by combining climatic conditions and land use, four future scenarios of environmental vulnerability can be simulated for the year 2050. The results indicate reductions in the average annual precipitation of the basin and an increase in the average annual temperature for the future period (2020-2050), this difference is even higher in the pessimistic scenario RCP 8.5. As for future environmental vulnerability, it was found that Future Scenarios 3 (RCP 4.5 and land use for 2050) estimated a greater area of the basin in the classes of greater vulnerability. In addition, all simulated future scenarios project a relative improvement in environmental vulnerability in the year 2050, because of reduced rainfall. The results obtained in this study may serve as a subsidy for the planning and management of natural areas and water resources in the Doce river basin.

Keywords: Environmental degradation. Climate changes. Multicriteria analysis. Land use. Watershed management

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	14
CAPÍTULO 1:	15
Avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, sudeste do Brasil	15
1.1. INTRODUÇÃO	16
1.2. MATERIAL E MÉTODOS	17
1.2.1. Área de estudo	17
1.2.2. Metodologia, obtenção e processamento dos dados	20
1.2.3. Padronização dos critérios	23
1.2.5. Índice de vulnerabilidade ambiental (IVA)	27
1.2.6. Análise <i>Hot Spot</i>	28
1.2.7. Avaliação do IVA	29
1.2.8. Análise de sensibilidade global (ASG)	29
1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
1.4. CONCLUSÕES	44
REFERÊNCIAS	45
CAPÍTULO 2:	52
Vulnerabilidade ambiental em zonas de recarga hídrica da bacia hidrográfica do rio Doce ...	52
2.1. INTRODUÇÃO	53
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	54
2.2.1. Região de estudo	54
2.2.2. Vulnerabilidade ambiental em Zonas de Recarga Hídrica (ZRs)	55
2.2.3. Comportamento das vazões mínimas.....	56
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
2.3.1. Vulnerabilidade ambiental em Zonas de Recarga Hídrica (ZRs)	59
2.3.2. Comportamento das vazões mínimas.....	63
2.4. CONCLUSÕES	65
REFERÊNCIAS	66
CAPÍTULO 3:	70
Modelagem da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce considerando cenários futuros	70
3.1. INTRODUÇÃO	71
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	72
3.2.1. Área de estudo	72

3.2.2. Obtenção e processamento dos dados.....	74
3.2.3. Correção do viés dos modelos climáticos.....	80
3.2.4. <i>Land Change Modeler</i> (LCM).....	81
3.2.5. Cenário Atual.....	83
3.2.6. Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA).....	83
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
3.4. CONCLUSÕES	104
REFERÊNCIAS	105
CONCLUSÕES GERAIS	113
APÊNDICES	115
APÊNDICE A.	116
APÊNDICE B.....	117
APÊNDICE C.....	121
APÊNDICE D.	122
APÊNDICE E.....	125
APÊNDICE F.	126
APÊNDICE G.	129
APÊNDICE H.	130
APÊNDICE I.	132
APÊNDICE J.....	134
APÊNDICE K.	135
APÊNDICE L.....	136
ANEXOS.....	137
ANEXO A.	138
ANEXO B.	139

INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, a ocupação das terras do Brasil é caracterizada pela forte exploração dos recursos naturais e supressão da cobertura vegetal nativa, em função de diferentes atividades, como a expansão agropecuária e urbana (PEREIRA et al., 2016). As atividades antrópicas realizadas de forma intensificada promovem o rompimento do equilíbrio dinâmico do meio e contribuem com a degradação dos recursos naturais (DALLA CORTE et al., 2015; CELESTINO et al., 2019).

No entanto, a degradação de bacias hidrográficas é condicionada a diversos fatores (NOWAK; SCHNEIDER, 2017; ZHANG et al., 2017), e a natureza qualitativa da vulnerabilidade ambiental dificulta a obtenção de medições precisas (ZOU; YOSHINO, 2017). Para amparar os gestores nas tomadas de decisão, métodos que indiquem o estado das bacias hidrográficas, definindo fatores intrínsecos e estressores relacionados à degradação ambiental, são necessários para determinar o estado de vulnerabilidade da área (ARRIAGADA et al., 2019).

Ademais, dada a importância das zonas de recarga hídrica (ZRs) para as funções hidrológicas de bacias hidrográficas, a compreensão do comportamento ambiental nestas áreas torna-se ainda mais relevante. Nesse sentido, é considerável, também, entender o regime de variação das vazões mínimas, relevante para definir disponibilidade hídrica e estabelecer limites de outorgas de uso de água (ABREU et al., 2022).

A bacia hidrográfica do rio Doce, localizada na região sudeste do Brasil, compreende uma bacia de grande relevância econômica e ambiental, com destaque para as atividades de mineração, possuindo o maior complexo de minério da América Latina; agricultura; e captação de água para consumo humano e industrial. Todas essas atividades tem resultado em diversos danos ao meio ambiente, como desmatamento, assoreamento, erosão e deterioração da qualidade das águas (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017).

Cabe ressaltar, que em novembro de 2015 na referida bacia ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, no Município de Mariana, MG, considerado o pior desastre ambiental do Brasil (IBAMA, 2015). O lançamento de 34 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração ao ambiente, a destruição de cerca de 1.469 ha de terra e atingiu 663 km de cursos de água até atingir o oceano Atlântico, no Espírito Santo (MMA, 2019).

Apesar da relevância econômica e ambiental da bacia do Rio Doce, verifica-se escassos estudos que contemplem a avaliação dos níveis de suscetibilidade à degradação ambiental na referida bacia, envolvendo tanto o cenário atual como projeções futuras, simulando mudanças

do uso da terra e incluindo cenários de mudanças climáticas. Desta forma, o objetivo geral do presente estudo foi analisar a dinâmica da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, como subsídio ao planejamento e gestão de recursos ambientais e hídricos.

A predição do uso da terra para situações futuras pode ser uma ferramenta eficiente para a formulação de estratégias de gestão para conservação do solo e água. Além disso, a integração com as projeções climáticas pode tornar a modelagem ambiental ainda mais realística, tendo em vista que a degradação do solo por erosão também é afetada pelas mudanças climáticas, uma vez que as alterações nos padrões de temperatura e precipitação interferem no desenvolvimento vegetal, na infiltração da água no solo, no uso da terra, no escoamento superficial e na erosão hídrica (LI; FANG, 2016).

Neste contexto, no primeiro capítulo deste trabalho, intitulado “Avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, sudeste do Brasil” objetivou-se avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce com apoio de ferramentas de SIG e análise multicritério de decisão (GIS-MCDA), para o atual contexto da bacia.

O segundo capítulo, intitulado “Vulnerabilidade ambiental em zonas de recarga hídrica da bacia hidrográfica do rio Doce”, teve por objetivo avaliar a vulnerabilidade ambiental associada às zonas de recarga hídrica (ZRs) e identificar o comportamento das vazões mínimas da bacia hidrográfica do rio Doce.

Por fim, no terceiro capítulo, intitulado “Modelagem da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce considerando cenários futuros”, objetivou-se avaliar a vulnerabilidade ambiental para o ano de 2050 na bacia hidrográfica do rio Doce, considerando cenários futuros de mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. C. et al. Streamflow in the Sapucaí River watershed, Brazil: Probabilistic modeling, reference streamflow, and regionalization. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 126, p. 103133, 1 jun. 2022.
- ARRIAGADA, L. et al. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: A case study in mediterranean Chile. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1517–1533, 15 fev. 2019.
- CELESTINO, E. F. et al. Environmental Assessment in Neotropical Watersheds: A Multi-Factorial Approach. **Sustainability**, v. 11, n. 2, p. 490, 18 jan. 2019.
- DALLA CORTE, A. P. et al. Environmental fragility of Iguaçu river watershed, Paraná, Brazil. **BOSQUE**, v. 36, n. 2, p. 287–297, 2015.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS -. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 6 maio. 2019.
- LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, 1 dez. 2016.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Entenda o acidente de Mariana e suas consequências para o meio ambiente - Governo do Brasil**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/noticias/meio-ambiente/2015/12/entenda-o-acidente-de-mariana-e-suas-consequencias-para-o-meio-ambiente>>. Acesso em: 5 maio. 2019.
- 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, K. S. S.; QUARESMA, V. da S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101–115, 1 out. 2017.
- PEREIRA, B. W. D. F. et al. Land use and water quality degradation in the Peixe-Boi River watershed. **Ambiente e Agua**, v. 11, n. 2, p. 472, 15 abr. 2016.
- ZHANG, S. et al. 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.
- 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.

CAPÍTULO 1:

Avaliação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, sudeste do Brasil

RESUMO

A vulnerabilidade ambiental compreende uma importante ferramenta para entender os impactos naturais e antrópicos associados à suscetibilidade ao dano ambiental de uma localidade, como também para auxiliar o processo de tomada de decisão. Desta forma, o presente estudo tem o objetivo de avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil, sustentada em Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA). Foram utilizados seis fatores naturais da área para caracterizar a vulnerabilidade ambiental: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia e geologia; e quatro fatores associados a atividades antrópicas: distância de centros urbanos, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o mapeamento do uso e cobertura da terra. O índice de vulnerabilidade ambiental (IVA) obtido foi reclassificado em cinco classes, e avaliou-se os usos da terra associados às referidas classes, como também a vulnerabilidade em nível de unidade de gestão de recursos hídricos (UGRHs) da bacia do rio Doce e de agrupamento de municípios pela ferramenta *Hot Spot Analysis*. Além disso, para verificar o IVA desenvolvido, avaliou-se o índice de qualidade das águas (IQA) e a vulnerabilidade ambiental nos locais onde existiam estações de monitoramento das águas. Por fim, a análise de sensibilidade global (ASG) foi utilizada para avaliar os parâmetros de entrada do modelo que mais influenciam na resposta da vulnerabilidade ambiental da bacia, considerando também alterações nos pesos associados a estes. Os resultados mostraram que as regiões próximas ao médio rio Doce foram consideradas ambientalmente mais vulneráveis, em especial as UGRHs Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5). Verificou-se, ainda, que 34,2% da bacia hidrográfica encontra-se nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, sendo que 13,2% da área da bacia é ocupada por pastagens severamente e moderadamente degradadas, localizadas em áreas de vulnerabilidade ambiental elevada. Pela análise *Hot Spot*, observou-se que as regiões com menores valores de IVA estão localizadas, principalmente, a norte e noroeste da bacia (Cold Spot), enquanto as regiões com maiores valores de IVA (*Hot Spot*) também estão inseridas no médio Doce. Constatou-se que, em geral, as estações de monitoramento das águas que exibem piores valores de IQA tendem a estar localizadas nas áreas ambientalmente mais vulneráveis. A ASG determinou que o uso e cobertura da terra, a declividade e a dissecação do

relevo são os fatores que mais influenciam na resposta do modelo. Os resultados obtidos neste estudo poderão se constituir em uma excelente base de informações para fins de subsídio ao planejamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce.

Palavras-chaves: Degradação ambiental. Análise multicritério. Análise de sensibilidade global. Uso da terra. Gestão de bacias hidrográficas.

1.1. INTRODUÇÃO

A avaliação da vulnerabilidade ambiental fornece informações essenciais para o entendimento das condições ambientais de uma localidade, e constitui uma ferramenta importante para auxiliar os tomadores de decisões no planejamento e gestão sustentável do ambiente (SAHOO et al., 2019; WEI et al., 2020).

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), vulnerabilidade refere-se ao grau em que um sistema é suscetível a efeitos adversos. E a “vulnerabilidade ambiental” relaciona-se ao risco de dano ao ambiente natural (ZOU; YOSHINO, 2017).

Enfatiza-se que a vulnerabilidade ambiental é um indicativo das interações entre fatores naturais e atividades antrópicas, como as mudanças no uso e cobertura da terra (SAHOO et al., 2019; WEI et al., 2020). E essa análise, realizada de forma espacial e temporal, possibilita identificar tendência e regiões mais vulneráveis e prioritárias para a adoção de políticas de restauração ambiental (MANFRÉ et al., 2013; CRUZ et al., 2017; LIOU; NGUYEN; LI, 2017).

No entanto, em função de características específicas regionais, a avaliação da vulnerabilidade ambiental é modificável conforme o local em que o estudo é realizado. Portanto é difícil desenvolver um índice de vulnerabilidade que apresente ampla adaptabilidade, principalmente em grandes áreas, em função da influência de muitas variáveis (NGUYEN et al., 2016; ZHAO et al., 2018).

Por outro lado, o sensoriamento remoto (RS) e os sistemas de informações geográficas (GIS) constituem ferramentas importantes para monitoramentos ambientais, principalmente em avaliações da vulnerabilidade ambiental em larga escala, como utilizado por Zhao et al. (2018) que mapearam a vulnerabilidade ambiental em nível nacional, para a China continental, e Nguyen & Liou (2019) que avaliaram vulnerabilidade eco-ambiental em nível global. A integração de dados de RS e modelagem em GIS possui grandes vantagens em relação a técnicas convencionais de mapeamento, sobretudo quando se trabalha com uma vasta quantidade de

dados ambientais, por apresentar confiabilidade, rapidez, economia de tempo e custos e a possibilidade de realizar análises temporais (LIU et al., 2017; NGUYEN & LIOU, 2019; RAWAT & KUMAR, 2015).

Ademais, a utilização Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA) tem ganhado grande relevância em estudos ambientais por possibilitar uma melhor decisão, integrando vários critérios de diversas fontes de dados espaciais (KAZEMI; AKINCI, 2018; CAPRIOLI; BOTTERO, 2021). A Analytic Hierarchic Process (AHP) está entre os métodos de análise multicritério mais consolidados, principalmente aplicada a problemas ambientais e territoriais (CAPRIOLI; BOTTERO, 2021).

Em estudos multicritérios, a abordagem de análise de sensibilidade (AS) pode ser utilizada para identificar como alterações nos pesos dos parâmetros de entrada podem alterar os resultados do estudo. Permite compreender, também, o relacionamento entre entradas e saídas de um modelo, ou seja, como os resultados de um modelo podem ser sensíveis à mudanças nos parâmetros de entrada (CHEN; YU; KHAN, 2010; BRITO; ALMORADIE; EVERS, 2019).

A avaliação ambiental de grandes áreas submetidas a impactos ambientais e antrópicos, como é o contexto da bacia hidrográfica do rio Doce, torna-se necessário e urgente. A bacia possui área de drenagem de, aproximadamente, 86.715 km², e abrange parte dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo e encontra-se em uma região com cenário de degradação, em decorrência de práticas agrícolas insustentáveis, altos índices de erosão e, mais recentemente, do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, em Mariana-MG, e o consequente derramamento de resíduos de mineração, ocorrido em novembro de 2015 (ECOPLAN-LUME, 2010; RIBEIRO et al., 2020).

Diante do exposto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, com apoio de ferramentas de SIG e análise multicritério de decisão (GIS-MCDA). Essas informações são essenciais para determinar as áreas ambientalmente mais vulneráveis e que requerem medidas apropriadas de restauração e manutenção do meio ambiente ecologicamente equilibrado.

1.2. MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce (Figura 1.1), localizada na região sudeste do Brasil e abrangendo parte dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, estende-se por,

aproximadamente, 86.715 km², com 86% da sua área de drenagem pertencente ao estado de Minas Gerais (ECOPLAN-LUME, 2010). A bacia apresenta população estimada de 3,5 milhões de habitantes e 98% da área inserida no bioma Mata Atlântica (ALMEIDA et al., 2018). A atividade econômica é diversificada, destacando-se a agropecuária com as lavouras tradicionais (café, cana-de-açúcar); pecuária e suinocultura; a mineração e atividades industriais como a produção de celulose, laticínios e aço (CBH-DOCE, 2016a).

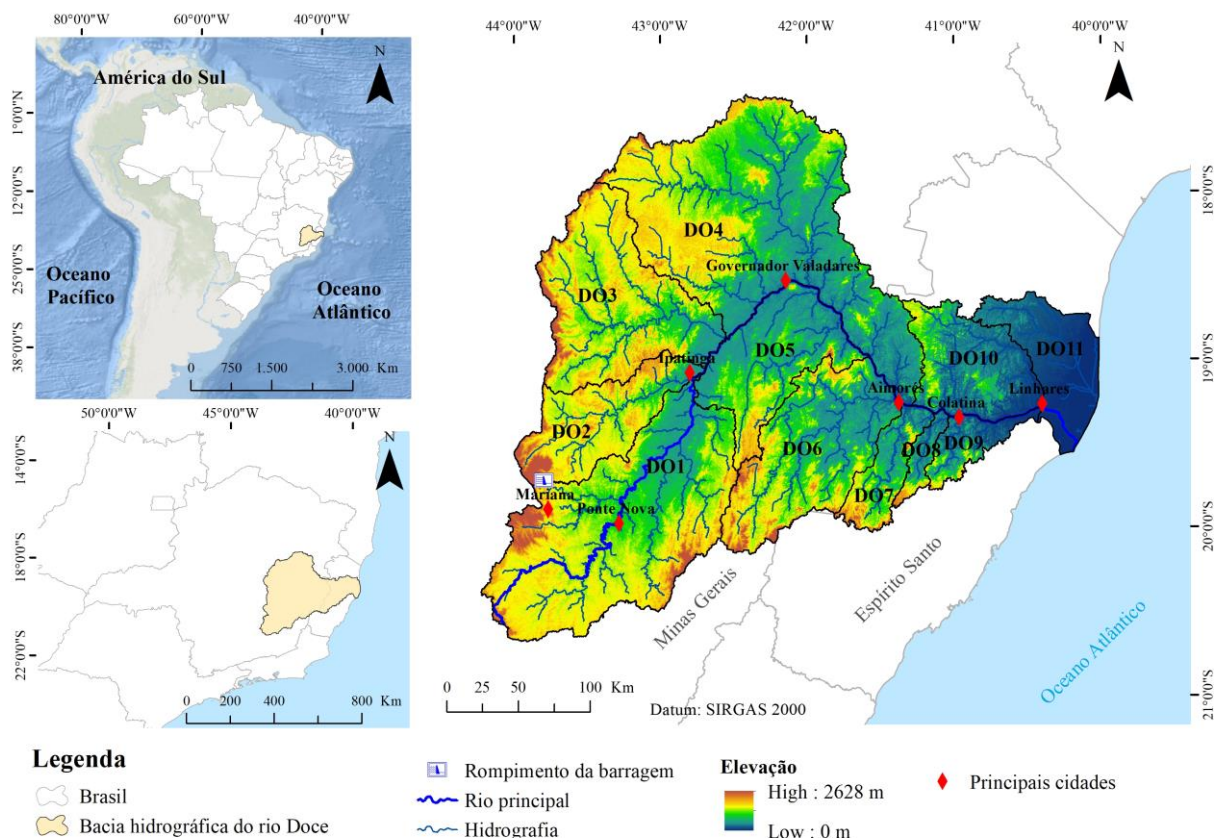


Figura 1.1. Localização da bacia hidrográfica do rio Doce, com destaque para o seu Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC), hidrografia, rio principal, UGRHs e algumas das principais cidades da bacia.

No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis Unidades de Gestão dos Recursos Hídricos (UGRHs), e no Espírito Santo atuam cinco Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs) (CBH-DOCE, 2016a), como apresentado na Tabela 1.1. As UGRHs que compõem a porção mineira da bacia do rio Doce são nomeadas de DO1 a DO5, e embora não haja esse mesmo tipo de nomenclatura para os CBHs localizados no estado do Espírito Santo, optou-se por realizar essas denominações (Tabela 1.1) para facilitar o entendimento da sua localização. Vale ressaltar que a área de estudo apresentada na Figura 1.1 não é composta

apenas por áreas de drenagens do rio Doce, ocorrendo a inserção de áreas incrementais e que estão associadas às UGRHs (ECOPLAN-LUME, 2010).

Tabela 1.1. Descrição das Unidades de Gestão dos Recursos Hídricos (UGRHs) da bacia hidrográfica do rio Doce

UGRHs	Denominação	Estado	Área de drenagem (km ²)
Piranga	DO1	MG	17578.1
Piracicaba	DO2	MG	5685.1
Santo Antônio	DO3	MG	10763.4
Suaçuí	DO4	MG	21563.1
Caratinga	DO5	MG	6682.0
Manhuaçu	DO6	MG	9194.7
Guandu*	DO7	ES	2470.7
Santa Joana*	DO8	ES	925.0
Santa Maria do Rio Doce*	DO9	ES	1794.9
Pontões e Lagoas do Rio Doce*	DO10	ES	5487.3
Barra Seca e Foz do Rio Doce*	DO11	ES	4663.2

*áreas localizadas no Espírito Santo e que também foram denominadas de UGRHs para facilitar o entendimento de sua localização no âmbito da bacia do rio Doce.

O rio Doce, principal rio da bacia, recebe este nome após a confluência dos rios Piranga e do Carmo, totalizando uma extensão de 879 km, com suas nascentes situadas nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço em Minas Gerais, e desague no oceano Atlântico, no povoado de Regência, no município de Linhares, Espírito Santo (ANA, 2016; ECOPLAN-LUME, 2010).

O relevo da bacia é classificado como ondulado, montanhoso e acidentado (CBH-DOCE, 2016a). Conforme a classificação de Köppen, os climas predominantes na área são: CWA – Subtropical úmido, com inverno seco e verão quente, CWB – Subtropical úmido, com inverno seco e verão temperado, e Aw – Tropical com inverno seco (ALVARES et al., 2013).

Historicamente, a bacia tem sofrido intensas mudanças no uso e cobertura da terra (RUDORFF et al., 2018). A vegetação original é composta por biomas altamente ameaçados pelas atividades agropecuárias, predominantemente pela Mata Atlântica, e em menor proporção pelo Cerrado (RIBEIRO et al., 2020). A vegetação natural da bacia foi gradativamente substituída por usos antrópicos, sendo que mais de 50% das áreas são usadas como pastos, com destaque também para a agricultura e mineração (ANA, 2016). Desta forma, o desmatamento indiscriminado e o manejo inadequado do solo tem propiciado a intensificação dos processos erosivos na região (ECOPLAN-LUME, 2010).

Além disso, em 2015, ocorreu um grande desastre ambiental na bacia do rio Doce decorrente do rompimento da barragem de resíduos de mineração de Fundão, no distrito de Bento Rodrigues (Figura 1.1). O rompimento gerou uma onda de lama que causou grandes danos ambientais e socioeconômicos, como a destruição de áreas de vegetação nativa, deposição de rejeitos nas margens dos rios, contaminação das águas por rejeitos de minérios, danos ao ecossistema e a morte de pessoas e animais, antes de atingir ao Oceano Atlântico (CARMO et al., 2017; RUDORFF et al., 2018).

1.2.2. Metodologia, obtenção e processamento dos dados

Para avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce utilizou-se a interação entre fatores naturais das áreas e fatores associados às atividades antrópicas, com o auxílio de Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA), como pode ser visualizado pelo fluxograma metodológico mostrado na Figura 1.2. Uma descrição mais detalhada das demais etapas é apresentada nos itens a seguir.

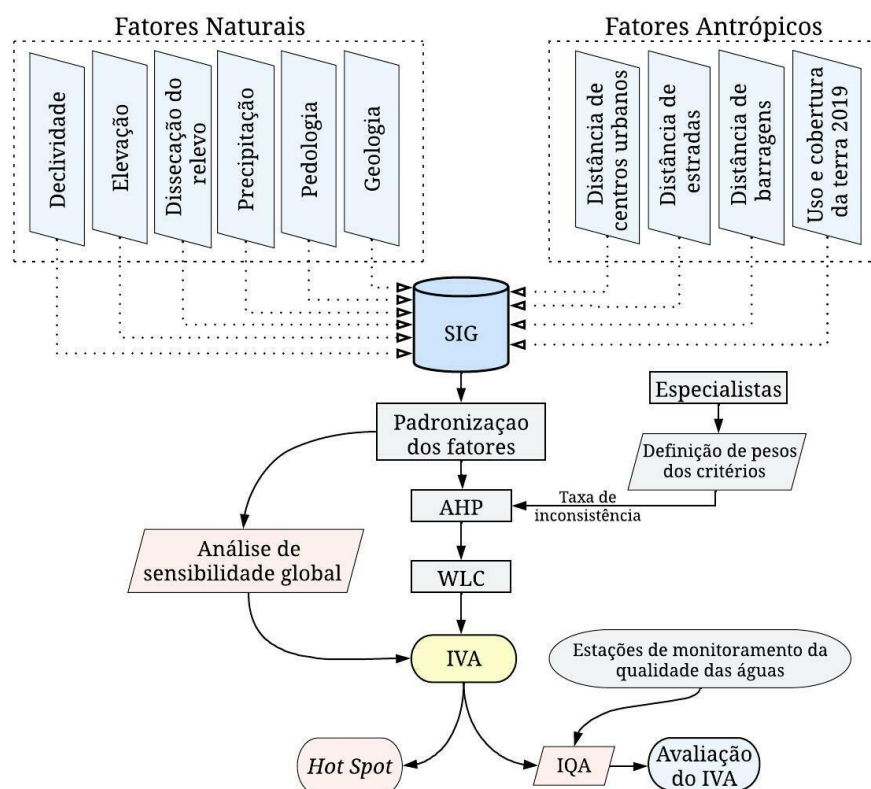


Figura 1.2. Fluxograma da metodologia utilizada para avaliação da vulnerabilidade ambiental na bacia do rio Doce. Siglas: SIG: Sistema de Informações Geográficas; AHP: Análise Hierárquica de Processos; WLC: Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination*); IVA: Índice de Vulnerabilidade Ambiental; IQA: Índice de Qualidade das Águas.

Foram utilizados seis fatores naturais da área (declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia e geologia); e quatro fatores associados a atividades antrópicas (distância de centros urbanos, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o mapeamento do uso e cobertura da terra) para caracterizar a vulnerabilidade ambiental da bacia do rio Doce.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi obtido do projeto *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), disponibilizado na Plataforma Google Earth Engine – GEE (GEE, 2019), com resolução espacial de 30 m. Os dados de declividade foram gerados a partir do Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC) da bacia hidrográfica do rio Doce, com auxílio do software ArcGIS 10.5/ArcMap®.

Os dados de altitude foram utilizados para determinar a dissecação do relevo da área de estudo. A avaliação morfométrica do relevo, em que se analisa o grau de entalhe dos vales (eixo y) e a dimensão interfluvial média (eixo x), foi baseada na metodologia de automação do índice de dissecação do relevo desenvolvida por Guimarães et al. (2017). O resultado da soma destes dois arquivos *rasters* (grau de entalhe dos vales e dimensão interfluvial média), reclassificados conforme proposta de Guimarães et al. (2017), possibilitou determinar a vulnerabilidade da dissecação do relevo em cinco classes (Apêndice A e Anexo A).

Os dados históricos de precipitação foram obtidos do Portal Hidroweb da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2019). Foram selecionadas 135 estações inseridas ou localizadas no entorno da bacia do rio Doce, que contemplavam o período base de outubro de 1990 a setembro de 2019 e possuíam menos de 5% de falhas em seus registros. Esse período-base foi adotado por representar a condição pluviométrica dos anos mais recentes da bacia, considerando os meses de outubro e setembro como início e término do ano hidrológico na área de estudo, respectivamente (JESUS et al., 2020; FERREIRA et al., 2021a). A localização geográfica, código e os valores de precipitação média anual de cada estação pluviométrica estão disponíveis no Apêndice B.

Empregou-se o método geoestatístico de Krigagem Ordinária (OK) para especializar os dados de precipitação média anual (mm) para a bacia hidrográfica do rio Doce. Trata-se de um estimador linear, não enviesado e com variância mínima (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989), comumente utilizado em estudos hidrológicos (LIBERTINO et al., 2018; WOLFF; DUARTE; FERNANDES, 2020; YANG et al., 2020; KATIPOGLU; ACAR; ŞENOCAK, 2021). A OK foi realizada utilizando o módulo *Geostatistical Analyst* do software ArcGIS 10.5/ArcMap®, no qual testou-se o ajuste do semivariograma usando os modelos exponencial, esférico e gaussiano. O modelo esférico foi selecionado por apresentar menor raiz do erro médio quadrático

(RMSE) dentre os demais, como pode ser verificado pelas métricas de desempenho dos modelos de ajuste do semivariograma apresentadas no Apêndice C.

As informações vetoriais de pedologia (IBGE, 2019a) e de geologia (IBGE, 2019b) foram extraídas para a área de estudo do mapeamento elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:250:000.

O uso e cobertura da terra foi obtido do Projeto MapBiomias, que disponibiliza o mapeamento desta informação para todo o Brasil com resolução espacial de 30 m, do período de 1985 a 2020, coleção 6.0 (MAPBIOMAS, 2021a). Foi utilizado o mapeamento referente ao ano de 2019 na determinação da vulnerabilidade ambiental da área de estudo para que fosse compatível com a disponibilidade de outras informações. O uso e cobertura da terra foi obtido pela plataforma do GEE, que inclui nesse mapeamento a avaliação de qualidade de pastagens disponibilizada pelo MapBiomias, versão 1.1.0 (MAPBIOMAS, 2021b), também com resolução espacial de 30 m. Esse recurso concede o mapeamento das pastagens do território brasileiro classificadas em: degradação severa, degradação moderada e sem degradação.

Além da variável antrópica de uso e cobertura da terra, foram obtidas as distâncias euclidianas de infraestruturas urbana, estradas e barragens de mineração. Essas informações foram geradas no software de geoprocessamento Idrisi Selva® 17 (EASTMAN, 2012), respectivamente, a partir das áreas de infraestrutura urbana extraídas do mapa de uso e cobertura da terra referente ao ano de 2019 (MAPBIOMAS, 2021a), dados cartográficos de estradas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019c) e do Cadastro Nacional de Barragens de Mineração da Agência Nacional de Mineração (ANM, 2021).

Neste estudo foram consideradas apenas as barragens pertencentes às classes A, B e C (Apêndice D), sendo que essa classificação relaciona tanto a categoria de risco quanto o dano potencial associado, como pode ser observado no ANEXO B. De acordo a ANM (2020), a categoria de risco considera aspectos como características técnicas, estado de conservação e planos de segurança de barragens. Já o dano potencial está relacionado aos danos às vidas humanas, como também aos impactos ambientais e socioeconômicos causados por um rompimento ou vazamento em barragens. Assim, considerando que as áreas mais afetadas seriam as localizadas a jusante das barragens de mineração, associou-se as distâncias euclidianas aos *buffers* da hidrografia a jusante, para avaliar a vulnerabilidade relacionada às barragens de mineração.

1.2.3. Padronização dos critérios

Para processar os dados e estabelecer comparações, é necessário que os dados estejam em uma mesma escala (ALVARADO et al., 2016; MIHI; BENARFA; ARAR, 2020). Os dados contínuos, como declividade, altitude, precipitação, distância de barragens, distância de centros urbanos e estradas, foram padronizados em uma escala contínua de 0 a 255, utilizando a função *linear fuzzy*, como utilizado por Magalhães et al. (2020), Figura 1.3.

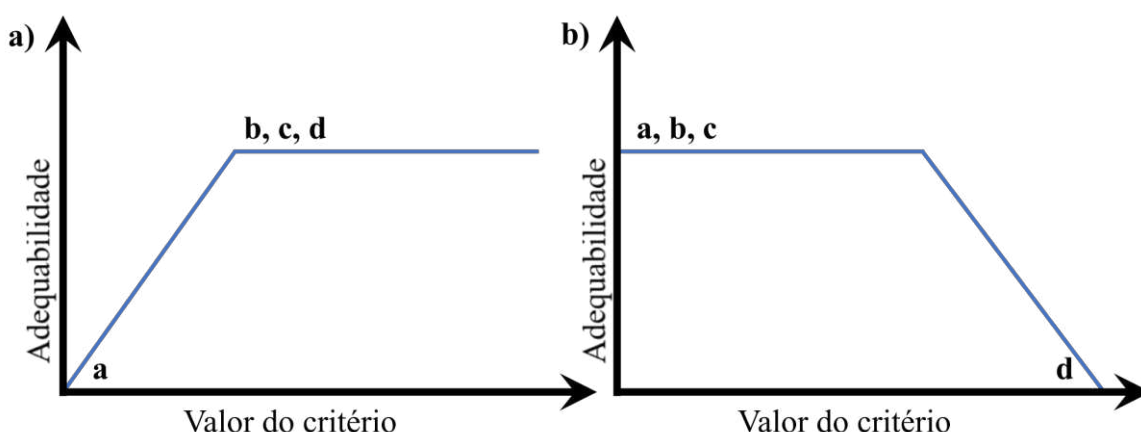


Figura 1.3. Função Fuzzy linear: a) crescente; b) decrescente.

Na função crescente da lógica fuzzy, considera-se o incremento da adequabilidade, ou seja, da vulnerabilidade ambiental, quanto mais próximos dos pontos “b”, “c” e “d”. Por outro lado, na função decrescente há a redução da adequabilidade quanto mais próximo de “d”. Na Tabela 1.2, apresenta-se os pontos de controle utilizados para cada critério contínuo do estudo.

Tabela 1.2. Pontos de controle das funções fuzzy para as variáveis contínuas

Variáveis	Função Fuzzy	Pontos de controle			
		a	b	c	d
Declividade (%)	Linear crescente	0	45	45	45
Altitude (m)	Linear crescente	0	1800	1800	1800
Precipitação (mm)	Linear crescente	0	Máx.	Máx.	Máx.
Proximidade de barragens de mineração (km)	Linear decrescente	10	10	10	Máx.
Proximidades de estradas (km)	Linear decrescente	0	0	0	0.5
Proximidades de centros urbanos (km)	Linear decrescente	0	0	0	Máx.

Conforme classificação do relevo adotada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2018), declividades entre 45-75% estão relacionadas a terrenos montanhosos, e superiores a 75% a áreas escarpadas. Desta forma, considerou-se na definição dos critérios fuzzy, que as áreas com declividades superiores a 45% seriam consideradas de máxima vulnerabilidade. Para o critério altitude, associou-se a máxima vulnerabilidade para altitudes superiores a 1.800 metros, tendo em vista que o atual Código Florestal Brasileiro - Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) determina que áreas com altitudes superiores a esta são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP).

Considerando que a chuva tem sido descrita com um dos principais fatores que contribui com a erosão hídrica do solo em trabalhos que abordam a temática de vulnerabilidade ambiental, a incorporação deste fator tem sido frequentemente realizada pela avaliação da precipitação média anual (ZOU; YOSHINO, 2017; ZHAO et al., 2018; SAHOO et al., 2019). Assim, quanto maior o volume precipitado, maior a vulnerabilidade.

Em relação a variável proximidade de barragens de mineração, levou-se em consideração a Zona de Autossalvamento (ZAS) descrita pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) na Portaria nº 70.389/2017 (DNPM, 2017). Desta forma, a região a jusante da barragem de mineração em até 10 km, delimitada pela rede de drenagem, é considerada de máxima vulnerabilidade, sendo que após essa distância a vulnerabilidade decai gradativamente.

Para a proximidade de estradas, estabeleceu-se que a vulnerabilidade decai à medida que se distancia destes locais, até atingir a distância de 500 metros de cada lado das estradas. De acordo com Mansour et al. (2021), a construção de estradas pode acentuar a ocorrência de deslizamentos de terra, induzido pelo aumento artificial da inclinação da área pelos taludes. Além disso, as estradas reduzem a infiltração da água e aumentam o escoamento superficial, elevando o potencial de provocar o desprendimento e transporte de solo, podendo propiciar a formação de sulcos e voçorocas em áreas adjacentes e até danificar o leito da própria estrada, no caso de estradas não pavimentadas (PRUSKI, 2009).

O critério proximidade de centros urbanos também foi padronizado de forma semelhante, ou seja, quanto mais próximo de áreas urbanas maior a vulnerabilidade. A expansão das áreas urbanas é marcada pela supressão de áreas vegetadas de forma desordenada e, muitas vezes, pela impermeabilização da superfície do solo, propiciando incrementos expressivos no escoamento superficial, maiores vazões de pico, maior transporte de sedimentos para os corpos d' água e reduções na qualidade da água (POLETO et al., 2009; KONG et al., 2017; RODRIGUES et al., 2019).

Os dados categóricos dissecação do relevo, pedologia, geologia e uso e cobertura da terra foram padronizados em 5 níveis de vulnerabilidade, conforme especificado na Tabela 1.3, sendo igualmente padronizados na escala de 0 a 255. Desta forma, a classe de vulnerabilidade alta apresenta valor de adequabilidade próxima a 255, enquanto a vulnerabilidade muito baixa apresenta valor próximo a zero.

Tabela 1.3. Níveis hierárquicos de vulnerabilidade ambiental para as variáveis categóricas pedologia, geologia, uso e cobertura da terra e para dissecação do relevo

Fatores	Classe	Vulnerabilidade
Pedologia	Latossolo vermelho e latossolo vermelho amarelo de textura argilosa, gleissolo	Muito baixa
	Latossolo amarelo e latossolo vermelho amarelo de textura média/argilosa	Baixa
	Argissolo, luvisolo, nitossolo, espodossolo	Média
	Cambissolo	Alta
	Neossolo, afloramento rochoso, área urbana	Muito alta
	Corpos de água	Nula
Geologia	Quartzito, granito, granodiorito, granulitos, gnaisses	Muito baixa
	Diorito, basalto, gabro, quartzo, muscovita, biotita, clorita xisto	Baixa
	Anfibolito, filito, metassilito, ardósia	Média
	Mármore, arenito quartzosos	Alta
	Siltitos, argilitos, calcários, dolomitos, evaporitos, sedimentos inconsolidados	Muito alta
	Corpos de água	Nula
Dissecação do Relevo	Classe 1	Muito baixa
	Classe 2	Baixa
	Classe 3	Média
	Classe 4	Alta
	Classe 5	Muito alta
Uso e cobertura da terra	Floresta Natural	Muito baixa
	Floresta plantada, formação natural não florestal	Baixa
	Agricultura permanente, pastagem conservada	Média
	Agricultura temporária, mosaico agricultura e pastagem, pastagem moderadamente degradada	Alta
	Área não vegetada, pastagem severamente degradada, infraestrutura urbana, mineração, afloramento rochoso	Muito alta
	Corpos de água	Nula

Os dados de pedologia foram reclassificados conforme Ross (1994) e Crepani et al. (2001), baseando-se em características como erodibilidade, textura, estrutura, coesão das

partículas e profundidade dos horizontes de cada tipo de solo. Para o critério geologia, avaliou-se os principais litotipos presentes em cada unidade geológica da bacia hidrográfica do rio Doce, categorizando-os conforme os pressupostos de Crepani et al. (2001), como utilizado por Campos (2021) e Macedo et al.(2018).

A dissecação do relevo foi avaliada de acordo com a metodologia descrita por Guimarães et al. (2017), apresentada anteriormente (Anexo A). Desta forma, as classes de dissecação do relevo 4 e 5 estão associadas a vales encaixados e profundos, determinando maior vulnerabilidade.

Os diferentes usos e coberturas da terra foram classificados conforme o grau de proteção determinado pela cobertura vegetal, tendo em vista que as áreas com cobertura vegetal reduzida ou ausente são mais vulneráveis do que as áreas com vegetação densa (NGUYEN; LIOU, 2019).

A vegetação aumenta a interceptação da água da chuva; amortece o impacto da gota de chuva; diminui a desagregação, obstrução dos poros e selamento superficial do solo; e reduz a velocidade de escoamento pelo incremento da rugosidade do solo (PRUSKI, 2009). Além das alterações nas propriedades dos solos, a cobertura vegetal reflete nos parâmetros de qualidade das águas; no desenvolvimento de comunidades microbiológicas e na diversidade de espécies; amortecimento das flutuações de temperatura do macroclima; mudanças significativas nos regime de vazões, propiciando também diversos outros benefícios ao ambiente (GUZHA et al., 2018; MELLO et al., 2018; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; LOMBAERDE et al., 2022).

Por outro lado, alterações antrópicas no uso da terra, como desmatamento, mineração e práticas agrícolas inadequadas podem acelerar os processos erosivos (LIU et al., 2020). As pastagens da bacia hidrográfica do rio Doce, em sua maioria degradadas (ECOPLAN-LUME, 2010; FERREIRA, 2016), foram diferenciadas conforme o grau de degradação identificado pelo Projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2021b).

Já as áreas urbanas constituem uma representação do desenvolvimento antropogênico, e determinam impactos sobre o ambiente de diversas formas, como pela poluição atmosférica, queima de combustíveis fósseis, disposição inadequada de resíduos sólidos e degradação da qualidade das águas pelo lançamento de efluentes (JABBAR; GROTE; TUCKER, 2019; NGUYEN; LIOU, 2019; KAMRAN et al., 2021). Desta forma, representam um dos usos e cobertura da terra que determinam vulnerabilidade muito alta. Por outro lado, os corpos d'água foram associadas à vulnerabilidade nula, conforme Cruz et al.(2017).

1.2.5. Índice de vulnerabilidade ambiental (IVA)

Para o desenvolvimento do IVA foi necessário realizar, primeiramente, a comparação pareada entre as variáveis pela Análise Hierárquica de Processos (AHP), conforme proposto por Saaty (1980). Largamente utilizado em estudos ambientais (NGUYEN et al., 2016; SAHOO; DHAR; KAR, 2016; MACEDO et al., 2018), esse tipo de método permite hierarquizar as variáveis em função da sua importância relativa e atribuir pesos às mesmas.

