

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

ELAINE CALIMAN SPOSITO

**USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE
(MG/ES): INTER-RELAÇÕES PARA A GOVERNANÇA**

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2021**

ELAINE CALIMAN SPOSITO

**USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE
(MG/ES): INTER-RELAÇÕES PARA A GOVERNANÇA**

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

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira

Coorientadores: Elpídio Inácio Fernandes Filho
Raphael Bragança Alves Fernandes

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2021**

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

T

S764u Sposito, Elaine Caliman, 1982-
2021 Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce
(MG/ES): inter-relações para a governança / Elaine Caliman
Sposito. – Viçosa, MG, 2021.

1 tese eletrônica (201 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2021.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2021.266>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Mapeamento do solo. 2. Biomas. 3. Recursos naturais.
4. Cobertura dos solos - Sensoriamento remoto. 5. Análise de
séries temporais. I. Oliveira, Teogenes Senna de, 1961-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos.
Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas.
III. Título.

CDD 22. ed. 631.47

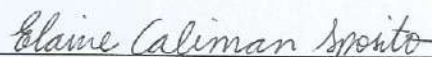
ELAINE CALIMAN SPOSITO

**USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE
(MG/ES): INTER-RELAÇÕES PARA A GOVERNANÇA**

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

APROVADA: 30 de setembro de 2021.

Assentimento:



Elaine Caliman Sposito
Autora



Teogenes Senna de Oliveira
Orientador

*À minha família,
em especial à minha filha Surya e à minha mãe Maria da Penha,
que me ensinam, todos os dias, que o amor é transformador.*

AGRADECIMENTOS

“Eu gostaria de lhe agradecer pelas inúmeras vezes que você me enxergou melhor do que eu sou. Pela sua capacidade de me olhar devagar, já que nessa vida muita gente já me olhou depressa demais.”

Sorte de quem sente que tem muito a agradecer. Assim me sinto, agradecida por todos os aprendizados dessa jornada do doutorado.

Ao Universo, com toda a sua energia, que me trilhou nesse caminho.

A minha família que me apoiou e apoia durante minha caminhada, sem vocês, esse doutorado não seria possível. Em especial a minha filha e minha mãe, fontes de inspiração e motivação diárias.

Ao meu orientador Teogenes, pela disponibilidade em me receber como sua orientanda e pela compreensão. E, principalmente, pelo apoio que me deu em todos os momentos.

Ao meu coorientador Raphael, pelo apoio e paciência em me ouvir.

Ao meu coorientador Elpídio, que me recebeu de braços abertos no Labgeo, e com que eu aprendi muito. Sua ajuda, apoio, disponibilidade e exemplo foram minha base para o doutorado.

À banca de qualificação e defesa de tese, pela participação, apoio e sugestões tão valiosas.

Um agradecimento mais que especial ao Ganso, que foi a pessoa que mais me ajudou nessa tese, do início ao fim, e a quem terei eterna gratidão, e ao estagiário Jefferson, pela ajuda e com quem muito aprendi.

Aos queridos colegas do Labgeo (Alisson, Felipe, Bernardo, Rafael, Raiza, Mayara, Tamires, Natalie, Iorrana, Martin, Lucas, Conceição, Vivi, Guilherme, e outros colegas que passaram por lá) pelo apoio, ajuda e momentos importantes, risadas e companheirismo, e que tornaram o doutorado mais leve.

Aos professores e funcionários do PPGSNP, em especial os professores João Ker e Márcio, pelo apoio, e à secretária Carol.

Ao Departamento de Solos, e as pessoas que fazem parte dele, colegas e funcionários.

Aos colegas discentes da PPGSNP, que muito me ensinaram, mas em especial ao Pelim e João, suas amizades tornaram esse doutorado muito melhor.

Aos amigos espalhados por esse Brasil (e fora), que estão sempre ao meu lado. Aos de Viçosa, Marcela, Fred, Lisandra e Nane.

A todos aqueles que apareceram no meu caminho, para contribuir com meu dia a dia e com minha luta, em especial à Liana, que veio como um anjo do céu, e à Mayilher.

Aos profissionais que me acolheram e me auxiliaram no meu dia a dia como mãe, como a Dra. Denise.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar também esse doutorado.

À cidade de Viçosa, por mais uma acolhida (a terceira!). Esse ainda é meu lugar favorito.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos e apoio financeiro.

A todos que diretamente e indiretamente contribuíram para que esse trabalho pudesse ser realizado e que em cada ação transformaram minha vida de alguma forma.

Muito agradecida!

“Transforme o mundo a partir de você.”

*“Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.” (Ishwarapranidhana)*

“Não vá embora [desse mundo] com o coração vazio.”

Essa tese foi escrita e defendida por uma mãe (dedicada) em meio à pandemia da COVID -19.

RESUMO

SPOSITO, Elaine Caliman, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2021. **Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): Inter-relações para a governança.** Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientadores: Elpídio Inácio Fernandes Filho e Raphael Bragança Alves Fernandes.

A investigação dos padrões e das mudanças no uso e cobertura do solo são essenciais para a melhor compreensão dos processos que ocorrem na paisagem e para o planejamento da utilização e governança dos recursos naturais. No presente estudo, os padrões e mudanças anuais e espaço-temporais do uso e cobertura do solo (1985 -2018) na bacia hidrográfica do rio Doce - BHRD (MG/ES) foram avaliados, além de sua relação com as variáveis ambientais. Ao todo, 34 mapas de uso e cobertura do solo foram utilizados, além de dados de altitude, declividade, precipitação, temperatura e classes de solos. As análises incluíram a caracterização do uso e cobertura do solo da BHRD e suas sub-bacias; a presença - ausência de alterações do uso; as classes modais de uso do solo e suas frequências; o número e a variação dos usos (dinâmica); e as relações dos usos do solo com as variáveis ambientais. Os resultados mostraram que, embora cerca de 50% da bacia não apresentou mudança de classe de uso do solo, as áreas de floresta natural e pastagem sofreram reduções de -1,9 % e -9,1 %, respectivamente, entre os anos de 1985 e 2018. As maiores conversões da floresta natural ocorreram para a pastagem, a floresta plantada e o mosaico agricultura/pastagem. Houve aumento líquido das áreas de mosaico agricultura/pastagem, floresta plantada e agricultura. Contudo, as mudanças ocorreram de formas distintas entre as sub- bacias. A percentagem de área de floresta natural ultrapassou a pastagem em altitudes, declividades e precipitações maiores. A agricultura ocorreu nas menores altitudes e declividades. Quando comparado com o ano de 1985, em 2018, o mosaico agricultura/pastagem passou a predominar em menor altitude, e a floresta plantada, em altitudes maiores. O Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico foi a classe predominante, seguida pelo Argissolo Vermelho eutrófico, ambos predominantes em áreas onde não houve mudança no uso do solo, sendo esse percentual maior para os Argissolos. Houve diferenças em relação à predominância das classes de solos entre as sub-bacias e entre os usos do solo. Os principais usos do solo da BHRD se estabeleceram, em grande parte, antes de 1985, assim como muitos dos problemas relacionados à gestão de seus recursos naturais. É urgente o desenvolvimento de ações que favoreçam a transição florestal e a reversão

da degradação dos solos, de forma que a análise integrada da variação espaço-temporal do uso, realizada sob o amparo da governança e da segurança do solo, pode auxiliar nessa gestão.

Palavras-chave: MapBiomas. Análise espaço-temporal. Recursos naturais. Geoprocessamento.

ABSTRACT

SPOSITO, Elaine Caliman, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, September, 2021. **Land use and land cover in the Rio Doce river basin (MG/ES): Interrelationships for governance.** Adviser: Teogenes Senna de Oliveira. Co-advisers: Elpídio Inácio Fernandes Filho and Raphael Bragança Alves Fernandes.

Investigation of land use and land cover (LULC) patterns and changes are essential for better understanding the processes occurring in landscape and for planning the use and governance of natural resources. In the present study, land use and land cover spatiotemporal patterns and changes (1985 – 2018) for the Rio Doce river basin - BHRD (MG/ES - Brazil) were evaluated, along with their relationship with environmental variables. Altogether, thirty-four land use and land cover maps were used, in addition to altitude, slope, precipitation, temperature and soil data. The analyzes included the characterization of land use and cover of the BHRD and its sub-basins; the presence/absence of LULC changes; LULC modal classes and their frequencies; LULC number and variation (dynamics); and relationship between LULC and environmental variables. The results showed that, although ~ 50% of the basin did not present LULC changes, natural forest and pasture areas suffered reductions of -1.9% and -9.1%, respectively, between 1985 and 2018. Most of natural forest conversions occurred to pasture, planted forest and mosaic of agriculture/pasture. Net increases in mosaic of agriculture/pasture, planted forest and agriculture areas were observed. However, changes occurred differently among sub-basins. The percentage of natural forest area exceeded pasture areas in higher altitudes, slopes and precipitation. Agriculture occurred at lower altitudes and slopes. When compared with the year of 1985, in 2018, mosaic of agriculture/pasture predominated at lower altitudes and precipitation, while planted forest at higher altitudes. “Red-Yellow” Haplic Ferralsols was the main soil class, followed by “Red” Acrisols, both predominant in areas with no LULC changes, which was higher in Acrisols. Differences in soil classes were observed among sub-basins and among land uses. Most of the dominant LULC of BHRD were established before 1985, as well as several problems related to its natural resources management. Actions are urgently needed favoring forest transition and reversing land degradation, such that, integrated analysis of spatial-temporal LULC variation, under protection of soil security and governance, might assist decision-making.

Keywords: MapBiomas. Spatiotemporal analysis. Natural resources. Geoprocessing.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	13
Referências	16
CAPÍTULO 1 – A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE	18
1.1 Caracterização da Bacia	18
1.2 Histórico do uso e ocupação e sua relação com a degradação ambiental	25
Referências	55
CAPÍTULO 2 - DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (1985 – 2018).....	60
2.1 Introdução	60
2.2 Metodologia	63
2.2.1 A bacia hidrográfica do rio Doce	63
2.2.2 Aquisição e análise de dados	64
2.3 Resultados	68
2.3.1 Uso e cobertura do solo na BHRD e sub-bacias	68
2.3.2 Variação espacial nas mudanças das classes floresta natural, pastagem, mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada	80
2.3.3 Dinâmica de uso do solo na BHRD	83
2.3.4 Dinâmica de conversão do uso e cobertura do solo	92
2.4. Discussão	94
2.5 Conclusão.....	109
Referências	111
Apêndice.....	117
CAPÍTULO 3 - RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E A DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BHRD	123
3.1 Introdução	123
3.2 Metodologia	127
3.2.1 Área de estudo e aquisição de dados do uso e cobertura do solo	127
3.2.2 Obtenção de variáveis ambientais e cruzamento de dados	127
3.3 Resultados	128
3.3.1 Distribuição das variáveis na BHRD e nas sub-bacias	128
3.3.2 Relações entre as variáveis ambientais e o uso e cobertura do solo na BHRD	135
3.3.3 Distribuição das classes de solos em relação às variáveis e ao uso do solo	141
3.3.3.1 Distribuição das classes de solos nas sub-bacias e por intervalo de altitude.....	141

3.3.3.2 Relação entre classes de solos, o uso e cobertura do solo e suas mudanças.....	144
3.3.4 Análise conjunta como auxílio à gestão do território	147
3.4 Discussão	151
3.4.1 O uso do solo e sua relação com o ambiente	151
3.4.2 Convertendo conhecimento em ações sob a égide da segurança e governança do solo	162
3.5 Conclusão.....	171
Referências	173
Apêndices	182
CONCLUSÃO GERAL	200

INTRODUÇÃO GERAL

A necessidade de que as demandas humanas imediatas se conciliem com a manutenção dos bens e serviços ambientais em longo prazo exige esforços para que os desafios decorrentes dessas trocas sejam discutidos tanto em escala global quanto local. Para isso, ações apropriadas para a utilização dos recursos naturais requerem o gerenciamento eficaz das informações de uso do solo como ferramenta de tomada de decisão. A avaliação da ocupação do solo e sua transformação é a base para o planejamento e a gestão sustentáveis do uso dos recursos, auxiliando na compreensão das relações entre o uso e a ocupação do solo, os aspectos socioeconômicos e as necessidades humanas (FOLEY *et al.*, 2005; FAO; ITPS, 2015; LAYOMI JAYASINGHE *et al.*, 2019).