A determinação do grau de importância entre as variáveis foi realizada por meio de consulta a dez especialistas, profissionais com vasta experiência na conservação dos recursos naturais em bacias hidrográficas. A formação acadêmica dos especialistas consultados é apresentada no Apêndice E. Foram solicitados a estes a classificação das variáveis utilizando a escala de Saaty (Tabela 1.4), conforme suas concepções de importância entre os fatores avaliados.

Tabela 1.4. Escala de Saaty visando a classificação das variáveis de acordo com seu grau de importância

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extremamente	Bastante	Muito	Pouco	Igual	Pouco	Muito	Bastante	Extremamente
Menos importante					Mais importante			

Após a realização das comparações pareadas por cada especialista, os pesos dos julgamentos individuais foram agregados para o grupo por média geométrica, de acordo com a Equação 1.1 (SAATY, 1989), conforme também empregado por Ali et al. (2020) e Luu et al. (2018). Segundo Sutadian et al. (2017), a média geométrica é mais consistente em relação à média aritmética, uma vez que esta tende a superestimar os pesos na agregação. Posteriormente, os valores obtidos foram padronizados para que o somatório dos pesos finais dos critérios fosse um.

$$a = [a_1 \times a_2 \times \dots \times a_N]^{1/N} \quad (1.1)$$

Onde: a é a média geométrica dos julgamentos para a variável a ; N é o número de especialistas; $a_1 \dots a_N$ são os julgamentos dos especialistas de 1 a N .

A AHP foi procedida da aplicação da Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC), ambas realizadas empregando o software Idrisi Selva® 17, que possibilita um processamento robusto e módulos que contribuem para a análise de decisão (EASTMAN,

2012; LORENTZ et al., 2016; AIRES et al., 2018). Além disso, o software permite verificar a consistência gerada na comparação pareada, na qual o valor da relação de consistência (CR - Consistency Ratio) deve ser menor que 0,1 e valores superiores indicam que o julgamento realizado na comparação pareada deve ser revisto (SAATY, 1980).

A Combinação Linear Ponderada (WLC) é uma técnica que possibilita a agregação dos fatores utilizados na análise, combinando-os aos pesos correspondentes por meio de média ponderada (EASTMAN, 2012), resultando no mapeamento da vulnerabilidade ambiental para a área de estudo. Desta forma, o índice de vulnerabilidade ambiental (IVA) foi dado pelo somatório das variáveis (a_i), ponderadas pelo peso que lhes é atribuída pela importância (w_j), conforme Equação 1.2:

$$IVA = \sum a_i w_j \quad (1.2)$$

Ao finalizar a análise multicritério, o mapa de vulnerabilidade ambiental obtido foi reclassificado pela distribuição *natural break*, como utilizado por Zou e Yoshino (2017). Este procedimento permite agrupar em uma mesma classe valores semelhantes e ampliar as diferenças entre as classes (APAN, 1997), determinando os diferentes níveis de vulnerabilidade ambiental da área: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

Posteriormente, utilizou-se a ferramenta *Zonal Statistics as Table* do software ArcGIS 10.5/ArcMap® para computar a vulnerabilidade média em cada classe de uso e cobertura da terra da área de estudo, como também em cada uma das 11 UGRHs da bacia do rio Doce.

1.2.6. Análise *Hot Spot*

Utilizou-se a ferramenta *Hot Spot Analysis*, disponível no software ArcGIS 10.5/ArcMap®, para compreender o agrupamento da vulnerabilidade ambiental obtida, analisando os municípios localizados na bacia do rio Doce com maiores (*hot spot*) e menores (*cold spot*) valores de IVA, de acordo com a estatística Getis-Ord G_i^* (GETIS; ORD, 2010). Esse tipo de análise espacial é realizada em relação às observações vizinhas e, desta forma, um valor alto ou baixo não implica, necessariamente, um *hot spot* ou um *cold spot*, mas sim que o local deve ser cercado por observações com valores altos ou valores baixos (MOONGA et al., 2022).

Para a análise foi utilizado um arquivo *shapefile* de municípios localizados na bacia hidrográfica do rio Doce contendo em sua tabela de atributos os valores de vulnerabilidade

ambiental mais recorrentes na área, gerado pela ferramenta *Raster Analysis Zonal statistics* do software Qgis versão 3.10.8. Na ferramenta *Hot Spot Analysis* definiu-se o relacionamento espacial *Contiguity Edges Corners*, para que seja incluída na análise polígonos que compartilham um limite ou apenas um nó, como utilizado por Mondal (2020).

1.2.7. Avaliação do IVA

Para avaliar o índice de vulnerabilidade ambiental (IVA) obtido utilizou-se dados de Índice de Qualidade das Águas (IQA). Esse índice, utilizado globalmente, possibilita representar a qualidade das águas por nove parâmetros considerados representativos: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, nitratos, fósforo total, turbidez e sólidos totais (IGAM, 2021). Seu valor varia de 0 a 100, e pode ser interpretado como: excelente ($90 < IQA \leq 100$), bom ($70 < IQA \leq 90$), médio ($50 < IQA \leq 70$), ruim ($25 < IQA \leq 50$) e muito ruim ($IQA \leq 25$) (IGAM, 2021).

Selecionou-se dados de 76 estações de qualidade das águas disponibilizadas pelo Portal Infohidro (IGAM, 2020) e pela Agência Estadual de Recurso Hídricos (AGERH, 2020), relativos aos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, respectivamente, e referentes aos anos hidrológicos de 2018 e 2019. Como o valor médio de IQA para os dois anos hidrológicos avaliados na região de estudo não abrangia todas as classes, neste estudo verificou-se o IVA associado a estações com $IQA \leq 70$ e $IQA > 70$, indicando, respectivamente, qualidade ruim/regular e ótima/excelente.

1.2.8. Análise de sensibilidade global (ASG)

A análise de sensibilidade visa quantificar a importância dos fatores de entrada no valor de saída do modelo (SALTELLI, 2002). Neste estudo, a ASG foi utilizada por possibilitar, também, avaliar os efeitos causados quando todas as variáveis são alteradas de forma simultânea, permitindo abranger todo o espaço de soluções do modelo para um determinado intervalo de variáveis de entrada (PINEDA ROJAS; BIKIEL, 2019). Esse tipo de análise é recomendada para modelos não lineares e que apresentam interações entre as variáveis, tratando-se de uma metodologia complexa, que requer alto requisito computacional para realizar as simulações a fim de investigar variações no resultado do modelo atribuídas a várias

fontes de incerteza (BRITO; ALMORADIE; EVERS, 2019; SALTELLI et al., 2019; D'ANDREA et al., 2020).

No presente estudo foi utilizado o método de Sobol (SOBOL, 1993, 2001; SALTELLI, 2002), que compreende uma ASG baseada na variância. Para cálculo do índice de Sobol foi utilizado o procedimento proposto por Saltelli (2002), implementado no pacote “sensitivity” do software R (IOOSS et al., 2021). Foram assumidas funções de densidade de probabilidade para cada variável do estudo baseadas em informações de média e desvio padrão, e de probabilidade em caso de dados discretos; e gerados 10 mil números aleatórios por variável.

Ademais, considerou-se variações de $\pm 60\%$ dos pesos de referência propostos pelos especialistas para avaliar a incerteza associada aos pesos, utilizando amostragem aleatória uniforme. Variações de pesos semelhantes foram adotadas por Gómez-Delgado e Tarantola (2007). Adotou-se esse nível de variação para que algumas variáveis não apresentassem peso praticamente nulo. Assim, gerou-se pesos aleatórios para cada variável e, em seguida, garantir-se que a soma dos pesos de todas as variáveis resulte em um, como utilizado por Baležentis e Streimikiene (2017).

O índice de sensibilidade de primeira ordem, ou seja, que representa a influência direta do parâmetro x_i na saída do modelo, é dado pela Equação 1.3 (SALTELLI et al., 2008):

$$Si = \frac{V[E(y | x_i)]}{V(y)} \quad (1.3)$$

Em que: Si é o índice de sensibilidade de primeira ordem; $V[E(y | x_i)]$ é a variância esperada do fator x_i ; e $V(y)$ é a variância total da saída do modelo.

Já o índice de sensibilidade total (efeito total), que representa uma medida de influência geral do parâmetro i , incluindo interações com outros parâmetros, é dado pela Equação 1.4 (SALTELLI, 2002):

$$ST_i = \frac{V(y) - V[E(y | x_{\sim i})]}{V(y)} = 1 - \frac{V[E(y | x_{\sim i})]}{V(y)} \quad (1.4)$$

Em que: ST_i é o índice de sensibilidade total; e $V[E(y | x_{\sim i})]$ é a variância esperada ao considerar todos os termos que incluam o total efeito fator x_i .

O número total de execuções desse modelo foi de 120 mil, tendo em vista que o número de simulações é dado pela Equação 1.5 (SALTELLI, 2002; IOOSS et al., 2021):

$$N_{Sobol} = (K + 2)N \quad (1.5)$$

Em que: N_{Sobol} é o número de simulações do modelo; K é o número de parâmetros e N é o tamanho da amostra.

No presente estudo de avaliação do IVA da bacia hidrográfica do rio doce utilizou-se 10 parâmetros de entrada (6 fatores naturais e 4 antrópicos), e o tamanho da amostra considerada foi de 10.000, conforme empregado por Uliana et al. (2019) e Batiot et al. (2016).

1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1.4 observa-se os fatores padronizados na escala de 0 a 255 utilizados para determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce. Verificou-se que a região de estudo possui declividade elevada, com 46% da área da bacia com relevo forte ondulado (20-45%) e 13% montanhoso a escarpado (>45%) (Figura 1.4a), conforme classificação da Embrapa (2018). As maiores altitudes estão, predominantemente, nas cabeceiras e as menores na região de Barra Seca e foz do rio Doce (Figura 1.4b). A dissecação do relevo apresenta distribuição espacial semelhante à da declividade, com 43% da área de estudo possuindo vulnerabilidade alta quanto a este critério (Figura 1.4c).

As áreas mais vulneráveis quanto à precipitação média anual localizam-se na região sudoeste da bacia, onde o volume precipitado é maior; a vulnerabilidade reduz na região central e eleva novamente próximo à foz da bacia junto ao oceano atlântico (Figura 1.4d). No fator pedologia, 11% da bacia foi determinada como de vulnerabilidades alta e muito alta, composta por cambissolos e neossolos; e 42% como de vulnerabilidade média, principalmente constituída por argissolos (Figura 1.4e). Em relação à geologia, predominam litotipos mais estáveis que determinam vulnerabilidade muito baixa (79%), principalmente granito, gnaises e quartizito. As áreas de vulnerabilidade geológica alta e muito alta totalizam 7%, e são compostas, em geral, por rochas sedimentares, argilitos, siltitos e sedimentos inconsolidados (Figura 1.4f).

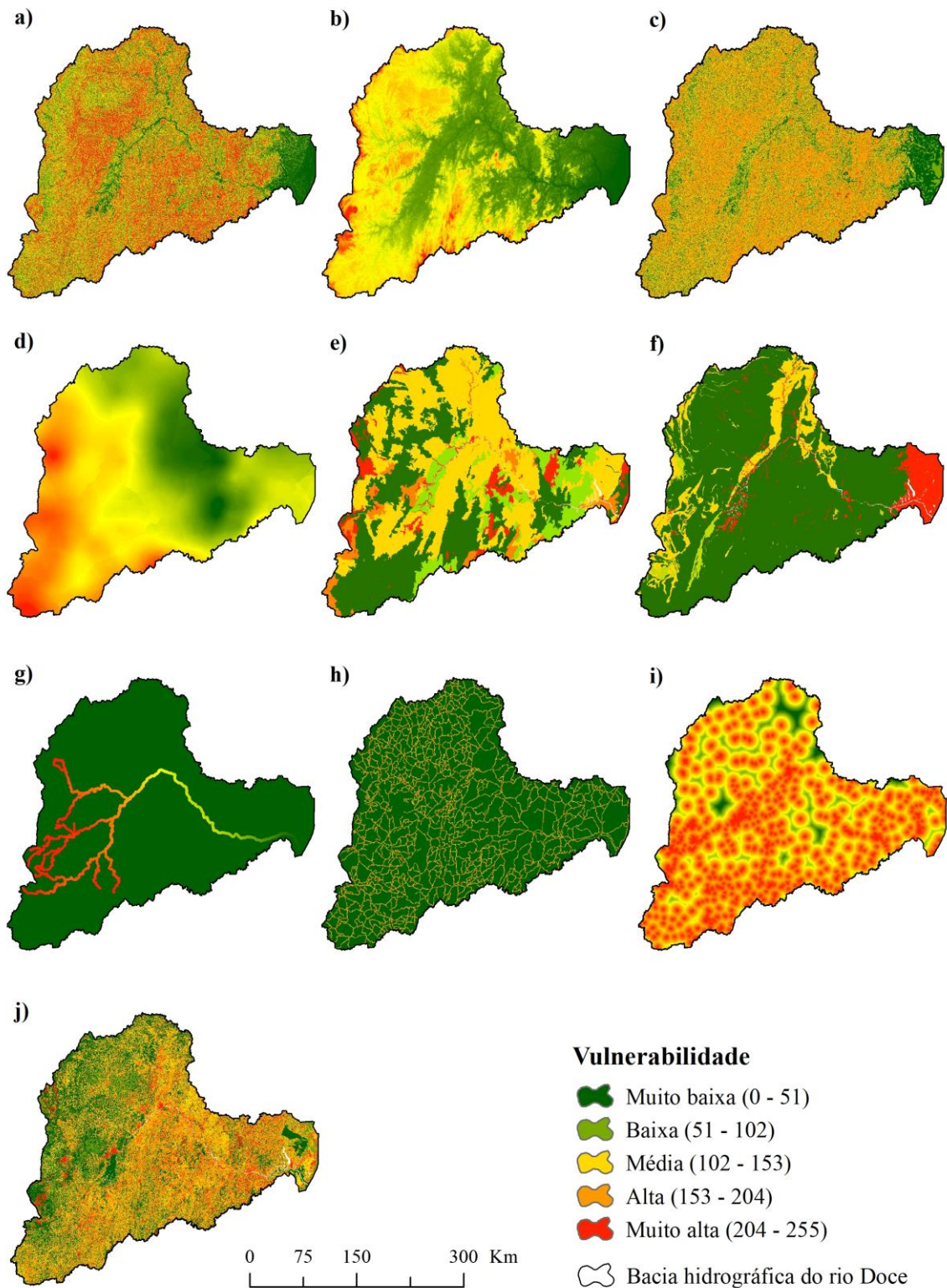


Figura 1.4. Fatores padronizados utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce: a) declividade; b) altitude; c) dissecação do relevo; d) precipitação; e) pedologia; f) geologia; g) distância de barragens de mineração; h) distância de estradas; i) distância de centros urbanos; e j) uso de cobertura da terra no ano de 2019.

Verificou-se, ainda, que 53 barragens de mineração localizadas na bacia hidrográfica do rio Doce são consideradas como de classes A, B ou C (Apêndice D), classificação que relaciona tanto a categoria de risco quanto o dano potencial associado (ANEXO B). Em sua totalidade estão localizadas na porção mineira da bacia e concentradas nas UGRHs Piranga (DO1), Piracicaba (DO2) e Santo Antônio (DO3), que apresentam, portanto, maior vulnerabilidade quanto a este fator quando comparadas com as UGRHs localizadas a jusante destas barragens (Figura 1.4g).

A malha de estradas possui extensão total de cerca de 20.000 Km e distribuição por toda a bacia e, no entanto, apenas condicionam maior vulnerabilidade para as áreas mais próximas as estradas (Figura 1.4h). Os centros urbanos e a população estão dispostas de forma heterogênea na área de estudo, apresentando regiões com baixa densidade populacional e outras cidades altamente populosas (ECOPLAN-LUME, 2010). Já as áreas com maior vulnerabilidade quanto ao fator proximidade de centros urbanos estão concentradas, principalmente, na região central e sudoeste da bacia (Figura 1.4i).

Por fim, quanto a vulnerabilidade do uso e cobertura da terra para o ano de 2019, verificou-se que 43% da área de estudo apresenta vulnerabilidade alta a muito alta, sendo que 93% destas áreas foram identificadas como ocupadas por mosaico agricultura e pecuária, pastagens moderadamente e severamente degradadas. As áreas menos vulneráveis estão localizadas, predominantemente, na porção noroeste da bacia compostas, em geral, por florestas naturais.

Os resultados obtidos pela AHP na ponderação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce pelos especialistas são apresentados na Tabela 1.5. Verifica-se que os valores de CR obtidos nas matrizes de comparações pareadas foram inferiores a 0,1 para todos os especialistas, indicando boa consistência nas avaliações (SAATY, 1980).

Tabela 1.5. Agregação dos julgamentos dos especialistas e peso dos critérios utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce

Critérios	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10	Média geométrica	Peso (média geométrica padronizada)
Precipitação	0,1518	0,0246	0,1967	0,2094	0,1770	0,2959	0,2401	0,0377	0,1073	0,0496	0,1145	0,1367
Declividade	0,0541	0,0589	0,1967	0,2094	0,1770	0,1447	0,1137	0,0377	0,0402	0,2388	0,1033	0,1233
Altitude	0,1518	0,0589	0,0189	0,0512	0,1770	0,0167	0,0155	0,0194	0,0402	0,0151	0,0369	0,0440
IDR	0,1518	0,0589	0,0802	0,1014	0,0764	0,0643	0,1137	0,0377	0,0402	0,0496	0,0706	0,0842
Pedologia	0,0541	0,0589	0,0802	0,0512	0,0209	0,1447	0,0272	0,0876	0,1073	0,0496	0,0589	0,0703
Geologia	0,0248	0,0589	0,0350	0,0259	0,0209	0,0643	0,0272	0,2015	0,1073	0,0254	0,0439	0,0524
Uso da terra	0,1518	0,1566	0,1967	0,2094	0,1770	0,1447	0,2401	0,2015	0,2385	0,2388	0,1923	0,2295
Dist. Centros urbanos	0,0541	0,1566	0,0802	0,0259	0,0764	0,0301	0,1137	0,2015	0,0402	0,111	0,0727	0,0868
Dist. Estradas	0,0541	0,0589	0,0350	0,0149	0,0764	0,0301	0,0545	0,0876	0,0402	0,111	0,0491	0,0586
Dist. Barragens mineração	0,1518	0,3091	0,0802	0,1014	0,0209	0,0643	0,0545	0,0876	0,2385	0,111	0,0958	0,1143
CR	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,01	0,03	-	-
Soma	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,84	1,00

Pela definição dos pesos finais, ou seja, julgamentos individuais agregados por média geométrica e padronizados, verificou-se que o uso da terra foi considerado pelos especialistas o fator com maior peso na análise de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce (0,2295), seguido pelos fatores precipitação (0,1367) e declividade (0,1233). Por outro lado, os especialistas consideram a altitude (0,0440), geologia (0,0524) e distância de estradas (0,0586) como os fatores que detêm menores peso na análise.

Outros estudos de análise ambiental com apoio em decisão multicritério também apontam a associação com o uso e cobertura da terra como o fator mais relevante, e que recebeu o maior peso na análise (JABBAR; GROTE; TUCKER, 2019; NGUYEN; LIOU, 2019; CAMPOS et al., 2021; FRANÇA et al., 2022). De acordo com Furlan et al. (2011), neste tipo de estudo, o uso e a cobertura da terra é considerado um dos parâmetros mais importantes por melhor representar as pressões antrópicas de um ambiente. Por outro lado, fatores como pedologia e geologia impactam de modo constante o meio ambiente.

A bacia hidrográfica do rio Doce, além de historicamente ter sofrido processos de degradação associados à remoção indiscriminada da cobertura vegetal natural e, ainda hoje, pelo manejo insustentável do solo, está sujeita constantemente aos efeitos dos eventos de cheias e secas (LYRA; RIGO, 2019). Enfatiza-se, também, a declividade acentuada da bacia que propicia a ocorrência de processos erosivos (ECOPLAN-LUME, 2010). Portanto, os pesos atribuídos pelos especialistas são consistentes com a realidade da área de estudo.

A Figura 1.5 apresenta o mapeamento de vulnerabilidade ambiental reclassificado em cinco níveis de vulnerabilidade, obtidos pela agregação dos critérios e seus respectivos pesos. Nota-se que as áreas menos vulneráveis estão localizadas, principalmente, nas regiões norte e noroeste da bacia, o que coincide com as áreas com menor vulnerabilidade quanto ao fator uso e cobertura da terra, em função da maior cobertura de vegetação natural. Adicionalmente, verifica-se as áreas próximas a foz da bacia (DO11), região que apresenta menores valores de vulnerabilidade quanto aos critérios topográficos: declividade, altitude e dissecação do relevo.

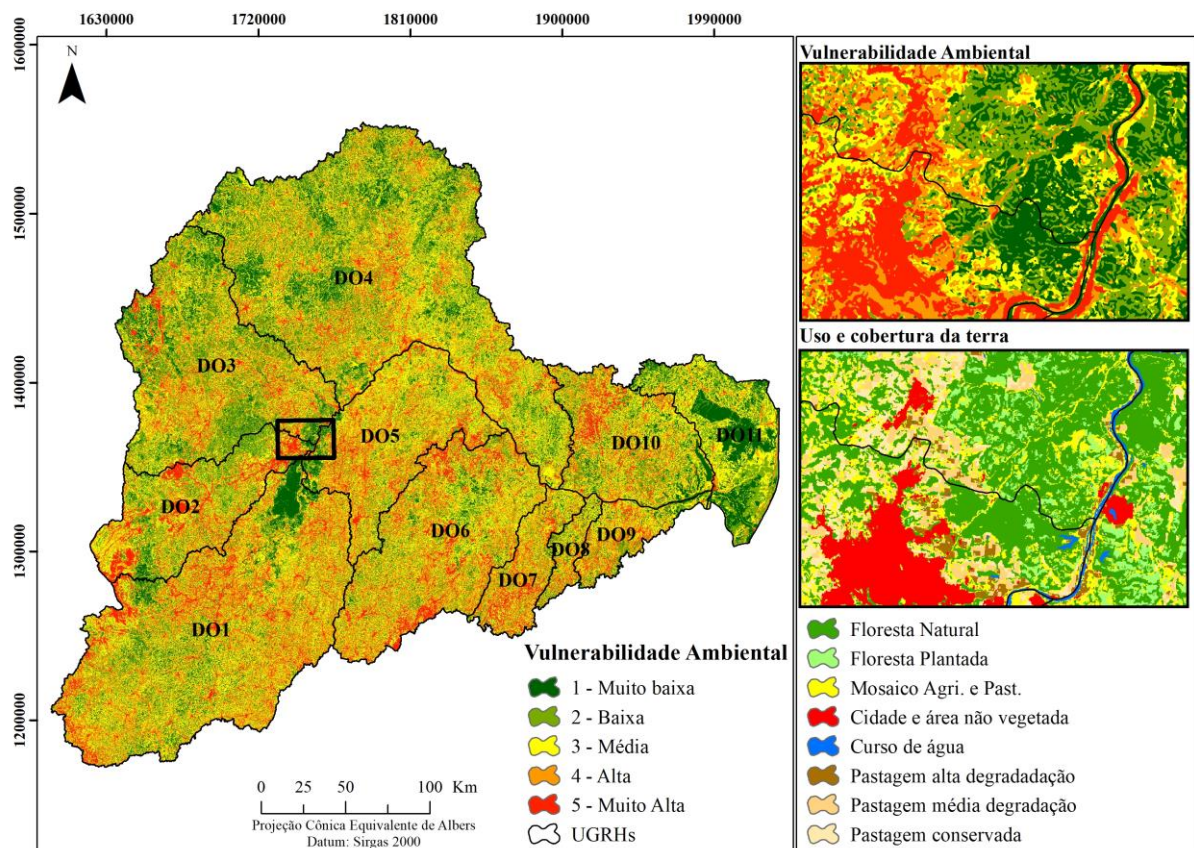


Figura 1.5. Vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, Brasil. Em destaque a localidade próxima à cidade de Ipatinga-MG e o mapeamento do uso e cobertura da terra correspondente.

Já as áreas com maiores níveis de vulnerabilidade ambiental, ou seja, nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, estão distribuídas por praticamente toda a área de estudo, mas com predominância na região central, e representam 29.693,91 km², ou seja, 34,2% da bacia hidrográfica. Essas informações corroboram com os resultados obtidos em nível de UGRHs (Figura 1.6). Verifica-se que as três sub-bacias mais vulneráveis são a do rio Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5), com maiores percentuais de áreas nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta (51,1; 44,4 e 42,9%, respectivamente). Por outro lado, as

UGRHs com maiores percentuais de área nas classes de vulnerabilidade baixa e muito baixa foram as Barra Seca e Foz do rio Doce - DO11 (62,8%), Santo Antônio - DO3 (47,1%) e Suaçuí - DO4 (44,8%).

As UGRHs DO7 e DO6 destacam-se por possuírem os maiores valores de declividade média, respectivamente, 32,8 e 31,3%. Além disso, mais de 70% das suas terras são utilizadas em atividades agropecuárias. Já na UGRH Caratinga (DO 5) evidencia-se, dentre as UGRHs, o menor percentual da área ocupada por florestas naturais, cerca de 19,2 %, como também significativa parte das suas terras são pastagens severamente ou modernamente degradadas, aproximadamente 40%. Os usos ligados à agropecuária representam 76,5 % das suas terras.

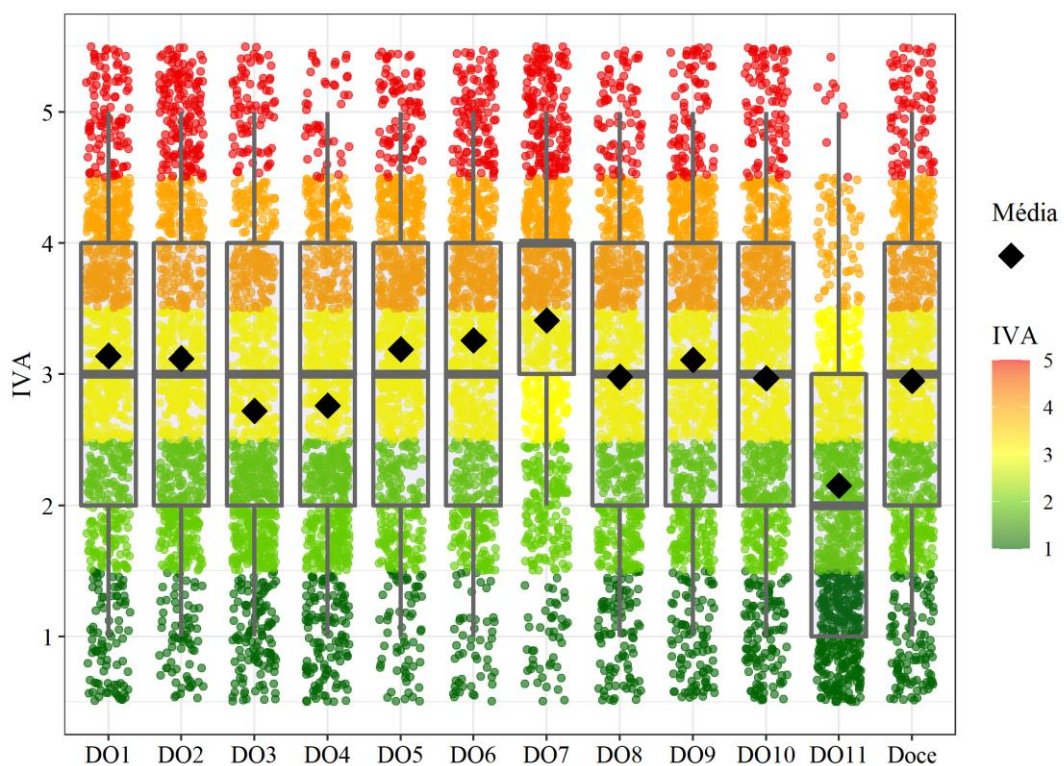


Figura 1.6. Box plot da vulnerabilidade ambiental por UGRHs e para a bacia hidrográfica do rio Doce.

Os resultados obtidos estão de acordo com o descrito na literatura. Calegário (2021), em um estudo de avaliação da capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Doce, verificou menores valores de Índice de uso e manejo da terra (Ium), descrito por Monteiro et al. (2018), principalmente para as regiões hidrográficas de Caratinga e Gandu. Ou seja, nessas áreas as terras estão sendo utilizadas além da sua capacidade de uso, tendo em vista a avaliação de características relacionadas ao tipo de solo e a declividade da área. A sobreutilização da terra, além da capacidade de uso, eleva o risco de degradação do solo, como a ocorrência de processos erosivos (LEPSCH et al., 1991).

Campos et al. (2021), ao avaliarem a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Caratinga, utilizando análise multicritério dos fatores pedologia, geologia, dissecação do relevo, precipitação e uso e cobertura da terra, verificaram que mais da metade da área de estudo foi classificada na classe de alta fragilidade. Desta forma, essa bacia apresenta consideráveis áreas susceptíveis à degradação.

No plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (ECOPLAN-LUME, 2010), também evidenciou-se em estudo que considerou os fatores geomorfologia, pedologia e precipitação, elevada suscetibilidade erosiva da bacia, principalmente das sub-bacias Manhuaçu e Caratinga, com respectivamente 69 e 84% da área com forte suscetibilidade.

Associando os resultados de vulnerabilidade ambiental em nível municipal pela análise espacial *Hot Spot* (Figura 1.7), observa-se que as regiões municipais com menores valores de IVA (*Cold Spot*) estão localizadas, principalmente, a norte e noroeste da bacia, enquanto as regiões com maiores valores de IVA (*Hot Spot*) no médio Doce e de forma isolada na UGRH DO1 (municípios de Senhora dos Remédios e Desterro do Melo), esses resultados estão em conformidade com os obtidos na Figura 1.5. No Apêndice F pode ser verificado a listagem completa dos municípios que apresentaram resultados significativos pela análise de *Hot Spot* da vulnerabilidade ambiental da bacia da hidrográfica do Rio Doce.

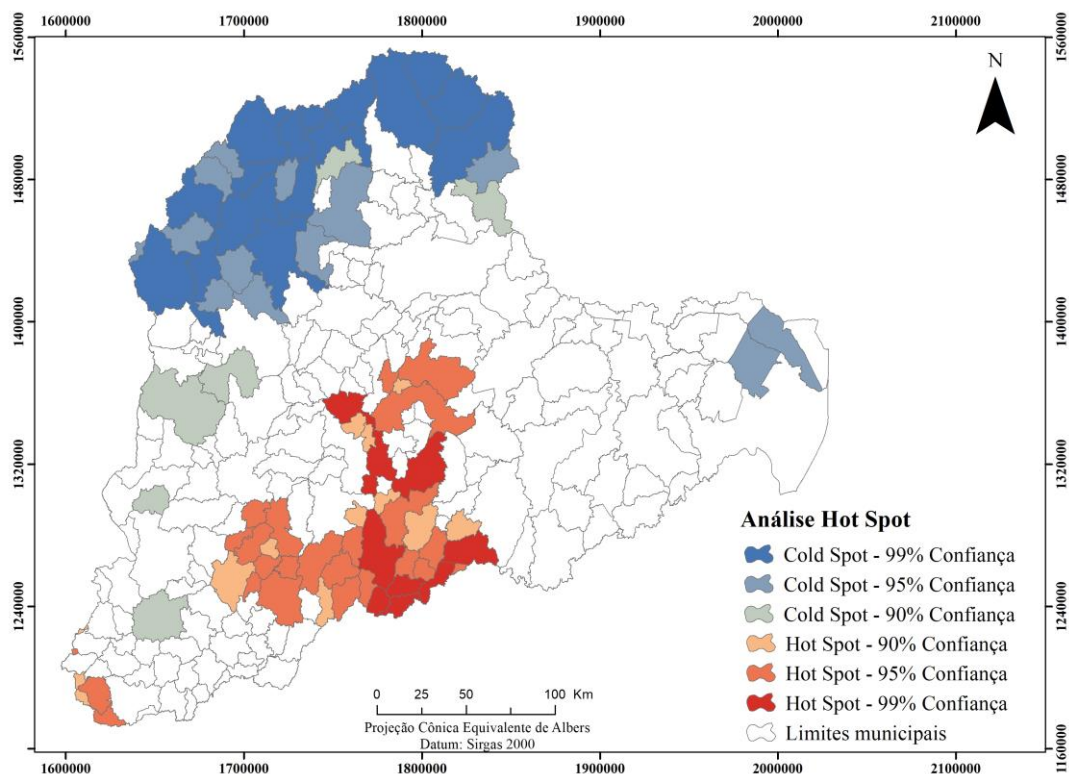


Figura 1.7. Análise Hot Spot do mapeamento de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, conforme limites municipais.

Ao avaliar o percentual de área conforme uso e cobertura da terra e grau de vulnerabilidade ambiental (Tabela 1.6), verifica-se que as áreas ambientalmente menos vulneráveis são compostas, predominantemente, por florestas naturais. Já à medida que se observa os maiores graus de vulnerabilidade nota-se a redução das áreas naturais e a elevação de usos da terra mais intensivistas, constituídos principalmente por agricultura e pastagens. As pastagens severamente degradadas e que estão localizadas nas classes alta e muito alta de vulnerabilidade ambiental correspondem a, aproximadamente, 2.347,8 km² (2,8% da área da bacia); as pastagens moderadamente degradadas a 9.065,4 km² (10,4 % da área da bacia) e o mosaico agricultura e pastagem representam 8.800,6 km² (10,1% da área da bacia). Outros usos como áreas não vegetadas, de infraestrutura urbana, afloramento rochoso e mineração também estão alocados em maior proporção nos locais ambientalmente mais vulneráveis.

Tabela 1.6. Percentual de área da bacia do rio Doce, conforme uso e cobertura da terra, enquadrada em cada classe de vulnerabilidade ambiental

Uso e cobertura da terra	IVA 1		IVA 2		IVA 3		IVA 4		IVA 5	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Floresta Natural	7.547,9	77,2	13.305,4	59,2	5.240,6	21,1	1.370,2	6,3	442,3	5,6
Floresta Plantada	447,5	4,6	1.260,3	5,6	610,1	2,5	111,8	0,5	8,7	0,1
Formação natural não florestal	220,7	2,3	292,1	1,3	248,8	1,0	139,7	0,6	61,2	0,8
Agricultura (Lavoura temporária)	12,3	0,1	131,7	0,6	309,4	1,2	183,6	0,8	49,0	0,6
Agricultura (Lavoura permanente)	8,2	0,1	176,0	0,8	185,5	0,7	242,7	1,1	42,3	0,5
Mosaico agricultura e pastagem	553,0	5,7	1.775,4	7,9	4.281,1	17,2	6.288,7	28,8	2.511,8	32,0
Pastagem conservada	382,9	3,9	4.146,8	18,4	7.286,9	29,3	4.529,2	20,7	453,7	5,8
Pastagem moderadamente degradada	38,8	0,4	1.281,7	5,7	6.028,4	24,3	7.233,9	33,1	1.831,4	23,3
Pastagem severamente degradada	12,0	0,1	49,5	0,2	584,6	2,4	1.410,8	6,5	937,0	11,9
Área não vegetada	2,3	0,0	5,8	0,0	11,8	0,0	42,6	0,2	54,9	0,7
Infraestrutura urbana	0,5	0,0	0,5	0,0	12,1	0,0	155,9	0,7	429,9	5,5
Afloramento rochoso	5,4	0,1	24,4	0,1	24,9	0,1	102,2	0,5	935,2	11,9
Mineração	0,2	0,0	0,3	0,0	0,6	0,0	11,0	0,1	88,0	1,1
Corpo d'água	540,1	5,5	39,0	0,2	27,5	0,1	13,9	0,1	12,4	0,2
Total	9.772,0	100,0	22.488,8	100,0	24.852,2	100,0	21.836,2	100,0	7.857,7	100,0

Essas observações ficam ainda mais evidentes na Figura 1.8, que apresenta a vulnerabilidade ambiental média em cada classe de uso e cobertura da terra e o percentual de área correspondente. Observa-se que as áreas não vegetadas, áreas urbanas, afloramento rochoso e mineração determinam alta vulnerabilidade para a bacia hidrográfica do rio Doce e, apesar de serem menos representativos em termos da área total da bacia, e de alguns destes usos

já serem consolidados, ainda assim requerem atenção por parte dos gestores para a mitigação dos impactos destes usos da terra.

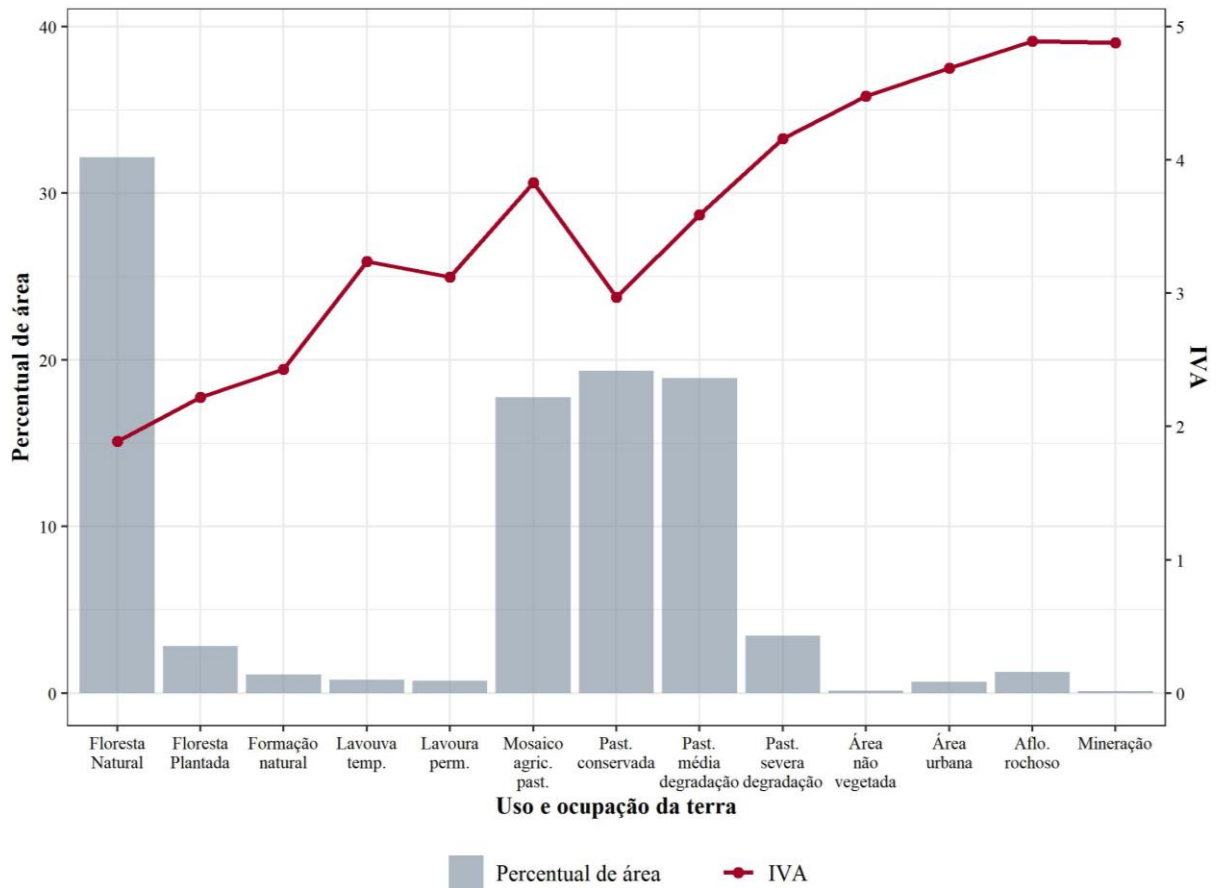


Figura 1.8. Vulnerabilidade ambiental média em cada classe de uso e cobertura da terra e percentual correspondente de área da bacia hidrográfica do rio Doce

Nas regiões próximas às áreas urbanas, o lançamento de resíduos industriais e domésticos afeta a qualidade das águas do rio Doce e seus afluentes, utilizadas para o abastecimento humano (ECOPLAN-LUME, 2010; REIS et al., 2020). Ademais, a impermeabilização desordenada do solo, provocada pela expansão da urbanização, eleva o risco de inundações e o transporte de sedimentos para os corpos d' água (POLETO et al., 2009; KONG et al., 2017; RODRIGUES et al., 2019). Nas áreas agrícolas o desmatamento indiscriminado e as mudanças no uso da terra refletem na qualidade e quantidade das águas, assim como a baixa proteção vegetal em solos desnudos contribuem para intensificação dos processos erosivos, assoreamento de rios, como também o transporte de contaminantes agrícolas (FELIPPE et al., 2016; REIS et al., 2020).

Apesar da relevância socioeconômica da atividade mineradora para a região de estudo, esta apresenta grandes impactos ambientais como: remoção de cobertura florestal; comprometimento da fauna e flora; contaminação do solo e corpos hídricos por metais pesados; poluição do ar; compactação do solo pelo tráfego de máquinas pesadas; redução da infiltração da água e aumento do escoamento superficial; rebaixamento do nível freático para formação das cavas; além da geração de uma grande quantidade de rejeitos, principalmente, armazenados em barragens, e em caso do rompimento dessas estruturas os danos ambientais são ainda mais relevantes (FELIPPE et al., 2016; MOROZESK et al., 2021; NASCIMENTO et al., 2021; VERGILIO et al., 2021).

Verifica-se, ainda, na Figura 1.8, em termos de representatividade da abrangência da bacia, que as atividades agropecuárias, como o mosaico agricultura/pastagem, e pastagens moderadamente ou severamente degradadas são os principais usos associados com a degradação ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce. Assim, principalmente nas áreas classificadas como de vulnerabilidades ambiental alta e muito alta e associadas a esses usos é necessária a adoção de políticas que estimulem as práticas conservacionistas e o uso sustentável da terra (CAMPOS et al., 2021).

A implantação de ações como a recuperação regular de pastagens; correção da acidez e manutenção da fertilidade do solo; manejo da lotação animal, evitando o sobrepastejo; escolha de espécies forrageiras adequadas; combate a plantas invasoras e pragas; rotação de culturas; e a avaliação de interação lavoura-pecuária-floresta, são algumas das práticas que podem ser adotadas pelos produtores rurais apoiados por instituições que prestam assistência técnica e extensão rural, visando a redução da vulnerabilidade ambiental (ZIMMER et al., 2012).

Ressalta-se que as áreas com vegetações naturais existentes em locais ambientalmente vulneráveis devem ser conservadas e restauradas. A legislação brasileira estimula a adoção dessas ações, tendo em vista que no âmbito da Lei Federal nº 12.651/2012 se exige que os proprietários rurais mantenham parte da área da propriedade com vegetação nativa, regulamentadas por áreas de preservação permanente (APP) e as reservas legais (RL) (BRASIL, 2012).

Nesse sentido, também deve-se levar em consideração o compromisso assumido pelo Brasil na Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas – COP21, realizada em 2015, pelo Acordo de Paris de restaurar 12 milhões de hectares de vegetação nativa até o ano de 2030. Esta recuperação é prevista, principalmente, em áreas de APP e RL para todo o território nacional, sendo a Amazônia e a Mata Atlântica os principais beneficiários dessa meta, com 76% (BRASIL, 2017), incluindo, assim, a bacia hidrográfica do rio Doce.

Estímulos econômicos, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), também tem sido utilizados para promoção da restauração ambiental, no qual instituições reconhecem e destinam recursos financeiros a produtores que aderirem a programas de conservação e/ou recuperação dos recursos naturais (MONTEIRO et al., 2018; ANJINHO et al., 2021). Na bacia hidrográfica do rio Doce, o Programa Produtor de Águas é um dos programas que utiliza PSA, visando adotar ações para a melhoria da qualidade e quantidade de água em microbacias selecionadas (CBH-DOCE, 2016b).

Ao avaliar o índice de vulnerabilidade ambiental (Figura 1.9), verificou-se que das 76 estações de monitoramento da qualidade da água analisadas no período hidrológico 2018 e 2019, 51 (67%) apresentavam $IQA \leq 70$ e, destas, o valor médio observado para o IVA foi 4,5 e para o IQA de 63,7. Já as estações com $IQA > 70$, contabilizaram 25 (33%), com valor médio de IVA igual a 2,6 e IQA de 73,6. Esses resultados evidenciam que, em geral, estações de monitoramento que exibem piores qualidades das águas tendem a estar localizadas as áreas ambientalmente mais vulneráveis.

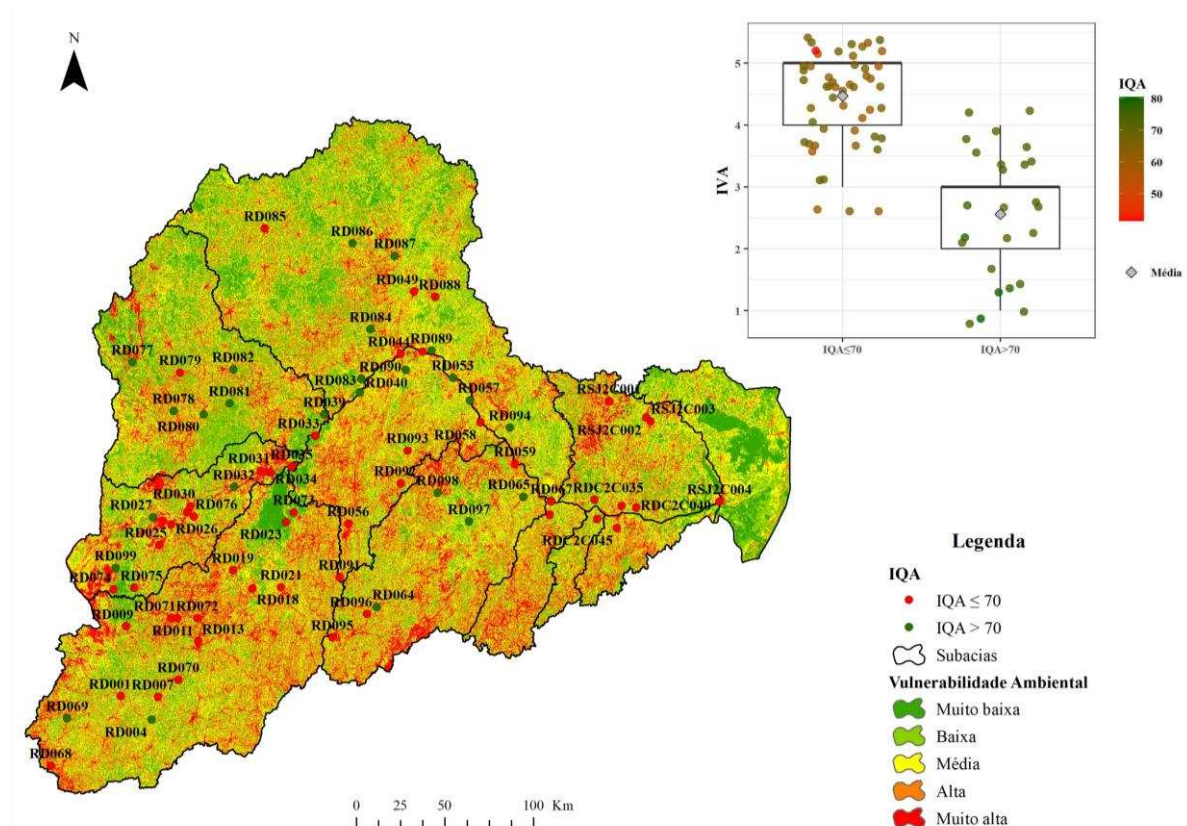


Figura 1.9. Avaliação conjunta da vulnerabilidade ambiental e do Índice de Qualidade das Águas (IQA) da bacia hidrográfica do rio Doce.

Fraga et al. (2021) analisaram a tendência da qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia hidrográfica do rio Doce e verificaram que 62,5% das estações avaliadas não possuíam tendência significativa para o IQA, no entanto, ressaltaram que estas apresentavam valores reduzidos para este índice, indicando um estado de degradação constante. Além disso, 12,5% das estações possuíam tendência de redução do IQA, localizadas, principalmente, em áreas urbanas das UGRHs Piranga (DO-1), Caratinga (DO-5) e Manhuaçu (DO-6).

Nas áreas urbanas das bacias hidrográficas são necessárias a adoção medidas como: expandir as redes coletoras e estações de tratamento de esgotos domésticos; incrementar as fiscalizações do tratamento dos efluentes industriais; realizar melhorias e manutenção do sistema de drenagem urbana; regular o uso e a cobertura da terra nas cabeceiras e margens dos corpos d'água a fim de mitigar os impactos sobre a qualidade das águas dos recursos hídricos (ECOPLAN-LUME, 2010). Já nas áreas agrícolas, os incentivos financeiro e técnico por parte dos órgãos gestores podem contribuir com a implementação de práticas conservacionistas, sejam de caráter mecânico, vegetativo e/ou edáfico, colaborando com o controle da erosão e a conservação do solo e da água.

Ao analisar a sensibilidade, ou seja, o grau de influência dos fatores de entrada na resposta da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, identificou-se funções de densidade de probabilidade e gerou-se amostras aleatórias para cada variável, possibilitando verificar a distribuição dos dados na área de estudo conforme sua vulnerabilidade. O histograma das amostras geradas é apresentado no Apêndice G.

Na Figura 1.10 é possível observar os resultados obtidos na ASG, exibindo tanto a sensibilidade dos fatores individualmente, denominada de primeira ordem (S_i), quanto a relacionada com a interação de todos os fatores ao mesmo tempo, denominada de análise de sensibilidade total (ST_i). Quanto maior o valor desses índices, sugere-se maior influência do parâmetro no resultado do modelo (KC et al., 2021).

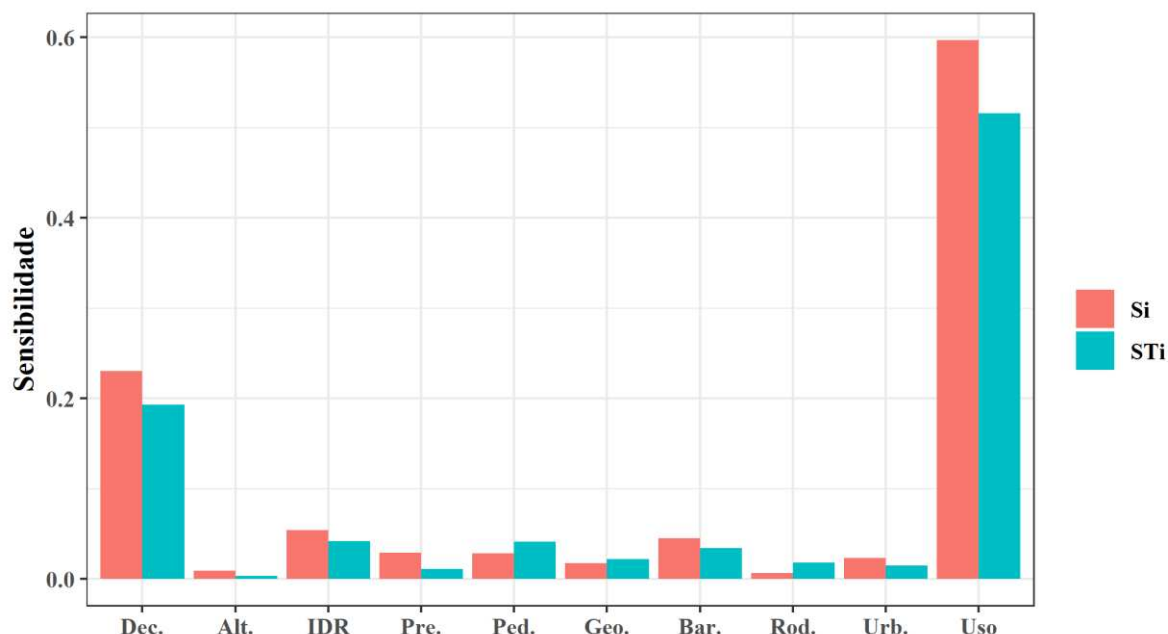


Figura 1.10. Análise de Sensibilidade Global de primeira ordem (Si) e total (STi) dos fatores utilizados na determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce.

Como pode ser observado na Figura 1.10, o uso e a cobertura da terra constitui o dado de entrada que mais influência em variações do resultado do estudo da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, tanto para Si quanto STi. Para Zhang et al. (2017), as mudanças no uso da terra são as principais causas dos processos erosivos em bacias hidrográficas, tendo em vista que a precipitação, pedologia e a topografia não alteram de forma significativa em curto prazo de tempo. De fato, ações antrópicas, como conversão de vegetações nativas em usos da terra como urbano, agricultura ou pastagens, muitas vezes em severo grau de degradação, alteram o equilíbrio do sistema ambiental e aumentam sua suscetibilidade à danos, como erosão e deterioração da qualidade da água.

A segunda e terceira variáveis que mais influenciam nas alterações da vulnerabilidade ambiental da área de estudo é a declividade e dissecação do relevo. Como é de conhecimento, encostas íngremes contribuem para o incremento do escoamento superficial e, consequentemente, para a erosão do solo e o carreamento de outros tipos de poluentes (JABBAR; GROTE; TUCKER, 2019). Similarmente, a elevada dissecação do relevo é um indicativo da fragilidade natural de um ambiente (BERTOLINI; DEODORO, 2018).

1.4. CONCLUSÕES

Pela análise dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- As áreas próximas à região central da bacia foram consideradas ambientalmente mais vulneráveis, destacando-se as UGRHs Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5);
- Pela análise *Hot Spot*, observou-se que as regiões municipais com menores valores de IVA estão agrupadas, principalmente, a norte e noroeste da bacia (*Cold Spot*), enquanto as regiões com maiores valores de IVA (*Hot Spot*) estão no médio Doce, resultados similares aos obtidos na avaliação das UGRHs;
- Verificou-se que 34,2% da bacia hidrográfica do rio Doce encontra-se nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, sendo que 13,2% da área da bacia é ocupada por pastagens severamente e moderadamente degradadas, localizadas em áreas de vulnerabilidade elevada;
- Ao avaliar o índice de vulnerabilidade ambiental, constatou-se que, em geral, as estações de monitoramento de água que exibiram piores valores de IQA tendem a estar localizadas nas áreas ambientalmente mais vulneráveis;
- Dentre os parâmetros utilizados no modelo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, a ASG determinou que o uso e cobertura da terra, a declividade e a dissecação do relevo são os que mais influenciam sua resposta;
- A metodologia de avaliação da vulnerabilidade ambiental possibilitou compreender os fatores naturais e antrópicos associados à degradação ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, assim como sua distribuição espacial, podendo contribuir expressivamente para subsidiar o planejamento ambiental da bacia, como a implantação de ações apropriadas para a sua restauração.

REFERÊNCIAS

- AGERH - AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Qualidade das Águas do Estado do Espírito Santo**. Disponível em: <<https://servicos.agerh.es.gov.br/iqa/home.php>>. Acesso em: 10 dez. 2020.
- AIRES, U. R. V. et al. 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, 2018.
- ALI, S. A. et al. GIS-based comparative assessment of flood susceptibility mapping using hybrid multi-criteria decision-making approach, naïve Bayes tree, bivariate statistics and logistic regression: A case of Topľa basin, Slovakia. **Ecological Indicators**, v. 117, n. June, p. 106620, 2020.
- ALMEIDA, C. A. et al. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, 1 out. 2018.
- ALVARADO, A. et al. Multi-Criteria Decision Analysis and GIS Approach for Prioritization of Drinking Water Utilities Protection Based on their Vulnerability to Contamination. **Water Resources Management**, v. 30, n. 4, p. 1549–1566, 2016.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ANA-AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **HIDROWEB - Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>>. Acesso em: 25 jun. 2019.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce. Rompimento da barragem em Mariana/MG**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR, 2016 ,50 p.
- ANJINHO, P. da S. et al. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, n. July 2020, p. 104946, 2021.
- ANM - AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO. **Relatório Anual de Segurança de Barragens de Mineração 2019**. Brasília: Superintendência de Produção Mineral - SPM/ANM, 2020, 50 p.
- ANM - AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO. **Cadastro Nacional de Barragens de Mineração**. Disponível em: <<https://app.anm.gov.br/SIGBM/Publico/Mapa>>. Acesso em: 21 set. 2021.
- APAN, A. A. Land cover mapping for tropical forest rehabilitation planning using remotely-sensed data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, n. 5, p. 1029–1049, 25 mar. 1997.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 1 set. 2020.
- BALEŽENTIS, T.; STREIMIKIENE, D. Multi-criteria ranking of energy generation scenarios with Monte Carlo simulation. **Applied Energy**, v. 185, p. 862–871, 1 jan. 2017.
- BATIOT, B. et al. Sensitivity and uncertainty analysis of Arrhenius parameters in order to describe the kinetic of solid thermal degradation during fire phenomena. **Fire Safety Journal**, v. 82, p. 76–90, 1 maio 2016.
- BERTOLINI, W. Z.; DEODORO, S. C. Estudo da dissecação do relevo do alto rio Piranga

(MG). **Geociências**, v. 37, p. 183–192, 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília, DF: MMA, 73 p., 2017.

BRASIL. **LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 8 set. 2020.

BRITO, M. M. De; ALMORADIE, A.; EVERS, M. Spatially-explicit sensitivity and uncertainty analysis in a MCDA-based flood vulnerability model. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 33, n. 9, p. 1788–1806, 2019.

CALEGARIO, A. T. **Metodologia para caracterização e mapeamento da intensidade de uso da terra**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Viçosa, Viçosa. 168 p., 2021.

CAMPOS, J. A. et al. Environmental fragility and land use capacity as instruments of environmental planning, Caratinga River basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 7, p. 1–13, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12665-021-09553-2>>.

CAPRIOLI, C.; BOTTERO, M. Addressing complex challenges in transformations and planning: A fuzzy spatial multicriteria analysis for identifying suitable locations for urban infrastructures. **Land Use Policy**, n. August, p. 105147, 2021.

CARMO, F. F. do et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, 1 jul. 2017.

CBH-DOCE. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **A bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2016a. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>. Acesso em: 5 maio 2022.

CBH-DOCE. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **Programa Produtor de Água**. 2016b. Disponível em: <<https://www.cbhdoce.org.br/programas-e-projetos/p24-programa-produtor-de-agua>>. Acesso em: 9 ago. 2022.

CHEN, Y.; YU, J.; KHAN, S. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, n. 12, p. 1582–1591, 1 dez. 2010.

CREPANI, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 124 p., 2001.

CRUZ, B. B. et al. 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

D'ANDREA, M. F. et al. Sensitivity analysis of the Pesticide in Water Calculator model for applications in the Pampa region of Argentina. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134232, 1 jan. 2020.

DNPM - DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Portaria nº 70.389, de 17 de maio de 2017 - Segurança de barragens de mineração**. Disponível em: <https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/20222904/do1-2017-05-19-portaria-n-70-389-de-17-de-maio-de-2017-20222835>.

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

ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce**. Belo Horizonte: Consórcio Ecoplan/LUME, v1., 472 p, 2010.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: EMBRAPA, Brasília, 356 p., 2018.

FELIPPE, M. F. et al. Conexões geo-históricas e contemporâneas entre ocupação territorial, degradação ambiental e rarefação hídrica na Bacia do Rio Doce. **Revista Geografias**, p. 203–222, 8 ago. 2016.

FERREIRA, R. G. et al. Machine learning models for streamflow regionalization in a tropical watershed. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111713, 15 fev. 2021.

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

FRAGA, M. de S. et al. Temporal and spatial trend analysis of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 8, p. 12124–12150, 2021.

FRANÇA, L. C. de J. et al. Environmental Fragility Zoning Using GIS and AHP Modeling: Perspectives for the Conservation of Natural Ecosystems in Brazil. **Conservation**, v. 2, p. 349–366, 2022.

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.

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

GETIS, A.; ORD, J. K. The analysis of spatial association by use of distance statistics. In: **Perspectives on Spatial Data Analysis. Advances in Spatial Science**. Berlin, Heidelberg.: Springer, 2010. p. 127–145.

GÓMEZ-DELGADO, M.; TARANTOLA, S. GLOBAL sensitivity analysis, GIS and multi-criteria evaluation for a sustainable planning of a hazardous waste disposal site in Spain. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 20, n. 4, p. 449–466, abr. 2006.

GUIMARÃES, F. S. et al. Uma proposta para automatização do Índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, p. 155–167, 31 mar. 2017

GUZHA, A. C. et al. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 15, p. 49–67, 1 fev. 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa digital de solos do Brasil. Escala 1:250.000**. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/. Acesso em: 25 jun. 2019a.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa geológico digital do Brasil. Escala 1:250,000**. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/vetores/escala_250_mil/>. Acesso em: 25 jun. 2019b.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Bases cartográficas contínuas do Brasil. Escala 1:250.000**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759->

brasil.html?=&t=downloads>. Acesso em: 06 nov. 2019c.

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Portal InfoHidro**. Disponível em: < <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br>>. Acesso em: 10 mar. 2020

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2020: resumo executivo anual. Belo Horizonte: IGAM, 224 p., 2021.

IOOSS, B. et al. **Sensitivity: Global Sensitivity Analysis of Model Outputs, R package version 1.26.0**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=sensitivity>>. Acesso em: 18 jun. 2021.

IPCC. **Climate Change 2014. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. New York: Cambridge University Press, New York, USA. p.5, 2014.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989.

JABBAR, F. K.; GROTE, K.; TUCKER, R. E. A novel approach for assessing watershed susceptibility using weighted overlay and analytical hierarchy process (AHP) methodology: a case study in Eagle Creek Watershed, USA. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1–17, 6 set. 2019.

JESUS, E. T. et al. Meteorological and hydrological drought from 1987 to 2017 in Doce River Basin, Southeastern Brazil. **RBRH**, v. 25, p. 1–10, 5 jun. 2020.

KAMRAN, M. et al. Investigating eco-environmental vulnerability for china–pakistan economic corridor key sector punjab using multi-sources geo-information. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 10, n. 9, 2021.

KATIPOGLU, O. M.; ACAR, R.; ŞENOCAK, S. Spatio-temporal analysis of meteorological and hydrological droughts in the Euphrates Basin, Turkey. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 21, n. 4, p. 1657–1673, 2021.

KAZEMI, H.; AKINCI, H. A land use suitability model for rainfed farming by Multi-criteria Decision-making Analysis (MCDA) and Geographic Information System (GIS). **Ecological Engineering**, v. 116, n. March, p. 1–6, 2018.

KC, U. et al. Global sensitivity analysis for uncertainty quantification in fire spread models. **Environmental Modelling & Software**, v. 143, p. 105110, 1 set. 2021.

KONG, F. et al. Modeling stormwater management at the city district level in response to changes in land use and low impact development. **Environmental Modelling & Software**, v. 95, p. 132–142, 1 set. 2017.

LEPSCH, I. F. et al. **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.

LIBERTINO, A. et al. Regional-scale analysis of extreme precipitation from short and fragmented records. **Advances in Water Resources**, v. 112, p. 147–159, 1 fev. 2018.

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.

LIU, D. et al. Using fuzzy analytic hierarchy process for spatio-temporal analysis of eco-

environmental vulnerability change during 1990–2010 in Sanjiangyuan region, China. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 612–625, fev. 2017.

LIU, Y. F. et al. Effectiveness of re-vegetated forest and grassland on soil erosion control in the semi-arid Loess Plateau. **CATENA**, v. 195, p. 104787, 1 dez. 2020.

LOMBAERDE, E. De et al. Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. **Science of The Total Environment**, v. 810, p. 151338, 1 mar. 2022.

LORENTZ, J. F. et al. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. **Natural Hazards**, v. 83, n. 1, p. 41–52, 2016.

LUU, C.; VON MEDING, J.; KANJANABOOTRA, S. Assessing flood hazard using flood marks and analytic hierarchy process approach: a case study for the 2013 flood event in Quang Nam, Vietnam. **Natural Hazards**, v. 90, n. 3, p. 1031–1050, 1 fev. 2018.

LYRA, B. U.; RIGO, D. Deforestation impact on discharge regime in the Doce River Basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 4, 15 jul. 2019.

MACEDO, D. R. et al. 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.

MAGALHÃES, I. B. et al. Site suitability for photovoltaic energy expansion: A Brazilian's high demand states study case. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 19, n. May, 2020.

MANFRÉ, L. A. et al. 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.

MANSOUR, Z. et al. The susceptibility analysis of landslide using bivariate and multivariate modeling techniques in western Algeria: case of Fergoug watershed (Beni-Chougrane Mountains). **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 19, p. 1–19, 1 out. 2021.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas Coleção 6 - Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 5 out. 2021a.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas: Qualidade de Pastagens, versão 1.1.0**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 25 out. 2021a.

MELLO, K. de et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130–138, 1 ago. 2018.

MIHI, A.; BENARFA, N.; ARAR, A. Assessing and mapping water erosion-prone areas in northeastern Algeria using analytic hierarchy process, USLE/RUSLE equation, GIS, and remote sensing. **Applied Geomatics**, v. 12, n. 2, p. 179–191, 2020.

MONDAL, S. Modeling the spatial pattern of household quality of living in West Bengal: an approach of hotspot and cluster analysis. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 6, n. 2, p. 833–851, 2020.

MONTEIRO, L. I. B. et al. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 515–524, 2018.

MOONGA, G. et al. Geospatial approach to investigate spatial clustering and hotspots of blood lead levels in children within Kabwe, Zambia. **Environmental Research**, v. 207, p. 112646, 1

maio 2022.

MOROZESK, M. et al. Airborne particulate matter in an iron mining city: Characterization, cell uptake and cytotoxicity effects of nanoparticles from PM_{2.5}, PM₁₀ and PM₂₀ on human lung cells. **Environmental Advances**, v. 6, p. 100125, 1 dez. 2021.

NASCIMENTO, A. R. V. J. do et al. Assessing Soil Quality and Heavy Metal Contamination on Scheelite Mining Sites in a Tropical Semi-arid Setting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 9, p. 1–15, 1 set. 2021.

NGUYEN, A. K. et al. Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 100–117, out. 2016.

NGUYEN, K.-A.; LIOU, Y.-A. Global mapping of eco-environmental vulnerability from human and nature disturbances. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 995–1004, 10 maio 2019.

PINEDA ROJAS, A. L.; BIKIEL, D. E. Global and local sensitivity analysis of urban background ozone modelled with a simplified photochemical scheme. **Atmospheric Environment**, v. 213, p. 199–206, 15 set. 2019.

POLETO, C. et al. Urban sediment particle size and pollutants in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 9, n. 4, p. 317–327, 2009.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, Viçosa, 279 p., 2009.

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.

REIS, D. A. dos et al. Geochemical evaluation of bottom sediments affected by historic mining and the rupture of the Fundão dam, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 4, p. 4365–4375, 1 fev. 2020.

RIBEIRO, S. M. C. et al. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 744, n. July, p. 140647, 2020.

RODRIGUES, A. L. M. et al. Influence of land use and land cover's change on the hydrological regime at a Brazilian southeast urbanized watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 20, p. 595, 4 out. 2019.

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.

RUDORFF, N. et al. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 349–361, 1 nov. 2018.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation**. New York: McGraw-Hill International, 1980.

SAATY, T. L. The analytic hierarchy process. In: GOLDEN, B.L., WASIL, E.A., HARKER, P. T. (Ed.). **Group decision making and the AHP**. Berlin: Springer, 1989. p. 59–67.

SAHOO, S. et al. Future Scenarios of Environmental Vulnerability Mapping Using Grey Analytic Hierarchy Process. **Natural Resources Research**, v. 28, n. 4, p. 1461–1483, 2019.

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.

SALTELLI, A. Making best use of model evaluations to compute sensitivity indices. **Computer Physics Communications**, v. 145, n. 2, p. 280–297, 2002.

SALTELLI, A. et al. **Global Sensitivity Analysis. The Primer**. England: John Wiley & Sons Ltd, 2008.

SALTELLI, A. et al. Why so many published sensitivity analyses are false: A systematic review of sensitivity analysis practices. **Environmental Modelling & Software**, v. 114, p. 29–39, 1 abr. 2019.

SOBOL, I. M. Sensitivity analysis for non-linear mathematical models. **Mathematical Modeling and Computational Experiment**, v. 1, p. 407–414, 1993.

SOBOL, I. M. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. **Mathematics and Computers in Simulation**, v. 55, p. 271–280, 2001.

SUTADIAN, A. D. et al. Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 220–233, 2017.

ULIANA, E. M. et al. Global sensitivity analysis methods applied to hydrologic modeling with the SAC-SMA model. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 39, n. 1, p. 65–74, 2019.

VERGILIO, C. dos S. et al. Immediate and long-term impacts of one of the worst mining tailing dam failure worldwide (Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 756, p. 143697, 20 fev. 2021.

WEI, W. et al. Regional-scale assessment of environmental vulnerability in an arid inland basin. **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105792, fev. 2020.

WOLFF, W.; DUARTE, S. N.; FERNANDES, R. D. M. Spatialization of the annual and seasonal average precipitations in the state of Santa Catarina, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 103, n. July, p. 102735, 2020.

YANG, X. et al. Estimation and characterization of annual precipitation based on spatiotemporal kriging in the Huanghuaihai basin of China during 1956–2016. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 34, n. 9, p. 1407–1420, 2020.

ZHANG, S. et al. 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. et al. Environmental vulnerability assessment for mainland China based on entropy method. **Ecological Indicators**, v. 91, n. October 2017, p. 410–422, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.016>>.

ZIMMER, A. H. et al. **Degradação, recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 42 p., 2012.

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.

CAPÍTULO 2:

Vulnerabilidade ambiental em zonas de recarga hídrica da bacia hidrográfica do rio Doce

RESUMO

Compreender a propensão de zonas de recarga hídrica (ZRs) aos danos ambientais, principalmente decorrente de atividades antrópicas, é essencial para a adequada gestão dos recursos hídricos e ambientais. Desta forma, este estudo tem o objetivo de avaliar a vulnerabilidade ambiental associada às ZRs e identificar o comportamento das vazões mínimas na bacia hidrográfica do rio Doce. A análise de vulnerabilidade ambiental foi desenvolvida com apoio em Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA), utilizando os fatores: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia, geologia, distância de áreas urbanas, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o uso e cobertura da terra. A partir da sobreposição do mapeamento da vulnerabilidade ambiental e das ZRs pode-se avaliar o grau de vulnerabilidade ambiental, a distribuição em nível de Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRH e o uso e cobertura da terra associados a essas áreas. Além disso, os testes não paramétricos Mann-Kendall Modificado, Pettitt e a correlação de Spearman foram aplicados para avaliar a tendência das séries históricas de vazões mínimas anuais com sete dias de duração (Q_7) de 45 estações fluviométricas localizadas na bacia. Os resultados mostraram que cerca de 25% das ZRs da área de estudo estão em áreas classificadas como de vulnerabilidade ambiental alta e muito alta, sendo que as UGRHs Gandu, Manhuaçu e Caratinga apresentaram os maiores percentuais de área nestes níveis de vulnerabilidade. Verificou-se, ainda, que mais de metade das ZRs são utilizadas em atividade de agropecuária, sendo necessária a adoção de práticas conservacionistas para favorecer as suas funções hidrológicas. Pela análise das séries históricas de vazão, observou-se que 39 das 45 estações fluviométricas avaliadas apresentaram tendência significativa de redução da Q_7 , o que enfatiza a importância do adequado planejamento e gestão dos recursos naturais da bacia, principalmente no que diz respeito ao uso e cobertura da terra em áreas de recarga hídrica.

Palavras-chaves: Conservação do solo e da água. Uso da terra. Estacionariedade. Tendência.

2.1. INTRODUÇÃO

No planejamento e gestão sustentável do ambiente, a vulnerabilidade ambiental constitui uma ferramenta importante para entender as condições ambientais como também os fatores naturais e antrópicos envolvidos na propensão de um sistema em sofrer danos (ZOU; YOSHINO, 2017; SAHOO et al., 2019; WEI et al., 2020). Desta forma, a análise de vulnerabilidade ambiental fornece informações valiosas para auxiliar o processo de tomada de decisões que visam controlar as suscetibilidades de áreas à degradação ambiental (LUO; CALDAS; GOODIN, 2021).

Em zonas de recarga hídrica (ZRs), compreender o comportamento ambiental torna-se ainda mais relevante. Atividades antrópicas, como mudanças no uso e cobertura da terra, podem alterar as propriedades dos solos, intensificar processos erosivos e influenciar na redução da capacidade de infiltração e recarga das águas subterrâneas, podendo ocasionar a redução da disponibilidade hídrica durante a estação seca (ROTTA; ZUQUETTE, 2021; SIDDIK et al., 2022).

Neste sentido, é extremamente importante estudar o regime das vazões mínimas em bacias hidrográficas, relevante para definir a disponibilidade hídrica e estabelecer limites de outorgas de uso de água (ABREU et al., 2022). Em decorrência dos impactos das atividades antrópicas e das mudanças climáticas, as séries de vazões podem não assumir um comportamento estacionário (MILLY et al., 2008; CECÍLIO et al., 2021).

Desta forma, a avaliação das variações do comportamento e a detecção de tendências em séries de dados hidrológicos tem grande importância no adequado planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (AIRES et al., 2020; FERREIRA et al., 2021b). Reduções no regime de vazões podem, por exemplo, comprometer o planejamento hidrelétrico; a captação de água para diversos usos como abastecimento humano e produção agrícola; a vida aquática e a qualidade das águas (TEUTSCHBEIN et al., 2022). Assim, testes não paramétricos, como Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) e Pettitt (PETTITT, 1979), são amplamente utilizados e conhecidos pela simplicidade e robustez na análise da estacionariedade dos dados hidrológicos (CECÍLIO et al., 2021).

Diante do exposto e considerando que a área de interesse deste estudo, a bacia hidrográfica do rio Doce, localizada na região sudeste do Brasil, apresenta grande parte da sua área sob influência de atividades antrópicas, com 63% da bacia destinada às atividades agropecuárias (MAPBIOMAS, 2021), com o presente trabalho objetiva-se avaliar a

vulnerabilidade ambiental associada às zonas de recarga hídrica e identificar o comportamento das vazões mínimas na bacia hidrográfica do rio Doce.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Região de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce, situada na região sudeste do Brasil, possui área de drenagem de, aproximadamente, 86.715 km², sendo 86% da bacia localizadas no estado de Minas Gerais e 14% no Espírito Santo, onde o rio Doce desagua no Oceano Atlântico (ECOPLAN-LUME, 2010).

Em Minas Gerais, a bacia é subdividida em seis Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHs: Piranga (DO1), Piracicaba (DO2), Santo Antônio (DO3), Suaçuí (DO4), Caratinga (DO5) e Manhuaçu (DO4). Já no Espírito Santo a gestão ocorre por cinco Comitês de Bacias Hidrográficas – CBHs: Guandu (DO7), Santa Joana (DO8), Santa Maria do rio Doce (DO9), Pontões e Lagoas do rio Doce (DO10) e Barra Seca e Foz do Rio Doce (DO11) (CBH-DOCE, 2016a), como apresentado na Figura 2.1. As UGRHs que compõem a porção mineira da bacia do rio Doce são nomeadas de DO1 a DO5, e embora não haja esse mesmo tipo de nomenclatura para os CBHs localizados no estado do Espírito Santo, optou-se por realizar essas denominações para facilitar o entendimento da sua localização.

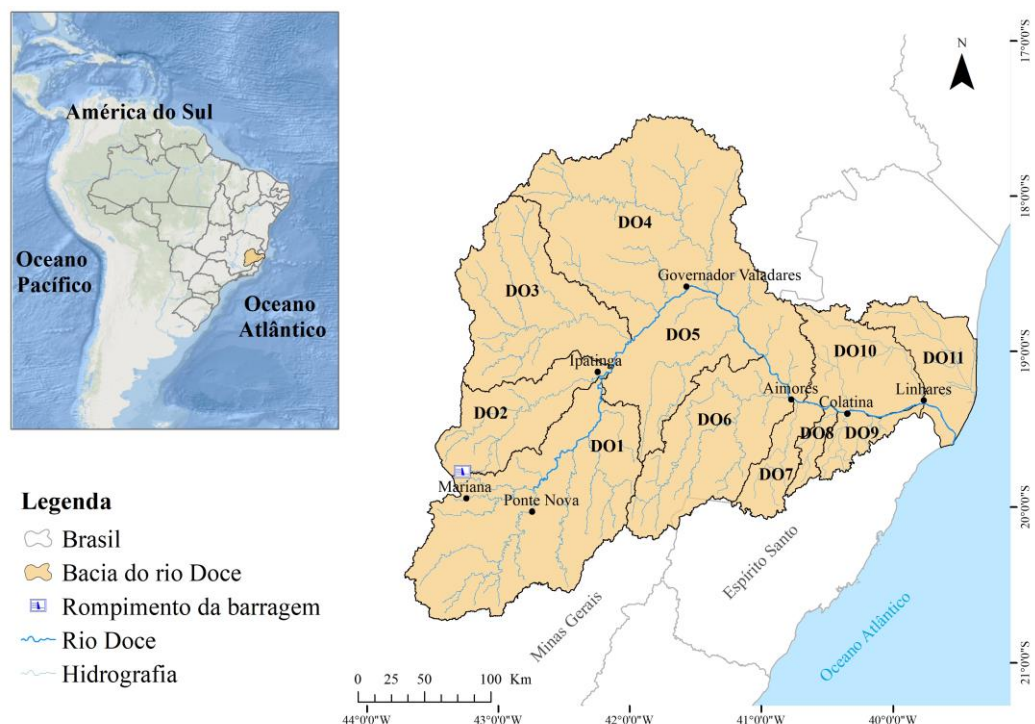


Figura 2.1. Localização da bacia hidrográfica do rio Doce, hidrografia (principal e afluentes), rio Doce e UGRHs.

O relevo da região de estudo é classificado como ondulado, montanhoso e acidentado (CBH-DOCE, 2016a) e os solos são predominantes constituídos por Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), Argissolo Vermelho (PVe) e Cambissolos Háplicos (CXbe) (IBGE, 2019a).

O regime pluviométrico da bacia caracteriza-se por chuvas concentradas no semestre de outubro a março (ECOPLAN-LUME, 2010). A precipitação média anual é de, aproximadamente, 1.182 mm (JESUS et al., 2020), com os maiores volumes pluviométricos registrados na região da cabeceira e próximo ao Oceano Atlântico e os menores na região central da bacia (TOMASELLA et al., 2019).

As maiores vazões específicas da bacia do rio Doce ocorrem, principalmente, em regiões próximas às cabeceiras, relacionadas a características como tipo de solo e periodicidade das chuvas (ECOPLAN-LUME, 2010). No período do inverno, as vazões dos cursos de água reduzem extremamente, podendo ocasionar déficit hídricos em determinadas regiões (ECOPLAN-LUME, 2010).

A bacia está inserida nos biomas Mata Atlântica (98%) e cerrado (2%), biomas que sofrem grandes ameaças em decorrência das alterações no uso e cobertura da terra, destacadamente pelo agronegócio (RIBEIRO et al., 2020). Atualmente, a Mata Atlântica representa apenas 12,4% da sua vegetação original (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2022). A maior proporção da bacia é destinada a agropecuária (63%) (MAPBIOMAS, 2021), tendo destaque também as atividades econômicas como agricultura, indústria, mineração, geração de energia elétrica, comércio e serviços (ECOPLAN-LUME, 2010).

2.2.2. Vulnerabilidade ambiental em Zonas de Recarga Hídrica (ZRs)

A vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce foi obtida com apoio em Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA), utilizando seis fatores naturais: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia e geologia; e quatro fatores associados a atividades antrópicas: distância de centros urbanos, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o mapeamento do uso e cobertura da terra. A descrição completa das etapas de obtenção e processamento dos dados, padronização dos critérios e classificação do índice de vulnerabilidade ambiental (IVA) podem ser verificados no CAPÍTULO 1.

Considerando que a recarga de água subterrânea é influenciada por fatores como clima, pedologia, geologia e vegetação; como também por atividades antrópicas, como a mudança do uso e cobertura da terra (HAN et al., 2017), com o desenvolvimento do IVA é possível

identificar os diferentes graus de vulnerabilidade ambiental a que as áreas de recarga da bacia hidrográfica do rio Doce estão sujeitas. Para isso, foi utilizado o mapeamento das zonas de recarga obtido no estudo realizado pela Universidade Federal de Viçosa, Universidade Federal de Minas Gerais e Fundação Renova (UFV; UFMG; RENOVA, 2018), que estabeleceu critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na Bacia do rio Doce.

A metodologia consistiu no mapeamento das zonas de recarga utilizando análise multicritério. Os critérios utilizados no estudo foram: terços superiores do terreno, curvatura horizontal do terreno, balanço hídrico climatológico e pedologia, sendo que a importância relativa para os fatores foi definida por Processo Analítico Hierárquico (AHP) e os pesos atribuídos a estes critérios foram 0,489, 0,137, 0,074 e 0,300, respectivamente. (UFV; UFMG; RENOVA, 2018).

Assim, utilizando-se da sobreposição dos layers vulnerabilidade ambiental e zonas de recargas, no âmbito do processamento em sistemas de informações geográficas, foi possível avaliar o grau de vulnerabilidade ambiental das ZRs, a distribuição por UGRH e o uso e cobertura da terra, como também quantificar as áreas de recarga que apresentam vulnerabilidade alta e muito alta. Estas foram consideradas como prioritárias para aplicação de políticas de restauração ambiental (MANFRÉ et al., 2013; CRUZ et al., 2017).

2.2.3. Comportamento das vazões mínimas

Na avaliação do comportamento das vazões mínimas utilizou-se dados de 45 estações fluviométricas localizadas na bacia hidrográfica do rio Doce, disponibilizadas pelo Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb), da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA (ANA, 2021). Neste estudo, foram consideradas todas as séries de dados que apresentavam, no mínimo, 30 anos. No Apêndice H pode-se verificar os códigos, nomes, localização geográfica, área de drenagem e períodos de dados utilizados para avaliar o comportamento das vazões mínimas da bacia hidrográfica do rio Doce.