Nesse cenário, estudos das relações existentes na paisagem mostram a importância do padrão espacial no conhecimento da dinâmica das interações do ecossistema e na avaliação dos impactos de mudanças rápidas e em ampla escala no ambiente. Consideram como essencial para a gestão do uso do solo, a compreensão dos elementos que compõem a paisagem, as mudanças que nela ocorreram com o tempo e a influência das dinâmicas ecológicas (TURNER *et al.*, 2001). Embora muitos estudos documentem de forma convincente a relevância dos solos no que se refere aos atuais problemas globais de sustentabilidade, ainda faz-se necessária uma maior visibilidade de suas inter-relações e conexão com os desafios relacionados às seguranças alimentar, hídrica e energética; mudanças climáticas e serviços ecossistêmicos, e a sua indispensável participação ativa em programas de pesquisas interdisciplinares e agendas de legisladores que busquem um desenvolvimento integrado (FAO; ITPS, 2015; BOUMA; MCBRATNEY, 2013).

Além disso, apesar das consequências do uso inadequado dos solos serem debatidas há muito tempo, processos de degradação continuam a ocorrer em um ritmo preocupante (LAL, 2012). Para alguns autores (MCBRATNEY *et al.*, 2014; MCBRATNEY; FIELD 2015; BOUMA; MCBRATNEY, 2013), o solo deve ser analisado sob a ótica da ‘segurança do solo’, por meio de um conceito motivado pelo desenvolvimento sustentável. Nesse conceito ampliado e integrado, o valor do solo em direcionar desafios globais atuais é (re)formulado e igualmente considerado. A preocupação com esse recurso no Brasil e o reconhecimento de sua relevância na manutenção dos demais, levou o Tribunal de Contas da União (TCU) a promover discussões sobre os aspectos que permeiam a sua gestão e suas implicações em diversos setores, definindo a Governança do Solo como os “mecanismos de liderança, estratégia e controle usados para

avaliar, direcionar e monitorar sua gestão, com vistas à condução de políticas públicas e à prestação de serviços de interesse da sociedade” (BRASIL, 2015).

As preocupações iniciais sobre a mudança global no uso e cobertura do solo surgiram da percepção de que essa transformação pode influenciar questões como as mudanças climáticas e a biodiversidade, despertando maior interesse no desmatamento, desertificação e outras alterações na vegetação natural. O foco mais recente em questões relacionadas a bens e serviços ecossistêmicos, sustentabilidade e vulnerabilidade levou a uma maior ênfase na associação da dinâmica entre as sociedades humanas e seus ecossistemas em escala local. Como destacado por Lambin (2003), embora muito já tenha sido realizado na quantificação e compreensão das mudanças no uso e cobertura do solo, há a necessidade de maior investigação de dados, tais como estimativas de áreas e taxas de conversões, além da compreensão na relação entre as mudanças antropogênicas e a variabilidade ambiental natural, ao longo do tempo. Isso auxiliará na avaliação e elaboração da projeção de cenários que retratem de forma mais eficiente como as mudanças do uso afetarão o funcionamento do sistema terrestre e permitirá identificar as condições que permitem o uso sustentável do solo.

Há grande variabilidade espaço-temporal nos ambientes biofísicos, atividades socioeconômicas e contextos culturais associados ao uso do solo. As mudanças e a variabilidade ambiental naturais interagem com as causas humanas das transformações. As condições variáveis do ecossistema, impulsionadas por variações climáticas, amplificam as pressões decorrentes de altas demandas de recursos, e mudanças naturais e socioeconômicas podem operar como eventos síncronos, ainda que independentes. Especialmente, os fatores biofísicos impõem restrições às mudanças no uso do solo em certos locais, levando a vias espacialmente diferenciadas (VERBURG *et al.*, 2002). Para Silva *et al.* (2016), uma melhor compreensão da dinâmica e dos fatores que influenciam a distribuição espacial e temporal do uso do solo é essencial para permitir uma melhor compreensão dos processos existentes, avaliar seus impactos e as ações desenvolvidas localmente, além de auxiliar políticas de gestão sustentável do solo.

Nessa direção, o sensoriamento remoto e geoprocessamento permitem a análise rápida de um grande volume de dados no tempo e no espaço e são essenciais para gerar informações para iniciativas de planejamento e gestão do uso do solo, reduzindo o tempo de processamento e custos (ROGAN; CHEN, 2004). No Brasil, o projeto MapBiomas (<https://mapbiomas.org/>) foi lançado em 2015 e é uma iniciativa multi-institucional que fornece séries temporais anuais gratuitas de mapas de uso e cobertura do solo para todos os biomas brasileiros, de 1985 em

diante, por meio coleções que são constantemente atualizadas, utilizando a combinação de dados do satélite Landsat, da plataforma Google Earth Engine e aprendizado de máquina (SOUZA *et al.*, 2020). Portanto, permite reconstruir informações espaciais de mudanças históricas anuais do uso e cobertura do solo, em resolução espacial de 30 m, o que contribui para o entendimento da dinâmica de uso do solo no país e permite subsidiar a gestão sustentável dos recursos naturais e a formulação de políticas públicas.

Explorar séries históricas permite a identificação de padrões e tendências e pode apoiar e direcionar ações de governança local (RUFIN *et al.*, 2015; PERRING *et al.*, 2016), como no gerenciamento de recursos hídricos, pela análise da bacia hidrográfica como unidade territorial de implementação de políticas (BRASIL, 1997). Nela, a gestão dos recursos hídricos ocorre de forma compartilhada e descentralizada, por meio de diferentes instituições em níveis federal, estadual e municipal (VEIGA, MAGRINI, 2013). No âmbito federal, a bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) possui importância econômica histórica e atual para o Brasil, apresentando diversas atividades, com destaque para a agropecuária, mineração, indústria, comércio, prestação de serviços e geração de energia elétrica (IGAM, 2010). Originalmente, a área da bacia do rio Doce era coberta principalmente pela Mata Atlântica (STRAUCH, 1955), uma floresta neotropical com uma das maiores riquezas de espécies do planeta, tendo sofrido uma enorme supressão (RIBEIRO *et al.*, 2009). Na bacia do rio Doce, a vegetação nativa foi substituída por cafezais, pastagens e plantações de eucalipto, principalmente a partir do início do século XX (STRAUCH, 1955). Atualmente, continua sofrendo com uma série de problemas ambientais desafiadores para a sua gestão (CARMO *et al.*, 2017; FERNANDES *et al.*, 2016; IGAM, 2010).

Com o objetivo de avaliar os padrões e as mudanças no uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Doce e compreender os fatores que contribuíram para esse cenário, a presente tese está dividida em três capítulos. No primeiro capítulo a abordagem foi direcionada para a caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – BHRD, com uma análise do histórico do uso e cobertura do solo em relação à degradação ambiental. No segundo capítulo analisa-se a dinâmica anual de uso e cobertura do solo, espaço temporalmente, em 34 anos de uso da BHRD. Por fim, no terceiro capítulo, avalia-se a relação entre a variabilidade ambiental e a dinâmica do uso do solo, da BHRD.

REFERÊNCIAS

- BOUMA, J.; MCBRATNEY, A. Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**, v. 200, p. 130-139. 2013.
- BRASIL. 1997. **Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Política nacional de recursos hídricos. Diário Oficial da União. Seção 1, p. 470. Brasília, 09 de janeiro 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm Acesso em: 6 ago. 2021.
- BRASIL, Tribunal de Contas da União - TCU. **Relatório da Conferência de Governança do solo**. TCU, Brasília, DF. 56p. 2015. Disponível em: <https://portal.tcu.gov.br/biblioteca-digital/conferencia-governanca-do-solo.htm> Acesso em: 6 ago. 2021.
- CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; DE CAMPOS, I. C.; DO CARMO, F. F.; SILVINO, G.; [...]; PINTO, C. E. F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in ecology and conservation**, 15(3), 145-151, 2017.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K., BOESCHE, N., [...]; FERNANDES, S. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, 14(2), 35-45, 2016.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; ITPS - INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy. 648p. 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf>. Acesso em: 03 de agosto de 2021.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R., [...]; HELKOWSKI, J. H. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574. 2005.
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. 2010. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce** e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Disponível em: https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documenta%C3%A7%C3%A3o%20CBHs/PIRH_Doce_Volume_I12.pdf. Acesso em: 28 de janeiro de 2020.
- LAL, R. Climate change and soil degradation mitigation by sustainable management of soils and other natural resources. **Agricultural Research**, 1 (3), 199–212. 2012.
- LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual review of environment and resources**, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.

- LAYOMI JAYASINGHE, S.; KUMAR, L.; SANDAMALI, J. Assessment of potential land suitability for tea (*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntze) in Sri Lanka using a GIS-based multi-criteria approach. **Agriculture**, v. 9, n. 7, p. 148, 2019.
- McBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, 213, 203-213. 2014.
- MCBRATNEY, A.; FIELD, D. Securing our soil. **Soil science and plant nutrition**, v. 61, n. 4, p. 587-591. 2015.
- PERRING, M. P.; DE FRENNE, P.; BAETEN, L.; MAES, S. L.; DEPAUW, L.; BLONDEEL, H., [...]; VERHEYEN, K. Global environmental change effects on ecosystems: The importance of land-use legacies. **Global Change Biology**, 22(4), 1361-1371, 2016.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 142(6), 1141-1153, 2009.
- ROGAN, J.; CHEN, D. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. **Progress in planning**, v. 61, n. 4, p. 301-325, 2004.
- RUFIN, P.; MÜLLER, H.; PFLUGMACHER, D.; HOSTERT, P. Land use intensity trajectories on Amazonian pastures derived from Landsat time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 41, 1-10. 2015.
- SILVA, R.F.B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133-144, 2016.
- SOUZA, C. M.; Z SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A.; RUDORFF; B. F., [...]; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, 12(17), 2735. 2020.
- STRAUCH, N. **A bacia do rio Doce: estudo geográfico**. Serviço Gráfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 199 p, 1955.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice** (Vol. 401). Springer New York. 482 p, 2001.
- VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. The Brazilian water resources management policy: Fifteen years of success and challenges. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p. 2287-2302. 2013.
- VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. **Environmental management**, 30(3), 391-405. 2002.