O teste Mann-Kendall, utilizado para avaliar a estacionariedade das séries históricas, tem como hipótese nula H_0 que os dados são independentes e aleatórios. Assim, no caso da existência de autocorrelação na série de dados, aumenta-se a probabilidade deste teste detectar, indevidamente, a ocorrência de tendência (HAMED; RAO, 1998). Desta forma, o método Mann-Kendall Modificado (MMK), que apresenta robustez superior ao Mann-Kendall original, foi utilizado quando os dados não eram aleatórios e apresentavam autocorrelação (HAMED;

RAO, 1998; GAO et al., 2017; WANG et al., 2020; KUMAR et al., 2021; PANDEY; SHRESTHA; ADHIKARI, 2021).

Pelo teste Mann-Kendall Modificado (HAMED; RAO, 1998), a variância da série de dados pode ser corrigida conforme Equação 2.1.

$$V^*(S) = var(S) \cdot \frac{n}{n_s^*} = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18} \cdot \frac{n}{n_s^*} \quad (2.1)$$

Onde $V^*(S)$ é a variância corrigida; $var(S)$ é a variância da série de dados; e n/n_s^* é o fator de correção, descrito pela Equação 2.2:

$$\frac{n}{n_s^*} = 1 + \frac{2}{n(n-1)(n-2)} \cdot \sum_{i=1}^{n-1} (n-i)(n-i-1)(n-i-2) \rho_s(i) \quad (2.2)$$

Em que n é o tamanho da série; n_s^* é o número efetivo de observações para explicar a correlação dos dados; e $\rho_s(i)$ é a função correlação nos ranks de observações, i varia de 1 a $n - 1$.

A estatística Z do teste Mann-Kendall Modificado (Z_{MMK}) foi determinada pela Equação 2.3. Valores positivos de Z_{MMK} indicam tendência crescente; valores negativos de Z_{MMK} , tendência decrescente; e zero indica nenhuma tendência (KUMAR et al., 2021). Sendo que a hipótese nula H_0 (sem tendência) é rejeitada a nível de significância de 5% se o valor de Z_{MMK} calculado, em módulo, for superior ao valor de Z tabelado da distribuição normal padrão, $|Z_{MMK}| > 1,96$. Neste caso, p-value será $\leq 0,05$, e a tendência será considerada estatisticamente significativa.

$$Z_{MMK} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{V^*(S)}}, & \text{se } S > 0 \\ 0, & \text{se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{V^*(S)}}, & \text{se } S < 0 \end{cases} \quad (2.3)$$

A variável S é obtida pela somatória dos sinais sgn da diferença, par a par, de cada valor (x_i) e seu valor subsequente (x_j) da série de dados, conforme Equações 2.4 e 2.5.

$$S = \sum_{i=j}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n sgn(x_j - x_i) \quad (2.4)$$

$$\operatorname{sgn}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1, & \text{se } x_j > x_i \\ 0, & \text{se } x_j = x_i \\ -1, & \text{se } x_j < x_i \end{cases} \quad (2.5)$$

Já o teste não paramétrico Pettitt (PETTITT, 1979) foi utilizado para identificar o ano de ocorrência da ruptura na série de dados, sendo que a hipótese H_0 indica a ausência de ponto de mudança. A estatística $U_{t,N}$ do teste Pettitt é apresentada pela Equação 2.6.

$$U_{t,N} = U_{t-1,N} + \sum_{j=1}^N \operatorname{sgn}(x_t - x_j) \text{ para } t = 2, \dots, N \quad (2.6)$$

Em que N é o tamanho da série de dados; x_t e x_j são os valores da série, nas posições t e j , respectivamente; e sgn é o sinal da operação $(x_t - x_j)$.

O ponto de mudança da série de dados, $K(t)$, foi determinado pelo valor máximo absoluto de $|U_{t,N}|$ (Equação 2.7), desde que possua um valor significativo para p (Equação 2.8).

$$k_{(t)} = \max_{1 \leq t \leq N} |U_{t,N}| \quad (2.7)$$

$$p \cong 2 \exp \left\{ \frac{-6 \left(k_{(t)}^2 \right)}{(N^3 + N^2)} \right\} \quad (2.8)$$

Em que: $k(t)$ é o ponto de mudança da série de dados; p é a probabilidade de significância; N é o tamanho da amostra da série; t é a posição dos dados na série.

Assim, se p for menor que o nível de significância adotado; ou seja, $p \leq 0,05$, rejeita-se a hipótese H_0 , e existe mudança estatisticamente significativa na série dos dados.

Outro teste utilizado neste estudo para detectar tendência foi o de Spearman, que permite determinar tendência pela correlação entre a série hidrológica e o tempo (TRINDADE et al., 2017). O coeficiente de correlação de Spearman é dado pela Equação 2.9.

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{t=1}^n [m_t - T_t]^2}{n^3 - n} \quad (2.9)$$

Em que: m_t é a posição que as observações ocupam na série organizada em ordem crescente, T_t é a posição temporal das observações; e n é o tamanho da série.

Considera-se que, sob hipótese nula, não há correlação entre mt e Tt (sem tendência temporal); r_s tende a ter distribuição normal, com média igual a zero ($E[r_s]=0$) e variância dada por $Var[r_s]=1/(n-1)$ (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Desta forma, a estatística do teste de Spearman pode ser obtida pela Equação 2.10:

$$T = \frac{r_s}{\sqrt{Var[r_s]}} \quad (2.10)$$

Ao nível de significância α , a hipótese nula (H_0) pode ser rejeitada se $|T| > Z_{1-\alpha/2}$.

As vazões mínimas anuais com sete dias de duração (Q_7) foram obtidas com auxílio do software Hydrology Plus (SOUSA, 2017). As análises de tendência foram realizadas no software R versão 4.3, utilizando os pacotes *modifiedmk* (PATAKAMURI; O'BRIEN, 2021) para o teste Mann-Kendall Modificado; *trend* (POHLERT, 2020) para o teste Pettitt; e *stats* (R CORE TEAM, 2021) para avaliação da correlação de Spearman. Na avaliação de todos os testes adotou-se nível de significância de 5%. Realizou-se, ainda, o teste de autocorrelação das séries de dados utilizando o pacote *stats* e a aleatoriedade pelo teste *Run*, disponível no pacote *randtests* (CAEIRO; MATEUS, 2014).

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. Vulnerabilidade ambiental em Zonas de Recarga Hídrica (ZRs)

Verificou-se pelo mapeamento das Zonas de Recarga Hídrica que essas áreas contabilizam 21.614,3 km², ou seja, aproximadamente 25% da bacia hidrográfica do rio Doce (UFV; UFMG; RENOVA, 2018). Ao avaliar com o índice de vulnerabilidade ambiental desenvolvido, constatou-se que as regiões classificadas como de vulnerabilidades baixa e muito baixa representam cerca de metade das ZRs (10.896,72 km², 50,41%); as de vulnerabilidade média correspondem a 5.349,82 km²; e as de vulnerabilidades alta e muito alta 5.367,79 km², respectivamente, 24,75 e 24,83% das ZRs.

Entre as UGRHs que integram a bacia hidrográfica do rio Doce, as do rio Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5) apresentaram os maiores percentuais de área de ZRs nas classes de vulnerabilidade ambiental alta e muito alta, respectivamente, 38,3, 34,8, e 33,2%. Já nas UGRHs DO11 (Barra Seca e Foz do Rio Doce) e DO3 (Santo Antônio) foram verificados maiores percentuais de área de ZRs nas classes de vulnerabilidade ambiental baixa

e muito baixa (67,5 e 61,7%, respectivamente). A Figura 2.2 apresenta o percentual de área de cada UGRH conforme os níveis de vulnerabilidade ambiental das ZRs.

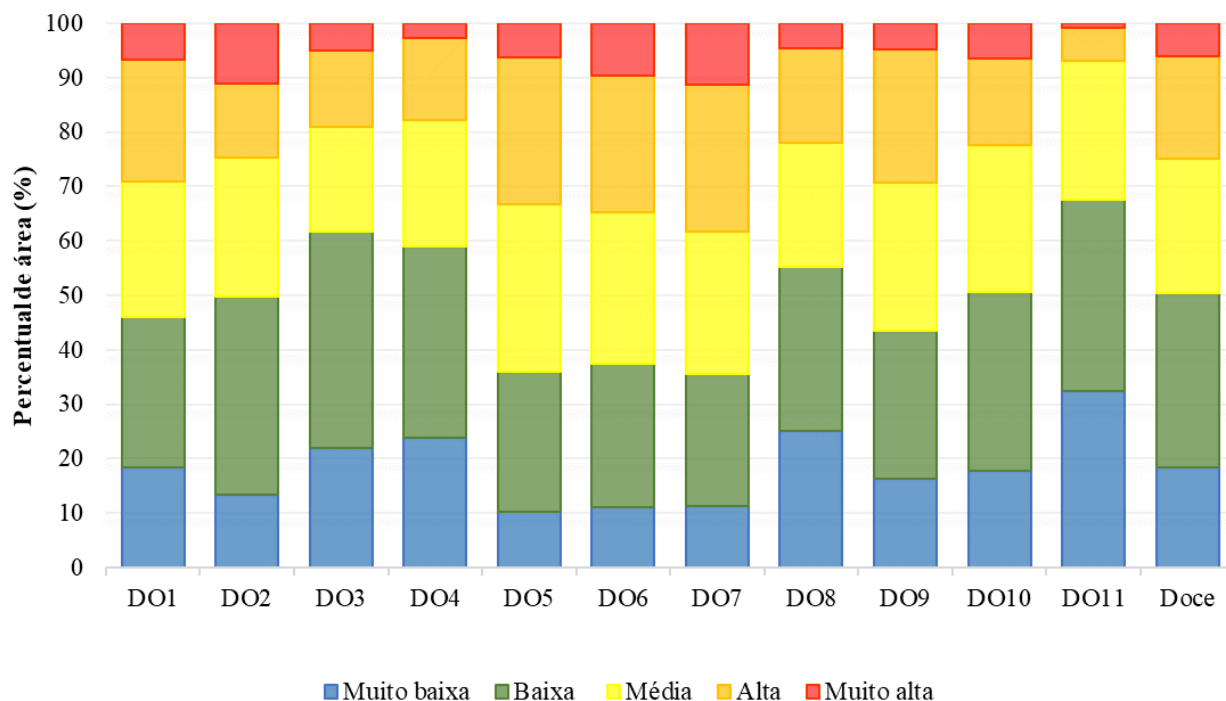


Figura 2.2. Percentual de área conforme vulnerabilidade ambiental para cada UGRH e para a bacia hidrográfica do rio Doce

Estes resultados seguem a mesma tendência observada na avaliação da vulnerabilidade ambiental de toda a área da bacia hidrográfica do rio Doce, como apresentado no Capítulo 1. De acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (ECOPLAN-LUME, 2010), as sub-bacias dos rios Manhuaçu e Caratinga apresentam elevada suscetibilidade a erosão hídrica, com mais de 69% das suas áreas com forte suscetibilidade. Fagundes et al. (2020), ao simularem a dinâmica de sedimentos da bacia do rio Doce, também citam os rios Caratinga e Guandu como apresentando os maiores valores de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) a longo prazo. Estas regiões hidrográficas, além de estarem associadas a relevos intensamente dissecados, suas terras são predominantemente exploradas em atividades agropecuárias.

Ao quantificar os usos e coberturas da terra nas ZRs (Tabela 2.1), verificou-se a necessidade da adoção de práticas conservacionistas nestas áreas, tendo em vista que 51,1% das ZRs (11.033,7 km²) estão sendo utilizadas em usos ligados à agricultura e pecuária, enfatizando as pastagens moderadamente e severamente degradadas como usos já degradados nas ZRs. Já

as florestas naturais ocupam 42,6% das ZRs (9.205,0 km²), sendo importante o incentivo da preservação destas.

Tabela 2.1. Quantificação da área em cada classe de uso e cobertura da terra das ZRs da bacia hidrográfica do rio Doce

Uso e cobertura da terra	Total	
	Km ²	%
Floresta Natural	9.205,0	42,6
Floresta Plantada	857,5	4,0
Formação natural não florestal	165,4	0,8
Agricultura (Lavoura temporária)	208,6	1,0
Agricultura (Lavoura permanente)	185,3	0,9
Mosaico agricultura e pastagem	3.628,9	16,8
Pastagem conservada	2.921,5	13,5
Pastagem moderadamente degradada	3.344,7	15,5
Pastagem severamente degradada	744,7	3,4
Área não vegetada	11,3	0,1
Infraestrutura urbana	25,1	0,1
Afloramento rochoso	302,5	1,4
Mineração	13,2	0,1
Corpo d'água	0,7	0,0
Total	21.614,3	100,0

Deve-se avaliar, especialmente, em que condições se encontram as áreas destinadas a usos agropecuários. É de conhecimento que a cobertura vegetal tem papel fundamental por favorecer a infiltração da água no solo e reduzir a propensão à erosão hídrica, em função de contribuir com o aumento da macroporosidade do solo e condutibilidade hidráulica; interceptação e amortecimento do impacto das gotas de chuvas; diminuição da desagregação e selamento superficial, como também do escoamento superficial da água (PRUSKI, 2009; BRANDÃO et al., 2012; LI et al., 2022). Assim, em ZRs a cobertura vegetal do solo, mesmo que associada a usos agrícolas, ainda é importante, tendo em vista que contribui com a infiltração de água nas porções mais elevadas do relevo e reduz o escoamento superficial nas regiões mais baixas (RIBOLZI et al., 2018; CALEGARIO et al., 2020; CHEN et al., 2021). Desta forma, é fundamental enfatizar a adoção de práticas conservacionistas, para que estas áreas contribuam proporcionando a recarga hídrica, mesmo submetidas às atividades antrópicas, como agricultura e pecuária.

Atividades pecuárias com sobrepastejo, acentuada mecanização e revolvimento do solo e lavouras intensivas podem contribuir com a degradação do solo e alterar as funções

hidrológicas das ZRs, além comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Essa situação também foi exposta por Calegario et al. (2020) ao estudarem a capacidade de uso em ZRs da bacia hidrográfica do rio Doce. Os autores verificaram que 62% das ZRs estavam sendo utilizadas além da capacidade de suporte do solo, sendo predominantemente constituídas por pastagens e agricultura.

Avaliando os usos da terra conforme os níveis de vulnerabilidade (Tabela 2.2), observa-se que as áreas das ZRs ambientalmente mais vulneráveis, ou seja, as classes de IVA 4 e 5 (vulnerabilidades alta e muito alta, respectivamente), em geral são ocupadas por mosaico de agricultura e pastagem, afloramento rochoso e pastagens moderadamente e severamente degradadas. Evidencia-se, assim, que as atividades agropecuárias figuram como os principais usos da terra associados à vulnerabilidade ambiental das ZRs da bacia hidrográfica do rio Doce. Desta forma, é necessário que estas áreas sejam consideradas prioritárias para aplicação de políticas de restauração ambiental (MANFRÉ et al., 2013; CRUZ et al., 2017).

Tabela 2.2. Áreas das zonas de recarga hídrica de acordo com o uso e cobertura da terra e a classe de vulnerabilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Doce

Uso e cobertura da terra	Vulnerabilidade									
	Muito baixa (IVA 1)		Baixa (IVA 2)		Média (IVA 3)		Alta (IVA 4)		Muito alta (IVA 5)	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Floresta Natural	3.355,6	84,0	4.288,3	62,1	1.193,8	22,3	284,1	7,0	83,1	6,4
Floresta Plantada	245,6	6,1	432,0	6,3	152,0	2,8	25,9	0,6	2,0	0,2
Formação natural não florestal	3,3	0,1	44,2	0,6	65,7	1,2	37,9	0,9	14,2	1,1
Agricultura (Lavoura temporária)	7,8	0,2	63,4	0,9	83,1	1,6	41,9	1,0	12,4	1,0
Agricultura (Lavoura permanente)	4,1	0,1	52,0	0,8	62,3	1,2	57,4	1,4	9,4	0,7
Mosaico agricultura e pastagem	222,4	5,6	548,3	7,9	1.026,7	19,2	1.368,3	33,6	463,1	35,7
Pastagem conservada	136,5	3,4	926,4	13,4	1.156,1	21,6	650,7	16,0	51,8	4,0
Pastagem moderadamente degradada	17,4	0,4	515,4	7,5	1.380,1	25,8	1.204,0	29,6	227,7	17,6
Pastagem severamente degradada	1,5	0,0	22,0	0,3	216,7	4,0	348,2	8,6	156,4	12,1
Área não vegetada	0,1	0,0	0,5	0,0	1,7	0,0	3,8	0,1	5,2	0,4
Infraestrutura urbana	0,0	0,0	0,1	0,0	3,4	0,1	10,1	0,2	11,5	0,9
Afloramento rochoso	2,0	0,0	7,2	0,1	7,9	0,1	37,1	0,9	248,4	19,1
Mineração	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	1,0	0,0	11,9	0,9
Corpo d'água	0,4	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Total	3.996,7	100,0	6.900,0	100,0	5.349,8	100,0	4.070,6	100,0	1.297,2	100,0

Neste sentido, é importante ressaltar o Programa Produtor de Águas, um dos programas da bacia hidrográfica do rio Doce que utiliza o mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para incentivar medidas que contribuam com a melhoria da qualidade e quantidade das águas de determinadas microbacias (CBH-DOCE, 2016b). O PSA consiste em estímulos econômicos para promoção da restauração ambiental, no qual instituições destinam recursos financeiros a produtores que aderem a programas de conservação e/ou recuperação dos recursos naturais (MONTEIRO et al., 2018; ANJINHO et al., 2021).

2.3.2. Comportamento das vazões mínimas

Os resultados estatísticos dos testes Mann Kendall modificado, Pettitt e Spearman utilizados na avaliação do comportamento das séries de dados de vazões mínimas anuais com sete dias de duração (Q7) para todas as estações analisadas da bacia hidrográfica do rio Doce são apresentados no Apêndice I.

Conforme pode ser verificado na Figura 2.3, das 45 estações fluviométricas avaliadas, apenas seis não apresentaram tendência significativa de redução das vazões, ressaltando que em nenhuma das estações foi observado tendência de aumento.

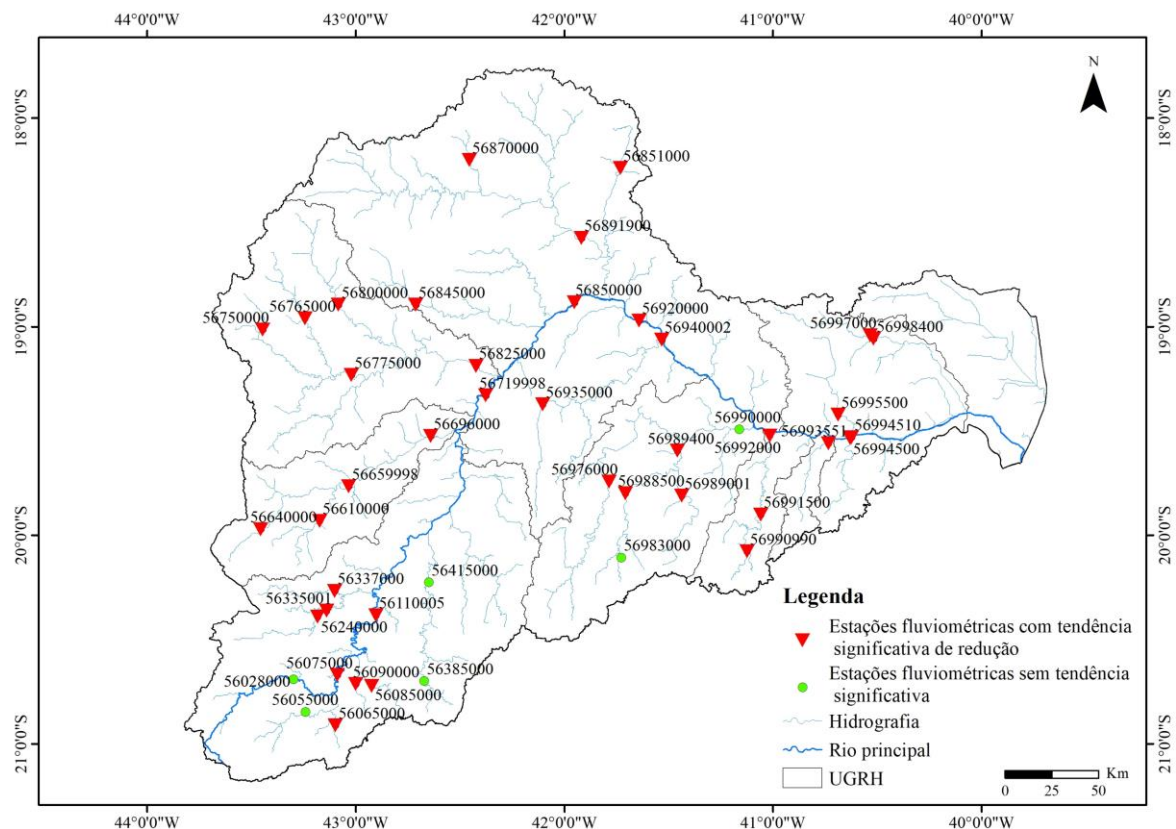


Figura 2.3. Distribuição espacial da análise de tendência das vazões mínimas com sete dias de duração (Q7) das estações fluviométricas da bacia hidrográfica do rio Doce.

Apesar de, nos anos mais recentes, se verificar uma sutil redução das áreas ocupadas por atividades agropecuárias e, em algumas áreas, um pequeno incremento da cobertura florestal da bacia hidrográfica do rio Doce (MAPBIOMAS, 2021), os resultados obtidos neste estudo evidenciaram a redução das vazões mínimas em 86,7% das séries históricas analisadas. Salienta-se que diversos fatores podem influenciar o regime de vazões, como mudanças climáticas podendo propiciar alterações nos padrões pluviométricos; dinâmica do uso e cobertura da terra; e usos da água, como por exemplo, pela existência de reservatórios de regularização e retirada de água para irrigação (MAHMOOD; JIA, 2019; AIRES et al., 2020; CECÍLIO et al., 2021; GENEROSO et al., 2022).

Diversos estudos têm descrito que o reflorestamento pode contribuir com a redução das vazões mínimas, tendo em vista o incremento considerável da evapotranspiração, especialmente nos meses mais secos, em função do aumento da captação das águas subterrâneas pelas raízes profundas das florestas (RIBOLZI et al., 2018; AIRES et al., 2020; CECÍLIO et al., 2021). No entanto, trata-se de uma questão controversa, pois há grupos de estudiosos que defendem que as florestas possibilitam maior armazenamento de água no solo, dado ao sistema radicular profundo (XUE et al., 2022). Além disso, a distribuição espacial com que ocorre o reflorestamento também pode influenciar no comportamento das vazões. Cecílio et al. (2019), ao simularem cenário da influência da posição geográfica na arborização, verificaram que aglomerados florestais localizados ao longo dos recursos hídricos resultaram em reduções nas vazões mínimas; por outro lado, quando localizadas nas partes superiores da bacia propiciaram o incremento destas. Desta forma, a elevada vulnerabilidade ambiental nas áreas de topos de morros, também, pode impactar na tendência de redução das vazões mínimas.

Diante dos resultados obtidos, com a detecção da tendência de redução das vazões mínimas da bacia hidrográfica do rio Doce, há a necessidade de realizar outros estudos de enfoque local para compreender os processos envolvidos nesse comportamento. De toda forma, já existe um sinal de alerta do comprometimento da disponibilidade hídrica atual e futura da bacia.

2.4. CONCLUSÕES

Pela análise dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- Cerca de 25% das Zonas de Recarga Hídrica (ZRs) da bacia hidrográfica do rio Doce estão localizadas em áreas classificadas como de vulnerabilidade ambiental alta e muito alta;
- As UGRH's DO7 (Gandu), DO6 (Manhuaçu) e DO5 (Caratinga) apresentam maiores percentuais de área das ZRs com alta e muito alta vulnerabilidade ambiental;
- Mais de metade das ZRs da bacia do rio Doce são utilizadas em atividade de agropecuária, sendo necessário a adoção de práticas conservacionistas para favorecer as funções hidrológicas destas áreas; e
- Constatou-se que 86,7% das estações fluviométricas da bacia hidrográfica do rio Doce analisadas apresentaram tendência significativa de redução da vazão mínima com sete dias de duração (Q_7), o que enfatiza a importância do adequado planejamento e gestão dos recursos naturais da bacia, principalmente do uso e cobertura da terra em áreas de recarga hídrica, destacadamente com a adoção de técnicas de conservação das pastagens que apresentam algum grau de degradação ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. C. et al. Streamflow in the Sapucaí River watershed, Brazil: Probabilistic modeling, reference streamflow, and regionalization. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 126, p. 103133, 1 jun. 2022.
- AIRES, U. R. V. et al. The Use of the Normalized Difference Vegetation Index to Analyze the Influence of Vegetation Cover Changes on the Streamflow in the Manhuaçu River Basin, Brazil. **Water Resources Management**, v. 34, n. 6, p. 1933–1949, 2020.
- ANA-AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **HIDROWEB - Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>>. Acesso em: 4 jun. 2021.
- ANJINHO, P. da S. et al. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, n. July 2020, p. 104946, 2021.
- BRANDÃO, V. dos S. et al. **Infiltração de água no solo**. 3. ed. Viçosa: Ed. UFV, 120 p., 2012.
- CAEIRO, F.; MATEUS, A. **randtests: Testing randomness in R. R package version 1.0.**, 2014. . Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=randtests>>.
- CALEGARIO, A. T. et al. Land use capability at recharge zones. *Soil Use and Management*, n. June 2019, p. 1–10, 2020.
- CBH-DOCE. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **A bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2016a. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>. Acesso em: 5 maio 2022.
- CBH-DOCE. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **Programa Produtor de Água**. 2016b. Disponível em: <<https://www.cbhdoce.org.br/programas-e-projetos/p24-programa-produtor-de-agua>>. Acesso em: 9 ago. 2022.
- CECÍLIO, R. A. et al. Trends in monthly and annual streamflow related to rainfall and land use at the Atlantic rainforest biome. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 112, p. 103600, 1 dez. 2021.
- CECÍLIO, R. A.; PIMENTEL, S. M.; ZANETTI, S. S. Modeling the influence of forest cover on streamflows by different approaches. **CATENA**, v. 178, p. 49–58, 1 jul. 2019.
- CHEN, C. et al. Effects of hillslope position on soil water infiltration and preferential flow in tropical forest in southwest China. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113672, 1 dez. 2021.
- CRUZ, B. B. et al. 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.
- ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce**. Belo Horizonte: Consórcio Ecoplan/LUME, v1., 472 p, 2010.
- FAGUNDES, H. de O. et al. Sediment modeling of a large-scale basin supported by remote sensing and in-situ observations. **Catena**, v. 190, n. 104535, 2020.
- FERREIRA, F. L. V. et al. Time series trends of streamflow and rainfall in the Santo Antônio River Basin, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 41, n. 1, p. 47–55, 2021.
- GAO, R. et al. Spatiotemporal variations in precipitation across the Chinese Mongolian plateau over the past half century. **Atmospheric Research**, v. 193, p. 204–215, 1 set. 2017.

- GENEROSO, T. N. et al. Analysis of Flow Behavior as Influenced by Reservoir with Flow Regularization. **Water Resources Management**, 10 ago. 2022.
- HAMED, K. H.; RAO, A. R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. **Jornal of Hydrology**, v. 204, p. 182–196, 1998.
- HAN, D. et al. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 545–557, 1 nov. 2017.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa digital de solos do Brasil. Escala 1:250.000**.
- JESUS, E. T. et al. Meteorological and hydrological drought from 1987 to 2017 in Doce River Basin, Southeastern Brazil. **RBRH**, v. 25, p. 1–10, 5 jun. 2020.
- KENDALL, M. G. **Rank correlation measures**. London: Charles Griffin, 220p., 1975.
- KUMAR, A. et al. Rainfall trend, variability and changes over the state of Punjab, India 1981–2020: A geospatial approach. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 23, p. 100595, 1 ago. 2021.
- LI, X. et al. Effects of shrub-grass cover on the hillslope overland flow and soil erosion under simulated rainfall. **Environmental Research**, v. 214, p. 113774, 1 nov. 2022.
- LUO, D.; CALDAS, M. M.; GOODIN, D. G. Estimating environmental vulnerability in the Cerrado with machine learning and Twitter data. **Journal of Environmental Management**, v. 289, p. 112502, 1 jul. 2021.
- MAHMOOD, R.; JIA, S. Assessment of hydro-climatic trends and causes of dramatically declining stream flow to Lake Chad, Africa, using a hydrological approach. **Science of The Total Environment**, v. 675, p. 122–140, 20 jul. 2019.
- MANFRÉ, L. A. et al. 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.
- MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. **Econometrica - Jornal of the Econometric Society**, v. 13, n. 3, p. 259, jul. 1945.
- MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomias Coleção 6 - Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 5 out. 2021.
- MILLY, P. C. D. et al. Stationarity is dead: Whither water management? **Science**, v. 319, n. 5863, p. 573–574, 1 fev. 2008.
- MONTEIRO, L. I. B. et al. Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. **Soil Use and Management**, v. 34, n. 4, p. 515–524, 2018.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. de A. **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte: CPRM-Serviço Geológico do Brasil, 552p, 2007.
- PANDEY, V. P.; SHRESTHA, D.; ADHIKARI, M. Characterizing natural drivers of water-induced disasters in a rain-fed watershed: Hydro-climatic extremes in the Extended East Rapti Watershed, Nepal. **Journal of Hydrology**, v. 598, p. 126383, 1 jul. 2021.
- PATAKAMURI, S. K.; O'BRIEN, N. **modifiedmk: Modified Versions of Mann Kendall and Spearman's Rho Trend Tests**, 2021. . Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=modifiedmk>>. Acesso em: 12 set. 2021.

- PETTITT, A. N. A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem. **Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)**, v. 28, n. 2, p. 126–135, 1 jun. 1979. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2307/2346729>>. Acesso em: 16 ago. 2022.
- POHLERT, T. **trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection**, 2020. . Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=trend>>. Acesso em: 12 set. 2021.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, Viçosa, 279 p., 2009.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2021.
- RIBEIRO, S. M. C. et al. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 744, n. July, p. 140647, 2020.
- RIBOLZI, O. et al. Interacting land use and soil surface dynamics control groundwater outflow in a montane catchment of the lower Mekong basin. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 268, p. 90–102, 1 dez. 2018.
- ROTTA, C. M. dos S.; ZUQUETTE, L. V. Assessment of environmental degradation due to anthropogenic processes based on critical zones: a study in a basin in southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 6, p. 1–21, 1 mar. 2021
- SAHOO, S. et al. Future Scenarios of Environmental Vulnerability Mapping Using Grey Analytic Hierarchy Process. **Natural Resources Research**, v. 28, n. 4, p. 1461–1483, 2019.
- SIDDIK, M. S. et al. The impact of land use and land cover change on groundwater recharge in northwestern Bangladesh. **Journal of Environmental Management**, v. 315, p. 115130, 1 ago. 2022.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2020-2021**. São Paulo: SOS/INPE, 72p, 2022.
- SOUSA, J. R. de C. **Hydrology Plus: sistema computacional para estudos meteorológicos e hidrológicos**. 2017. Tese (doutorado) - Engenharia Agrícola e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.
- TEUTSCHBEIN, C. et al. Streamflow droughts in Sweden: Spatiotemporal patterns emerging from six decades of observations. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 42, p. 101171, 1 ago. 2022.
- TOMASELLA, J. et al. Probabilistic flood forecasting in the Doce Basin in Brazil: Effects of the basin scale and orientation and the spatial distribution of rainfall. **Journal of Flood Risk Management**, v. 12, n. 1, 1 mar. 2019.
- TRINDADE, A. L. C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13–24, 13 out. 2017
- UFV, U. F. de V.; UFMG, U. F. de M. G.; RENOVA, F. **Metodologia de priorização: Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do Rio Doce**. 204 p., 2018.
- WANG, F. et al. A new copula-based standardized precipitation evapotranspiration streamflow index for drought monitoring. **Journal of Hydrology**, v. 585, p. 124793, 1 jun. 2020.

WEI, W. et al. Regional-scale assessment of environmental vulnerability in an arid inland basin. **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105792, fev. 2020.

XUE, B. et al. Divergent Hydrological Responses to Forest Expansion in Dry and Wet Basins of China: Implications for Future Afforestation Planning. **Water Resources Research**, v. 58, n. 5, p. 1–17, 2022.

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.

CAPÍTULO 3:

Modelagem da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce considerando cenários futuros

RESUMO

Entender os impactos das mudanças climáticas e da intensificação das atividades antrópicas no uso da terra é fundamental para a mitigação dos danos causados ao ambiente. Neste contexto, este estudo tem o objetivo de avaliar a vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce para o ano de 2050, considerando cenários futuros de mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra. Para o desenvolvimento da vulnerabilidade ambiental foram usados os fatores: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, temperatura, pedologia, geologia, distância de áreas urbanas, distâncias de estradas e o uso e cobertura da terra. Utilizou-se as projeções dos modelos climáticos regionais Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5 referentes aos cenários de emissões RCP 4.5 e RCP 8.5, e avaliou-se diferentes métodos de correção de viés. Aplicou-se a ferramenta *Land Change Modeler* para simular o uso e cobertura da terra para o ano de 2050 na bacia do rio Doce, considerando também a situação hipotética de reflorestamento das áreas de Reservas Legais (RLs). Assim, com a combinação de dois cenários climáticos e dois cenários de uso e cobertura da terra para 2050, simulou-se quatro cenários futuros de vulnerabilidade ambiental. Verificou-se que os métodos *empirical quantile mapping* (EQM), para a variável precipitação, e *linear scaling* (LS), para a temperatura, foram os que apresentaram melhores desempenhos na correção do viés dos modelos climáticos. São previstas reduções da precipitação média anual da bacia superiores a 300 mm e elevação da temperatura média anual em até 2°C para o período 2020-2050. Constatou-se que o Cenários Futuro 4 (RCP 8.5 e uso e cobertura da terra para 2050 com RLs reflorestadas) determinou maior percentual de área da bacia nas classes de vulnerabilidade ambiental baixa e muito baixa; enquanto o Cenários Futuro 3 (RCP 4.5 e uso e cobertura da terra para 2050) proporciona maior área nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta. Os resultados mostraram, ainda, que todos os cenários futuros simulados projetam uma relativa melhoria da vulnerabilidade ambiental no ano de 2050, em comparação ao cenário atual em decorrência da redução das precipitações, no entanto é importante considerar a complexidade das relações associadas. Acredita-se que os resultados obtidos neste estudo serão essenciais para antecipar a adoção de medidas que visem a mitigação aos danos ambientais e adaptação às condições climáticas futuras da bacia hidrográfica do rio Doce.

Palavras-chaves: Mudanças climáticas. Correção de viés. Predição do uso da terra. Degradação ambiental

3.1. INTRODUÇÃO

A intensificação das atividades antrópicas sem planejamento e consideração da suscetibilidade dos ambientes impactam negativamente os sistemas naturais e podem levar a mudanças ambientais irreversíveis que comprometem sua capacidade recuperação (ROCKSTRÖM et al., 2009; TREVISAN et al., 2020; ANJINHO et al., 2021). Nesse sentido, a vulnerabilidade ambiental torna-se uma ferramenta fundamental para entender as condições ambientais de uma localidade e contribuir com o seu planejamento e gestão sustentáveis (SAHOO et al., 2019; WEI et al., 2020; BALOGUN et al., 2021).

Entende-se por vulnerabilidade a suscetibilidade de um sistema em sofrer danos em função de agentes estressores (ADGER, 2006). Assim, este tipo de avaliação permite compreender a estrutura do sistema ambiental, avaliar os efeitos das atividades antrópicas e fornecer informações para mitigar os danos (LUO; CALDAS; GOODIN, 2021).

A análise de vulnerabilidade ambiental é comumente empregada com a adoção de diferentes metodologias, no entanto, a Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA) tem sido um método amplamente utilizado, uma vez que possibilita, por um processo simples, a melhor decisão, integrando vários critérios de diversas fontes de dados espaciais (KAZEMI; AKINCI, 2018; CAPRIOLI; BOTTERO, 2021).

Diversos estudos tem avaliado a suscetibilidade dos ambientes à degradação (MACEDO et al., 2018; TREVISAN et al., 2020; LUO; CALDAS; GOODIN, 2021; CUNHA; BRAVO, 2022; FRANÇA et al., 2022). Entretanto, poucos trabalhos consideram os cenários de mudanças climáticas associados às projeções de uso e cobertura da terra, o que é fundamental para antecipar os impactos e desenvolver ações de adaptação e redução dos riscos a médio e longo prazos.

Considerar as mudanças climáticas, principalmente as alterações nos parâmetros meteorológicos de precipitação e temperatura, é imprescindível. De acordo com o Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – AR6, a temperatura da superfície terrestre global continuará aumentando até a metade deste século, elevando pelo menos 1,5°C em todos os cenários (IPCC, 2021). Além disso, há evidências de alterações nos regimes de chuvas, intensificando eventos extremos como de seca e inundações e grandes incêndios florestais. Todas essas alterações podem influenciar a vulnerabilidade dos ambientes.

As mudanças nos parâmetros de temperatura e precipitação podem, ainda, interferir na degradação do solo por uma interação de vários fatores (PRUSKI; NEARING, 2002;

MULLAN; FAVIS-MORTLOCK; FEALY, 2012). O incremento da temperatura global eleva a capacidade de retenção de água na atmosfera, resultando em alterações no ciclo hidrológico, como mudanças na precipitação seja pelo total precipitado, distribuição ou frequência; podendo acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica, alterar a umidade do solo, interferir nas práticas agrícolas e uso da terra e afetar o escoamento superficial (PRUSKI; NEARING, 2002; NEARING et al., 2005; MULLAN; FAVIS-MORTLOCK; FEALY, 2012; LI; FANG, 2016).

Desta forma, objetivou-se com este trabalho avaliar a vulnerabilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Doce para o ano de 2050, considerando cenários futuros de mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra. A predição do uso e cobertura da terra para situações futuras pode ser uma ferramenta eficiente para a formulação de estratégias de gestão para conservação do solo e água. Além disso, a integração com as projeções climáticas pode tornar a modelagem ambiental ainda mais realística, tendo em vista que a degradação do solo por erosão também é afetada pelas mudanças climáticas.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce (Figura 3.1) está localizada na região sudeste do Brasil e abrange parte dos estados de Minas Gerais (86%) e Espírito Santo (14%), totalizando uma área de drenagem de, aproximadamente, 86.715 Km² (CBH-DOCE, 2016). O rio Doce, curso d'água principal da bacia com 879 km de extensão, nasce nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, em Minas Gerais, e recebe este nome após a confluência entre os rios Piranga e Carmo (ECOPLAN-LUME, 2010).



Figura 3.1. Localização da bacia hidrográfica do rio Doce, incluindo a hidrografia e calha do principal.

O regime pluviométrico na bacia apresenta dois períodos distintos, chuvoso de outubro a março (800 a 1300 mm) e seco de abril a setembro (150 a 250 mm) (ECOPLAN-LUME, 2010). A precipitação média anual da bacia varia em torno de 1.500 mm na região da cabeceira, reduz para cerca de 900 mm na região central da bacia e eleva novamente para 1.200 mm próximo ao Oceano Atlântico (TOMASELLA et al., 2019). Na maior parte da área de estudo a temperatura média anual do ar varia de 20 a 26°C, sendo o período mais quente entre os meses de dezembro e março e as maiores temperaturas registradas no baixo rio Doce, na região localizada no estado do Espírito Santo (LOUZADA; XAVIER; PEZZOPANE, 2018).

A vegetação original da bacia é constituída pelos biomas Floresta Atlântica (98%) e Cerrado (2%), biomas intensamente ocupados pelas atividades agropecuárias (RIBEIRO et al., 2020), correspondente a 63% de sua área (MAPBIOMAS, 2021a). Atualmente, a Mata Atlântica representa apenas 12,4% da vegetação original (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2022).

As águas da bacia hidrográfica do rio Doce abastecem uma população estimada de 3,5 milhões de habitantes, em 228 municípios (CBH-DOCE, 2016). Além da utilização para

abastecimento urbano, é usada na mineração, agropecuária, silvicultura, geração de energia e indústria, no entanto, apesar da sua importância, a bacia têm sofrido impactos sobre a qualidade e quantidade das suas águas, associadas ao desmatamento histórico generalizado e ao uso inadequado da terra (SOUZA et al., 2019). Os remanescentes florestais estão restritos, principalmente, às regiões mais declivosas da bacia e pastagens que, em geral, apresentam algum grau de degradação, propiciando maior suscetibilidade à erosão (ANA, 2016). Evidencia-se, ainda, a degradação das águas pelo lançamento de efluentes em áreas urbanas (ECOPLAN-LUME, 2010).

Além disso, em novembro de 2015 a bacia foi cenário de um dos piores desastres ambientais do Brasil, o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, em Mariana, que liberou um volume estimado de 43 milhões de m³ de rejeitos de mineração (CARMO et al., 2017; LIMA et al., 2022). Esse acidente ocasionou diversos impactos aos corpos de água e ao meio ambiente, como a supressão de área de vegetação nativa e danos a áreas destinadas a agricultura e pastagem; assoreamento dos corpos hídricos; prejuízos a hidrelétricas; mortandade de peixes; contaminação das águas por minérios, metais pesados, produtos químicos tóxicos, entre outros (ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS., 2016; AIRES et al., 2018; RUDORFF et al., 2018).