CAPÍTULO 1 – A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE - BHRD

1.1 Caracterização da BHRD

A bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) é de domínio federal e está localizada na Região Sudeste do Brasil, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' W, integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Essa bacia, com uma área de drenagem de aproximadamente 87.000 km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante ao estado Espírito Santo, abrange um total de 229 municípios. As nascentes do rio Doce situam-se no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, e alimentam o rio Xopotó que escoar em direção a noroeste para afluir no rio Piranga. Irão se juntar ao ribeirão do Carmo oriundo da banda oriental do Quadrilátero Ferrífero, formando o rio Doce, percorrendo, então, aproximadamente 850 km até atingirem o oceano Atlântico, no distrito de Regência, município de Linhares, no estado do Espírito Santo (SAADI; CAMPOS, 2015). Os principais afluentes do rio Doce, pela margem esquerda, são os rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande e Suaçuí Grande, em Minas Gerais, e São José e Pancas, no Espírito Santo. Pela margem direita, em Minas Gerais, são os rios Casca, Matipó, Caratinga e Manhuaçu; e, no Espírito Santo, Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce (IGAM, 2010).

O rio Doce é caracterizado como um extenso rio que penetra profundamente no planalto mineiro e seu traçado é explicado por características morfoestruturais variadas que ocorrem no interior da bacia. A geomorfologia da BHRD tem sido investigada desde Strauch (1955), e o reflexo da geologia se traduz na paisagem pelas formas do relevo (CUPOLILLO, 2008). A erosão, ao agir em rochas e estruturas variadas, deu origem a relevos diversos, que podem ser separados em grandes unidades geomorfológicas, com diferentes subdivisões. A Figura 1 apresenta a divisão das unidades geomorfológicas da BHRD em: planície litorânea; tabuleiros; serras litorâneas, médio e baixo rio Doce; zona dos maciços elevados dos rios Caratinga e Manhuaçu; planalto deprimido central; zona ondulada do Norte; e zona da Mantiqueira e Espinhaço (CUPOLILLO, 2008; SOUZA, 1995; STRAUCH, 1955). Uma maior subdivisão dessas unidades as separou em: planície costeira, tabuleiros, colinas rebaixadas litorâneas, pontões margem esquerda, pontões margem direita, maciço Manhuaçu, borda da serra da Mantiqueira/Caparaó, borda basculada do bloco de Mantena, planalto dissecado dos rios

Piracicaba e Santo Antônio, planalto rebaixado de Guanhões, borda do Espinhaço, serra do Espinhaço, planalto deprimido do rio Piranga, planalto do rio Xopotó e depressão do rio Doce (CUPOLILLO, 2008; SOUZA, 1995).

Figura 1- Mapa com unidades geomorfológicas da bacia hidrográfica do rio Doce - Strauch (1955)



Fonte: Souza (1995), citada por Cupolillo (2008).

Saadi e Campos (2015) descrevem cinco compartimentos geomorfoestruturais, inspirados pelos trabalhos de Strauch (1955) e Souza (1995), cujas características expõem relações diferenciadas entre unidades geológicas (litoestruturais) e organização do relevo em associação com a da rede hidrográfica. De oeste para leste, o primeiro, no extremo oeste da

bacia, refere-se ao compartimento montanhoso representado por cristas e fragmentos de planaltos pertencentes ao eixo Serra do Espinhaço/Quadrilátero Ferrífero, orientados pelo controle lito-estrutural das sequências metassedimentares e ígneo-metamórficas, predominantemente arqueanas e paleoproterozoicas. A leste do anterior, o segundo compartimento é limitado pelo eixo rio Doce-rio Piranga onde os cursos d'água esculpiram, em rochas predominantemente ígneo-metamórficas arqueanas e paleo a neoproterozoicas, um relevo de cristas e colinas que esboçam as características de um compartimento de “mar de morros”.

O terceiro compartimento corresponde a uma depressão de, aproximadamente, 50 km de largura. Trata-se de uma grande depressão interplanáltica cujo substrato geológico é constituído, principalmente, por granitos paleoproterozoicos do Complexo Piedade. Apresenta complexa história erosiva e sedimentar conduzida pelo rio Doce, sendo um dos casos da combinação geomorfológica a depressão que abriga os lagos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce-PERD e recebe a confluência dos rios Piracicaba e Doce. O quarto compartimento ocorre sobre rochas, predominantemente, ígneo-metamórficas paleo a neoproterozoicas, com uma diversidade de morros e colinas, organizados em conjuntos cujas altitudes variam em função das variações litológicas das rochas granitoides e de seu arranjo tectônico cenozoico. Por fim, ocorre um compartimento de tabuleiros litorâneos seguidos, a leste, por planícies fluviomarinhas, que abriga a desembocadura do rio Doce. Os tabuleiros sustentados por sedimentos neogênicos do Grupo Barreiras expõem uma superfície plana com uma profunda dissecação operada por cursos d'água que desembocam, a leste, em áreas de restingas e manguezais entremeados sobre os entrelaçamentos de cordões litorâneos com dunas e sedimentos fluviomarinhas quaternários.

Coelho (2007) propôs a organização taxonômica do relevo da BHRD em 18 unidades morfológicas (3º Taxon), agrupadas em cinco morfoestruturas (2º Taxon): serras limites da BHRD, planaltos Alto Rio Doce, serras e maciços Médio Rio Doce, depressões vale do Rio Doce, planícies e tabuleiros costeiros Baixo Rio Doce. A unidade Alto Rio Doce localiza-se a montante da confluência dos rios Doce e Piracicaba, e envolvendo parte das nascentes/bacias que vertem do Espinhaço escoando de oeste para leste, com altitudes que variam de 300 a 2.600 m. É marcada por serras e cristas em domínio do complexo Gnáissico-Magmático, ocorrendo falhamentos nas direções noroeste-sudeste e nordeste-sudoeste, os quais influenciaram também a direção dos rios principais. A unidade Médio Rio Doce possui seus limites a jusante da confluência dos rios Doce e Piracicaba, até a divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito

Santo. Abrange parte do oeste e noroeste da bacia com elevações predominantes entre 200 e 500 m, situados sobre o domínio do complexo Gnáissico-Magmático-Metamórfico com o predomínio de biotita-gnaiss, caracterizada por pontões graníticos e colinas com topos nivelados e vales (COELHO, 2007; 2009).

A unidade Baixo Rio Doce abrange a porção capixaba, caracterizada por uma morfologia de colinas, tabuleiros e planície costeira. É delimitado a oeste pelas colinas baixas, próximo a Colatina, e por um importante falhamento com direção NNO-SSE, o qual exerce influência sobre a direção principal dos cursos d'água nessa área. Fato semelhante se repete entre os tabuleiros terciários do Grupo Barreiras, com o destaque para inúmeras lagoas de barragem natural alongadas na direção noroeste-sudeste, a exemplo, as lagoas Juparanã, Grande e Nova, em Linhares, sendo marcado também por uma extensa planície costeira quaternária. As altitudes são variadas, decrescendo em direção ao canal principal e, em direção à planície costeira (COELHO, 2007; 2009).

Cupolillo (2008) discute como os aspectos geomorfológicos diversificados na BHRD, aliados aos mecanismos atmosféricos de larga escala, interferem no padrão de distribuição das chuvas na bacia. Do ponto de vista climático, três grandes compartimentos geomorfológicos podem ser destacados, com grandes marcos de transição topográfica, que permitem a identificação e delimitação de unidades espaciais. Um deles é representado por um conjunto de terrenos de altitudes modestas ou correlatas ao nível do mar, onde podem-se incluir os domínios da planície costeira e os tabuleiros, que marcam a transição da primeira para os domínios colinosos. Apresenta uma superfície de baixa a nula rugosidade, que influencia o caminho das massas de ar. Outro compartimento, o mais amplo da bacia, se estende das imediações de sua foz até a base das serras que marcam o limite leste. Trata-se da vasta área dominada por feições do tipo “colinas meia-laranja”, que tipificam o domínio dos mares de morros, e com altitudes que crescem discretamente em direção a oeste e é provido de uma rugosidade evidente, que deve influenciar no comportamento das massas de ar no contexto regional. Por fim, o terceiro compartimento é representado por conjuntos de serras de influência continental, como as serras das Mantiqueira e Espinhaço (CUPOLILLO, 2008).

O clima da região, conforme o sistema de classificação Köppen, é dividido em três tipos principais: Aw - clima tropical, com inverno seco; Cwa – clima subtropical de inverno seco e verão quente; Cwb – clima subtropical de inverno seco e verão ameno (ALVAREZ *et al.*, 2014). A precipitação total no período chuvoso varia em torno de 800 a 1.300 mm, enquanto no período seco está entre 150 e 250 mm (IGAM, 2010). A bacia é influenciada pelas massas de ar Tropical

Atlântica (MTA), Polar Atlântica (MPA) e Equatorial Continental (MEC), caracterizada pelas correntes de oeste. A MEC atua na primavera e no verão, causando altas temperaturas médias anuais, mínima e máxima. A região sofre influência da maritimidade, provocando temperaturas mais elevadas em Baixo Guandu, no Espírito Santo, e em Aimorés, Governador Valadares e na região do Vale do Aço (Timóteo, Coronel Fabriciano e Ipatinga), em Minas Gerais. A temperatura é mais amena no Alto Rio Doce. O regime pluvial apresenta dois períodos bem definidos: chuvoso, de outubro a março, e seco, de abril a setembro, e os totais acumulados são concentrados em dezembro, janeiro, fevereiro e março (CUPOLILLO, 2008).

Conforme citado, grande parte da BHRD está inserida no Domínio Morfoclimático dos Mares de Morros, que apresenta características fisiográficas, ecológicas e bióticas associadas à sua forma de relevo. O solo constitui a parte mais ativa do suporte ecológico das paisagens dos domínios morfoclimáticos, com estreita relação com a vegetação que ali se desenvolve (AB'SABER, 1996). Os Mares de Morros estão entre os relevos mais movimentados do Brasil, formando um grande conjunto dissecado. A combinação do relevo em diversos níveis altimétricos, junto ao clima, garantiu a formação de espesso manto de intemperismo, por sua vez recoberto por solos profundos e estruturados: os Latossolos (dominantes) e os Argissolos, na grande maioria distróficos. Contudo, existem importantes diferenças pedogeomorfológicas entre os Mares de Morros de planaltos mais elevados, úmidos e dissecados, acima de 700 m, associados a Latossolos, e as depressões e planaltos baixos, abaixo de 500 m, mais secos e quentes, com predomínio de Argissolos, muitos desses eutróficos (SCHAEFER, 2013).

Na paisagem dos Mares de Morros, os Latossolos ocupam as feições de topo arredondado ou de encosta com curvatura convexa e perfil convexo, com elevado grau de curvatura e baixa formação de ravinas. Nas porções da paisagem onde há maior presença de ravinas e nas partes baixas, a associação de solos é com Nitossolos, Argissolos e Cambissolos, onde há relevo mais íngreme. A fertilidade natural dos solos é mais influenciada pelo material de origem nas feições mais dissecadas, onde ocorrem Chernossolos, Vertissolos e Nitossolos, ou pela tendência de acumulação de cátions nas posições mais baixas, onde há Argissolos e Gleissolos (CURI *et al.*, 2017). Relativamente comum nos solos do domínio dos Mares de Morros da região Sudeste é a associação na paisagem de Latossolos com Cambissolos, sendo que os primeiros dominam as porções convexas da paisagem, e os Cambissolos se sobressaem nas porções lineares das encostas, constituindo ambientes distintos que requerem uso e manejo diferenciados. A topografia mais acidentada e a proximidade do horizonte C pode aumentar a sua suscetibilidade aos movimentos de massa (CURI *et al.*, 2017). Na depressão do rio Doce,

na relação do substrato, relevo e clima, desenvolvem-se Argissolos eutróficos, com Latossolos distróficos nas porções que tendem para o interflúvio (CURI *et al.*, 2017).

A combinação do relevo e clima culminou com o desenvolvimento de solos profundos, com elevada recarga hídrica subterrânea, perenidade fluvial e desenvolvimento e evolução de florestas úmidas. Tem-se uma correlação entre a orografia e a expansão da Floresta Atlântica, associada à dissecação, à densa rede de drenagens perenes e à manutenção de solos profundos. O estabelecimento da floresta está associado aos nutrientes, profundidade do solo, disponibilidade de água e relação com o clima, além de fatores bióticos (SCHAEFER, 2013). A bacia do rio Doce está inserida, em 98% da sua área, dentro do bioma Mata Atlântica, sendo o restante pertencente ao Bioma Cerrado. A Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, que originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira. É um dos hotspots mundiais de biodiversidade, extremamente heterogênea em sua composição, e cobre um amplo rol de zonas climáticas e formações vegetacionais, com uma combinação variada de tipos de solos, umidade, temperatura e outros fatores, resultando em uma diversidade de paisagens e diversidade biológica (IPEMA, 2005; TABARELLI *et al.*, 2005). A Mata Atlântica já perdeu mais de 93% de sua área e, embora tenha sido em grande parte destruída, ainda abriga mais de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MYERS *et al.*, 2000).

Para os efeitos da Lei Nº 11.428/ 2006 (BRASIL, 2006, art. 2º), consideram-se integrantes do bioma Mata Atlântica as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados, com as respectivas delimitações estabelecidas em mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, conforme o Decreto Nº 6.660/2008 (BRASIL, 2008, art. 1º):

Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual, campos de altitude; áreas das formações pioneiras, manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encaves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual; áreas de estepe, savana e savana-estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas.

As severas alterações as quais o bioma foi submetido reduziram as grandes extensões da Mata Atlântica a um conjunto de pequenos fragmentos florestais, levando à fragmentação de hábitat e consequente perda de diversidade biológica por processos de erosão genética em

larga escala e alteração das condições ecológicas e da composição de espécies (IPEMA, 2005). A Mata Atlântica foi o primeiro bioma brasileiro a ser ocupado, explorado e sistematicamente suprimido, já durante a colonização europeia, com a ocupação dos primeiros espaços territoriais próximos à região costeira e com exploração madeireira e outros recursos florestais, seguida por diferentes ciclos de exploração, como o do ouro, o da cana-de-açúcar e, posteriormente, o do café. Novos ciclos econômicos surgiram e instalou-se o processo de industrialização e, conseqüentemente, de urbanização, em área originalmente ocupada pela Mata Atlântica, que fizeram com que sua vegetação natural fosse reduzida drasticamente (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2001). A biodiversidade do Cerrado também é elevada e grande parte de sua área original foi transformada em pastagens plantadas, culturas anuais e outros tipos de uso. A destruição dos ecossistemas que constituem o Cerrado ainda continua a ocorrer de forma acelerada (KLINK; MACHADO, 2002).

A bacia do rio Doce, originalmente quase inteiramente coberta pela Mata Atlântica, possui uma grande diversidade biológica, resultante não só da riqueza local das comunidades, mas também da presença de gradientes ambientais pronunciados, que deram origem a uma fauna e flora regionalmente ricas (IGAM, 2010). O processo histórico de desmatamento e de substituição do ecossistema florestal, por diferentes tipos de uso do solo, teve conseqüências negativas para a biodiversidade, pela diminuição efetiva dos habitats naturais e de seu progressivo isolamento (ANA, 2005; STRAUCH, 1955). Os ambientes naturais foram explorados e devastados, e gradativamente substituídos pela pecuária, agricultura, reflorestamento, ocupação urbana e outras formas de intervenção antrópica. A retirada da cobertura vegetal, juntamente com características de solos e relevo, contribuiu para uma condição de grande fragilidade ambiental, principalmente no que diz respeito à aceleração dos processos erosivos, afetando inclusive os recursos hídricos que desempenham um papel fundamental na economia da região, por fornecerem a água necessária para diversos usos, desde o doméstico, agropecuário, industrial, até a geração de energia elétrica (ANA, 2016; IGAM, 2010).

A atividade econômica da bacia do rio Doce é bastante diversificada, destacando-se a agropecuária, a silvicultura, a mineração, a indústria (celulose, siderurgia e laticínios), o comércio e serviços de apoio aos complexos industriais e a geração de energia elétrica. Algumas das principais rodovias federais que dão acesso e permeiam a BHRD são as BR - 381, BR - 116, BR - 262 e a BR - 101. Além das rodovias, a Estrada Ferroviária Vitória a Minas, que liga Belo Horizonte a Vitória, possui uma extensão de 898 km, passando pelo Vale do Aço. Essa

ferrovia faz o transporte de passageiros e mercadorias (minério de ferro, carvão mineral, calcário, ferro, aço, produtos agrícolas, dentre outros). A BHRD tem uma população superior a 3,5 milhões de habitantes, sendo o Vale do Aço a região de maior adensamento populacional. A população urbana representa mais de 70% da população total, porém, mais de 100 municípios possuem população rural superior à urbana, evidenciando que a população rural ainda é significativa, absorvida pelo setor agropecuário (ANA, 2016; IGAM, 2010).

A Lei Nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, que regulamenta a gestão dos recursos hídricos no Brasil, e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, do qual os Comitês de Bacias Hidrográficas fazem parte (BRASIL, 1997). O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – CBH Doce foi instalado em 20 de dezembro de 2002. No estado de Minas Gerais a bacia é dividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs), com comitês de bacias já estruturados, e no estado do Espírito Santo, têm-se três comitês. Os principais problemas relacionados à gestão dos recursos hídricos são a contaminação por esgotos domésticos, erosão e assoreamento dos rios (IGAM, 2010).

1.2 Histórico do uso e ocupação e sua relação com a degradação ambiental

Sedimentos depositados sobre as pedras, chegadas e partidas, na longuíssima duração do tempo, são sinais das muitas ocupações bióticas não humanas e humanas, como uma “**escrita da natureza**”. Por quase dois bilhões de anos só existiram as pedras, depois se formaram as condições para que emergisse a vida; longo tempo transcorreu até a formação da floresta tropical e, mais ainda, para que esta colonizasse a Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Portanto, a vida se introduziu gradativamente, modificando-se ou extinguindo-se, até que muito recentemente se estabeleceram os primeiros assentamentos humanos (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

O presente trabalho permitiu a análise do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce em um intervalo de 34 anos (1985 – 2018), porém, grandes mudanças se iniciaram nessa bacia em períodos anteriores e que devem ser consideradas para a melhor compreensão do cenário atual na bacia.

Pindorama e a lógica da colonização

Quando os portugueses alcançaram o litoral sul-americano pela primeira vez, em 1500, encontraram um espaço geográfico sob domínio da Floresta Atlântica e formado por um diversificado conjunto de formações vegetais e que, em seu estágio natural, cobria toda a grande área montanhosa atlântica e a estreita faixa de terras baixas localizadas ao longo da costa, estendendo-se desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul. Registros arqueológicos, etno-históricos e históricos apontam esse espaço geográfico como sendo habitado por diferentes populações, de forma que sua diversidade paisagística tem sido construída e transformada há pelo menos dez mil anos, por diferentes sociedades. Foi na zona de Floresta Ombrófila Densa que se deram os primeiros contatos e experiências do europeu português com o território sul-americano e seus respectivos povos nativos. De acordo com esses registros, essa era uma região dominada por imensa cortina vegetal de Floresta Pluvial habitada por sociedades do tronco linguístico Tupi, especificamente da família Tupi-Guarani. (TEIXEIRA; TEIXEIRA, 2020).

Dentro desse recorte, e na Floresta dos Tabuleiros, tem-se o baixo curso do Rio Doce. Devido ao turbilhão de suas águas, que avançavam em corrente por quase 10 quilômetros mar adentro, esse rio ganhou o nome de Rio Doce. Chamado de *Munhan-uatú* (Rio Grande) pelos índios e, inicialmente, de *Santa Luzia* pelo português André Gonçalves (conforme registrado em 13 de dezembro de 1501), a fama do Rio Doce ‘correu mundo’, evocando imagens da mitologia grega nas narrativas sobre as “selvas” e “selvageria” dos seus nativos canibais considerados, então, gentios “selvagens”, “bárbaros”, “bestiais” e “sem alma”, mostrando que as paisagens dessa região estavam atreladas por intensa história cultural. Os dados etno-históricos sobre essa região descrevem, nos séculos XVI e XVII, acontecimentos ocorridos no litoral que permitem constatar a presença dos grupos falantes do Tupi antigo, o Tupinambá, língua extinta da Família Tupi-Guarani, e informações sobre determinados grupos do interior, como os *Aymoré* (Aimorés), entre outros (TEIXEIRA; TEIXEIRA, 2020).

Para Teixeira e Teixeira (2020), ainda que linguisticamente e culturalmente relacionados, os falantes do Tupinambá estavam divididos em vários grupos, que também travavam guerras uns contra os outros. As principais informações sobre os Tupiniquim vêm das descrições dos primeiros encontros e conflitos envolvendo indígenas e europeus ou ainda envolvendo somente indígenas; dos aldeamentos; e das epidemias, todos narrados por missionários, viajantes e invasores a partir da década de 30 do século XVI, até meados do século XVII. Essas obras são unânimes em admitir o domínio Tupiniquim para o litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia, incluindo a área do baixo curso do Rio Doce e adjacências ao sul.