3.2.2. Obtenção e processamento dos dados

A Figura 3.2 apresenta o fluxograma da metodologia empregada, na qual foi utilizada a interação entre fatores naturais da área em estudo e fatores associados às atividades antrópicas, apoiada em Análise Multicritério de Decisão baseada em Sistemas de Informações Geográficas (GIS-MCDA) para determinar cenários de vulnerabilidade ambiental para a bacia hidrográfica do rio Doce para o ano de 2050. Uma descrição mais detalhada das etapas é apresentação nos itens a seguir.

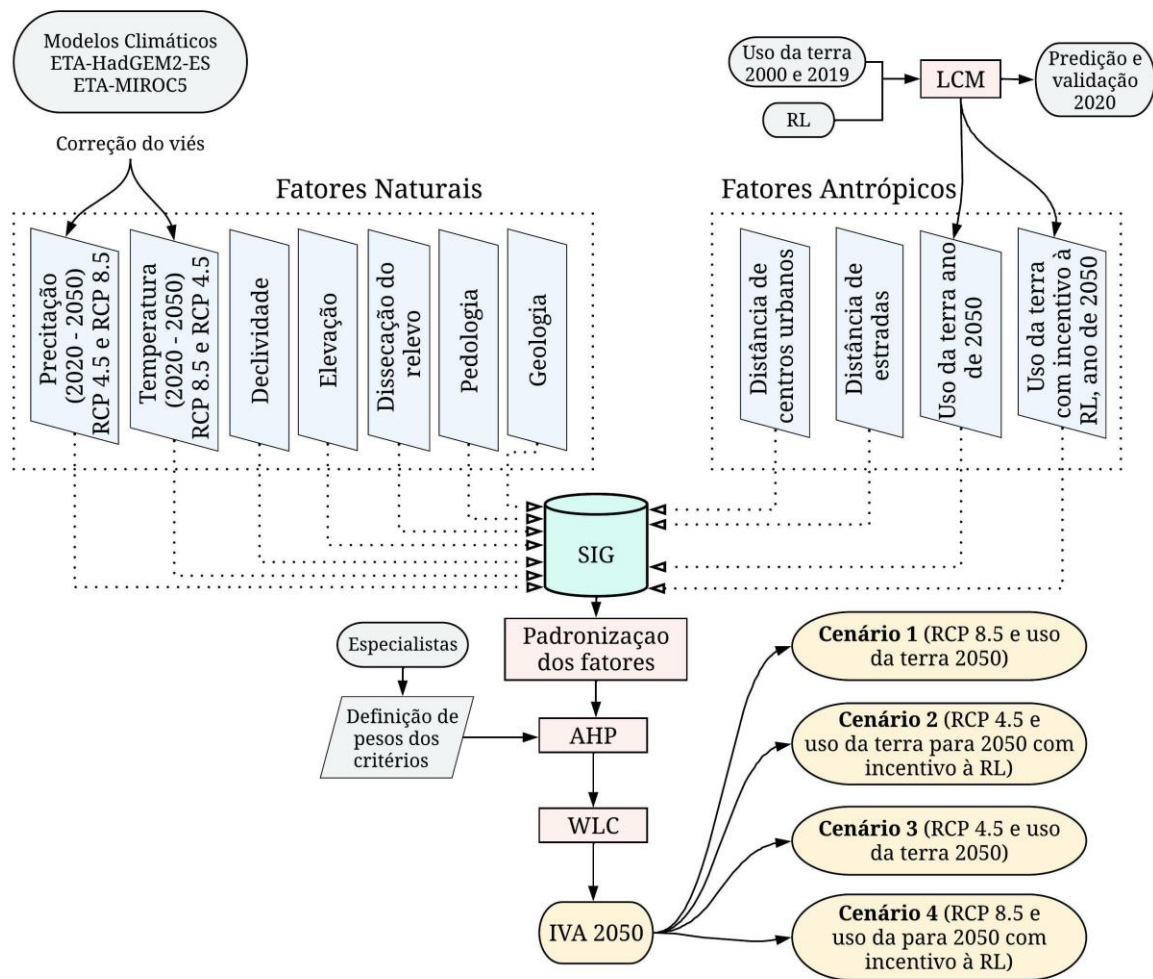


Figura 3.2. Fluxograma da metodologia empregada no estudo de avaliação da vulnerabilidade ambiental futura da bacia hidrográfica do rio Doce. Siglas: SIG: Sistema de Informações Geográficas; AHP: Análise Hierárquica de Processos; WLC: Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination*); IVA: Índice de Vulnerabilidade Ambiental.

A modelagem considerou cenários futuros de mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra estabelecendo os fatores declividade, elevação, dissecção do relevo, pedologia e geologia como intrínsecos da área e, portanto, não alteráveis em função do tempo. No entanto, os dados de precipitação, temperatura e o uso e cobertura da terra sofrem modificações com o decorrer dos anos e, portanto, foram simulados para a condição futura.

A distância euclidiana de áreas de infraestrutura urbana foi realizada a partir do mapeamento do uso e cobertura da terra futuro para o ano de 2050. E o fator distância de estradas foi obtido de dados cartográficos de estradas do Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística referente ao ano de 2021 (IBGE, 2021), considerando a menor variação deste critério até o ano de 2050.

O MDE (Modelo Digital de Elevação) foi obtido do projeto Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), com resolução espacial de 30 m. A declividade foi gerada a partir do Modelo Digital de Elevação Hidrograficamente Condicionado (MDEHC) da bacia hidrográfica do rio Doce, com auxílio do software ArcGIS 10.5/ArcMap®. A dissecação do relevo foi desenvolvida conforme os pressupostos de Guimarães et al. (2017).

As informações vetoriais de pedologia (IBGE, 2019a) e de geologia (IBGE, 2019b) foram extraídas do mapeamento elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:250:000.

Para a modelar os dados climáticos, referentes às variáveis precipitação total e temperatura do ar a 2 metros, foram considerados os dados dos modelos climáticos regionalizados: Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5, disponibilizados para a América do Sul pela plataforma Projeta (<http://projeta.cptec.inpe.br/>) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE, com resolução espacial aproximada de 20 km (INPE, 2020). Esses produtos são derivados de dois modelos globais: o britânico Hadley Centre Global Environmental Model 2 - HadGEM2-ES (COLLINS et al., 2011) e o japonês Model for Interdisciplinary Research on Climate - MIROC5 (WATANABE et al., 2010). O procedimento de *downscaling* Eta é descrito por CHOU et al. (2014a) e CHOU et al (2014b), baseado em Mesinger et al. (2012).

Para ambos os modelos, foram analisados o cenário pessimista (RCP 8.5) e o cenário intermediário (RCP 4.5) de concentração de gases de efeito estufa, conforme as projeções de mudanças climáticas do Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima – IPCC (IPCC, 2013). O primeiro, RCP 8.5, assume que a forçante radiativa atinge mais de $8,5 \text{ Wm}^{-2}$, e concentrações de CO_2 de cerca de 550 ppm no ano de 2050; já no RCP 4.5 as forçantes radiativas são de, aproximadamente, $4,5 \text{ Wm}^{-2}$, com concentrações de CO_2 em torno de 480 ppm (SMITH; MYERS, 2018).

Desta forma, foram obtidos dados mensais relativos ao período base corresponde aos anos de 2020-2050 para as variáveis de precipitação e temperatura nos dois cenários considerados. Além disso, ainda na plataforma Projeta, foram adquiridos dados históricos de controle dos modelos climáticos para os anos de 1980 a 2005, a fim de avaliar os dados dos modelos simulados em relação aos dados derivados de observações. Esses últimos foram obtidos do banco de dados meteorológico desenvolvido por Xavier; King e Scanlon (2016) e disponível em (<http://careyking.com/data-downloads/>). Trata-se de um conjunto dados interpolados para todo o Brasil de 1980 a 2013, com resolução espacial de $0,25^\circ$ por $0,25^\circ$, a

partir de dados observados. Consiste em uma base de dados amplamente utilizada em diversos estudos (SANTOS et al., 2019; ALMAGRO et al., 2020; AVILA-DIAZ et al., 2020; PAREDES-TREJO et al., 2021).

Em função da diferença entre as resoluções espaciais entre os modelos climáticos e a base de dados observada, as informações climáticas foram reamostradas para uma grade comum de 0.2° utilizando o método de interpolação bilinear, como empregado por Mendez et al. (2020). Posteriormente, no desenvolvimento do índice de vulnerabilidade ambiental (IVA), todos os dados de entrada usados foram definidos com a mesma resolução espacial de 30 m.

Além dos dados individuais dos modelos, foi avaliado ainda o resultado da *Ensemble*, a média para os dados de precipitação e temperatura dos dois modelos climáticos considerados (Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5). De acordo com Jong et al. (2021) isso é importante para evitar as particularidades de um modelo climático específico, como também é utilizado para integrar uma quantidade de dados analisados.

Por fim, todos os dados climáticos que foram utilizados para o desenvolvimento da vulnerabilidade ambiental foram agregados para a base anual, relativa à média do período de 2020-2050, considerando a precipitação média anual e a temperatura média anual para fins de incorporação da influência da precipitação e temperatura na modelagem, respectivamente (ZOU; YOSHINO, 2017; NGUYEN; LIOU, 2019; LUO; CALDAS; GOODIN, 2021).

A modelagem de cenários futuros para o fator uso e cobertura da terra necessitou de dados relativos ao passado para gerar os dados futuros. Desta forma, foram utilizados mapas observados de três anos de uso e cobertura da terra (2000, 2019 e 2020), obtidos do Projeto MapBiomas, coleção 6.0 (MAPBIOMAS, 2021a). As imagens estão disponíveis com resolução espacial de 30m e foram extraídas para a área de estudo pela plataforma do GEE (GEE, 2019), sendo reclassificadas a fim de simplificar o número de classes, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra do MapBiomias adotada no presente estudo

Classes MapBiomias (Coleção 6)	Classes adotadas
Formação Florestal	Floresta
Formação Savânica	
Floresta Plantada	
Campo Alagado e área pantanosa	Formação natural não florestal
Formação Campestre	
Apicum	
Outras formações não florestais	
Pastagem	Agropecuária
Agricultura (Lavoura temporária)	
Agricultura (Lavoura permanente)	
Mosaico agricultura e pastagem	
Praia, Duna e Areal	Área não vegetada
Outras áreas não vegetadas	
Área Urbanizada	Infraestrutura urbana
Afloramento rochoso	Afloramento rochoso
Mineração	Mineração
Rio, lago e oceano	Corpos d'água

Para avaliação da vulnerabilidade ambiental futura para a bacia hidrográfica do rio doce foi necessário que os dados utilizados estivessem em uma mesma escala, a fim de possibilitar comparações (ALVARADO et al., 2016; MIHI; BENARFA; ARAR, 2020). Desta forma, todas as variáveis foram padronizadas em uma escala comum de 0 a 255, sendo que para os dados considerados contínuos foi utilizada a função linear fuzzy para realizar essa conversão. Na Tabela 3.2 podem ser verificados os pontos de controle para as funções crescentes e decrescentes das variáveis contínuas utilizadas.

Tabela 3.2. Pontos de controle das funções fuzzy para as variáveis contínuas

Variáveis	Função Fuzzy	Pontos de controle			
		a	b	c	D
Declividade (%)	Linear crescente	0	45	45	45
Altitude (m)	Linear crescente	0	1800	1800	1800
Precipitação (mm)	Linear crescente	Mín.	Máx.	Máx.	Máx.
Temperatura (mm)	Linear crescente	Mín.	Máx.	Máx.	Máx.
Proximidades de estradas (km)	Linear decrescente	0	0	0	0.5
Proximidades de centros urbanos (km)	Linear decrescente	0	0	0	Máx.

Já os dados categóricos (Tabela 3.3) foram reclassificados em níveis de vulnerabilidade. Assim, por exemplo, a classe de vulnerabilidade alta representa valor de adequabilidade igual a 255. Os níveis hierárquicos para os fatores pedologia e geologia foram determinados conforme os pressupostos de Ross (1994) e Crepani et al. (2001); a dissecação do relevo foi avaliada de acordo Guimarães et al. (2017); e o uso e cobertura da terra foi classificado em função o grau de proteção determinado pela cobertura vegetal, considerando que as áreas com cobertura vegetal reduzida ou ausente são mais vulneráveis do que as áreas com vegetação densa (NGUYEN; LIOU, 2019). Os corpos d'água foram associados à vulnerabilidade nula, conforme Cruz et al. (2017).

Tabela 3.3. Níveis hierárquicos de vulnerabilidade ambiental para as variáveis categóricas

Fatores	Classe	Vulnerabilidade
Pedologia	Latossolo vermelho e latossolo vermelho amarelo de textura argilosa, gleissolo	Muito baixa
	Latossolo amarelo e latossolo vermelho amarelo de textura média/argilosa	Baixa
	Argissolo, luvisolo, nitossolo, espodossolo	Média
	Cambissolo	Alta
	Neossolo, afloramento rochoso, área urbana	Muito alta
	Corpos de água	Nula
Geologia	Quartzito, granito, granodiorito, granulitos, gnaisses	Muito baixa
	Diorito, basalto, gabro, quartzo, muscovita, biotita, clorita xisto	Baixa
	Anfibolito, filito, metassiltito, ardósia	Média
	Mármore, arenito quartzosos	Alta
	Siltitos, argilitos, calcários, dolomitos, evaporitos, sedimentos inconsolidados	Muito alta
	Corpos de água	Nula
Dissecação do relevo	Classe 1	Muito baixa
	Classe 2	Baixa
	Classe 3	Média
	Classe 4	Alta
	Classe 5	Muito alta
Uso e cobertura da terra	Florestas	Muito baixa
	Formação natural não florestal	Baixa
	Agropecuária	Alta
	Área não vegetada, infraestrutura urbana, mineração, afloramento rochoso	Muito alta
	Corpos de água	Nula

3.2.3. Correção do viés dos modelos climáticos

A correção do viés dos modelos climáticos regionais foi realizada com os dados de precipitação total mensal e temperatura média mensal para o período simulado futuro de 2020 a 2050 e período de controle dos modelos 1980 a 2005; com os dados observados mensais (XAVIER; KING; SCANLON, 2016) referentes, ao mesmo período histórico. Todo o processamento de manipulação dos dados climáticos foi realizado utilizando linguagem de programação R (versão 4.1.1), sendo que a correção do viés foi desenvolvida com auxílio do pacote *hyfo* (XU, 2020).

Empregou-se três métodos de correção do viés para os dados de precipitação e dois métodos para os dados de temperatura. Pelo método *linear scaling* (LS) a precipitação foi corrigida com um fator multiplicativo de correção, que consiste na razão entre a média de longo prazo dos dados observados e dados de controle dos modelos, e a temperatura foi corrigida com um fator aditivo, a diferença entre a média mensal de longo prazo observada e a histórica de controle. (TEUSTSHBEIN; SEIBERT, 2012).

O método *empirical quantile mapping* (EQM) corrige a distribuição dos dados simulados para que estes correspondam ao mesmo comportamento da distribuição dos dados observados, utilizando funções de distribuição cumulativa (DCF) empíricas (DÉQUÉ, 2007; THEMESSEL; GOBIET; HEINRICH, 2012). Esta técnica foi utilizada para correção do viés da precipitação e temperatura. O *Gamma quantile mapping* (GQM) é semelhante ao EQM, no entanto utiliza a distribuição Gama para representar a função de distribuição acumulativa, sendo usada apenas para correção da precipitação (PIANI; HAERTER; COPPOLA, 2010; AKHTER; DAS; DEB, 2017).

Para avaliação dos métodos, os dados mensais observados e simulados de controle foram divididos em duas amostras, constituindo um período de calibração e outro de validação, como utilizado por Mendez et al. (2020). Pelo pacote R *hyfo*, utilizando a função *Biascorrect*, inseriu-se o conjunto de dados relativos às observações e de controle dos modelos, ambos para o mesmo período de calibração (1980-2000), sendo utilizados para ajustar o período de validação (2001-2005). Enfatiza-se, no entanto, que os dados relativos aos modelos climáticos utilizados para o desenvolvimento da vulnerabilidade ambiental tiveram o viés corrigido com base na série de dados completa (1980-2005).

A avaliação de desempenho foi realizada pelas métricas: Erro Médio Absoluto (MAE), Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE), Porcentagem do Viés (PBIAS), coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), índice de concordância de Willmot (d), coeficiente de correlação (r),

coeficiente de determinação (R^2) e coeficiente de Kling-Gupta (KGE), obtidas pelo software R versão 4.1.1, por meio do pacote *hydroGOF* (ZAMBRANO-BIGIARINI, 2020). Graficamente essa avaliação foi apresentada pelo Diagrama de Taylor (TAYLOR, 2001), como empregado por Hamed; Nashwan; Shahid (2021) e Mendez et al. (2020) para avaliar a performance de modelos climático utilizando as estatísticas RMSE, desvio padrão (DP) e o coeficiente de correlação (R).

O MAE é uma estatística robusta que não sofre tanta influência de outliers e, como o RMSE, menores valores estão associados a menores erros, sendo que o valor nulo representa um modelo que se ajusta perfeitamente aos dados observados (HALLAK; PEREIRA FILHO, 2011). O PBIAS mede o desvio dos dados, em que valores positivos e negativos indicam que o modelo tende a superestimar ou subestimar os dados observados, respectivamente. Enquanto o valores de PBIAS igual a zero indicam um modelo ideal (MARTINS et al., 2018).

O R^2 indica a proporção de variância na variável dependente que pode ser explicada pelo modelo (VALBUENA et al., 2019), e o NSE é uma estatística normalizada que determina a qualidade do ajuste e varia de $-\infty$ a 1. Para ambos, quanto mais próximo de um, melhor o ajuste (SANTOS et al., 2019). O KGE (GUPTA et al., 2009; KLING; FUCHS; PAULIN, 2012) possibilita, em uma única métrica, avaliar várias propriedades, e também varia entre $-\infty$ e 1. Já o índice de concordância de Willmot (d) (WILLMOTT, 1981) mede a concordância entre os dados simulados e observados, apresentando resultados entre de 0 a 1.

3.2.4. Land Change Modeler (LCM)

Para simular o uso e cobertura da terra para a condição futura, utilizou-se o módulo *Land Change Modeler* (LCM) integrado ao software TerrSet (CLARK LABS, 2020). O LCM constitui um conjunto de ferramentas baseadas em dados históricos, mapas de potenciais de transições e na cadeia de Markov que permite realizar projeções para o uso e cobertura da terra para o futuro (AZARI; BILLA; CHAN, 2022).

Empregou-se rede neural Perceptron Multi-Camadas (MLP) para o desenvolvimento de mapas de potenciais de transições, tendo em vista o bom desempenho desta ao modelar relações complexas e não lineares de mudanças do uso e cobertura da terra (LETA; DEMISSIE; TRÄNCKNER, 2021). O MLP foi gerado com auxílio das variáveis explicativas altitude, declividade, distância euclidiana de centros urbanos, áreas agropecuárias, estradas e hidrografia, como também do mapa de mudanças do uso e cobertura da terra entre os anos 2000 e 2019. Estas variáveis têm tido frequentemente utilizadas na literatura para modelagem do uso

e cobertura da terra (RODRIGUES et al., 2019; SILVA et al., 2020; AZAREH et al., 2021; FLOREANO; DE MORAES, 2021).

Posteriormente, aplicou-se a cadeia de Markov para determinar a quantidade de mudanças (probabilidade de mudança) que ocorrerá em uma determinada data específica e gerar o uso da terra previsto (EASTMAN, 2020). Assim, com base nas modificações do uso e cobertura da terra observadas para os anos de 2000 e 2019 foi realizada a modelagem para o ano de 2020, validando-a com o mapa disponibilizado pelo MapBiomas para este mesmo ano pelo índice Kappa, disponível na função CrossTab, do TerrSet2000. Assim, a partir da adequada projeção das mudanças foi desenvolvido o mapa de uso e cobertura da terra futuro para o ano de 2050.

No presente estudo, a fim de avaliar uma situação mais crítica, principalmente decorrente da possível degradação futura do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Doce, modelou-se as transições do uso da terra que resultavam no deterioramento em relação ao estado de conservação da classe ocupada anteriormente, pressupondo a intensificação do uso. Assim, por exemplo, incluiu-se no sub-modelo do LCM a expansão das áreas de agropecuária sobre as áreas florestais; as transformações de áreas agropecuárias para áreas não vegetadas ou urbanas, e as transições de florestas para áreas não vegetadas ou formações não florestais.

O atual Código Florestal Brasileiro, introduzido pela Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), estabelece que toda propriedade rural deve manter um percentual de sua área com cobertura de vegetação nativa, declarada como Reserva Legal (RL). Desta forma, considerando a intensificação do uso antrópico, simulou-se uso e cobertura da terra para o ano de 2050 e avaliou-se o comportamento sobre as áreas de RLs e a vulnerabilidade ambiental da bacia, caso a legislação não seja efetivamente cumprida até 2050. Os dados vetoriais das RLs declaradas para a área de estudo foram obtidos do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural - SICAR (SICAR, 2020).

Além disso, foi avaliado uma situação hipotética futura, na qual considerou-se que até o ano de 2050 ocorra o total respeito às áreas de reservas legais estabelecidas pela legislação. Portanto, foi simulado a tendência das RLs da bacia do rio Doce serem reflorestadas, verificando-se como isso poderá impactar na modelagem da vulnerabilidade ambiental futura da área.

3.2.5. Cenário Atual

O cenário atual refere-se à situação atual da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce e foi simulado a fim de servir de parâmetro em relação aos cenários futuros propostos. Para seu desenvolvimento foram empregadas as mesmas variáveis descritas anteriormente, no entanto, se diferenciou por: adotar o uso e cobertura da terra relativo ao ano de 2020, obtido do Projeto MapBiomass, coleção 6.0 e reclassificado conforme Tabela 3.2 (MAPBIOMAS, 2021a); utilizar a distância de centros urbanos referente ao ano de 2020; como também considerar a série de dados médios anuais de precipitação e de temperatura de 1990 a 2020, adquiridos da versão atualizada da base de dados de Xavier et. al (2022).

3.2.6. Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA)

Para o desenvolvimento do IVA realizou-se a comparação pareada entre as variáveis pela Análise Hierárquica de Processos (AHP), desenvolvida por Saaty (1980). Largamente utilizado em estudos ambientais (NGUYEN et al., 2016; MACEDO et al., 2018; HALEFOM; TESHOME, 2019; FRANÇA et al., 2022), esse tipo de método permite hierarquizar e atribuir peso às variáveis em função da sua importância relativa.

A determinação do grau de importância entre as variáveis foi realizada em consulta a dez especialistas, profissionais com vasta experiência na conservação dos recursos naturais em bacias hidrográficas. A formação acadêmica dos especialistas consultados é apresentada no Apêndice E. Foi solicitada aos especialistas a classificação das variáveis pela escala de Saaty (1990), conforme suas concepções de importância entre os fatores avaliados. Além disso, verificou-se a consistência (CR - *Consistency Ratio*) gerada na comparação pareada, em que valores de $CR \leq 0,1$ indicam boa consistência, enquanto valores de $CR > 0,1$ indicam que o julgamentos realizados na comparação pareada deve ser revisto (SAATY, 1990).

Posteriormente, os pesos foram agregados por média geométrica e padronizados para que o somatório dos pesos finais dos critérios fosse igual a 1. A média geométrica tem sido frequentemente utilizada na literatura por possibilitar resultados mais adequados na agregação das preferências coletivas (SUTADIAN et al., 2017; PEROVIĆ et al., 2019; MORALES; VRIES, 2021).

Para gerar o mapeamento da vulnerabilidade ambiental para a área de estudo foi empregada a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC), técnica que

possibilitou combinar os fatores utilizados, com seus pesos correspondentes, por meio de média ponderada (EASTMAN, 2012).

Assim, considerando a combinação de dois cenários para as variáveis precipitação e temperatura (intermediário RCP 4.5 e pessimista RCP 8.5) e os dois mapeamentos futuros de uso e cobertura da terra (ano de 2050 e ano de 2050 com RLs reflorestadas), foram simulados quatro cenários de IVA futuros:

- ✓ **Cenário 1:** RCP 8.5 para precipitação e temperatura; e uso e cobertura da terra para o ano de 2050;
- ✓ **Cenário 2:** RCP 4.5 para precipitação e temperatura; e uso e cobertura da terra para o ano de 2050 com o reflorestamento das RLs;
- ✓ **Cenário 3:** RCP 4.5 para precipitação e temperatura; e uso e cobertura da terra para o ano de 2050;
- ✓ **Cenário 4:** RCP 8.5 para precipitação e temperatura; e uso e cobertura da terra com o reflorestamento das RLs;

Ao finalizar a análise multicritério, os mapas dos cenários futuros obtidos, como também do cenário atual, foram reclassificados em cinco classes em intervalos definidos, para possibilitar a avaliação entre os cenários gerados.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido a existência de viés entre os modelos climáticos regionais e os dados observados, foi procedida a sua correção com a aplicação dos métodos EQM, GQM e LS e avaliadas as métricas de desempenho, como pode observado pelo diagrama de Taylor (Figura 3.3). No Apêndice J é apresentado detalhadamente a avaliação das métricas de desempenho referentes às variáveis climáticas precipitação total mensal e temperatura média do ar para os modelos climáticos Eta HadGEM2-ES, Eta Miroc5 e *Ensemble*.

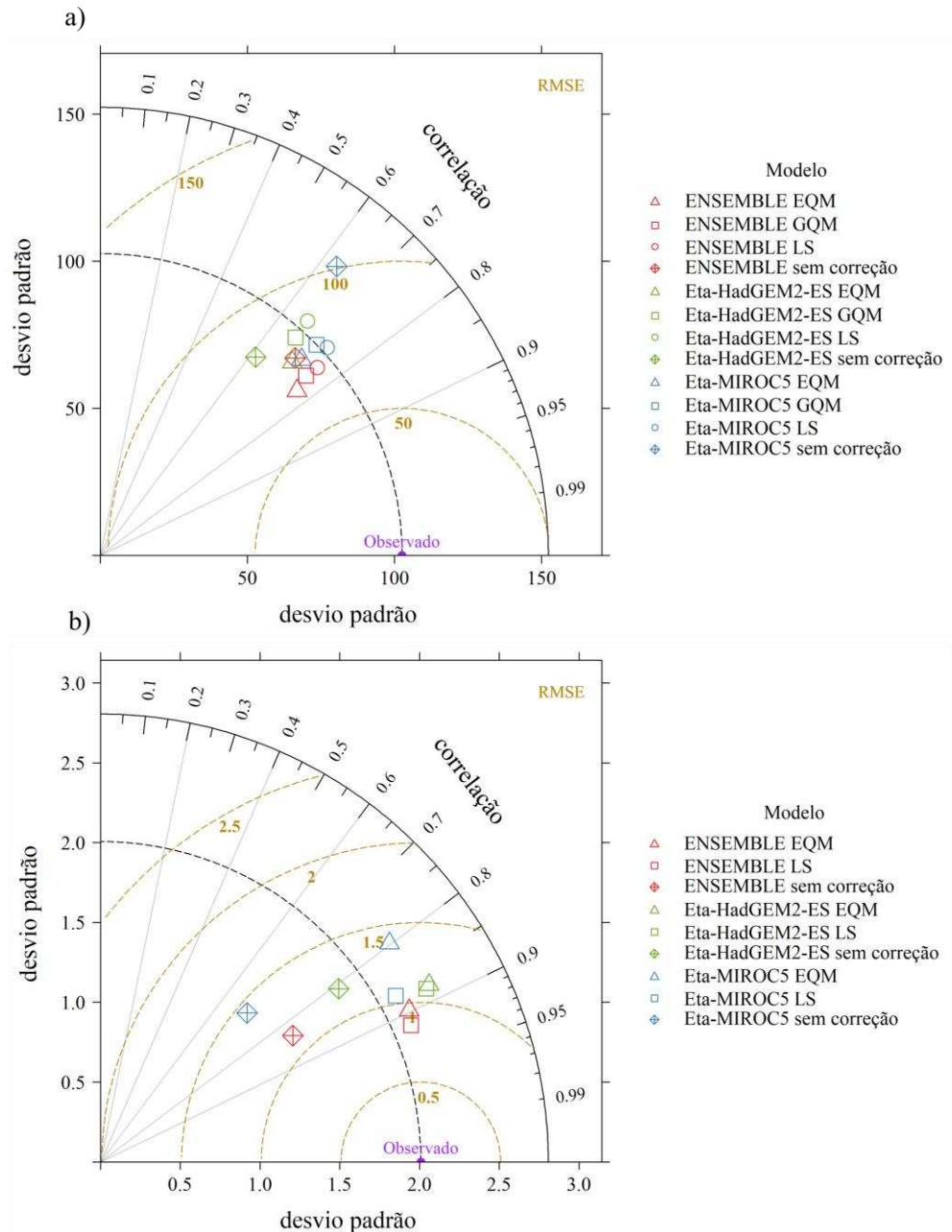


Figura 3.3. Diagrama de Taylor para a) precipitação média mensal e b) temperatura média mensal, observada sem e com correção de viés no período de calibração dos modelos climáticos Eta HadGEM2-ES, Eta Miroc5 e *Ensemble* para a bacia hidrográfica do rio Doce.

Verificou-se que, em geral, todos os métodos de correção avaliados possibilitaram a melhoria do desempenho dos modelos em relação aos dados não corrigidos (brutos). Como pode ser avaliado na Figura 3.3, nos modelos em que foram aplicados os métodos de correção do viés houve o incremento do coeficiente de correlação (r), os valores de desvio padrão (DP) tenderam a aproximar dos dados observados e o RMSE reduziu, como também observado por Mendez et al. (2020). É possível notar, ainda, que o modelo médio *Ensemble* apresentou melhor

desempenho em relação aos modelos individuais. E, apesar da pequena diferença de desempenho verificada entre os métodos de correção (Apêndice J), o *Ensemble* EQM e o *Ensemble* LS foram selecionados por determinarem as melhores métricas para a correção do viés das variáveis precipitação e temperatura ($r = 0,77$ e $r = 0,92$, respectivamente).

Mendez et al. (2020), ao avaliarem diferentes métodos de correção de viés para precipitação mensal da Costa Rica, destacou o método EQM como um dos que obtiveram o melhor desempenho. Para o modelo *Ensemble*, na maioria das regiões da área de estudo, obtiveram valores de r entre 0,7 e 0,85, no entanto, para a área do Caribe foram verificados valores bem inferiores, entre 0,6 e 0,7, ou até abaixo de 0,5. Os autores justificaram esse comportamento em decorrência de particularidades da área, como o padrão de precipitação que não é bem descrita pelos modelos climáticos.

Além disso, observa-se na Figura 3.3 que os modelos climáticos simulam melhor a variável temperatura do que a precipitação, comprovado pelo melhor desempenho da temperatura mesmo para os dados sem correção. Diversos estudos na literatura têm abordado a menor habilidade dos modelos em prever a precipitação em relação a temperatura (LOVINO et al., 2018; LUO et al., 2018; ALIZADEH-CHOOBARI; QADIMI; MARJANI, 2019; CHOU et al., 2020; HAMED; NASHWAN; SHAHID, 2021).

Luo et al. (2018), ao realizarem a comparação de desempenho na correção do viés de modelos climáticos regionais de séries de dados de precipitação e temperatura em uma bacia hidrográfica no oeste da China, verificaram, para os diferentes métodos empregados, valores de R^2 entre 0.56 e 0,72 e NSE entre 0.46 e 0.72. Já para a temperatura, o desempenho foi bem superior, com R^2 e NSE acima de 0,9.

De acordo com Knapp et al. (2008), devido à complexidade das interações dos processos atmosféricos, é mais difícil prever alterações nos padrões de precipitação, em comparação com as projeções mais consistentes para o aumento do CO_2 atmosférico e temperatura. A precipitação é controlada pela temperatura (processos termodinâmicos) e pela circulação atmosférica (processos dinâmicos), gerando assim maior dificuldade de compreender os mecanismos físicos complexos associados, como também a reduzida escala em que ocorre, o que impacta na variabilidade das respostas das simulações e na confiança das previsões para a precipitação (SOORAJ et al., 2012; SHEPHERD, 2014). E ainda que os modelos regionalizados sejam mais confiáveis em relação aos modelos climáticos globais, em representar características geográficas importantes para as projeções dos padrões de precipitação, como orografia, relacionadas as resoluções espaciais mais refinadas (12,5 a 50 km), estes ainda estão sujeitos a erros consideráveis (CHEN et al., 2013; MENDEZ et al., 2020).

Nos Apêndices K e L são apresentados, respectivamente, as projeções corrigidas para a precipitação média mensal e temperatura média mensal (2020-2050) dos modelos climáticos *Ensemble*, Eta-HadGEM2-ES, Eta-Miroc5 associadas aos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, como também os dados observados históricos mensais (1980-2005). Para o parâmetro precipitação é possível observar que as maiores diferenças em relação aos cenários são verificadas nos meses de outubro, novembro, dezembro e janeiro, que referem-se a meses do período chuvoso, sendo o modelo Eta-HadGEM2-ES o que mais subestimou os dados em relação ao período histórico observado. Já para a temperatura, verificou-se que no cenário mais pessimista (RCP 8.5) há um considerável aumento da temperatura média mensal durante o inverno, principalmente nos meses de junho e julho, e o modelo Eta-HadGEM2-ES também foi o que simulou as maiores temperaturas mensais.

Chou et al. (2014a) descrevem que na região centro sul do Brasil, durante os meses de setembro, outubro e novembro, há uma tendência do modelo Eta-HadGEM2-ES simular reduções da precipitação, propiciando a modificação dos valores anuais. Já o modelo Eta-Miroc5 pode apresentar incremento da precipitação durante o período chuvoso, em relação ao clima atual.

Da mesma forma, Lyra et al. (2018), utilizando o modelo Eta-HadGEM2-ES em três cidades metropolitanas do sudeste do Brasil, Rio de Janeiro, São Paulo e Santos, para o período de 2006 a 2100, verificaram uma tendência de diminuição da precipitação em cerca de 3 a 6 mm dia⁻¹ na estação chuvosa referente aos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, sendo as maiores reduções localizadas em regiões montanhas. Os autores enfatizam que como a maior parte da precipitação anual advém desses meses, o total anual da precipitação projetado também será reduzido.

Quanto à temperatura, o modelo Eta-HadGEM2-ES é mais sensível ao aumento de gases de efeito estufa, estimando um aquecimento de cerca de 4°C até 2040, enquanto no Eta-Miroc5 o acréscimo é de cerca de 1,5 a 2 °C (CHOU et al., 2014a). Mas, independente do modelo climático regional ou do cenário avaliado, nas regiões central e sudeste do Brasil há uma tendência ao aquecimento, em função da alta densidade populacional e atividade econômica (OLIVEIRA et al., 2019).

Desta forma, os resultados obtidos no presente estudo para a bacia hidrográfica do rio Doce corroboram com essas projeções apresentadas para a região sudeste. E, como era esperado, a redução da precipitação e a elevação da temperatura foram mais intensas no cenário pessimista (RCP 8.5), como pode ser observado para as projeções anuais do modelo *Ensemble* referentes a precipitação (Figuras 3.4) e temperatura (Figuras 3.5).

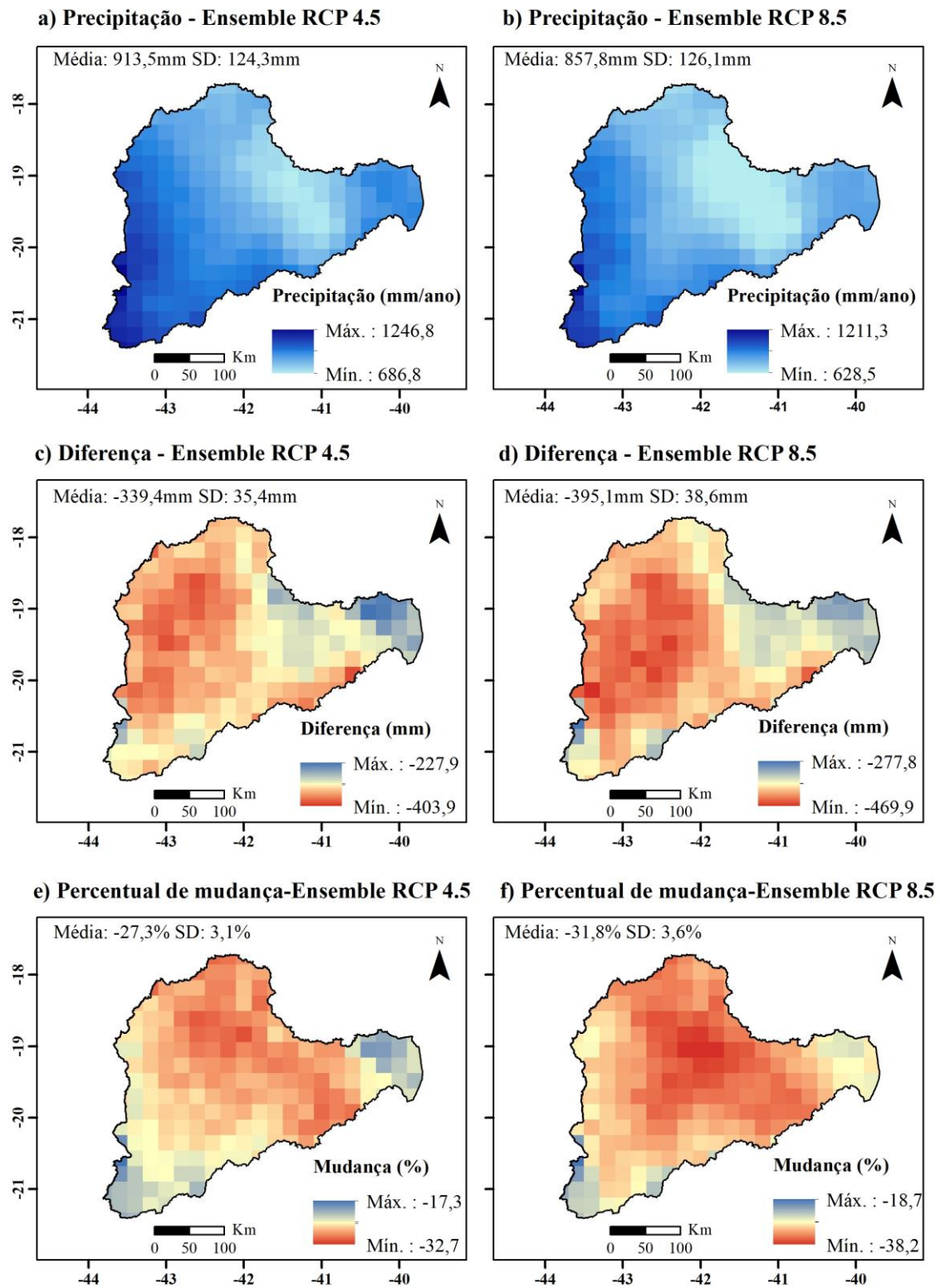


Figura 3.4. Precipitação média anual (2020-2050) para: a) RCP 4.5, b) RCP 8.5; diferença entre o período futuro (2020-2050) e o histórico observado (1980-2005), em mm, para: c) RCP 4.5, d) RCP 8.5; e percentual de mudança entre o período futuro (2020-2050) e histórico observado (1980-2005) para: e) RCP 4.5, f) RCP 8.5. Sigla: SD: Desvio Padrão.