Mem de Sá ao tratar da Capitania do Espírito Santo acerca do conflito com os Tupiniquim, em seu relato descreve:

Fica (a capitania) agora muito pacífica e o seu gentio tão castigado: mortos tantos e tão principais (chefes) que parece que não levantarão a cabeça tão cedo.

Ao conceber o continente americano como um “continente vazio”, isto é, como um espaço de lacunas, sem perspectivas de completar-se, segundo os moldes europeus, a empresa colonial propagou as carências espantosas do “Novo Mundo”, através dos escritos dos viajantes: uma terra sem lei, sem cristianismo, sem estruturas governamentais complexas, sem escrita, e conseqüentemente, conforme o olhar do conquistador “culto e moderno”, uma terra povoada de habitantes carentes de conhecimento e de civilidade. Essa percepção do continente americano como um lugar da ausência justificou medidas de dominação, entre elas, as missões civilizatórias, pacificadoras e evangelizadoras dos europeus no continente americano. Em paralelo à interpretação que conferia escassez cultural e política aos povos americanos, houve uma estratégica produção da América como o espaço ameaçador do pecado e da selvageria, o qual necessitava, urgentemente, de uma redenção religiosa e de uma implantação política e moral que considerassem os padrões europeus. Os navegantes registravam suas impressões, a partir de descrições, com o propósito de informar sobre a existência de riquezas naturais, como ouro e prata, as características naturais, como o clima e a fertilidade do solo, além de também considerar o comportamento dos habitantes (BIONI, 2019).

As epidemias causadas por doenças tipicamente europeias, ocorridas principalmente na década de 1560, como o sarampo, foram introduzidas entre os nativos e funcionaram como ‘armas biológicas’ dizimando indígenas ao longo de todo o litoral brasileiro, destruindo nações inteiras e levando ao desequilíbrio demográfico da etnia Tupi. A ausência do Tupi no litoral facilitou a descida de grupos do interior (*Tapuya*), primeiramente os *Aymoré*, e depois outros do Tronco Linguístico macro-Jê, até as terras baixas do litoral, acentuando a complexidade do quadro étnico desse trecho do litoral. Nesse período, se intensificaram as entradas para os sertões em busca de minerais e aprisionamento de indígenas dos grupos macro-Jê e Tupi do interior, com efeito depopulativo intenso, pelo resultado da resistência dos índios à invasão. A entrada de Antônio Dias Adorno, por exemplo, levou para o litoral sete mil índios da região compreendida entre o Rio Itanhén e o Rio Cricaré, e o Padre Domingos Garcia, levou a região, em 1595, um grupo de Tupiniquim do interior do Rio Doce, para onde fugiram dos massacres promovidos pelo Governador Mem de Sá (TEIXEIRA; TEIXEIRA, 2020).

As consequências da mentalidade criada desde o início da chegada dos portugueses têm reflexos em nossa sociedade até os dias atuais, incluindo a forma como nos apropriamos dos recursos naturais. Segundo Nobre e Scarano (2019), os habitantes originais do que é hoje o Brasil tinham um sistema de domesticação de centenas de espécies, da imensa biodiversidade local. Para cada espécie domesticada, derivavam dezenas de variedades que produziam uma notável agrobiodiversidade, importante para a segurança alimentar. Esses números eram superiores ao número de espécies empregadas na agricultura na semiárida Península Ibérica à época. Em suas roças, indígenas produziam os alimentos e remédios necessários e mantinham os ecossistemas, que tinham imenso valor cultural, espiritual e filosófico. Porém, a noção de superioridade racial, moral e religiosa não permitiu que o colonizador europeu admitisse que as populações indígenas detinham conhecimento avançado sobre o uso de espécies locais. Assim, no “Novo Mundo” das Américas a visão que prevaleceu foi a de “em se plantando tudo dá” e que, em muitos casos, tem servido até hoje como justificativa para a acelerada expansão agropecuária. Devemos considerar, entretanto, as consequências geradas pela forma como escrevemos essa história, e ainda fazemos atualmente, e buscar reformular essa visão, resgatando uma trajetória de desenvolvimento própria, realizada a partir da lógica e do paradigma ambiental.

A presença dos europeus na bacia hidrográfica do rio Doce

Durante os primeiros séculos da colonização europeia no Brasil, expedições pelo interior do território buscavam encontrar as riquezas da *Serra das Esmeraldas*, supostamente localizada onde se encontra o divisor das bacias dos rios Jequitinhonha, Doce e Mucuri (ESPINDOLA, 2000). Possivelmente, a presença das densas matas intactas tenha colaborado para certo desconhecimento sobre o rio Doce e, assim, a crença da existência de riquezas permaneceu e motivou as buscas na região. As terras tornaram-se alvo de diversas expedições, na busca por ouro e pedras preciosas, mas também apresentaram dificuldades no acesso à densa floresta, além de confrontos com povos nativos, más condições de transporte e de instalação, fome e doenças (ALVES, 2020).

Os primeiros registros textuais sobre o rio Doce são do século XVI, nos quais este já recebe o nome de “Rio Doce”. Apesar do seu longo curso e de penetrar extensamente no interior, chegando à região central do estado de Minas Gerais, para Espindola (2015) não foi ele que auxiliou no processo inicial de penetração e ocupação do interior. Após tentativas oficiais de incursão no rio Doce a partir de sua foz (Baixo Rio Doce), o caminho partindo do

litoral acabou sendo abandonado e foi substituído pela alternativa paulista (Bandeira de Fernão Dias, em 1672), que acessou Minas Gerais pela Garganta no Embaú, na Serra da Mantiqueira. A *Serra das Esmeraldas* não foi encontrada, porém, integrantes da expedição descobriram, ao final do século XVII, as primeiras aluviões auríferas na região. Com a descoberta de ouro, deu-se início ao Ciclo do Ouro (ESPINDOLDA, 2000, 2006; ALVES, 2020).

O ouro e os recursos naturais locais

Após confirmada a existência do ouro e estabelecida sua extração em terras mineiras, a consolidação da produtividade da região aurífera promoveu a intensificação de fluxo de pessoas vindas de todas as partes, da abertura de caminhos alternativos e da criação de roças e pastagens (VIETES; VIETES; FREITAS, 2014). O aumento na convergência de pessoas e a necessidade de um melhor controle da tributação da produção aurífera estimulou a Coroa Portuguesa a estabelecer rotas oficiais e o controle sobre elas, pois, se por um lado interessava-lhe o ordenamento político-administrativo, por outro, exigia a ela evitar o contrabando do ouro e impedir uma possível invasão estrangeira. Como consequência, entre outras, o controle sobre as rotas que desciam para o litoral foi estabelecido, de forma a restringir o acesso aos sertões que ficavam a Leste dos núcleos urbanos ligados à mineração, em Minas Gerais (ESPINDOLDA, 2006; ALVES, 2020).

Os Sertões do Leste

Segundo Vietes, Vietes e Freitas (2014), “Sertões do Leste” designa uma “região geográfica” de limites pouco precisos de áreas que, durante o Brasil Colônia, eram relacionadas a determinadas ações da Coroa e que se constituíam como sertões para os conquistadores dos primeiros séculos da colonização. Tal denominação era empregada a porções territoriais não antes desvendadas, percorridas, exploradas ou apropriadas pelo europeu. Englobavam basicamente parte do vale do Paraíba do Sul, a Zona da Mata mineira e o vale do rio Doce e eram caracterizadas pela formação florestal contínua que se estendia até o vale do rio Doce. Para Espindola (2008), ainda na primeira metade do século XIX, era denominado sertão o espaço coberto pela floresta tropical que se estendia entre as áreas povoadas da região central de Minas Gerais e o litoral do Espírito Santo, Rio de Janeiro e Bahia. Essa área, que corresponde atualmente a quatro mesorregiões de Minas Gerais – do Rio Doce, da Zona da Mata, do Mucuri e do Jequitinhonha – também foi denominada genericamente de sertões do leste ou sertões intermédios.

Segundo Carneiro e Matos (2010), no período colonial existiram vários sertões na Capitania de Minas Gerais. No leste da capitania mineira, onde se insere a atual região da Zona da Mata e parte do vale do rio Doce, as faixas orientais das Comarcas de Vila Rica e do Rio das Mortes formavam um espaço genericamente conhecido como áreas proibidas ou sertão do leste. Em termos de localização, abrangia os seguintes conjuntos com suas respectivas divisas: a oeste, próximo à região mineradora central, encontrava-se a freguesia de Guarapiranga, abarcando o vale do rio Piranga, limitada a noroeste com os territórios dos distritos de Ribeirão do Carmo e Vila Rica; ao norte, evidenciavam-se os Sertões da Casa da Casca e do Cuieté, respectivamente, nos vales dos rios Casca e Doce, cujos marcos divisórios eram dados pelas Comarcas de Sabará e do Serro Frio; o lado leste era a parte mais imprecisa, pois estendia-se até os limites litigiosos na divisa entre as Capitanias de Minas Gerais e Espírito Santo; e o sul era composto pela serra da Mantiqueira, no vale da bacia do rio Paraíba. No centro da área destacava-se o Sertão do Rio da Pomba e Peixe dos Índios Cropós e Croatos, no vale do rio Pomba.

Ao longo de todo o século XVIII, os sertões do Paraíba do Sul e do Rio Doce permaneceram, praticamente, sem interferências e toda esta área tornou-se “proibida” por decreto régio, que tinha o objetivo de impedir o surgimento de rotas clandestinas, o contrabando do ouro e o desvio dos locais de registros para a cobrança do quinto. A exceção, permitida pelo próprio governo, foi aquela criada por Garcia Rodrigues Pais, filho do “Caçador de Esmeraldas” que, no auge do ciclo da mineração, em 1720, abriu uma estrada através do ângulo sudoeste da Zona da Mata e do vale do Paraíba, alcançando o Rio de Janeiro (VALVERDE, 1958). O interesse do governo colonial era que houvesse uma estrada da região das minas que levasse diretamente ao Rio de Janeiro, encurtando o trajeto e evitando o percurso marítimo. Abriu-se assim a primeira via de circulação através da Zona da Mata, o Caminho Novo, sobre a qual Valverde (1958, p. 26) descreve:

Nenhuma outra estrada, até centenas de quilômetros para leste e para oeste, atravessava aquele mar de verdura denso e sombrio, mais difícil de transpor do que as nossas serras mais altas. O Caminho Novo era uma artéria estreita, porém única numa longa extensão, e vital para o organismo da Colônia.

Dessa forma, uma vez que, durante todo o período da mineração o território correspondente aos sertões do leste foi evitado, ele acabou sendo preservado, visto que as rotas de acesso ao interior contornavam a mancha florestal ou, mesmo quando atravessavam o território, este se manteve, em consequência dos decretos régios que proibiam o trânsito e a

fixação de pessoas naquelas terras, evitando, assim, rotas alternativas para o desvio do ouro (VIETES; VIETES; FREITAS, 2014). Além disso, nesse contexto, servindo como barreira física e geográfica às eventuais invasões, as madeiras nobres da floresta do Rio Doce, úteis às construções, representavam uma riqueza natural, tendo sua extração proibida por lei (“madeiras de lei”) – exceto para o uso exclusivo na construção naval de grande porte (CABRAL, 2014 citado por ALVES, 2020).