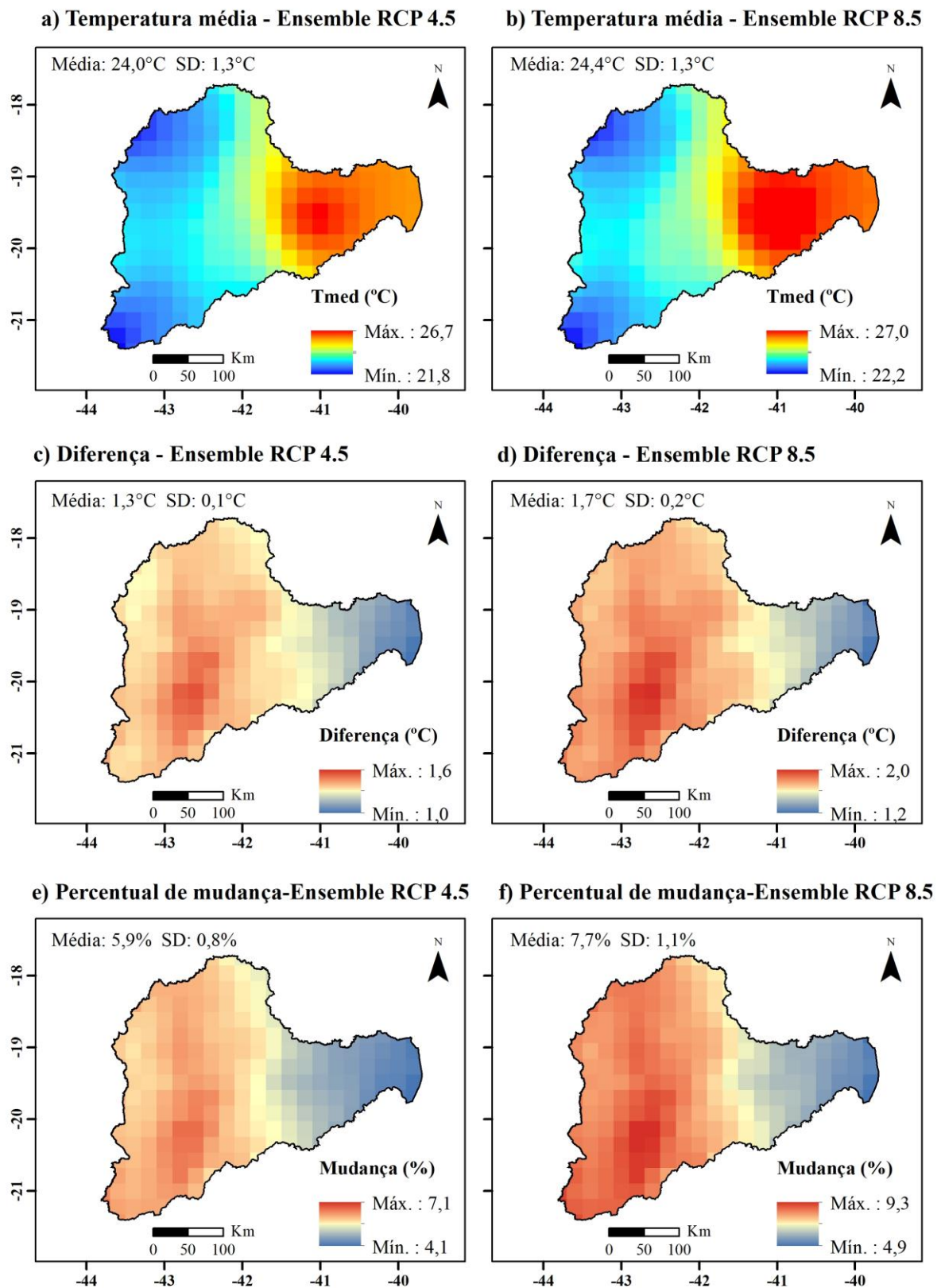


Figura 3.5. Temperatura média anual (2020-2050) para: a) RCP 4.5, b) RCP 8.5; diferença entre o período futuro (2020-2050) e histórico observado (1980-2005), em °C, para: c) RCP 4.5, d) RCP 8.5; e percentual de mudança entre o período futuro (2020-2050) e histórico observado (1980-2005) para: e) RCP 4.5, f) RCP 8.5. Sigla: SD: Desvio Padrão.

Percebe-se, pelas projeções do modelo *Ensemble* no período futuro simulado, que as regiões centrais da bacia, próximas à cidade de Governador Valadares, tendem a apresentar os menores volumes precipitados, sendo, ainda, mais perceptível o agravamento da situação no cenário RCP 8.5. Verifica-se, além disso, que a redução dos totais precipitados anuais chegam a ultrapassar 400 mm em relação ao período histórico observado, sendo a redução média da área no RCP 8.5 de 395mm (Figura 3.4). Em relação à temperatura, nota-se que a diferença de temperatura entre os cenários RCP 4.5 e 8.5 foi, em média, de 0,4 °C para a área da bacia. No entanto, considerando o período histórico, projeta-se a elevação da temperatura em até 2 °C, no cenário pessimista (Figura 3.5).

Quanto ao uso e cobertura da terra, observou-se que as maiores mudanças, entre os anos de 2000 e 2019, ocorreram entre as classes de floresta e agropecuária (Figura 3.6a). O balanço resultante indicou que as áreas florestais tiveram um incremento de 3.231,8 Km², o que representa um aumento de 1,92%, já as áreas agrícolas reduziram 3.558,6 Km², correspondente a -2,12%.

Considerando a projeção para os cenários futuros (Figura 3.6b), pressupondo a intensificação do uso e cobertura da terra para o ano de 2050, verifica-se que a agropecuária representará 68,7% da área da bacia (59.606 Km²), enquanto as florestas 26,5% (23.013 Km²). Por outro lado, se até o ano de 2050 houver o total respeito das áreas de RLs, e estas áreas sejam mantidas com vegetação florestal nativa, as áreas com agropecuária corresponderão a 63,8% da bacia do rio Doce (55.418 Km²) e as florestas a 31,7% (27502 Km²). Além disso, projeta-se a expansão das áreas urbanas em cerca de 26,5% do ano de 2019 para 2050 e o incremento das áreas não vegetadas de 19,3 a 30,7% para o mesmo período, dependendo das condições das RLs.

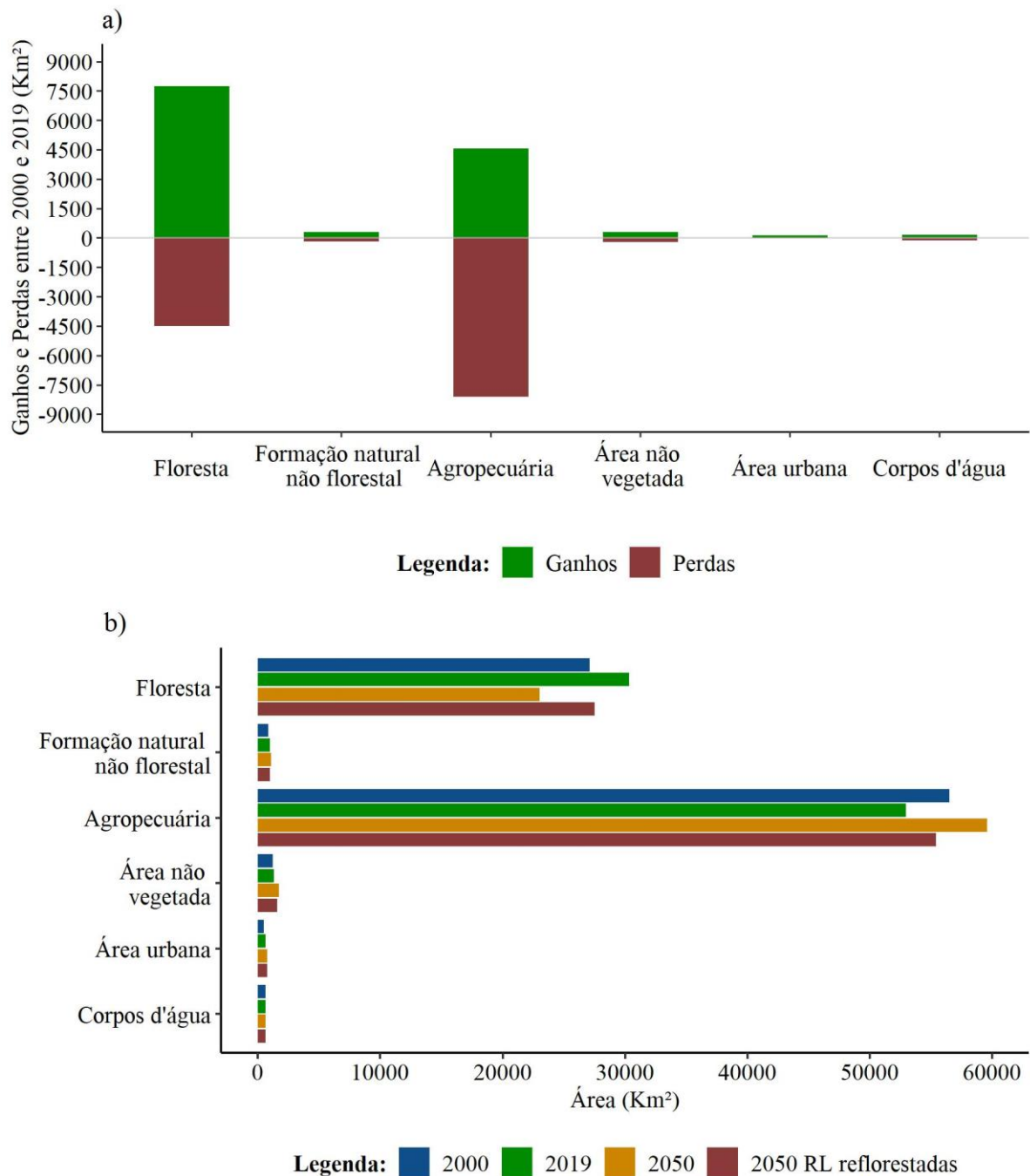


Figura 3.6. Ganhos e perdas entre os usos e coberturas da terra entre os anos 2000 e 2019 (a) e área em cada uso e cobertura da terra para os anos 2000 e 2019 (b), considerando os cenários preditos para 2050 com e sem Reservas Legais (RL) reforestadas.

Na Figura 3.7 é apresentado os mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 2000, 2019 e os mapas projetados para o ano de 2050, conforme condição simulada. Ressalta-se que a modelagem do uso e cobertura da terra foi realizada com auxílio de variáveis explicativas e com os mapas de mudanças de uso da terra entre os anos 2000 e 2019. Desta forma, ao validar a acurácia do mapeamento predito para o ano de 2020 com o mapeamento realizado pelo

MapBiomass, obteve-se valores de índice Kappa de 0,94, o que indica excelente representatividade (LANDIS; KOCH, 1977).

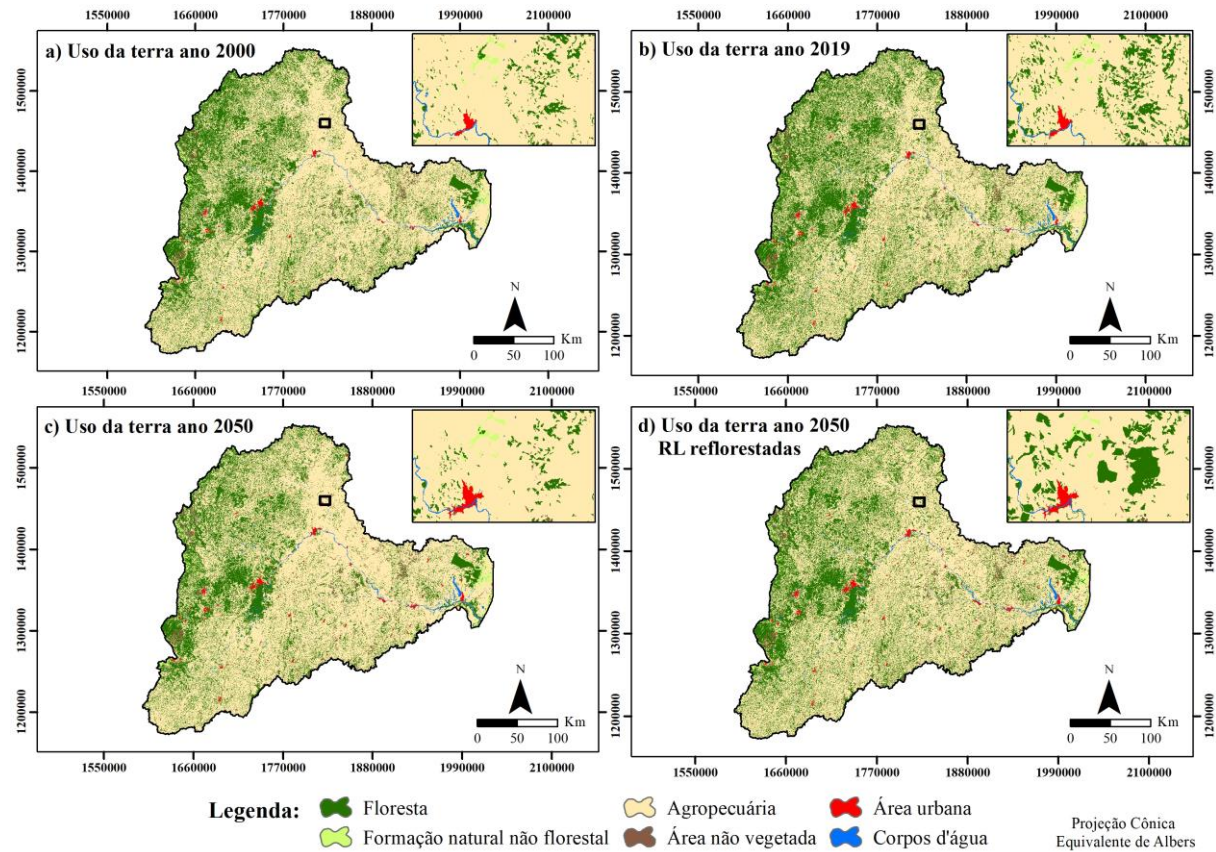


Figura 3.7. Uso e cobertura da terra para a bacia hidrográfica do rio Doce para: a) ano de 2000; b) ano de 2019; c) predito para o ano de 2050; e d) predito para o ano de 2050 considerando o reflorestamento das Reservas Legais.

Ao se observar a dinâmica do uso e cobertura da terra para os anos considerados, nota-se, para os anos de 2000 e 2019, ligeiras melhorias na recuperação da bacia, principalmente, pela recomposição florestal (Figura 3.7). Após o maior desastre ambiental do Brasil, o rompimento da barragem de rejeitos de mineração da Samarco, em novembro de 2015, houve a articulação de diversos órgãos para mitigar e compensar os impactos, como o acordo que pretende implementar a restauração florestal de 40.000 hectares da bacia hidrográfica do rio Doce (0,05% da área da bacia), estabelecido no Termo de Transação e Ajustamento de Conduta - TTAC firmado em março de 2016 (BRASIL. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL., 2016; RIBEIRO et al., 2020; ABREU; ANDRADE, 2022).

Além disso, podem-se citar outras iniciativas alinhadas com metas de magnitude mundial, como Desafio de Bonn, que pretende restaurar 150 milhões de hectares até 2020; a

Iniciativa 20 × 20, com a meta 20 milhões de hectares até 2020; e o Acordo de Paris, em que o Brasil tem o compromisso de restaurar 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030 (CAVALCANTE et al., 2022). Além de esforços nacionais, como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, que já tem apresentado resultados positivos com a restauração de mais de 700 mil hectares de florestas nativas do bioma Mata Atlântica em diferentes estados do Brasil, entre 2011 e 2015 (CROUZEILLES et al., 2019).

Nas projeções futuras do uso e cobertura da terra para o ano de 2050, considerando a simulação da condição mais crítica no futuro que é a intensificação do uso da terra, previu-se o avanço da agropecuária, especialmente na região noroeste da bacia onde se concentram grandes áreas florestais, muitas destas não são protegidas por leis, como também em pequenas áreas florestais na região central e sudoeste (Figura 3.7c).

Quando se considera a implementação de políticas que incentivem a restauração da cobertura florestal em áreas de RLs, espera-se a mitigação da suscetibilidade dos ambientes ao dano, como a atenuação dos impactos das ações antrópicas na bacia do rio Doce. Desta forma, por exemplo, pode-se minimizar os prejuízos provocados pelo avanço da agropecuária sobre áreas importantes para a preservação dos recursos ambientais e hídricos, como as Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e Zonas Recarga Hídrica (topos de morros) (Figura 3.7d).

A relevância da cobertura vegetal florestal na melhoria da qualidade do solo e, conseqüentemente, na redução da vulnerabilidade deste à erosão (RAJ; KUMAR; SOORYAMOL, 2022); a sua influência na resposta hidrológica de bacias hidrográficas (CECÍLIO; PIMENTEL; ZANETTI, 2019); na capacidade de manutenção da qualidade das águas (PIRES et al., 2017), entre outras funções, já são de notório conhecimento. Portanto, a implementação de políticas que incentivem a restauração florestal em áreas de RLs pode favorecer a conservação ambiental da bacia e mitigar sua vulnerabilidade.

Após a projeção das informações climáticas e do uso e cobertura da terra para as condições futuras simuladas, todas as variáveis de entrada utilizadas para o desenvolvimento do índice de vulnerabilidade ambiental foram padronizadas em uma escala de adequação de 0 a 255. Na Figura 3.8, pode-se observar os fatores climáticos precipitação e temperatura padronizados, referentes aos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, como também as variáveis padronizadas para determinar o cenário atual de vulnerabilidade ambiental.

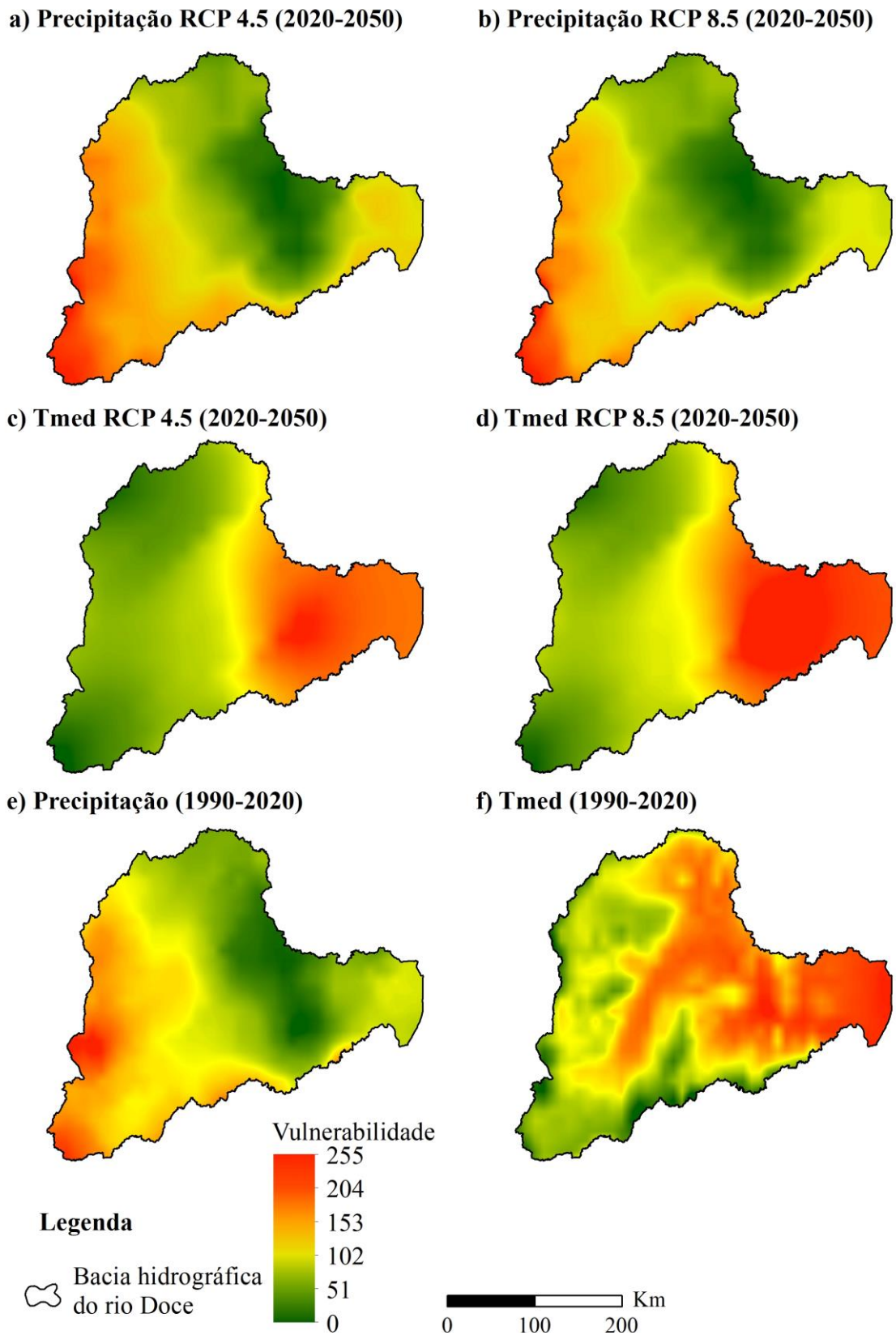


Figura 3.8. Fatores climáticos padronizados utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce: a) precipitação média anual (2020-2050) RCP 4.5 e, b) RCP 8.5; c) temperatura média anual (2020-2050) RCP 4.5 e, d) RCP 8.5; e) precipitação média anual histórica (1990-2020) e, e) temperatura média anual histórica (1990-2020).

O padrão espacial é semelhante para os dois cenários avaliados, principalmente para o critério temperatura, onde as áreas do baixo rio Doce, na região localizada no estado do Espírito Santo, são mais vulneráveis (Figura 3.8). Quanto à precipitação, as áreas mais vulneráveis encontram-se na região sudoeste da bacia, em que o volume precipitado é maior, e as menos vulneráveis estão na região central da bacia. No entanto, ressalta-se que para a bacia hidrográfica do rio Doce, no cenário RCP 8.5, há a projeção de menores volumes pluviométricos que no RCP 4.5, e como a padronização fuzzy realizada é expressa por um função linear crescente, ou seja, quanto mais precipitação maior vulnerabilidade, o cenário RCP 8.5 tende a ter mais áreas incluídas em níveis vulnerabilidade menores.

O mapeamento padronizado dos fatores antrópicos e naturais utilizados é apresentado, respectivamente, nas Figuras 3.9 e 3.10. Em relação à projeção do uso e cobertura da terra para o ano de 2050, verificou-se que 71,5% da área de estudo (62.077,2 Km²) apresenta vulnerabilidade alta a muito alta, no entanto, se as RLs forem mantidas com vegetação florestal nativa, esses níveis de vulnerabilidade passam a representar a 66,5 % da bacia (57.732,0 Km²), sendo as terras utilizadas para a agropecuária correspondentes, respectivamente, a 68,7 e 63,8 % da bacia. Em geral, as áreas menos vulneráveis estão localizadas na porção noroeste da área de estudo, compostas, principalmente, por florestas (Figuras 3.9).

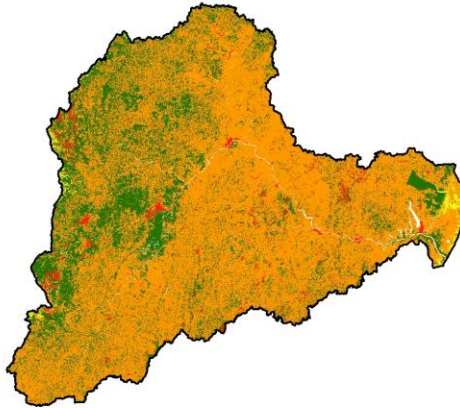
Com a expansão dos centros identificada entre a condição atual e a futura, o mapeamento padronizado de proximidade de áreas urbanas para o ano de 2050 apresenta mais áreas associadas à máxima vulnerabilidade. Além disso, verifica-se que a distribuição espacial das estradas na bacia ocorre de forma relativamente homogênea, no entanto, apenas determinam vulnerabilidade nas áreas mais próximas às estradas (Figuras 3.9).

A região de estudo possui declividade elevada, com 46% da área da bacia com relevo forte-ondulado (20-45%) e 13% montanhoso a escarpado (>45%), conforme classificação da Embrapa (2018). As maiores altitudes estão, predominantemente, nas cabeceiras e as menores no baixo rio Doce. A dissecação do relevo apresenta distribuição espacial semelhante à da declividade, como pode ser verificado no Figura 3.10, sendo que 43% da área de estudo possui vulnerabilidade alta quanto a este critério.

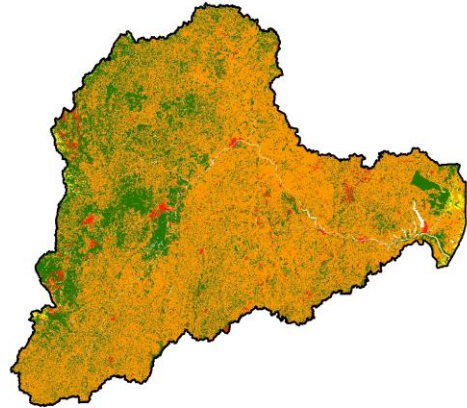
No fator pedologia, 11% da bacia foi determinada como de vulnerabilidades alta e muito alta, compostas principalmente por cambissolo e neossolo; e 42% como de vulnerabilidade média, em geral, constituída por argissolos. Os latossolos com textura argilosa e gleissolos correspondem a 35% da bacia, já os latossolos de textura média/argilosa representam 11%. Para a geologia predominam litotipos mais estáveis que determinam vulnerabilidade muito baixa

(79%), principalmente granito, gnaises e quartzito. As áreas de vulnerabilidades geológicas alta e muito alta totalizam 7%, e são compostas, em geral, por rochas sedimentares, argilitos, siltito e sedimentos inconsolidados (Figura 3.10).

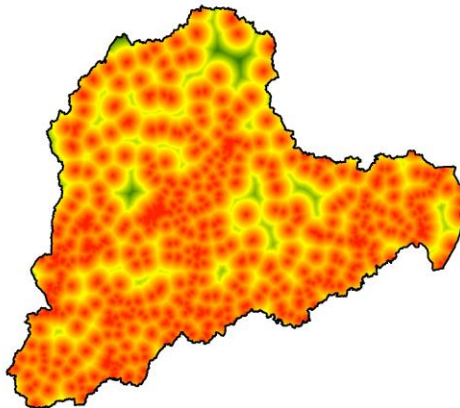
a) Uso da terra 2050



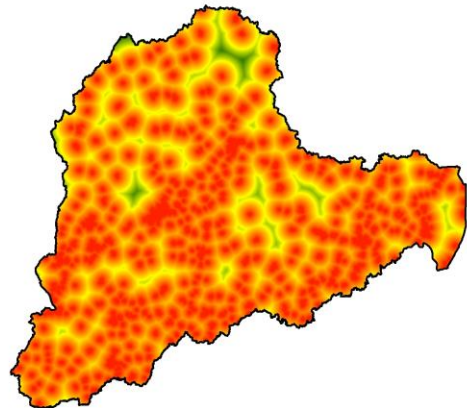
b) Uso da terra 2050 - RL reflorestadas



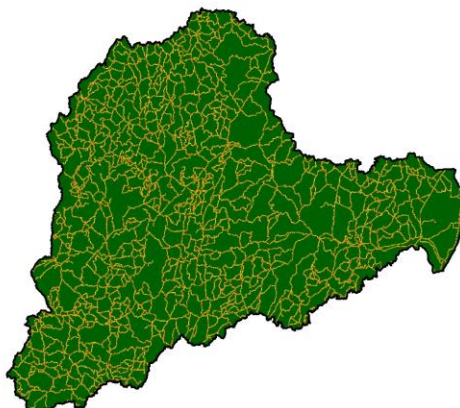
c) Proximidade de áreas urbanas 2020



d) Proximidade de áreas urbanas 2050

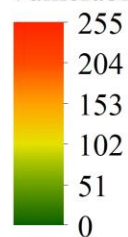


e) Proximidade de estradas



Legenda

Vulnerabilidade



 Bacia hidrográfica do rio Doce

 Km
0 100 200

Figura 3.9. Fatores antrópicos padronizados utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce: a) uso e cobertura da terra conforme projeções para o ano de 2050 e, b) uso e cobertura da terra para o ano de 2050 com RL reflorestadas; c) proximidade de áreas urbanas para o ano de 2020, d) proximidade de áreas urbanas para o ano de 2050, e) proximidade de estradas.

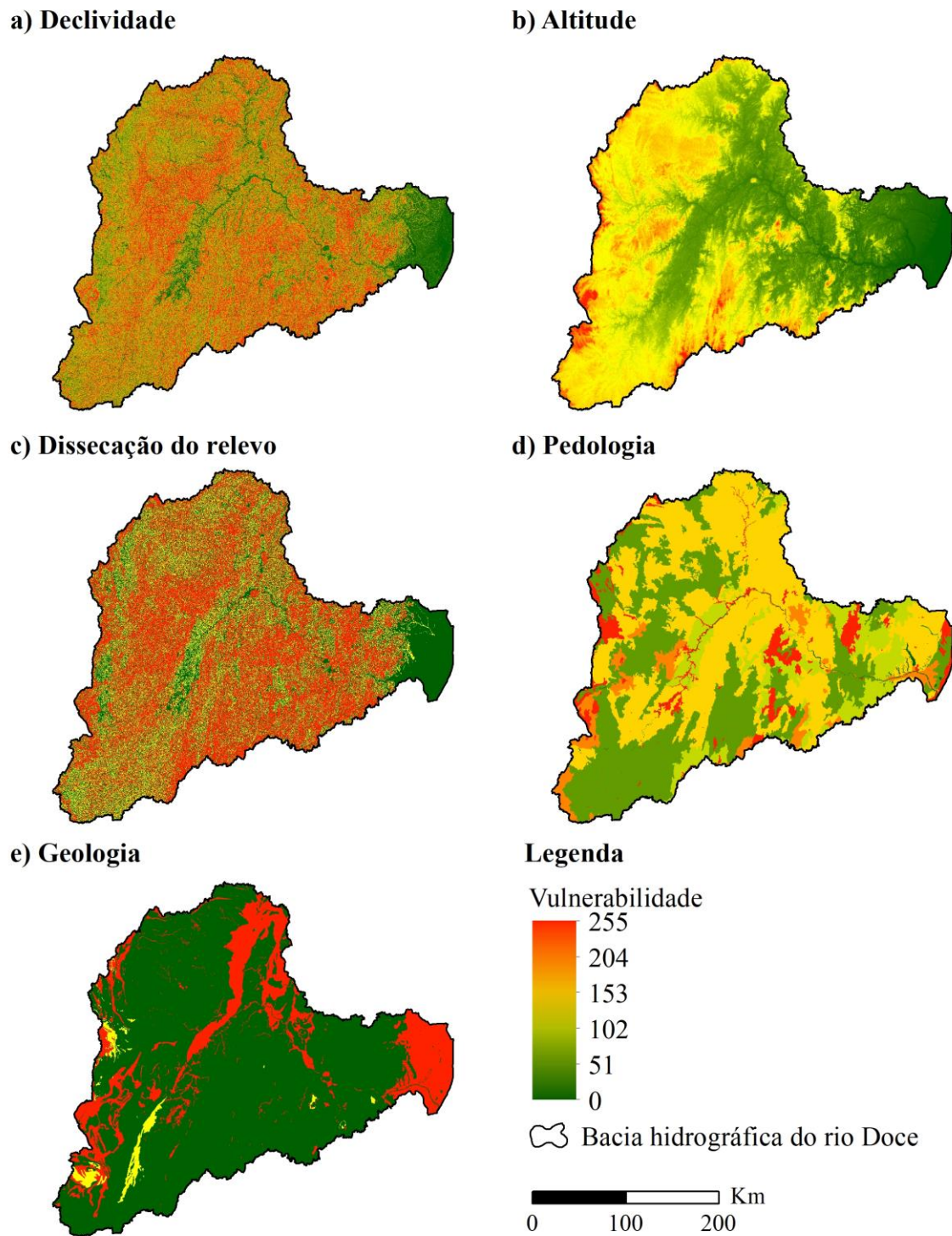


Figura 3.10. Fatores naturais padronizados utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce: a) declividade; b) altitude; c) dissecação do relevo; d) pedologia e, e) geologia

Na Tabela 3.4, são apresentados os resultados dos julgamentos individuais dos especialistas obtidos pelo método AHP, como também os pesos agregados utilizados na ponderação da vulnerabilidade ambiental. Verifica-se que os valores de CR obtidos nas

matrizes de comparações pareadas foram inferiores a 0,1 para todos os julgadores, indicando boa consistência nas avaliações (SAATY, 1980).

Tabela 3.4. Agregação dos julgamentos dos especialistas e peso dos critérios utilizados no estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce

Crítérios	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10	Média geométrica	Peso (média geométrica padronizada)
Precipitação	0,1686	0,0348	0,2020	0,2198	0,1756	0,2985	0,2401	0,0465	0,1398	0,0592	0,1289	0,1501
Temperatura	0,0599	0,0194	0,0143	0,0290	0,0367	0,0183	0,0545	0,0146	0,0161	0,0282	0,0255	0,0297
Declividade	0,0599	0,0839	0,2020	0,2198	0,1756	0,1492	0,1137	0,0465	0,0542	0,2493	0,1154	0,1343
Altitude	0,1686	0,0839	0,0235	0,0611	0,1756	0,0183	0,0155	0,0242	0,0542	0,0158	0,0429	0,0499
Dissecação do relevo	0,1686	0,0839	0,0900	0,1159	0,0740	0,0726	0,1137	0,0465	0,0542	0,0592	0,0818	0,0953
Pedologia	0,0599	0,0839	0,0900	0,0611	0,0195	0,1492	0,0272	0,0988	0,1398	0,0592	0,0669	0,0779
Geologia	0,0260	0,0839	0,0431	0,0290	0,0195	0,0726	0,0272	0,2081	0,1398	0,0282	0,0494	0,0575
Uso e cobertura da terra	0,1686	0,2213	0,2020	0,2198	0,1756	0,1492	0,2401	0,2081	0,2937	0,2493	0,2090	0,2433
Prox. Urbano	0,0599	0,2213	0,0900	0,0290	0,0740	0,0360	0,1137	0,2081	0,0542	0,1257	0,0826	0,0962
Prox. Estradas	0,0599	0,0839	0,0431	0,0156	0,0740	0,0360	0,0545	0,0988	0,0542	0,1257	0,0565	0,0658
CR	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	–	–
Soma	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,86	1,00

Nota-se que os fatores uso e cobertura da terra (0,2433), precipitação (0,1501) e declividade (0,1343) foram considerados como os que apresentam maior peso na análise, enquanto a temperatura (0,0297) foi indicada com menor importância (Tabela 3.4). Outros estudos de análise ambiental com apoio em decisão multicritério também têm indicado o uso e cobertura da terra como o fator mais relevante, e que detêm o maior peso (JABBAR; GROTE; TUCKER, 2019; NGUYEN; LIOU, 2019; CAMPOS et al., 2021; FRANÇA et al., 2022).

Assim, a partir dos pesos obtidos e dos fatores padronizados, foi desenvolvida a modelagem da vulnerabilidade ambiental considerando cenários futuros de mudanças climáticas e de uso e cobertura da terra. A Figura 3.11 apresenta a distribuição espacial da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, reclassificada em cinco níveis de vulnerabilidade, para os quatro cenários futuros simulados e para o cenário atual.

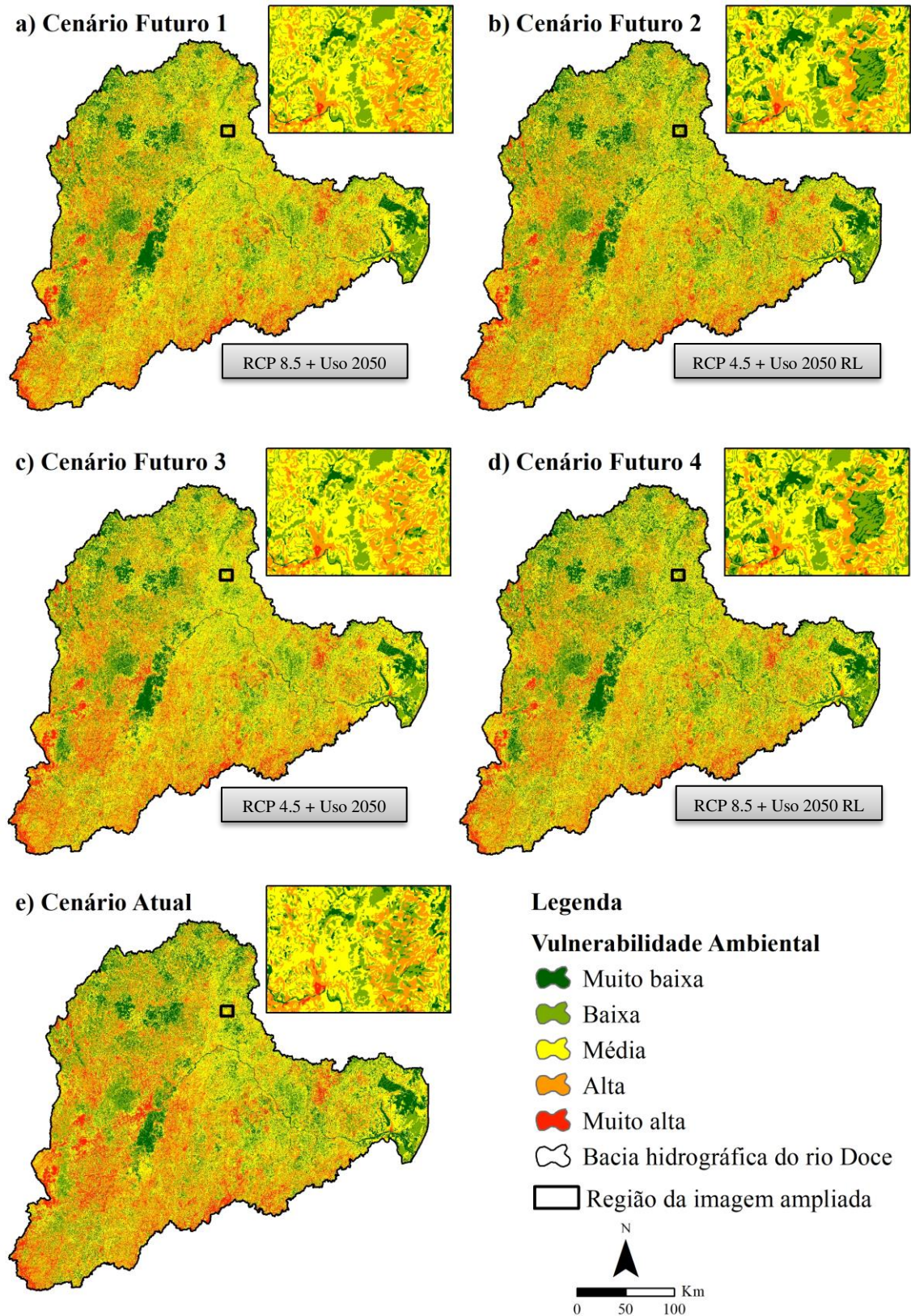


Figura 3.11. Distribuição espacial da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce para: a) Cenário futuro 1; b) Cenário futuro 2; c) Cenário futuro 3; d) Cenário futuro 4 e e) Cenário atual.

Observa-se que, em geral, os mapeamentos, para os diferentes cenários, apresentam padrão espacial semelhante (Figura 3.11). As áreas menos vulneráveis estão localizadas, principalmente, na região noroeste da bacia; em áreas de conservação, como o Parque Estadual do Rio Doce; e em locais próximos a foz da bacia. Isso está associado, principalmente, ao uso e cobertura da terra, pois quanto maior cobertura de vegetação por florestas, menor a vulnerabilidade. Além disso, os fatores topográficos declividade, altitude e dissecação do relevo contribuem para menor vulnerabilidade observada próximas ao Oceano Atlântico. Já as áreas ambientalmente mais vulneráveis estão localizados em regiões mais elevadas da bacia, próximas aos divisores de água e pontos com relevo escarpado desprovidos de cobertura vegetal; assim como em locais onde ocorrem os maiores volumes pluviométricos, a oeste da bacia; e áreas intensamente afetadas pelos usos antrópicos da terra, na região central.

Ao se avaliar área em cada classe de vulnerabilidade ambiental, nos diferentes cenários considerados (Figura 3.12), verifica-se que o Cenários Futuro 4 (RCP 8.5 e uso e cobertura da terra em 2050 com RLs reflorestadas) apresenta maior percentual de área nas classes de vulnerabilidade ambiental baixa e muito baixa com 30.845,6 Km² (35,5%). Por outro lado, o Cenário Futuro 3 (RCP 4.5 e uso e cobertura da terra em 2050) determina maior área da bacia nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, com 30.412,2 Km² (35,0%). Isso pode ser explicado pelo fato do cenário climático RCP 8.5 estar associado a uma redução da precipitação ainda superior ao cenário RCP 4.5, e como o critério precipitação representa o segundo maior peso na análise multicritério e é expresso por uma função linear crescente, resultou numa situação em que o cenário climático mais pessimista (RCP 8.5) simulou menos áreas ambientalmente vulneráveis.

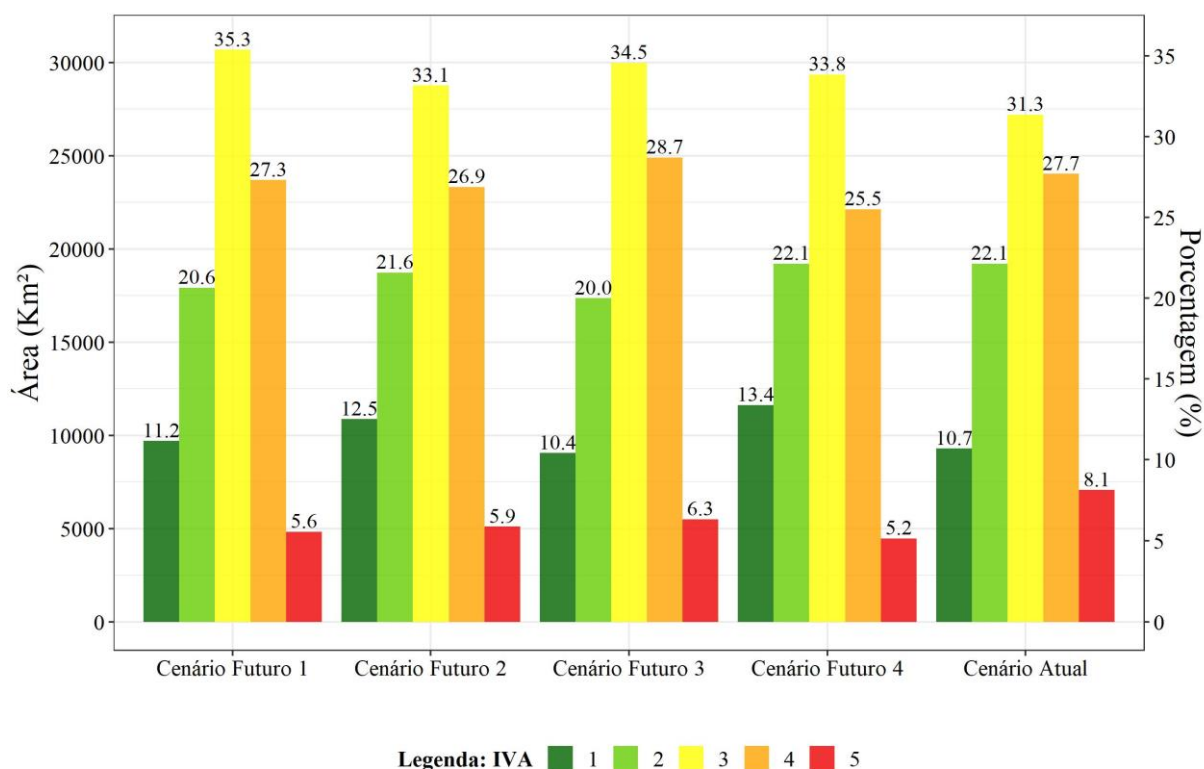


Figura 3.12. Área em cada classe de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce, nos diferentes cenários avaliados.

Em relação ao Cenário Atual, percebe-se que a vulnerabilidade ambiental para os cenários futuros tende a apresentar menores áreas na classe de vulnerabilidade muito alta e isso pode estar associado também à redução superior a 300 mm na precipitação média anual para o período de 2020-2050, tanto no RCP 4.5, quanto RCP 8.5.

Riquetti et al. (2020) avaliaram a erosividade média anual das chuvas (fator R) até o ano de 2099, para toda a América do Sul, considerando modelos regionais ETA (CanESM2, HadGEM2-ES e MIROC5) em um cenário de altas emissões (RCP 8.5). Os autores estimaram a redução do fator R na região sudeste do Brasil, decorrente da diminuição substancial da precipitação média anual. Resultado semelhante foi observado por Santos et al. (2022), ao preverem a diminuição do fator R, tanto para o cenário RCP 4.5 e RCP 8.5, para a bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, localizada na região central do Brasil.

Perović et al. (2019) investigaram a influência das mudanças climáticas na erosão do Vale Vranjska, no sul da Sérvia, e verificaram uma tendência de redução da precipitação total em 19% na região com consequente diminuição da erosividade das chuvas previstas em cerca de 17,19% em 2100 em comparação com o ano de 2015. Além disso, observaram pelas projeções a redução da perda média de solo de 41,84% em 2100, em relação a 2015, enfatizando

que a diminuição da precipitação está ligada ao decréscimo do escoamento superficial e da erosão (SERPA et al., 2015; PEROVIĆ et al., 2019).

Santos et al. (2022) expõem, ainda, que a projeção da redução da erosividade das chuvas ocorre em função ao decréscimo da quantidade de precipitação na região, no entanto, ressalta-se que os eventos extremos poderão ainda ocorrer de forma intensa. Ademais, os autores discutem que apesar da redução das precipitações ser um aspecto positivo para a questão da erosão do solo, pode provocar impactos negativos para a agricultura e, portanto, devem ser adotadas medidas de adaptação aos efeitos das mudanças climáticas.

Diversas ações podem ser consideradas para a mitigação dos danos e adaptação às condições climáticas futuras, podendo-se citar: a utilização de culturas mais resistentes e que apresentam menores necessidades de irrigação (melhoramento genético de plantas) (HEINEMANN et al., 2022); a melhoria da eficiência de sistemas de irrigação e avaliação de datas de plantios para mitigar os estresses hídricos na agricultura (BABAEIAN et al., 2021); o monitoramento hídrico, como a fiscalização de captações; controles de perdas em sistemas de distribuição e abastecimento de água, e ações de incentivo ao reuso de águas residuais e captação de águas pluviais (SIQUEIRA et al., 2021); desenvolvimento de programas de detecção e monitoramento de queimadas (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2021); dentre outras.

Apesar de todos os cenários futuros simulados projetarem uma relativa redução da vulnerabilidade ambiental em comparação ao cenário atual, deve-se ter em mente que o sistema ambiental possui relações complexas, e a redução das precipitações e a elevação na temperatura para a área de estudo podem implicar em alteração das condições de cobertura vegetal do solo e propiciar a ocorrência de processos erosivos.

Assim, por exemplo, se por um lado, o acréscimo das concentrações de CO₂ na atmosfera e o consequente aumento da temperatura eleva as taxas de evapotranspiração, reduz a umidade e aumenta a taxa de infiltração da água no solo, influenciando na redução do escoamento superficial e erosão (LI; FANG, 2016; ZHANG et al., 2019); como também pode contribuir com produção de biomassa, e melhoria da interceptação do dossel vegetal (GUO et al., 2019); por outro lado, o acréscimo da temperatura pode resultar em menor disponibilidade de água para as plantas, estresse hídrico, o que reduz o desenvolvimento vegetal, e aumenta a taxa de erosão (SHRESTHA et al., 2016), visto que os solos desprotegidos serão mais vulneráveis à perda de solo durante os eventos de chuva (OLIVEIRA et al., 2019). Portanto, além da complexidade das interações citadas, que pode ser afetada por múltiplos fatores, existem as incertezas associadas às projeções climáticas que ainda são consideráveis, mesmo em modelos climáticos regionais.

Por fim, verificou-se, ainda, que quando é simulado o reflorestamento das áreas de RLs, a vulnerabilidade ambiental nessas áreas é mitigada. Nos cenários futuros 2 e 4, nos quais essa condição é avaliada, as RLs determinaram IVA médio de 1,97 e 1,91, respectivamente. Já o IVA observado nestas áreas, nos demais cenários analisados, foram: Cenário 1 (2,53), Cenário 3 (2,57) e Cenário atual (2,55). Portanto, esses resultados corroboram com a exigência da legislação brasileira, Lei Federal nº 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012), que determina que os proprietários rurais mantenham parte da área da propriedade com vegetação nativa, regulamentadas por APPs e RLs. Além disso, programas de estímulo econômico, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), também devem ser incentivados para promoção da restauração ambiental.

3.4. CONCLUSÕES

Pela análise dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- São previstas reduções da precipitação média anual nos dois cenários climáticos avaliados para o período futuro (2020-2050), sendo que no cenário RCP 8.5 a redução média é de 395 mm em relação ao período histórico. Quanto a temperatura média, para o mesmo período, estimou-se a elevação em até 2 °C, no cenário mais pessimista;
- No Cenários Futuro 4, com RCP 8.5 e uso e cobertura da terra para 2050 com reservas legais reflorestadas, verificou-se maior percentual de área nas classes de vulnerabilidade ambiental baixa e muito baixa; enquanto o Cenário Futuro 3, com RCP 4.5 e uso e cobertura da terra para 2050, simulou maior área da bacia nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta;
- Para todos os cenários futuros simulados projetou-se uma relativa melhoria da vulnerabilidade ambiental no ano de 2050, em comparação ao cenário atual, em decorrência da redução das precipitações, no entanto, é importante considerar a complexidade das relações envolvidas;
- Os resultados obtidos neste estudo poderão servir de subsídio para a adoção de medidas para mitigação os danos ambientais e adaptação as condições climáticas futuras da bacia hidrográfica do rio Doce.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. C. S. de; ANDRADE, R. de J. C. de. Problematizing the wickedness of the Fundação dam rupture: Are cross-sector partnerships enough to bring about the Doce river basin recovery process? **Environmental Science & Policy**, v. 132, p. 35–47, 1 jun. 2022.
- ADGER, W. N. Vulnerability. **Global Environmental Change**, v. 16, n. 3, p. 268–281, 2006.
- AIRES, U. R. V. et al. 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, 2018.
- AKHTER, J.; DAS, L.; DEB, A. CMIP5 ensemble-based spatial rainfall projection over homogeneous zones of India. **Climate Dynamics**, v. 49, n. 5–6, p. 1885–1916, 1 set. 2017.
- ALIZADEH-CHOOBARI, O.; QADIMI, M.; MARJANI, S. Evaluation of 2-m temperature and precipitation products of the Climate Forecast System version 2 over Iran. **Dynamics of Atmospheres and Oceans**, v. 88, p. 101105, 1 dez. 2019.
- ALMAGRO, A. et al. Performance evaluation of Eta/HadGEM2-ES and Eta/MIROC5 precipitation simulations over Brazil. **Atmospheric Research**, v. 244, p. 105053, 1 nov. 2020.
- ALVARADO, A. et al. Multi-Criteria Decision Analysis and GIS Approach for Prioritization of Drinking Water Utilities Protection Based on their Vulnerability to Contamination. **Water Resources Management**, v. 30, n. 4, p. 1549–1566, 2016.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce. Rompimento da barragem em Mariana/MG**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR. Brasília, DF, 2016, 50 p., 2016.
- ANJINHO, P. da S. et al. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, n. July 2020, p. 104946, 2021.
- AVILA-DIAZ, A. et al. Assessing current and future trends of climate extremes across Brazil based on reanalyses and earth system model projections. **Climate Dynamics** 2020 55:5, v. 55, n. 5, p. 1403–1426, 15 jul. 2020.
- AZAREH, A. et al. Detection and prediction of lake degradation using landscape metrics and remote sensing dataset. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 21, p. 27283–27298, 1 jun. 2021.
- AZARI, M.; BILLA, L.; CHAN, A. Multi-temporal analysis of past and future land cover change in the highly urbanized state of Selangor, Malaysia. **Ecological Processes**, v. 11, n. 1, p. 1–15, 1 dez. 2022.
- BABAEIAN, F. et al. Robust climate change adaptation pathways in agricultural water management. **Agricultural Water Management**, v. 252, n. March, p. 106904, 2021.
- BALOGUN, A. L. et al. Oil spill trajectory modelling and environmental vulnerability mapping using GNOME model and GIS. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115812, 1 jan. 2021.
- BRASIL. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. **Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta**. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2017/10/ttac.pdf>>. Acesso em: 3 maio. 2020.
- BRASIL. **LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 8 set. 2020.
- CAMPOS, J. A. et al. Environmental fragility and land use capacity as instruments of

environmental planning , Caratinga River basin , Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 7, p. 1–13, 2021.

CAPRIOLI, C.; BOTTERO, M. Addressing complex challenges in transformations and planning: A fuzzy spatial multicriteria analysis for identifying suitable locations for urban infrastructures. **Land Use Policy**, n. August, p. 105147, 2021.

CARMO, F. F. do et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, 1 jul. 2017.

CAVALCANTE, R. B. L. et al. Multicriteria approach to prioritize forest restoration areas for biodiversity conservation in the eastern Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 318, p. 115590, 15 set. 2022.

CBH-DOCE. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. **A bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2016. Disponível em: < <http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>. Acesso em: 5 maio 2022.

CECÍLIO, R. A.; PIMENTEL, S. M.; ZANETTI, S. S. Modeling the influence of forest cover on streamflows by different approaches. **CATENA**, v. 178, p. 49–58, 1 jul. 2019.

CHEN, J. et al. Finding appropriate bias correction methods in downscaling precipitation for hydrologic impact studies over North America. *Water Resources Research*, v. 49, n. 7, p. 4187–4205, 2013.

CHOU, S. C. et al. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. **American Journal of Climate Change**, v. 03, n. 05, p. 512–527, 25 dez. 2014a.

CHOU, S. C. et al. Evaluation of the Eta Simulations Nested in Three Global Climate Models. **American Journal of Climate Change**, v. 03, n. 05, p. 438–454, 25 dez. 2014b.

CHOU, S. C. et al. Downscaling projections of climate change in Sao Tome and Principe Islands, Africa. **Climate Dynamics**, v. 54, n. 9–10, p. 4021–4042, 1 maio 2020.

COLLINS, W. J. et al. Development and evaluation of an Earth-System model – HadGEM2. **Geoscientific Model Development**, v. 4, n. 4, p. 1051–1075, 29 nov. 2011.

CREPANI, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 124 p., 2001.

CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

CRUZ, B. B. et al. 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.

CUNHA, J. E. F.; BRAVO, J. V. M. Effects of environmental protection policies on fragile areas of a watershed occupied by agriculture in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 319, n. November 2021, p. 115695, out. 2022.

DÉQUÉ, M. Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values. **Global and Planetary Change**, v. 57, n. 1–2, p. 16–26, 1 maio 2007.

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

EASTMAN, J. R. **Manual TerrSet2020. Geospatial Monitoring and Modeling System**. Worcester: Clark Labs, 389p, 2020.

ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce**. Belo Horizonte: Consórcio Ecoplan/LUME, v1., 472 p, 2010.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: EMBRAPA, Brasília, 356 p., 2018.

FLOREANO, I. X.; DE MORAES, L. A. F. Land use/land cover (LULC) analysis (2009–2019) with Google Earth Engine and 2030 prediction using Markov-CA in the Rondônia State, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 1–17, 1 abr. 2021.

FRANÇA, L. C. de J. et al. Environmental Fragility Zoning Using GIS and AHP Modeling: Perspectives for the Conservation of Natural Ecosystems in Brazil. **Conservation**, v. 2, p. 349–366, 2022.

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

GUIMARÃES, F. S. et al. Uma proposta para automatização do Índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, p. 155–167, 31 mar. 2017.

GUO, Y. et al. Modelling the impacts of climate and land use changes on soil water erosion: Model applications, limitations and future challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 250, p. 109403, nov. 2019.

GUPTA, H. V. et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, v. 377, n. 1–2, p. 80–91, 20 out. 2009.

HALEFOM, A.; TESHOME, A. Modelling and mapping of erosion potentiality watersheds using AHP and GIS technique: a case study of Alamata Watershed, South Tigray, Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, p. 1–13, 7 jan. 2019.

HALLAK, R.; PEREIRA FILHO, A. J. Metodologia para análise de desempenho de simulações de sistemas convectivos na região metropolitana de São Paulo com o modelo ARPS: sensibilidade a variações com os esquemas de advecção e assimilação de dados. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, n. 4, p. 591–608, 2011.

HAMED, M. M.; NASHWAN, M. S.; SHAHID, S. Inter-comparison of historical simulation and future projections of rainfall and temperature by CMIP5 and CMIP6 GCMs over Egypt. **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 8, p. 4316–4332, 30 jun. 2021.

HEINEMANN, A. B. et al. Enviromic prediction is useful to define the limits of climate adaptation: A case study of common bean in Brazil. **Field Crops Research**, v. 286, n. July, p. 108628, 2022.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa digital de solos do Brasil. Escala 1:250.000**. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/>. Acesso em: 25 jun. 2019a.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa geológico digital do Brasil. Escala 1:250,000**. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/vetores/escala_250_mil/>. Acesso em: 25 jun. 2019b.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Bases cartográficas**

contínuas do Brasil. Escala 1:250.000. Versão 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 18 nov. 2021.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **PROJETA - Projeções de mudança do clima para a América do Sul regionalizadas pelo Modelo ETA.** Disponível em: <<https://projeta.cptec.inpe.br/#/dashboard>>. Acesso em: 25 jun. 2020.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2013 - The Physical Science Basis.** Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2021. p. 3–32.

JABBAR, F. K.; GROTE, K.; TUCKER, R. E. A novel approach for assessing watershed susceptibility using weighted overlay and analytical hierarchy process (AHP) methodology: a case study in Eagle Creek Watershed, USA. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1–17, 6 set. 2019.

JONG, P. de et al. The Impact of Regional Climate Change on Hydroelectric Resources in South America. **Renewable Energy**, v. 173, p. 76–91, 1 ago. 2021.

KAZEMI, H.; AKINCI, H. A land use suitability model for rainfed farming by Multi-criteria Decision-making Analysis (MCDA) and Geographic Information System (GIS). **Ecological Engineering**, v. 116, n. March, p. 1–6, 2018.

KLING, H.; FUCHS, M.; PAULIN, M. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 424–425, p. 264–277, 6 mar. 2012.

KNAPP, A. K. et al. Consequences of More Extreme Precipitation Regimes for Terrestrial Ecosystems. **BioScience**, v. 58, n. 9, p. 811–821, 1 out. 2008.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, mar. 1977.

LETA, M. K.; DEMISSIE, T. A.; TRÄNCKNER, J. Modeling and Prediction of Land Use Land Cover Change Dynamics Based on Land Change Modeler (LCM) in Nashe Watershed, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. **Sustainability 2021, Vol. 13, Page 3740**, v. 13, n. 7, p. 3740, 27 mar. 2021.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, 1 dez. 2016.

LIMA, H. S. et al. Structure and putative function of a soil microbial community impacted by the deposition of tailings and subsequent revegetation after the rupture of the Fundao Dam. **Land Degradation and Development**, v. 33, n. 8, p. 1235–1248, 2022.

LOUZADA, F. L. R. O.; XAVIER, A. C.; PEZZOPANE, J. E. CLIMATOLOGICAL WATER BALANCE WITH DATA ESTIMATED BY TROPICAL RAINFALL MEASURING MISSION FOR THE DOCE RIVER BASIN. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 376–386, 2018.

LOVINO, M. A. et al. Evaluation of CMIP5 retrospective simulations of temperature and precipitation in northeastern Argentina. **International Journal of Climatology**, v. 38, p.

e1158–e1175, 1 abr. 2018.

LUO, D.; CALDAS, M. M.; GOODIN, D. G. Estimating environmental vulnerability in the Cerrado with machine learning and Twitter data. **Journal of Environmental Management**, v. 289, p. 112502, 1 jul. 2021.

LUO, M. et al. Comparing Bias Correction Methods Used in Downscaling Precipitation and Temperature from Regional Climate Models: A Case Study from the Kaidu River Basin in Western China. **Water** 2018, Vol. 10, Page 1046, v. 10, n. 8, p. 1046, 7 ago. 2018.

LYRA, A. et al. Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 132, n. 1–2, p. 663–682, 2018.

MACEDO, D. R. et al. 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.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas Coleção 6 - Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 5 out. 2021.

MARTINS, P. D. et al. Entropy for determining the concentration of sediment in suspension in reservoir. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 47–54, 1 jan. 2018.

MENDEZ, M. et al. Performance Evaluation of Bias Correction Methods for Climate Change Monthly Precipitation Projections over Costa Rica. **Water** 2020, Vol. 12, Page 482, v. 12, n. 2, p. 482, 11 fev. 2020.

MESINGER, F. et al. An upgraded version of the Eta model. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 116, n. 3–4, p. 63–79, 26 maio 2012.

MIHI, A.; BENARFA, N.; ARAR, A. Assessing and mapping water erosion-prone areas in northeastern Algeria using analytic hierarchy process, USLE/RUSLE equation, GIS, and remote sensing. **Applied Geomatics**, v. 12, n. 2, p. 179–191, 2020.

MORALES, F.; VRIES, W. T. de. Establishment of Land Use Suitability Mapping Criteria Using Analytic Hierarchy Process (AHP) with Practitioners and Beneficiaries. **Land** 2021, Vol. 10, Page 235, v. 10, n. 3, p. 235, 25 fev. 2021.

MULLAN, D.; FAVIS-MORTLOCK, D.; FEALY, R. Addressing key limitations associated with modelling soil erosion under the impacts of future climate change. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 156, p. 18–30, 15 abr. 2012.

NEARING, M. A. et al. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **CATENA**, v. 61, n. 2–3, p. 131–154, 30 jun. 2005.

NGUYEN, A. K. et al. Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 100–117, out. 2016.

NGUYEN, K.-A.; LIOU, Y.-A. Global mapping of eco-environmental vulnerability from human and nature disturbances. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 995–1004, 10 maio 2019.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. de et al. Fire foci in South America: Impact and causes, fire hazard and future scenarios. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 112, n. November, 2021.

OLIVEIRA, V. A. de et al. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecological Engineering**, v. 133, p. 20–31, 1 ago. 2019.

- PAREDES-TREJO, F. et al. Drought assessment in the são francisco river basin using satellite-based and ground-based indices. **Remote Sensing**, v. 13, n. 19, p. 3921, 1 out. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/19/3921/htm>>. Acesso em: 2 set. 2022.
- PEROVIĆ, V. et al. Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 4, p. 1035–1046, 1 abr. 2019.
- PIANI, C.; HAERTER, J. O.; COPPOLA, E. Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 99, n. 1–2, p. 187–192, 29 abr. 2010.
- PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187–193, 1 jul. 2017.
- PRUSKI, F. F.; NEARING, M. A. Climate-induced changes in erosion during the 21st century for eight U.S. locations. **Water Resources Research**, v. 38, n. 12, p. 34-1-34-11, 1 dez. 2002.
- RAJ, A. D.; KUMAR, S.; SOORYAMOL, K. R. Modelling climate change impact on soil loss and erosion vulnerability in a watershed of Shiwalik Himalayas. **Catena**, v. 214, n. November 2021, p. 106279, 2022.
- RIBEIRO, S. M. C. et al. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 744, n. July, p. 140647, 2020.
- RIQUETTI, N. B. et al. Rainfall erosivity in South America: Current patterns and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 724, p. 138315, 2020.
- ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature** **2009 461:7263**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 23 set. 2009.
- RODRIGUES, A. L. M. et al. Influence of land use and land cover's change on the hydrological regime at a Brazilian southeast urbanized watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 20, p. 595, 4 out. 2019.
- 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.
- RUDORFF, N. et al. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 349–361, 1 nov. 2018.
- SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation**. New York: McGraw-Hill International, 1980.
- SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research**, v. 48, n. 1, p. 9–26, 5 set. 1990.
- SAHOO, S. et al. Future Scenarios of Environmental Vulnerability Mapping Using Grey Analytic Hierarchy Process. **Natural Resources Research**, v. 28, n. 4, p. 1461–1483, 2019.
- SANTOS, C. A. S. et al. Using a hydrologic model to assess the performance of regional climate models in a semi-arid Watershed in Brazil. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 1, 18 jan. 2019.
- SANTOS, W. P. dos et al. Projections of rainfall erosivity in climate change scenarios for the largest watershed within Brazilian territory. **Catena**, v. 213, n. February, 2022.
- SERPA, D. et al. Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. **Science of the Total Environment**,

v. 538, p. 64–77, 2015.

SHEPHERD, T. G. **Atmospheric circulation as a source of uncertainty in climate change projections** *Nature Geoscience* Nature Publishing Group, , 1 out. 2014. .

SHRESTHA, B. et al. Uncertainty in flow and sediment projections due to future climate scenarios for the 3S Rivers in the Mekong Basin. **Journal of Hydrology**, v. 540, p. 1088–1104, 1 set. 2016.

SICAR. **Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural**. Disponível em: <<https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>>. Acesso em: 18 fev. 2020.

SILVA, L. P. e. et al. Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. e00811, 1 mar. 2020.

SMITH, M. R.; MYERS, S. S. Impact of anthropogenic CO₂ emissions on global human nutrition. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 9, p. 834–839, 27 ago. 2018.

SIQUEIRA, P. P. et al. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 37, n. September 2020, p. 100931, 2021.

SOORAJ, K. P. et al. A Comprehensive Assessment of CFS Seasonal Forecasts over the Tropics. **Weather and Forecasting**, v. 27, n. 1, p. 3–27, 1 fev. 2012.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2020-2021**. São Paulo: SOS/INPE, 72p, 2022.

SOUZA, E. et al. Spatial and Temporal Potential Groundwater Recharge: the Case of the Doce River Basin, Brazil. **RBCS - Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 43, p. 1–27, 2019.

SUTADIAN, A. D. et al. Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 220–233, 2017.

TAYLOR, K. E. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 106, n. D7, p. 7183–7192, 16 abr. 2001.

THEMESSL, M. J.; GOBIET, A.; HEINRICH, G. Empirical-statistical downscaling and error correction of regional climate models and its impact on the climate change signal. **Climatic Change**, v. 112, n. 2, p. 449–468, 23 maio 2012.

TOMASELLA, J. et al. Probabilistic flood forecasting in the Doce Basin in Brazil: Effects of the basin scale and orientation and the spatial distribution of rainfall. **Journal of Flood Risk Management**, v. 12, n. 1, 1 mar. 2019.

TREVISAN, D. P. et al. Environmental vulnerability index: An evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106163, 1 maio 2020.

VALBUENA, R. et al. Evaluating observed versus predicted forest biomass: R-squared, index of agreement or maximal information coefficient? **European Journal of Remote Sensing**, v. 52, n. 1, p. 345–358, 1 jan. 2019.

WATANABE, M. et al. Improved Climate Simulation by MIROC5: Mean States, Variability, and Climate Sensitivity. **Journal of Climate**, v. 23, n. 23, p. 6312–6335, 1 dez. 2010.

WEI, W. et al. Regional-scale assessment of environmental vulnerability in an arid inland basin. **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105792, fev. 2020.

WILLMOTT, C. J. ON THE VALIDATION OF MODELS. **Physical Geography**, v. 2, n. 2, p. 184–194, 15 jul. 1981.

XAVIER, A. C. et al. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, n. October 2021, p. 1–15, 2022.

XAVIER, A. C.; KING, C. W.; SCANLON, B. R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013). **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 6, p. 2644–2659, 1 maio 2016.

XU, Y. **hyfo: Hydrology and Climate Forecasting. R package version 1.4.3**, 2020. . Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=hyfo>>.

ZAMBRANO-BIGIARINI, M. **hydroGOF: Goodness-of-fit functions for comparison of simulated and observed hydrological time series** R package version 0.4-0., 2020. . Disponível em: <<https://github.com/hzambran/hydroGOF>>.

ZHANG, S. et al. Impacts on watershed-scale runoff and sediment yield resulting from synergetic changes in climate and vegetation. **Catena**, v. 179, p. 129–138, 1 ago. 2019.

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.

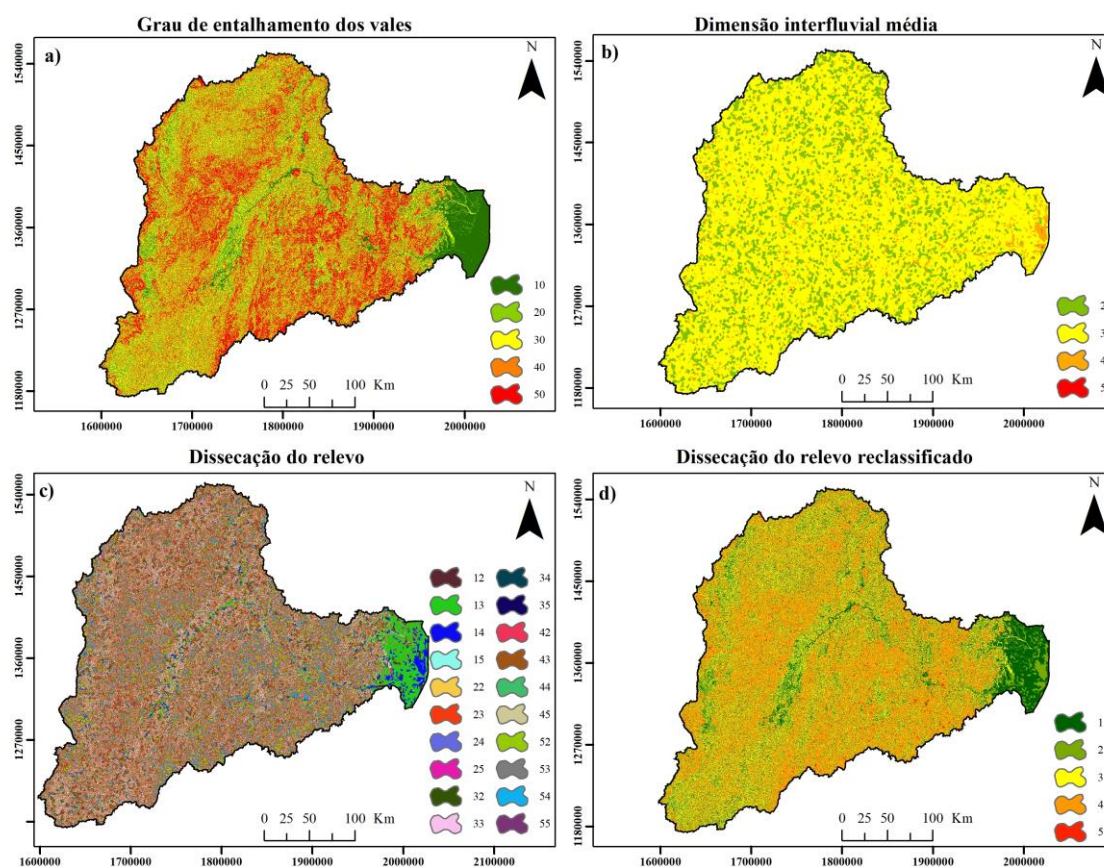
CONCLUSÕES GERAIS

- Na condição atual da bacia hidrográfica do rio Doce, utilizando os critérios: declividade, elevação, dissecação do relevo, precipitação, pedologia e geologia, distância de centros urbanos, distâncias de estradas, distância de barragens de mineração e o mapeamento do uso e cobertura da terra; as áreas próximas à região central rio Doce foram consideradas ambientalmente mais vulneráveis, destacando à nível hidrográfico, as UGRH Guandu (DO7), Manhuaçu (DO6) e Caratinga (DO5);
- Verificou-se que 34,2% da bacia hidrográfica encontra-se nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta, e 13,2% da área da bacia é ocupada por pastagens severamente e moderadamente degradadas, localizadas em áreas de vulnerabilidade elevada;
- A Análise de Sensibilidade Global (ASG) possibilitou determinar que o uso e cobertura da terra, a declividade e a dissecação do relevo são fatores que mais influenciam sua resposta da vulnerabilidade ambiental na bacia;
- Cerca de 25% das Zonas de Recarga Hídrica (ZRs) da bacia hidrográfica do rio Doce estão localizadas em áreas classificadas como de vulnerabilidade ambiental alta e muito alta;
- Mais de metade das ZRs são utilizadas em atividade de agropecuária;
- Constatou-se que 86,7% das estações fluviométricas da bacia hidrográfica do rio Doce analisadas apresentaram tendência significativa de redução da vazão mínima com sete dias de duração (Q7);
- São previstas reduções da precipitação média anual nos dois cenários climáticos avaliados para o período futuro (2020-2050), sendo que no cenário RCP 8.5 a redução média é de 395 mm em relação ao período histórico. Quanto a temperatura média, para o mesmo período, estimou-se a elevação em até 2 °C, no cenário mais pessimista;
- No Cenários Futuro 4, com RCP 8.5 e uso e cobertura da terra para 2050 com RLs reflorestadas, verificou-se maior percentual de área nas classes de vulnerabilidade ambiental baixa e muito baixa; enquanto o Cenário Futuro 3, com RCP 4.5 e uso e cobertura da terra para 2050, simulou maior área da bacia nas classes de vulnerabilidade alta e muito alta;
- Para todos os cenários futuros simulados projetou-se uma relativa melhoria da vulnerabilidade ambiental no ano de 2050, em comparação ao cenário atual, em decorrência da redução das precipitações, no entanto, é importante considerar a complexidade das relações envolvidas;

- Os resultados obtidos neste estudo poderão servir de subsídio ao planejamento e gestão dos recursos naturais e hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce.

APÊNDICES

APÊNDICE A.



APÊNDICE A. Mapas do grau de entalhamento dos vales (a), da dimensão interfluvial média (b), dissecação do relevo (c) e dissecação do relevo da bacia do rio Doce reclassificado conforme proposta de Guimarães et al (2017)

APÊNDICE B.

APÊNDICE B. Estações pluviométricas utilizadas na espacialização dos dados de precipitação da bacia hidrográfica do rio Doce

Código	Nome	Latitude	Longitude	Precipitação média anual (mm)
2042010	Abre Campo	-20.2989	-42.4781	1289.8
2043009	Acaiaca - Jusante	-20.3625	-43.1439	1328.9
2041023	Afonso Cláudio - Montante	-20.0786	-41.1214	1131.9
1742019	Água Boa	-17.9922	-42.3939	1033.8
1840007	Água Doce	-18.5481	-40.9764	1160.0
1840000	Águia Branca	-18.9856	-40.7461	1147.2
1941012	Alto Rio Novo	-19.0592	-41.0275	860.3
2041020	Arace (Fazenda Modelo)	-20.3667	-41.0611	1311.5
1940021	Aracruz	-19.8300	-40.2722	1286.7
1941006	Assarai - Montante	-19.5947	-41.4581	1079.8
2142000	Astolfo Dutra	-21.3069	-42.8606	1367.4
1941003	Baixo Guandu	-19.5253	-41.0153	827.3
1840004	Barra de São Francisco	-18.7619	-40.8900	1037.5
1940016	Barra de São Gabriel	-19.0578	-40.5164	1106.1
1941005	Barra do Cuieté - Jusante	-19.0617	-41.5328	902.2
2143006	Barroso	-21.1872	-43.9800	1382.5
1943055	Belo Horizonte (Horto)	-19.9000	-43.9167	1545.9
1942030	Belo Oriente	-19.3164	-42.3961	1204.1
2042014	Bicuiba	-20.7694	-42.3011	1431.0
1942002	Bom Jesus do Galho	-19.8336	-42.3178	1167.6
2043026	Braz Pires	-20.8475	-43.2419	1306.1
1942031	Cachoeira dos Óculos - Montante	-19.7769	-42.4769	1161.1
2040018	Cachoeira Suíça (Dnos)	-20.0794	-40.6067	1418.2
1943010	Caeté	-19.9028	-43.6664	1416.8
2041005	Caiana	-20.6939	-41.9219	1350.8
1943022	Caixa de Areia	-19.9450	-43.9125	1705.5
1940020	Caldeirão	-19.9550	-40.7417	1108.1
1841003	Campanário	-18.2386	-41.7486	989.6
2143005	Campolide	-21.2789	-43.8200	1465.7
1742014	Capelinha	-17.6917	-42.5261	1055.3
2042000	Carangola	-20.7400	-42.0239	1371.5
2041002	Castelo	-20.6056	-41.1997	1256.6
1940005	Cavalinho	-19.6922	-40.3981	1271.4
1840010	Cedrolândia	-18.8097	-40.6906	1119.9
1841018	Central de Minas	-18.7631	-41.3083	871.1
1940006	Colatina - Corpo de Bombeiros	-19.5308	-40.6231	985.5
2041011	Conceição do Castelo (Dnos)	-20.3522	-41.2394	1311.3
1943002	Conceição do Mato Dentro	-19.0167	-43.4442	1393.7
2043013	Congonhas - Linigrafo	-20.5219	-43.8300	1294.8
2043005	Conselheiro Lafaiete	-20.6250	-43.7536	1395.4

Continua...

APÊNDICE B. Continuação

1842005	Coroaci	-18.6119	-42.2786	1222.0
1840019	Córrego da Boa Esperança	-18.7006	-40.4419	976.6
2143003	Desterro do Melo	-21.1492	-43.5200	1607.6
1841019	Divino das Laranjeiras	-18.7769	-41.4828	933.1
1942008	Dom Cavati	-19.3736	-42.1050	1150.6
2041008	Dores do Manhumirim	-20.1081	-41.7283	1189.8
2041014	Dores do Rio Preto	-20.6858	-41.8461	1482.8
2040014	Duas Bocas (Dnos)	-20.2614	-40.4792	1444.3
2044007	Entre Rios de Minas	-20.6611	-44.0722	1335.1
2043056	Fazenda Água Limpa Jusante	-20.3031	-43.6158	1286.8
2042031	Fazenda Cachoeira D'antas	-20.0114	-42.6742	1205.9
1943042	Fazenda Caraibas	-19.1197	-43.8375	1191.6
2043027	Fazenda Ocidente	-20.2856	-43.0989	1384.3
2043011	Fazenda Paraíso	-20.3900	-43.1803	1409.1
2142004	Fazenda Umbaúbas	-21.0503	-42.5156	1464.4
2041048	Fazenda Vargem Alegre	-20.1706	-41.9611	1241.3
1943003	Ferros	-19.2503	-43.0144	1218.8
1841007	Fidelândia - Montante	-18.3531	-41.2483	928.2
1940007	Fundão	-19.9369	-40.4014	1467.0
2040008	Garrafão (Dnos)	-20.1433	-40.9753	1164.4
1843002	Gouveia	-18.4656	-43.7431	1178.5
1841020	Governador Valadares	-18.8831	-41.9503	960.1
1842007	Guanhães	-18.7722	-42.9311	1223.5
2143001	Guarani	-21.3556	-43.0503	1260.8
2041016	Ibitirama	-20.5406	-41.6656	1628.3
1941009	Ibituba	-19.6911	-41.0200	841.6
1941000	Ipanema	-19.7989	-41.7061	1156.8
2043060	Itabirito Linigrafo	-20.2878	-43.8000	1391.3
2041019	Itaici	-20.5283	-41.5114	1371.6
1940012	Itaimbé	-19.6636	-40.8353	1027.0
1941018	Itanhomi	-19.1617	-41.8622	950.5
1940000	Itarana	-19.8744	-40.8744	1046.8
1840003	Itauninhas	-18.4894	-40.0906	1043.5
2041013	Iúna	-20.3458	-41.5375	1263.6
1943004	Jaboticatubas	-19.5206	-43.7444	1178.2
1940022	Jacupemba	-19.5886	-40.1981	1150.9
1741006	Ladainha(Efbm)	-17.6294	-41.7372	1109.5
2043002	Lagoa Grande (Mmv)	-20.1792	-43.9428	1615.6
1941008	Laranja da Terra	-19.9011	-41.0581	980.1
1742017	Malacacheta	-17.8456	-42.0756	1139.8
1841009	Mantenópolis	-18.8388	-41.1103	934.0
2040012	Marechal Floriano (Dnos)	-20.4119	-40.6822	1561.7
1942029	Mario de Carvalho	-19.5247	-42.6442	1244.1
2042017	Matipó	-20.2772	-42.3256	1184.5

Continua...

APÊNDICE B. Continuação

1843003	Mendanha - Montante	-18.1133	-43.5203	1093.6
1943025	Morro do Pilar	-19.2175	-43.3742	1552.0
1941019	Mutum	-19.8111	-41.4378	1065.0
1942032	Naque Velho	-19.1886	-42.4228	1291.0
1940013	Novo Brasil	-19.2375	-40.5914	1070.0
1940009	Pancas	-19.2203	-40.8533	1136.8
1840016	Patrimônio XV	-18.4942	-40.4642	1014.3
2043010	Piranga	-20.6906	-43.2994	1417.1
1944020	Pirapama	-19.0131	-44.0367	1105.8
2042018	Ponte Nova Jusante	-20.3847	-42.9028	1206.3
2043014	Porto Firme	-20.6703	-43.0881	1299.6
1939002	Povoação	-19.5775	-39.7944	1156.0
2042008	Raul Soares - Montante	-20.1036	-42.4400	1205.5
2043042	Represa das Codornas (MMV)	-20.1647	-43.8919	1580.3
2043043	Represa do Miguelão (MMV)	-20.1261	-43.9503	1599.2
1941004	Resplendor - Jusante	-19.3431	-41.2461	968.0
1940003	Riacho	-19.7497	-40.0431	1150.4
1940023	Rio Bananal	-19.2742	-40.3208	1165.2
2042011	Rio Casca	-20.2147	-42.6522	1321.3
1943001	Rio Piracicaba	-19.9228	-43.1778	1419.7
1943006	Sabará	-19.8931	-43.8150	1407.7
1943007	Santa Bárbara	-19.9453	-43.4011	1477.8
2041017	Santa Cruz - Caparaó	-20.3228	-41.7042	1516.4
1940002	Santa Cruz - Litoral	-19.9578	-40.1544	1169.6
2040010	Santa Leopoldina	-20.1003	-40.5278	1459.9
1943008	Santa Maria do Itabira	-19.4403	-43.1186	1250.5
2040007	Santa Maria do Jetibá	-20.0281	-40.7442	1221.6
1842008	Santa Maria do Suaçuí	-18.2011	-42.4553	1086.1
1941011	Santo Antônio do Manhuaçu	-19.6783	-41.8361	1150.7
2143062	Santos Dumont	-21.4311	-43.5531	1542.1
1840020	São João da Cachoeira Grande	-18.5647	-40.3367	1021.6
1940001	São João de Petrópolis	-19.8053	-40.6789	1000.3
1842020	São João Evangelista	-18.5528	-42.7642	1144.0
2042016	São Miguel do Anta	-20.6825	-42.8067	1172.7
1842004	São Pedro do Suaçuí	-18.3631	-42.6022	1034.6
2040023	São Rafael	-20.2964	-40.9339	1169.8
1941010	São Sebastião da Encruzilhada	-19.4925	-41.1617	943.1
1843011	Serro	-18.5928	-43.4125	1319.1
2143017	Tabuleiro	-21.3550	-43.2469	1561.8
1943023	Taquaraçu	-19.6638	-43.6880	1238.5
1841011	Tumiritinga	-18.9764	-41.6403	908.6
2043025	Usina da Brecha	-20.5167	-43.0167	1273.2
2041018	Usina Fortaleza	-20.3714	-41.4089	1331.9
2143000	Usina Ituerê	-21.3094	-43.2022	1420.1

Continua...