O marco temporal de ocupação dos sertões do leste e da Zona da Mata na literatura, em geral, tem sido a segunda metade do século XVIII e, principalmente, o início do XIX. Para Valverde (1958), a Zona da Mata “permaneceu como terra sem história, uma área desconhecida, até o limiar do século XIX” devido a razões naturais como densa cobertura florestal e população indígena que ali habitava, e políticas, como restrição da Coroa Portuguesa, que procurou “manter virgem a floresta da Zona da Mata e do vale do rio Doce, proibindo, terminantemente, a penetração nela e a abertura de atalhos” para impedir o contrabando do ouro. Do mesmo modo, Iglésias (1972), citado por Carneiro e Matos (2010), enfatizou que no “decurso do século XVIII não foram feitas grandes incursões do litoral para o interior nem do centro mineiro para o litoral”. A Coroa teria evitado a construção de estradas com receio do “descaminho do ouro”. “Daí ser mantida, a leste da área explorada, enorme faixa florestal, em que se refugiou o índio que evitava o contato com o colonizador”.

Nesses locais, o adensamento da mata impôs certo limite ao ritmo da conquista pelos colonizadores portugueses e permitiu uma sobrevida aos povos indígenas que se afastaram do litoral em busca de refúgio, fazendo desses sertões um de seus últimos redutos antes do devassamento da região, a partir do ciclo do ouro até o apogeu do café (VIETES; VIETES; FREITAS, 2014). A política adotada pela Coroa portuguesa de manter virgem a floresta da Zona da Mata e do vale do rio Doce, proibindo terminantemente a abertura de atalhos e a penetração nela, só foi anulada em 1805, quando as aluviões auríferas das Minas Gerais já estavam esgotadas (VALVERDE, 1958; CASTRO, 1987).

Esse isolamento só foi rompido após o declínio da mineração, quando houve aumento significativo de pessoas que se dirigiram-se para a região, induzindo a Coroa a revogar, em 1805, a necessidade de manter a muralha natural das densas matas contra os invasores e a proibição das concessões de terra. Vários decretos foram criados para subjugar e cristianizar os índios, bem como para prescrever, oficialmente, as concessões de sesmarias. Com a crise da mineração, o padrão do movimento migratório que passou a predominar em Minas foi do centro para a periferia, no qual famílias proeminentes do centro teriam retornado às margens dos caminhos para São Paulo e Rio de Janeiro. Contudo, as condições naturais ofereciam grandes

dificuldades em função da topografia e do espesso manto florestal e a população fixou-se no norte da província do Rio de Janeiro (CARNEIRO; MATOS, 2010).

Porém, para Carneiro e Matos (2010), essa imagem difundida acerca do leste da capitania de Minas Gérias, de área natural completamente intocada, não considera que, já nos primórdios da descoberta do ouro, o leste foi um espaço instável, com surtos variáveis de ocupação territorial após o deslocamento da fronteira pelos colonos. Para esses autores, a construção mental da Zona da Mata como fronteira, ainda sob o domínio da natureza, notável na cartografia da época, pode ter sido um dos principais entraves a dificultar ou até mesmo retardar o povoamento, como de fato aconteceu em algumas áreas, mas não a barrar o avanço e a ocupação. Isso porque, as falhas no sistema da administração colonial, as políticas mal concebidas e inconsistentes da Coroa em relação à colônia, a falta de flexibilidade na implementação de ordens, o amplo sistema regulador e a dificuldade em reconhecer o caráter singular do Brasil contribuíram para que alguns dos instrumentos normativos impostos pela Metrópole se tornassem frágeis. O próprio incentivo à comercialização da produção agrária pelos lavradores e as concessões de sesmarias, as quais legitimaram petições de terras apossadas ou compradas, contribuíram para impulsionar o processo de incorporação territorial.

Durante a primeira metade do século XVIII, a abundância de metal precioso atraiu uma grande quantidade de pessoas para o interior do Brasil e fez surgir uma rede de relações mercantis e sociais envolvendo a mineração, as atividades subsidiárias e periféricas, as trocas internas e as relações com o exterior. A Metrópole cuidou de ordenar os territórios auríferos como espaços políticos-administrativos, isolando-os do contato direto com o exterior e protegendo-os de possíveis investidas estrangeiras. Os objetivos metropolitanos foram os de facilitar o ingresso do máximo de pessoas, concentrá-las na atividade mineradora, controlar a produção do ouro e garantir a arrecadação do quinto. Contudo, a mineração se organizou com base em processos rudimentares de extração, tanto por parte dos mineiros que utilizavam o trabalho escravo, quanto na atividade de garimpeiros individuais. O mineiro procurava esgotar, rapidamente, sua data mineral (espaço de mineração delimitado), para logo obter uma nova, e o resultado foi um sistema predatório do ambiente e dissipador de riqueza, pela quantidade de minério não extraído, encoberto pelo assoreamento dos cursos d'água, e que levaria, eventualmente, à diminuição e o esgotamento da mineração aurífera (ESPINDOLA, 2000).

Além disso, o abandono de atividades de subsistência no início da corrida do ouro levou à fome generalizada e ao alto custos dos escassos produtos provenientes de outras regiões, o que favoreceu a multiplicação de atividades subsidiárias, posteriormente, com o estímulo do comércio, agricultura e manufatura rudimentar do ferro e algodão. No sertão do rio Doce,

também a crise de fome, após os primeiros achados de ouro, provocava a dispersão de pessoas em busca de alimentos nas matas, o que ocasionava novos *descobertos* (minerais preciosos), e que realimentava o processo de degradação dos recursos. Sobre o processo de ocupação na região do rio Doce, Espindola (2000) relata a abertura de picadas para ribeirões supostamente auríferos e envio de exploradores que traziam amostras de ouro e que afirmavam, porém, que a exploração na região era impraticável, fazendo com que muitos dos que penetravam naqueles sertões sucumbissem de enfermidade e fome. Assim, apesar dos esforços e cooperações governamentais no empreendimento de ocupação, diversas dificuldades ocorreram em relação ao acesso, como o isolamento do local, a escassez de provisão de mercadorias, e o ambiente florestal desconhecido e insalubre (ALVES, 2020; ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Quando Espindola (2015) relata sobre a ocupação nas margens do rio Doce, aponta que, embora trabalhos arqueológicos identificaram elementos da cultura tupi-guarani no local, a datação mostra que, antes da chegada dos colonizadores portugueses, esses povos já haviam abandonado os assentamentos às margens desse rio. Posteriormente, os estabelecimentos criados pelo governador de Minas Gerais, no século XVIII, com objetivo de prevenir incursões indígenas à zona aurífera, se localizaram distante da calha do rio Doce. Apesar do rio Doce—rio do Carmo levarem à cidade de Mariana e à vila Rica, os nativos que habitavam a bacia do rio Doce não utilizavam o rio como caminho, e sim vias terrestres. As tribos que frequentavam suas margens se retiravam antes do início da estação das chuvas. Da mesma forma, quando os luso-brasileiros iniciaram o movimento de ocupação da bacia do rio Doce, buscaram as terras altas dos afluentes.

O declínio do ouro, a ocupação e o café

No século XVIII, com o estabelecimento da mineração na bacia do rio Doce (Mariana, Peçanha, Antônio Dias, etc.), com as diversas expedições prospectivas de riquezas minerais e com o progressivo avanço da ocupação das terras florestais, criou-se uma zona de contato e conflitos com os povos nativos, particularmente com os Botocudo¹ (ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Com o declínio do ouro, no final do século XVIII e a primeira metade do XIX, a crise exigiu alternativas e iniciou-se as buscas por usos que possibilitassem a produção de riquezas e aumento das rendas do Estado. Na primeira metade do século XIX, a navegação fluvial, o acesso ao mercado mundial, a incorporação de território de floresta e a guerra aos

¹A grafia utilizada para nomes de grupos indígenas está de acordo com a convenção para grafia dos nomes tribais, conforme a Revista de Antropologia, vol. 2 n.º 2, 1954, p. 152, segundo o qual “[...] não se flexionam os nomes das etnias indígenas, seja quanto ao plural, seja quanto ao gênero”.

índios ocuparam espaço significativo na pauta do governo central (de D. João VI, D. Pedro I e D. Pedro II) e dos governos de Minas e do Espírito Santo (ESPINDOLA, 2006).

Os sertões do leste se apresentaram como possibilidade de riqueza para compensar o esgotamento das áreas tradicionais, o que incentivou a política de ocupação do sertão e das margens do rio para povoamento e exploração das riquezas minerais da região, iniciando-se pela instalação dos presídios (unidade militar composta por uma guarnição de soldados) (ESPINDOLA, 2000). Assim, os primeiros assentamentos junto ao rio Doce foram as guarnições militares, a partir das ordens régias de 1808, determinando a ocupação do vale do rio Doce e a promoção da navegação. Contudo, os quartéis das divisões militares e os poucos habitantes que se estabeleceram junto deles constituíram-se em lugarejos pobres e clareiras em trechos isolados da floresta, junto às corredeiras ou confluência de afluentes importantes, pelo menos, até o final do século XIX (ESPINDOLA, 2015). Esses “presídios militares” serviam basicamente para reduzir a população nativa originária em aldeamentos e usá-los como mão-de-obra, além de controlar o território (ALVES, 2020).

Ao longo do tempo, o potencial dos recursos naturais que a floresta dispunha, como madeiras, animais silvestres, solos férteis e minérios, começaram a ganhar maior atenção, acelerando o desmatamento da floresta. Houve afrouxamento sobre sua fiscalização e abandono da região pelo Estado. A noção de haver riquezas sob aquele solo alimentava a ideia da inutilidade da floresta nativa de pé, estimulando sua destruição. Numa visão extrativista, o governo designava pessoas para identificar produtos naturais que pudessem ser aproveitados comercialmente e utilizados como novas fontes de rendimento. Somou-se a isso, o incentivo à ocupação das áreas pela agricultura e pecuária e, nesse sentido, empreendeu-se um esforço no desenvolvimento do potencial agrícola da região, aumentando a demanda por novas terras e mão-de-obra (ALVES, 2020; HORA *et al.*, 2012).

Segundo Valverde (1958), no fim do século XVIII, quando os sedimentos auríferos deram sinais de esgotamento, a população das minas abandonou as lavras e realizou uma migração centrífuga (de dentro para fora), em busca de novas terras para lavoura, indo povoar as regiões de Franca e Batatais, em São Paulo, do vale do Paraíba e da Zona da Mata. Porém, não bastou ser suspensa a interdição sobre a Zona da Mata para que ela se tornasse uma zona pioneira, e a produção de café ainda era pequena se comparada às zonas produtoras. O governo da então província de Minas Gerais tentava fomentar o comércio e o fluxo de novas populações, facilitando suas comunicações com a costa. Mas, ao invés disso, estas estradas serviam somente para facilitar a fuga da população do centro de mineração decadente. Esta

ocupação de precursores é fenômeno comum nas zonas pioneiras, e depois que a frente do povoamento invade a região, praticamente nada resta da paisagem anterior.

A marcha da ocupação maciça na Zona da Mata proveio de duas direções: do oeste e do sul, principalmente. Para o norte, a penetração se processa rapidamente, de modo que, ao terminar a década de 1870, a frente do povoamento já deveria extravasar da Zona da Mata. Pelo vale do Carangola acima, o povoamento, que já deveria ter-se iniciado nos anos de 1870, alastrou-se com intensidade nos dois decênios seguintes, prosseguindo para o norte pelo vale do Manhuaçu abaixo (bacia do rio Doce), a tal ponto que, ao manifestar-se a primeira grande crise de superprodução de café em 1905, a zona pioneira já atingira os atuais municípios de Manhuaçu e Abre Campo, nos limites norte-orientais da Zona da Mata (VALVERDE, 1958).

Carneiro e Matos (2010) discutem que é predominante na literatura que, do “sertão inculto surgiram as grandes fazendas de café”, e que a promessa de novos impostos gerados pela exportação desta cultura estimulava a abertura da área, até então pouco explorada. Apesar da introdução de outras atividades econômicas como a criação de gado, a agricultura de cereais, a plantação de cana, de fumo e de algodão no início do século XIX, visando “quebrar o isolamento das terras centrais” e “dar vitalidade ao sertão”, teria sido o café a “grande força que promoveu o desbravamento da Zona da Mata”. Eles discutem também que parece ser consenso na literatura que o marco da expansão do café no norte da Zona da Mata ocorreu somente no último quartel do século XIX, partindo do sul da região em direção, especialmente, aos municípios de Carangola, Muriaé, Viçosa, Ponte Nova, Abre Campo, Manhuaçu etc, à época beneficiados pela extensão dos sistemas de transportes, especialmente ferroviários. Entretanto, registros de avença do dízimo de freguesias localizadas no vale do Piranga mostram que o *coffea arabica* já era plantado na parte norte desde o princípio do século XIX, decerto, no início, voltado para o mercado interno e sem tanta expressão.

Até a Abolição da escravidão, as construções rurais na Zona da Mata reproduziram fielmente os modelos do vale do Paraíba: a casa grande, vasta, acachapada, quase sempre de dois pavimentos, com todo trabalho realizado por escravos, que se tornavam cada vez mais caros. O conjunto das habitações grupavam-se, junto às sedes das fazendas, que iam pontilhando os vales para facilitar a obtenção de água para as pessoas e animais e outros usos, ao mesmo tempo que a floresta retrocedia. Formou-se assim um habitat nucleado, seguindo uma diretriz linear que era o vale. Pelas encostas das vizinhanças estendiam-se os cafezais, quase sempre de forma quadrangular, cujos arbustos se alinhavam em fileiras paralelas segundo as linhas de maior declive. A Zona da Mata não tinha cafezais muito extensos como o “mar de café” do planalto paulista. As culturas, embora numerosas, ocupam áreas relativamente

pequenas, formadas à custa do solo florestal e da derrubada da mata. Quando novo, o cafezal era intercalado com o feijão, arroz e mais comumente milho. Esquemáticamente, a paisagem de novas regiões cafeeiras daquela época, na Zona da Mata era: “nos morros e encostas mais altas, ficava a floresta; nas vertentes inferiores, o café, isolado quando adulto, e com culturas intercalares, quando novo; nos vales: pastos, fazendas, currais, estradas, etc...” (VALVERDE, 1958).

Além disso, segundo Valverde (1985), todo o café produzido em Minas, assim como o do vale do Paraíba, era conduzido para os portos por tropas de muares, porém, não indefinidamente. Em 1867, a estrada de ferro chegou a Entrerrios (atual Três Rios), no limiar da Zona da Mata. Daí em diante, as tropas se deslocavam apenas entre as áreas de produção e as estações terminais. O trem era um meio de transporte barato, de grande capacidade de carga e muito mais rápido. Portanto, ele estimulava uma penetração maior das fazendas de café, fazendo avançar mais depressa a frente pioneira. A evolução ferroviária na Zona da Mata deu-se sempre na reta guarda da franja pioneira (VALVERDE, 1958).

Contudo, após alguns anos de exploração, a decadência das lavouras impunha novas derrubadas. À medida que a lavoura se tornava improdutiva, a disponibilidade de terras permitia a abertura de novas áreas, pela derrubada e queima, e aproveitava-se a qualidade do solo das terras ainda não cultivadas. Mais à frente, as terras enfraquecidas pela cafeicultura eram transformadas em pastagem de capim-gordura. A atividade cafeeira da Zona da Mata, até 1930, contribuiu grandemente com o produto interno bruto nacional, sendo que esta região era responsável por, aproximadamente, 15% do volume total de café produzido no Brasil. A Zona da Mata e o vale do Paraíba, em termos de área e produção, eram consideradas os principais polos cafeeiros do Brasil. O ciclo do café na Zona da Mata entra em crise nas primeiras décadas do século XX, tendo a crise de 1929 como marco. O ciclo da cana-de-açúcar ocorreu depois do ciclo do café, ocupando, preferencialmente, áreas de melhor fertilidade natural. Nas regiões de Ponte Nova e Visconde do Rio Branco, a cana só começou a ocupar expressivas áreas de solos pobres e acidentados, em tempos recentes, com a aplicação de fertilizantes (SOUZA *et al.*, 2009).

Segundo Carneiro e Matos (2010), certamente, a introdução do café promoveu a fixação da ocupação e o crescimento urbano, especialmente devido aos seus resultados econômicos. Por isso, o enfoque da expansão da atividade agroexportadora cafeeira, ocorrida a partir do século XIX, é tão recorrente. Contudo, os autores salientam que, ao considerá-lo como marco temporal da formação regional, ignora-se o desbravamento e o povoamento da região ao longo do século XVIII, bem como o papel desempenhado pelos primeiros povoados no período

colonial. Isso inclui a região do vale do rio Paraibuna, sobretudo nas bordas do Caminho Novo, rota que servia como elo entre a região mineradora e o porto do Rio de Janeiro, onde havia roças e ranchos para abastecimento e pouso dos tropeiros e animais e, principalmente, as regiões dos vales dos rios Doce e Pomba, as quais tornaram-se áreas de população e produção agrícola com certa expressividade, com característica, predominantemente, camponesa.

Para Carneiro e Matos (2010), a paisagem descrita por Burmeister (1952), que percorreu um itinerário diferente do Rio de Janeiro à Vila Rica, transpondo distritos como Meia Pataca (atual Cataguases), Santo Antônio (hoje Astolfo Dutra), Pomba, Mercês, São Caetano (atual Cipotânea), Piranga, nos vales dos rios Paraíba, Pomba e Doce, era diferenciada. O percurso, datado de 1850, além de abarcar uma faixa bem maior da região, oferece uma paisagem rural distinta daquela do Caminho Novo, pois, nos vales dos rios Pomba e Doce, onde se situava as freguesias de Rio Pomba e Piranga, o espaço agrário era formado, prioritariamente, por pequenos estabelecimentos. O viajante enfatizou que, à medida que subia o vale do Pomba, em direção ao alto vale do Doce, a área começava a se apresentar “mais cultivada”. Embora seja posterior a outros relatos, já era notável nos registros de pagamento do dízimo, em 1750, um número considerável de lavradores.

Discutem, por fim, que é preciso levar em conta que o final do século XVIII e o início do XIX marca um contexto de difusão e de desconcentração da produção agropecuária entre um universo maior de lavradores, em decorrência da crise da exploração do ouro e em um contexto de dispersão da população pelo espaço rural da capitania, inclusive de famílias dos distritos mineradores antigos. Das chamadas “minas gerais”, na confluência das bacias dos rios Doce, Velhas e Mortes, os desbravadores adentraram pelos espaços fronteiriços da região mineradora (Itaverava, Guarapiranga e Barra Longa) e de Borda do Campo (Correia de Almeida, distrito de Barbacena). O objetivo foi introduzir a agropecuária, a extração mineral e vegetal e/ou a política de aldeamento dos índios. É nesse contexto que se insere a gênese dos povoados nos vales dos rios Doce, Pomba e Paraibuna. Os movimentos de desbravamento e de ocupação não foram, portanto, em termos de marco temporal, muito distantes do predominante na região das minas. Em algumas áreas, a época da incursão e da ocupação é tão antiga quanto a idade dos arraiais e vilas surgidos com a corrida do ouro. Entretanto, a estrutura da maioria dos povoados não teve a mesma expressão que os da zona mineradora central, onde a aglomeração se desdobrou em distritos com feições urbanas primitivas.

Outras buscas...

Ainda durante o cenário de declínio do ouro, a navegação do rio Doce foi considerada uma alternativa para a obtenção de novos ganhos financeiros, a partir do transporte de produtos com redução dos altos custos de frete cobrados na época, além da diminuição do tempo de transporte e que viabilizasse o comércio de mercadorias que na época não tinham mercado, tais como o milho e o feijão. Dessa forma, a política de restrição do uso do rio começou a mudar. Contudo, a ausência de povoamento às margens do rio Doce foi considerada o principal empecilho para a navegação fluvial regular. No século XIX, no contexto da Revolução Industrial, quando o minério de ferro passou a representar uma das maiores riquezas minerais necessárias à industrialização, descobriu-se no vale do rio Doce enormes jazidas, o que tornou ainda mais necessária uma via de escoamento das riquezas produzidas nas fábricas metalúrgicas (que também dependiam da extração madeireira da floresta para fazer funcionar seus maquinários). Foram empreendidos os maiores esforços na tentativa efetiva da navegação do rio Doce, a partir de 1800, pois, as rotas fluviais visavam diminuir o tempo de viagem e o valor dos portes da produção da província (ALVES, 2020; ESPINDOLA, 2000).

Ainda no início do século XIX, pouco havia se avançado na ocupação daquelas áreas, sendo os indígenas responsabilizados pelo impedimento para o desenvolvimento econômico da região. A partir dessa justificativa, no começo do século XIX, iniciou-se uma perseguição oficial definitiva aos nativos indígenas, através da Carta Régia de 13 de maio 1808, que determinou a “Guerra Justa”, promoveu-se uma ofensiva contra aqueles que ainda resistiam à dominação e ordenou-se a ocupação militar dos sertões do rio Doce e do Jequitinhonha. O objetivo central dessa declaração visava desocupar as margens do rio Doce da presença dos nativos para garantir a segurança da navegação fluvial a ser implementada, além de liberar o território para a introdução de atividades econômicas mercantis (ESPINDOLA, 2000; ALVES, 2020; ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

A ocupação da região leste da então província de Minas Gerais foi executada a partir de determinação do Príncipe Regente D. João VI, que declarou guerra ofensiva aos Botocudo como forma de “se estabelecer para o futuro a navegação do Rio Doce [...] assim como favorecer os que quiserem ir povoar aqueles preciosos terrenos auríferos” (SILVA, 2010). Segundo Silva (2010):

[...] a declaração de guerra tem como premissa a ferocidade apresentada por esses índios, genericamente intitulados Botocudo, que integram o grande grupo indígena dos Tapuia. Os Tapuia, definidos desde a colônia como contrários aos Tupi e foram encontrados pelos portugueses no

litoral e adjacências. Os relatos sobre os Botocudo estão presentes em fontes primárias que cobrem desde o século XVI até o XX, porém, com designações variadas. [...] Geralmente associados ao barbarismo, insolência diante do processo de domesticação, aceitação da fé cristã e aderência ao processo civilizador imposto pelos europeus, são apresentados como Aimoré, sobretudo na região sul da capitania da Bahia e nas capitanias de Ilhéus e Espírito Santo, e Tapuia, quando se adentra o interior (SILVA, 2010).