APÊNDICE B. Continuação

1843000	Usina Parauna	-18.6356	-43.9658	1093.6
2143007	Vargem do Engenho	-21.1928	-43.6139	1516.2
1841006	Vargem Grande	-18.6811	-41.1967	918.1
1943035	Vau da Lagoa	-19.2188	-43.5881	1446.2
1942006	Vermelho Velho	-19.9989	-42.3475	1261.9
1943009	Vespasiano	-19.6872	-43.9208	1259.4
1841001	Vila Matias - Montante	-18.5747	-41.9178	946.4

APÊNDICE C.

APÊNDICE C. Métricas de desempenho dos modelos de esférico, exponencial e gaussiano de ajuste do semivariograma para interpolação da precipitação média anual da bacia hidrográfica do rio Doce.

Métrica	Semivariograma Esférico	Semivariograma Exponencial	Semivariograma Gaussiano
MAE	67.88	68.53	67.52
RMSE	84.79	85.87	85.28
Pbias	0.1	0.2	0.1
NSE	0.81	0.81	0.81
R ²	0.81	0.81	0.81
r	0.9	0.9	0.9
d	0.95	0.94	0.94
KGE	0.86	0.84	0.86

APÊNDICE D.

APÊNDICE D1. Descrição das barragens de mineração utilizadas no estudo da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce

Numeração	Nome	Município	Risco	Dano Potencial	Classe	Situação	Objetivo
1	Mineradora: Topazio Imperial Mineração Comercio e Industria Ltda Barragem: Água Fria	Ouro Preto	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
2	Mineradora: Vale S A Barragem: B3	São Gonçalo do Rio Abaixo	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
3	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Barragem de Decantação de Água e Polpa - EBII - Mineroduto	Matipó	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
4	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Barragem de Germano	Mariana	Baixo	Alto	B	Desativada	Contenção de rejeito
5	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: Barragem de Rejeitos	Conceição do Mato Dentro	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
6	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Barragem Eixo 1	Mariana	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
7	Mineradora: Cia Mineradora Catite Duo S. A. Barragem: Barragem Mãe D'Água	Nova Era	Médio	Médio	C	Desativada	Contenção de rejeito
8	Mineradora: Vale S A Barragem: Borrachudo	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
9	Mineradora: Vale S A Barragem: Borrachudo II	Itabira	Alto	Alto	A	Em operação	Contenção de sedimento
10	Mineradora: Vale S A Barragem: Cambucal I	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
11	Mineradora: Vale S A Barragem: Cambucal II	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
12	Mineradora: Vale S A Barragem: Campo Grande	Mariana	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
13	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Cava do Germano	Mariana	Baixo	Alto	B	Desativada	Contenção de rejeito
14	Mineradora: Vale S A Barragem: Cemig I	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
15	Mineradora: Vale S A Barragem: Cemig II	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
16	Mineradora: Vale S A Barragem: Conceição	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
17	Mineradora: Anglogold Ashanti Córrego do Sítio Mineração S.a. Barragem: CONTENÇÃO DE FINOS DE CDS I	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
18	Mineradora: Anglogold Ashanti Córrego do Sítio Mineração S.a. Barragem: CONTENÇÃO DE REJEITOS DE CDS II	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito

Continua...

APÊNDICE D1. Continuação

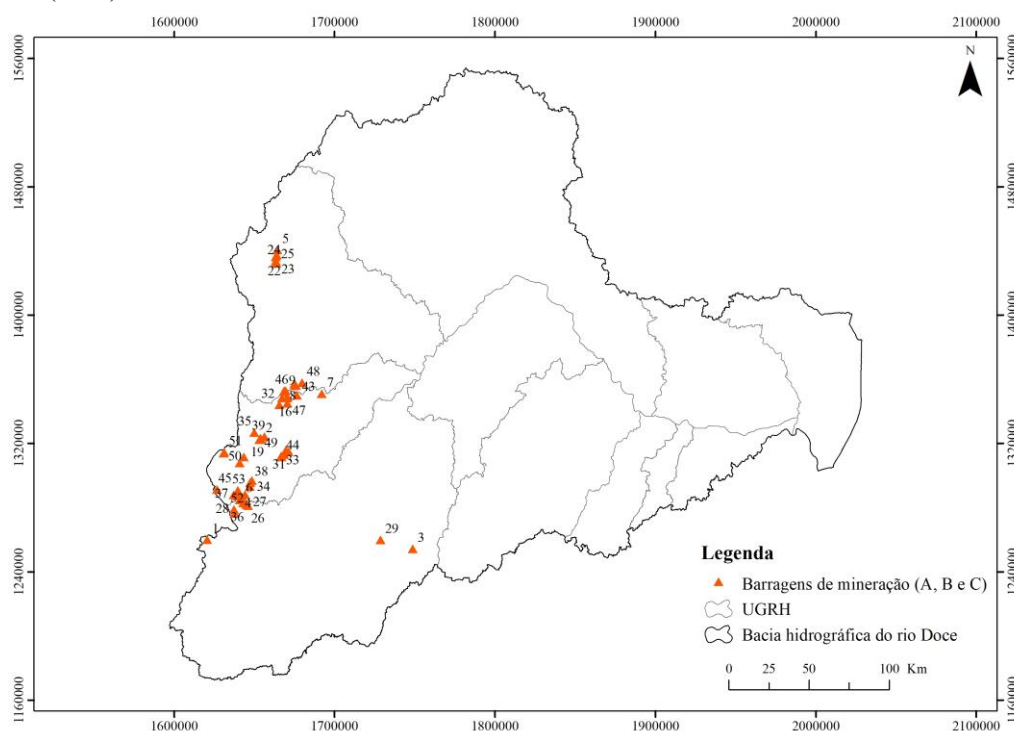
19	Mineradora: Vale S A Barragem: Didão	São Gonçalo do Rio Abaixo	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
20	Mineradora: Vale S A Barragem: Didão Leste	Mariana	Alto	Alto	A	Em operação	Contenção de sedimento
21	Mineradora: Vale S A Barragem: Diogo	Rio Piracicaba	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
22	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: Dique de Contenção de Sedimentos 01	Conceição do Mato Dentro	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
23	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: Dique de Contenção de Sedimentos 02	Conceição do Mato Dentro	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
24	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: Dique de Contenção de Sedimentos 03	Conceição do Mato Dentro	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
25	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: Dique de Contenção de Sedimentos 04	Conceição do Mato Dentro	Baixo	Médio	C	Em operação	Contenção de sedimento
26	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Dique S3	Mariana	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
27	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Dique S4	Mariana	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
28	Mineradora: Vale S A Barragem: Doutor	Ouro Preto	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
29	Mineradora: ANGLO AMERICAN MINERIO DE FERRO BRASIL S/A Barragem: EB-2	Santo Antônio do Grama	Baixo	Médio	C	Em operação	Contenção de sedimento
30	Mineradora: Vale S A Barragem: ED Monjolo	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Desativada	Contenção de rejeito
31	Mineradora: Vale S A Barragem: ED Vale das Cobras	Rio Piracicaba	Baixo	Alto	B	Desativada	Contenção de rejeito
32	Mineradora: Vale S A Barragem: Itabiruçu	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
33	Mineradora: Vale S A Barragem: Monjolo	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
34	Mineradora: Vale S A Barragem: Mosquito	Catas Altas	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
35	Mineradora: Vale S A Barragem: Norte/Laranjeiras	Barão de Cocais	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
36	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Nova Barragem de Santarém	Mariana	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
37	Mineradora: SAMARCO MINERACAO S A Barragem: Novo Dique dos Macacos	Ouro Preto	Baixo	Médio	C	Em operação	Contenção de sedimento
38	Mineradora: Vale S A Barragem: Paracatu	Catas Altas	Alto	Médio	B	Em operação	Contenção de sedimento

Continua...

APÊNDICE D1. Continuação

39	Mineradora: Vale S A Barragem: PDE 3	São Gonçalo do Rio Abaixo	Alto	Médio	B	Em operação	Contenção de sedimento
40	Mineradora: Vale S A Barragem: PDE Permanente I	Mariana	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
41	Mineradora: Vale S A Barragem: PDE Permanente II - Fase I	Mariana	Baixo	Médio	C	Em operação	Contenção de sedimento
42	Mineradora: Vale S A Barragem: Piabas	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
43	Mineradora: Vale S A Barragem: Pontal	Itabira	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
44	Mineradora: Vale S A Barragem: Porteirinha	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
45	Mineradora: Vale S A Barragem: Principal	Santa Bárbara	Baixo	Alto	B	Desativada	Contenção de sedimento
46	Mineradora: Vale S A Barragem: Quinzinho	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de sedimento
47	Mineradora: Vale S A Barragem: Rio do Peixe	Itabira	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
48	Mineradora: Vale S A Barragem: Santana	Itabira	Alto	Alto	A	Em operação	Contenção de sedimento
49	Mineradora: Vale S A Barragem: Sul (Córrego do Canal)	São Gonçalo do Rio Abaixo	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
50	Mineradora: Vale S A Barragem: Sul Inferior	Barão de Cocais	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de sedimento
51	Mineradora: Vale S A Barragem: Sul Superior	Barão de Cocais	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito
52	Mineradora: Vale S A Barragem: Timbopeba	Ouro Preto	Baixo	Alto	B	Em operação	Contenção de rejeito
53	Mineradora: Vale S A Barragem: Xingu	Mariana	Alto	Alto	A	Desativada	Contenção de rejeito

Fonte: ANM (2021) Atualizados em 21/09/2021



APÊNDICE D2. Barragens de mineração utilizadas no presente estudo.

APÊNDICE E.

APÊNDICE E. Formação acadêmica dos especialistas consultados para a determinação do grau de importância das variáveis utilizadas no estudo da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce

Especialistas	Formação acadêmica
J1	Graduação e mestrado em Engenharia Civil, doutorado em Geotecnia
J2	Graduação e mestrado em Engenharia Civil, doutorado em Engenharia Agrícola
J3	Graduação, mestrado e doutorado em Geologia
J4	Graduação em Engenharia Ambiental, mestrado e doutorado em Engenharia Agrícola
J5	Graduação em Geografia, mestrado em Agronomia e doutorado em Ciências Florestais
J6	Graduação em Engenharia Ambiental, mestrado e doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento
J7	Graduação em Engenharia Ambiental e em Engenharia Civil e mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental
J8	Graduação em Engenharia Civil, mestrado em Engenharia do Meio Ambiente e doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
J9	Graduação em Engenharia de Minas, mestrado e doutorado em Geologia
J10	Graduação em Engenharia Ambiental, mestrado em Produção Vegetal e doutorado em Engenharia Agrícola

APÊNDICE F.**APÊNDICE F.** Municípios que apresentaram resultados significativos pela análise de Hot Spot da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Doce.

Município	Estado	UGRH	Análise Hot Spot
Abre Campo	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Água Boa	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Alvorada de Minas	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Barbacena	MG	DO1	Hot Spot - 99% confiança
Campanário	MG	DO4	Cold Spot - 95% confiança
Capelinha	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Caputira	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Carandaí	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Caratinga	MG	DO5	Hot Spot - 99% confiança
Carmésia	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Catas Altas	MG	DO2	Cold Spot - 90% confiança
Chalé	MG	DO6	Hot Spot - 90% confiança
Coluna	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Conceição do Mato Dentro	MG	DO3	Cold Spot - 99% confiança
Congonhas do Norte	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Conselheiro Lafaiete	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Cristiano Ottoni	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Desterro do Melo	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Dom Cavati	MG	DO5	Hot Spot - 90% confiança
Dom Joaquim	MG	DO3	Cold Spot - 99% confiança
Dores de Guanhões	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Durandé	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
Entre Folhas	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Felício dos Santos	MG	DO4	Cold Spot - 90% confiança
Franciscópolis	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Frei Lagonegro	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Guanhões	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Inhapim	MG	DO5	Hot Spot - 95% confiança
Itabira	MG	DO3	Cold Spot - 90% confiança
Itambacuri	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Jampruca	MG	DO4	Cold Spot - 90% confiança
Jequeri	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
José Raydan	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Lajinha	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Luisburgo	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Malacacheta	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Manhuaçu	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Manhumirim	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança

Continua...

APÊNDICE F. Continuação

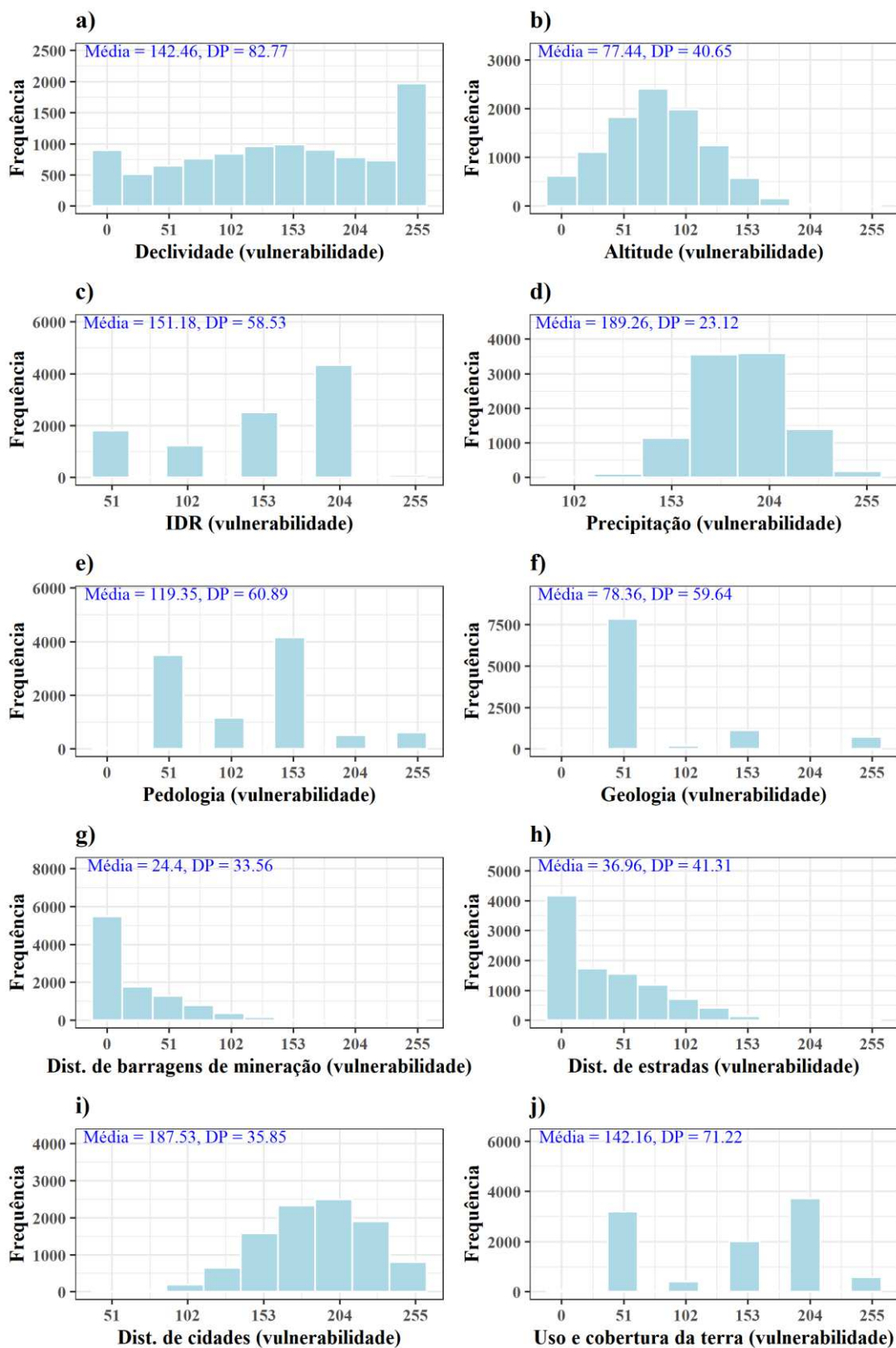
Martins Soares	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
Materlândia	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Matipó	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Oratórios	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Paulistas	MG	DO4	Cold Spot - 95% confiança
Peçanha	MG	DO4	Cold Spot - 95% confiança
Pedra Bonita	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Piedade de Ponte Nova	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Piranga	MG	DO1	Cold Spot - 90% confiança
Ponte Nova	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Presidente Kubitschek	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Alto Jequitibá	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Reduto	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
Ressaquinha	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Rio Acima	MG	DO2	Hot Spot - 99% confiança
Rio Casca	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Rio Doce	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Rio Vermelho	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Sabinópolis	MG	DO3	Cold Spot - 99% confiança
Santa Bárbara do Leste	MG	DO5	Hot Spot - 90% confiança
Santa Bárbara do Tugúrio	MG	DO1	Hot Spot - 99% confiança
Santa Cruz do Escalvado	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Santa Margarida	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Santa Maria de Itabira	MG	DO3	Cold Spot - 90% confiança
Santana do Manhuaçu	MG	DO6	Hot Spot - 90% confiança
Santo Antônio do Grama	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Santo Antônio do Itambé	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
São João do Manhuaçu	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
São João do Oriente	MG	DO5	Hot Spot - 95% confiança
São João Evangelista	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
São José do Jacuri	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
São Pedro do Suaçuí	MG	DO4	Cold Spot - 90% confiança
São Sebastião do Maranhão	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Sem-Peixe	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Senador Modestino Gonçalves	MG	DO4	Cold Spot - 99% confiança
Senhora do Porto	MG	DO3	Cold Spot - 95% confiança
Senhora dos Remédios	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Serra Azul de Minas	MG	DO4	Cold Spot - 95% confiança
Serro	MG	DO3	Cold Spot - 99% confiança
Simonésia	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
Tarumirim	MG	DO5	Hot Spot - 95% confiança

Continua...

APÊNDICE F. Continuação

Urucânia	MG	DO1	Hot Spot - 95% confiança
Vargem Alegre	MG	DO5	Hot Spot - 90% confiança
Vermelho Novo	MG	DO1	Hot Spot - 90% confiança
Virginópolis	MG	DO4	Cold Spot - 95% confiança
Ibatiba	MG	DO6	Hot Spot - 95% confiança
Irupi	ES	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Iúna	MG	DO6	Hot Spot - 99% confiança
Jaguaré	ES	DO11	Cold Spot - 95% confiança
Sooretama	ES	DO11	Cold Spot - 95% confiança

APÊNDICE G.



APÊNDICE G. Histogramas das amostras aleatórias de cada critério utilizadas para a determinação da Análise de Sensibilidade Global.

APÊNDICE H.

APÊNDICE H. Estações fluviométricas utilizadas no estudo do comportamento das vazões mínimas na bacia hidrográfica do rio Doce.

Código	Nome	Latitude (Graus decimais)	Longitude (Graus decimais)	Área (Km²)	Período
56028000	Piranga	-20.6906	-43.2994	1400	1939-2016
56055000	Brás Pires	-20.8475	-43.2419	1090	1939-2018
56065000	Senador Firmino	-20.9117	-43.0972	297	1941-2020
56075000	Porto Firme	-20.6703	-43.0881	4260	1939-2019
56085000	Seriquite	-20.7233	-42.9228	342	1942-2019
56090000	Fazenda Varginha	-20.7144	-42.9997	328	1942-2020
56110005	Ponte Nova Jusante	-20.3839	-42.9028	6230	1975-2020
56240000	Fazenda Paraíso	-20.3903	-43.1819	855	1931-2020
56335001	Acaiaca Jusante	-20.3614	-43.1394	1370	1976-2020
56337000	Fazenda Ocidente	-20.2672	-43.1008	529	1939-2020
56385000	São Miguel do Anta	-20.6997	-42.6731	523	1966-2019
56415000	Rio Casca	-20.2261	-42.65	2030	1931-2018
56610000	Rio Piracicaba	-19.9317	-43.1731	1160	1926-2020
56640000	Carrapato (Brumal)	-19.9714	-43.4561	609	1954-2020
56659998	Nova Era IV	-19.7656	-43.0328	3060	1990-2020
56696000	Mário de Carvalho	-19.5247	-42.6408	5270	1987-2017
56750000	Conceição do Mato Dentro	-19.0144	-43.4461	302	1945-2018
56765000	Dom Joaquim	-18.9606	-43.2431	976	1946-2018
56775000	Ferros	-19.2322	-43.02	4090	1950-2020
56800000	Senhora do Porto	-18.8947	-43.0825	1520	1946-2020
56825000	Naque Velho	-19.1881	-42.4228	10200	1975-2020
56845000	Fazenda Corrente	-18.8947	-42.7125	1050	1953-2017
56851000	Campanário	-18.2392	-41.7311	758	1939-2020
56870000	Santa Maria do Suaçuí	-18.2017	-42.4547	622	1966-2020
56891900	Vila Matias - Montante	-18.5747	-41.9178	9770	1975-2020
56920000	Tumiritinga	-18.9711	-41.6417	55100	1973-2019
56719998	Belo Oriente	-19.3297	-42.3761	24200	1987-2020
56850000	Governador Valadares	-18.8831	-41.9508	40500	1970-2020
56940002	Barra do Cuieté Jusante	-19.0619	-41.5333	3220	1976-2018
56935000	Dom Cavati	-19.3728	-42.1028	775	1966-2020
56976000	Fazenda Bragança	-19.7431	-41.7853	2260	1973-2018
56983000	Dores de Manhumirim	-20.1072	-41.7283	384	1939-2020
56988500	Ipanema	-19.7989	-41.7061	1410	1939-2017
56989001	Mutum	-19.8106	-41.4375	1180	1974-2020
56989400	Assarai Montante	-19.5947	-41.4581	3190	1977-2019

Continua...

APÊNDICE H. Continuação

56990000	São Sebastião da Encruzilhada	-19.4925	-41.1617	8720	1939-2020
56990990	Afonso Cláudio Montante	-20.0775	-41.1242	435	1979-2020
56991500	Laranja da Terra	-19.9011	-41.0581	1330	1968-2019
56992000	Baixo Guandu	-19.5236	-41.0142	2130	1942-2020
56993551	Jusante Córrego da Piaba	-19.5592	-40.7328	893	1975-2018
56994500	Colatina Ponte	-19.5333	-40.6297	76400	1939-2020
56994510	Colatina Corpo de Bombeiros	-19.5303	-40.6236	76400	1986-2020
56995500	Ponte do Pancas	-19.4228	-40.6864	920	1966-2019
56997000	Barra de São Gabriel	-19.0411	-40.5339	1070	1968-2013
56998400	Barra de São Gabriel	-19.0575	-40.5169	1022	1968-2020

APÊNDICE I.

APÊNDICE I. Resultado dos testes Mann Kendall modificado, Pettitt e Spearman, para a série de dados de vazões mínimas anuais (Q7)

Código	Mann-Kendall modificado			Pettitt		Ano	Spearman		Tendência
	Z _{MMk}	p-value	tau	p-value	U		p-value	r	
56028000	-1.106	0.269	-0.109	0.137	446	1948	0.175	-0.157	
56055000	-0.953	0.340	-0.114	0.175	450	1994	0.116	-0.178	
56065000	-1.566	0.117	-0.189	0.011	671	1999	0.014	-0.274	↓
56075000	-2.614	0.009	-0.302	0.003	760	1993	0.000	-0.438	↓
56085000	-1.648	0.099	-0.265	0.007	674	1953	0.000	-0.389	↓
56090000	-1.093	0.275	-0.165	0.021	616	1953	0.034	-0.239	↓
56110005	-2.245	0.025	-0.302	0.009	298	2012	0.002	-0.455	↓
56240000	-3.712	0.000	-0.266	0.005	856	1993	0.000	-0.380	↓
56335001	-3.121	0.002	-0.323	0.026	260	2009	0.001	-0.465	↓
56337000	-4.340	0.000	-0.411	0.000	905	1967	0.000	-0.560	↓
56385000	-1.188	0.235	-0.150	0.044	319	2012	0.084	-0.237	
56415000	-1.519	0.129	-0.136	0.159	539	1993	0.070	-0.194	
56610000	-3.610	0.000	-0.325	0.000	1205	1993	0.000	-0.436	↓
56640000	-2.632	0.009	-0.270	0.002	588	1992	0.001	-0.404	↓
56659998	-3.536	0.000	-0.385	0.008	168	2009	0.002	-0.539	↓
56696000	-2.815	0.005	-0.325	0.082	128	2009	0.013	-0.442	↓
56750000	-4.411	0.000	-0.319	0.000	785	1986	0.000	-0.467	↓
56765000	-4.639	0.000	-0.425	0.000	940	1985	0.000	-0.604	↓
56775000	-3.566	0.000	-0.354	0.000	632	1986	0.000	-0.500	↓
56800000	-9.834	0.000	-0.625	0.000	1300	1986	0.000	-0.817	↓
56825000	-3.112	0.002	-0.413	0.006	310	1992	0.000	-0.571	↓
56845000	-3.510	0.000	-0.443	0.000	776	1986	0.000	-0.624	↓
56851000	-3.162	0.002	-0.406	0.000	1180	1995	0.000	-0.562	↓
56870000	-6.621	0.000	-0.615	0.000	686	1997	0.000	-0.805	↓
56891900	-5.829	0.000	-0.563	0.000	445	1997	0.000	-0.758	↓
56920000	-2.612	0.009	-0.381	0.002	356	2009	0.000	-0.537	↓
56719998	-1.916	0.055	-0.319	0.007	196	2012	0.003	-0.492	↓
56850000	-3.007	0.003	-0.402	0.002	394	1997	0.000	-0.559	↓
56940002	-1.788	0.074	-0.257	0.050	216	1985	0.012	-0.386	↓
56935000	-1.818	0.069	-0.229	0.019	315	2011	0.013	-0.349	↓
56976000	-3.446	0.001	-0.353	0.011	293	1997	0.001	-0.478	↓
56983000	-1.857	0.063	-0.175	0.077	531	1953	0.018	-0.263	
56988500	-4.698	0.000	-0.166	0.077	501	1985	0.031	-0.246	↓
56989001	-2.577	0.010	-0.299	0.029	274	2012	0.003	-0.427	↓
56989400	-2.661	0.008	-0.344	0.014	260	1985	0.000	-0.518	↓
56990000	-1.519	0.129	-0.144	0.081	536	1985	0.055	-0.214	

Continua...

APÊNDICE I. Continuação

56990990	-3.408	0.001	-0.491	0.002	290	2010	0.000	-0.658	↓
56991500	-2.087	0.037	-0.296	0.004	386	2007	0.002	-0.419	↓
56992000	-2.497	0.013	-0.306	0.001	752	1988	0.000	-0.433	↓
56993551	-3.918	0.000	-0.563	0.000	306	1994	0.000	-0.740	↓
56994500	-6.524	0.000	-0.451	0.000	830	1993	0.000	-0.613	↓
56994510	-2.831	0.005	-0.379	0.022	145	1997	0.004	-0.514	↓
56995500	-1.447	0.148	-0.210	0.012	351	1994	0.023	-0.315	↓
56997000	-1.771	0.077	-0.261	0.001	317	1993	0.005	-0.432	↓
56998400	-2.115	0.034	-0.281	0.000	436	1993	0.001	-0.452	↓

APÊNDICE J

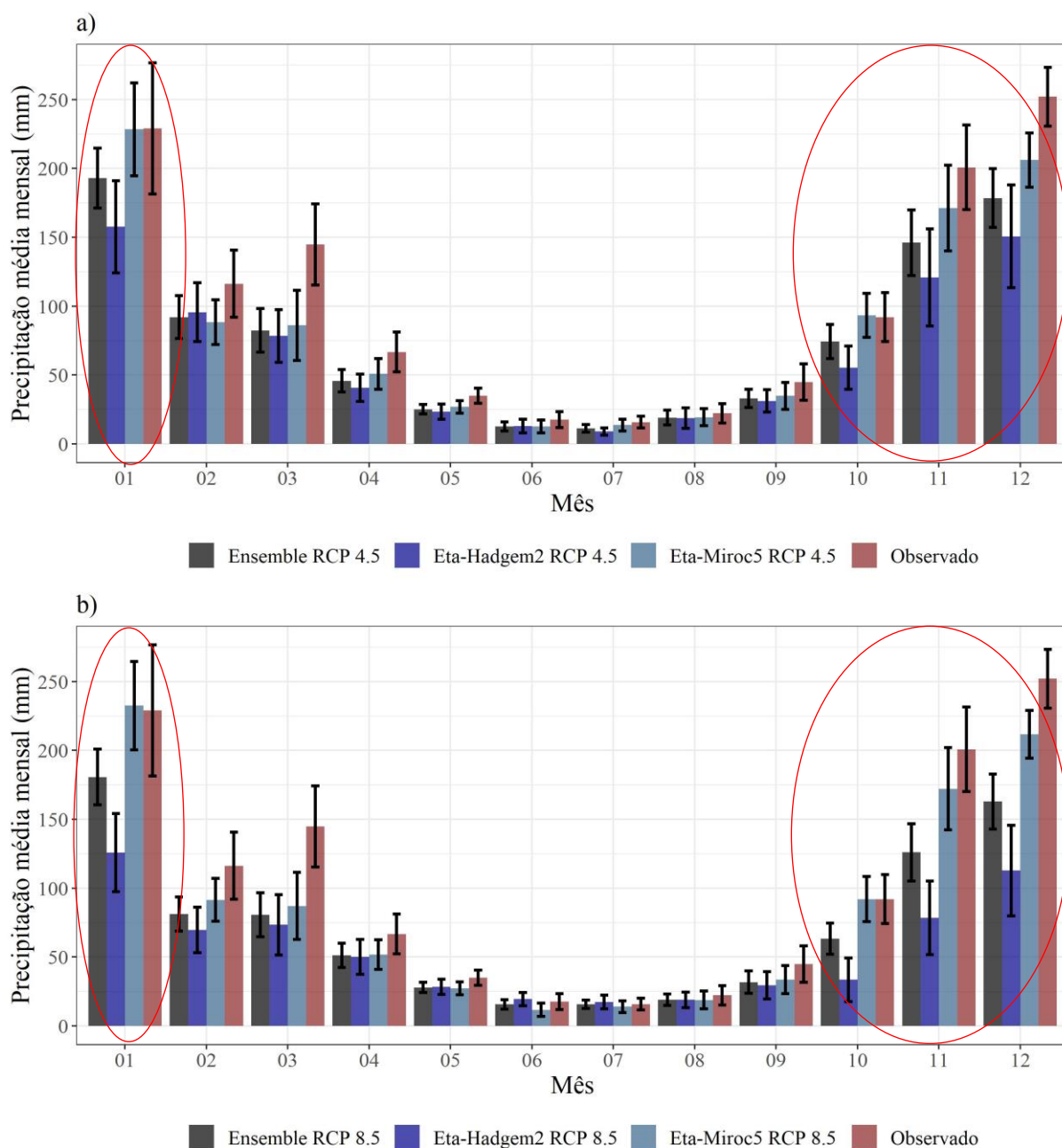
APÊNDICE J1. Métricas de desempenho da correção do viés em relação aos dados observados da variável precipitação total mensal para os modelos climáticos Eta HadGEM2-ES, Eta Miroc5, *Ensemble*, corrigidos pelos métodos EQM, GQM e LS; e dados brutos

Métricas	EQM			GQM			LS			Bruto		
	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>
MAE	52,74	51,64	49,03	57,53	53,98	52,13	57,81	52,62	50,53	60,46	82,11	56,87
RMSE	81,56	75,84	70,06	88,36	77,56	72,4	89,75	74,74	71,6	88,09	111,91	76,48
PBIAS (%)	-30	-14,2	-22,1	-31,2	-11	-21,1	-26,2	-5,8	-16	-27,2	46,9	9,8
NSE	0,36	0,44	0,53	0,25	0,42	0,49	0,22	0,46	0,51	0,25	-0,21	0,44
d	0,82	0,84	0,85	0,8	0,84	0,85	0,8	0,85	0,86	0,77	0,75	0,83
r	0,71	0,72	0,77	0,67	0,72	0,75	0,66	0,74	0,76	0,62	0,63	0,7
R²	0,5	0,51	0,59	0,45	0,51	0,57	0,44	0,54	0,57	0,38	0,4	0,49
KGE	0,57	0,68	0,65	0,54	0,7	0,66	0,57	0,73	0,7	0,5	0,36	0,68

APÊNDICE J2. Métricas de desempenho da correção do viés em relação aos dados observados da variável temperatura média mensal para os modelos climáticos Eta HadGEM2-ES, Eta Miroc5, *Ensemble*, corrigidos pelos métodos EQM e LS; e dados brutos

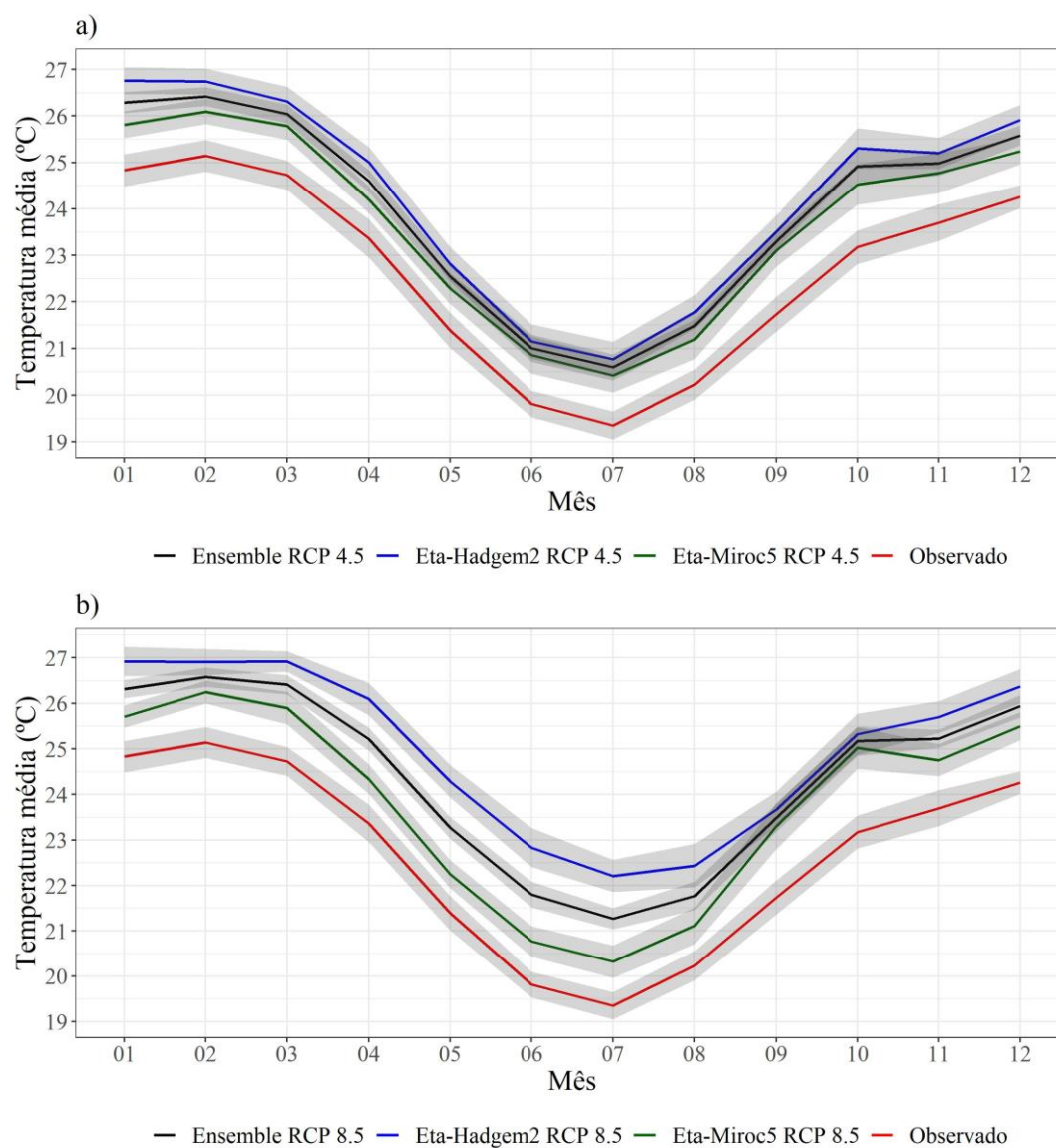
Métricas	EQM			LS			Bruto		
	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>	Eta HadGEM2-ES	Eta Miroc5	<i>Ensemble</i>
MAE	0,93	1,18	0,85	0,88	0,89	0,75	2,43	4,25	3,34
RMSE	1,16	1,38	0,97	1,11	1,05	0,87	2,7	4,48	3,52
PBIAS (%)	-1,6	-0,5	-1,1	-1,2	-0,4	-0,8	-10,5	-18,5	-14,5
NSE	0,66	0,52	0,76	0,69	0,72	0,81	-0,83	-4,07	-2,12
d	0,92	0,89	0,94	0,93	0,93	0,95	0,68	0,49	0,59
r	0,88	0,8	0,9	0,88	0,87	0,92	0,81	0,7	0,84
R²	0,77	0,64	0,81	0,78	0,76	0,84	0,65	0,49	0,7
KGE	0,8	0,76	0,87	0,81	0,86	0,9	0,77	0,51	0,64

APÊNDICE K.



APÊNDICE K. Precipitação média mensal (2020-2050) para os modelos climáticos *Ensemble*, *Eta-HadGEM2-ES*, *Eta-Miroc5* e dados observados históricos (1980-2005); a) RCP 4.5 e; b) RCP 8.5.

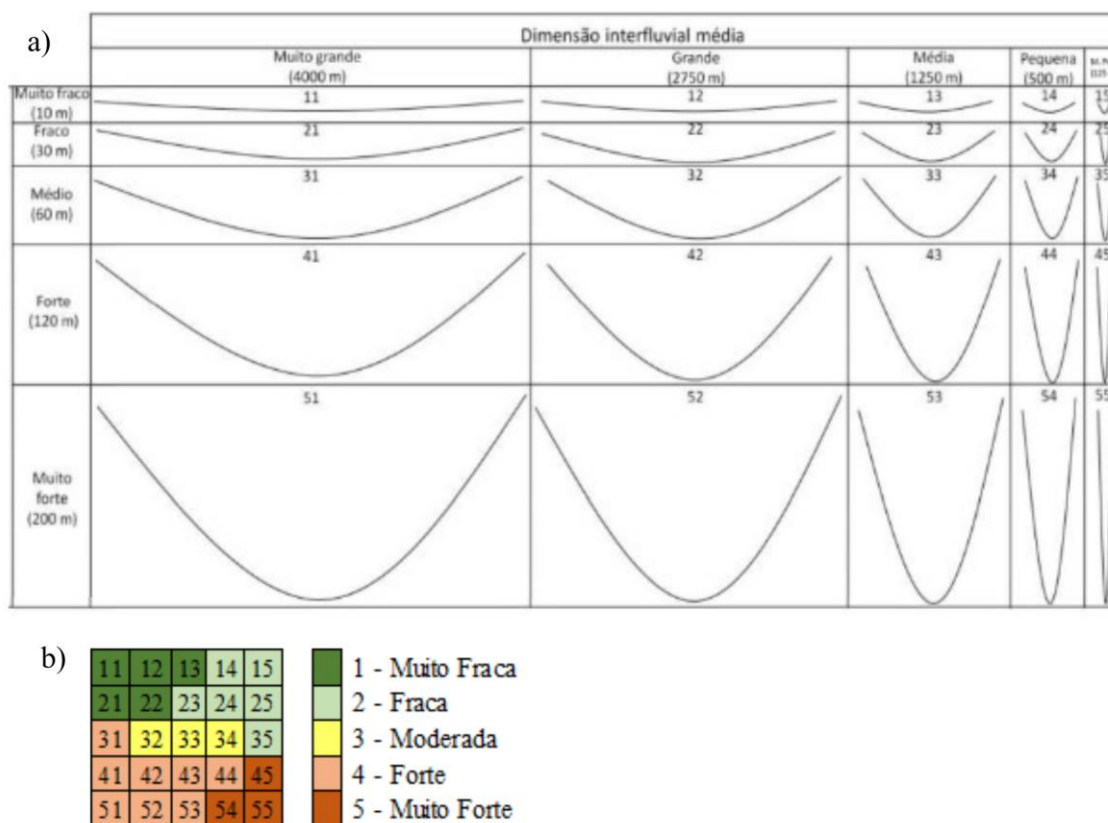
APÊNDICE L.



APÊNDICE L. Temperatura média mensal (2020-2050) para os modelos climáticos *Ensemble*, *Eta-HadGEM2-ES*, *Eta-Miroc5* e dados observados históricos (1980-2005); a) RCP 4.5 e; b) RCP 8.5

ANEXOS

ANEXO A.



ANEXO A. Matriz de dissecação do relevo, o eixo x refere-se a representação da dimensão interfluvial média e o eixo y, ao grau de entalhamento dos vales (a); e reclassificação da dissecação do relevo proposta por Guimarães et al. (2017) (b).

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

ANEXO B.

ANEXO B. Classificação de barragens de mineração conforme dano potencial associado e categoria de risco

Categoria de risco	Dano potencial associado		
	Alto	Médio	Baixo
Alto	A	B	C
Médio	B	C	D
Baixo	B	C	E

Fonte: ANM (2020)