A designação Botocudo² foi aplicada pelos portugueses no século XIX e foi retirada da tradição grupal de uso de botoques labiais e auriculares, feitos da madeira da barriguda (*Bombax ventriculosa*). Esse adorno era comparado pelos portugueses a botoques, rolhas usadas para tampar tonéis. A partir do final do século XIX, essa denominação passa a sofrer variações decorrentes dos contatos mais íntimos com esses povos e da percepção de que havia vários grupos menores no interior desse grande grupo (SILVA, 2010).

Os embates marcaram a disputa de um território que, a princípio, pertencia às tribos indígenas, causando praticamente o extermínio em massa, não só dos indivíduos deste grupo, mas de seus costumes, seus ritos e sua cultura. Além da guerra ofensiva, vários incentivos oficiais foram concedidos a quem se dispusesse a povoar as margens do rio, de forma que a Coroa Portuguesa, e depois o Império do Brasil, mantiveram vários artifícios para fomentar a fixação de povoamento às margens do rio Doce: perdão de dívidas e isenção de impostos para a colonização espontânea, manutenção das concessões de sesmarias, envio de degredados, concessão de privilégios e isenções fiscais para companhias de navegação e colonização, envio de missionários para catequese e civilização, entre outros (ESPINDOLA, 2000; ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Com o tempo, o interesse pelos povos nativos como mão-de-obra se modificou e suas terras passaram a ser consideradas terras devolutas e passíveis de colonização e concessão a terceiros. Os efetivos das divisões militares também foram perdendo importância e desaparecendo, até que, em 1831, oficializou-se o fim da guerra ofensiva (ALVES, 2020).

Na segunda metade do século XIX, o esforço para colonizar as terras ribeirinhas do rio Doce foi entregue às companhias de imigração, organizadas para esse fim. Merece destaque a Colônia de Francilvânia (1857-1860), instalada às margens do rio Doce, onde hoje se localiza a cidade de Colatina, no Espírito Santo. A Colônia não conseguiu se manter e o fracasso da

² Os índios consideravam uma “injúria o nome Botocudo, que lhes foi dado pelos portugueses”. Muitos relatos descrevem esse grupo como antropófago, bárbaro, definição que adentrou o século XIX. Essa imagem traçada a respeito da índole dos Botocudo, e que não é mais aceita, decorria de uma série de interesses dos vários atores envolvidos (SILVA, 2010).

colônia foi atribuído aos índios Botocudo, que foram por diversas vezes referidos como “canibais”, embora, segundo Espindola e Vilarino, (2017), estudos atuais já desconstruíram essa versão, mostrando que eles não eram antropófagos e nem foram entraves para a ocupação luso-brasileira das terras do rio Doce. Há relatos que de, em 1876, já não restava o mínimo indício de Francilvânia.

Outra experiência da imigração norte-americana originada dos Estados Confederados, derrotados na Guerra de Secessão, em 1865, indica outros motivos que impediam a fixação de assentamentos humanos na floresta tropical, às margens do rio Doce. O estabelecimento desses confederados na bacia do rio Doce fundamentou-se na promessa de as terras serem baratas e as mais férteis do Brasil, além da possibilidade de compra de escravos. Observadores foram despachados para o Brasil, para verificarem as alternativas de localização e informar sobre os aspectos socioeconômicos, políticos e ambientais. Os relatórios produzidos, com raras exceções, foram favoráveis, chegando alguns a serem ufanistas (ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Em 1867, os primeiros imigrantes do sul dos EUA foram trazidos pelo coronel Charles Grandison Gunter, um escravocrata americano que teve que fugir de seu país após perder a guerra, e se instalaram na Colônia de Gunter, na região da então Vila de Nossa Senhora da Conceição de Linhares, no Espírito Santo. Naquela época, Gunter recebeu do governo terras às margens do rio Doce e da Lagoa Juparanã (SILVA, 2007).

Os imigrantes dessa colônia vivenciaram dois momentos distintos: o primeiro marcado pelo otimismo de quem se sentia numa “terra prometida”, e o segundo de desespero, de quem se sentia transportado para o “inferno”. Embora haja relatos de sustos com o aparecimento dos Botocudo, muitos textos falam sobre doenças (febres) na colônia e de quando as famílias começaram a deixar a região. As dificuldades surgiram na sequência da alteração do meio para o estabelecimento da colônia, aproximadamente seis meses após esta ser estabelecida: com a abertura de clareiras, queimadas e início das plantações. A suposta terra da promessa acabou expulsando-os pelas nuvens de mosquitos, as invasões de formigas, as febres, a fome e o clima, com irregularidade de chuvas, indicando que a falta de sucesso da imigração confederada na bacia do rio Doce está diretamente relacionada com a história ambiental (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

O entusiasmo em torno do projeto de navegação do rio Doce não demorou para dissipar-se e, já em 1843, declarações oficiais concluíram que o rio Doce não era navegável, entre outros, por causa de suas muitas cachoeiras, e manifestou-se também desdém pela Companhia do Rio Doce, companhia estrangeira responsável para promover a navegação (ESPINDOLA, 2000). Com o tempo e com as dificuldades enfrentadas, observou-se que o investimento financeiro da

Corte não havia promovido a efetivação da navegação, pois, não se levou em consideração a realidade da estrutura física do rio que, em muitos trechos, impossibilitava tal empreendimento. Assim, o projeto de navegabilidade no rio se tornou dispendioso, facilitando concessões de exploração do mesmo para empresas estrangeiras, que a despeito de diversas tentativas e do recebimento de imensas vantagens econômicas, também não alcançaram o resultado esperado (ALVES, 2020). Nesse mesmo período, o governo voltou-se novamente para as vias terrestre e pelo interesse em mostrar a utilidade das estradas novamente projetadas. Depois de 45 anos de abertura da navegação do rio Doce, o resultado tinha sido muito reduzido. Para Minas Gerais, a ocupação, que havia começado como um projeto de natureza econômica, que tinha como base a transformação do rio Doce em canal que acessasse o mar e a de seu território em próspera colônia agrícola, terminou como uma ocupação geopolítica: estar presente no espaço que lhe coube pelos autos de demarcação de 1800. A “civilização dos índios” e o povoamento por brasileiros foram vistos como fatores estratégicos para assegurar a posse. Mesmo com o fracasso do projeto de navegação do rio Doce, a região conservou uma importância como reserva de valor à espera de uma futura exploração: minérios, madeira para a exportação, carvão vegetal etc. (ESPINDOLA, 2000).

O sonho de que o sertão do rio Doce pudesse proporcionar para Minas uma nova fase de prosperidade, em parte não deixou de ser real, quando se toma a Zona da Mata com suas lavouras de café, na segunda metade do século XIX, como já discutido. A partir da década de 1840, também foi ocupado mais intensamente o Jequitinhonha e ocorreu a colonização do vale do rio Mucuri (ESPINDOLA, 2008). O período do esgotamento das minas caracterizou-se por um contexto socioeconômico de crise, um período compreendido entre a decadência da mineração no Brasil Central e o surgimento da cafeicultura no sudeste brasileiro. Nesse período, ocorreram os grandes desmatamentos, as derrubadas de floresta para formação de fazendas produtoras de cereais, criação de animais, engenhos de açúcar etc. Era urgente que se encontrasse um produto de alto valor no mercado internacional que fortalecesse a economia da colônia, e, como o Sudeste já contava com a estrutura político-administrativa colonial herdada do ciclo minerador, esperava-se que estivesse apto a desenvolver uma nova atividade catalisadora das forças econômicas. Para isso, contava-se com os capitais empregados na mineração e, no início do século XIX, quando ainda “lutava-se” com a floresta, o café ali chegara e acreditava-se que, com a fartura da terra, essa seria a nova riqueza (VIETES; VIETES; FREITAS, 2014).

Entretanto, a zona do rio Doce, onde eram depositadas todas as esperanças, tornou-se secundária aos interesses oficiais. À medida que não deu certo como projeto, ficou como fronteira

agrícola para gente negra e mestiça, para grupos indígenas cada vez mais encurralados, ou seja, como espaço sertanejo que se desfazia frente ao processo de territorialidade. A insalubridade e as doenças endêmicas (malária e febre amarela) eram fatores que limitavam a fixação da população. Porém, embora a insalubridade, no geral, parece ser negligenciada pelos autores como fator impeditivo, para Espindola (2008), a malária foi o grande obstáculo à efetiva ocupação das margens do rio Doce e de muito de seus afluentes, até meados do século XX. Cem anos após a abertura do transporte pelo rio Doce, a navegação e o povoamento ainda eram inexpressivos, e a floresta dominava largamente a paisagem. O fracasso do projeto de navegação e da tentativa de fazer fortuna no sertão do rio Doce não atingiu a crença do *Eldorado*, e o novo século acrescentou-lhe as matérias-primas valorizadas pela crescente industrialização mundial, tais como minério de ferro, cobre, manganês, entre outros. Essa imagem persistente e recorrente de “extraordinárias riquezas” era acompanhada da ideia de que, para essa potencialidade se efetivar, o governo deveria tomar providências, sendo que, no século XIX, as medidas foram a navegação do rio Doce e a eliminação dos índios e, no século XX, a estrada de ferro, as rodovias e as indústrias (ESPINDOLA, 2000, 2006, 2008).

Com o fracasso da navegação, investiu-se efetivamente na construção de ferrovias e rodovias que, com o tempo, viraram basicamente rotas para o escoamento da produção de extração em larga escala de minério de ferro e de outros minerais estratégicos, por grandes empresas estrangeiras que se instalaram na região e que exploram até hoje as riquezas minerais desse território. A partir do início do século XX, a ocupação do vale tornou-se definitiva com a construção da Estrada de Ferro Vitória a Minas (EFVM). O empreendimento ocorreu juntamente com o avanço do “ciclo madeireiro” (ALVES, 2020).

Abertura da estrada de ferro e sua relação com a (devastação da) floresta e as doenças

Não foi o rio que possibilitou a ocupação do vale do rio Doce, mas a construção da Estrada de Ferro Vitória a Minas (EFVM), iniciada em 1903 (ESPINDOLA, 2015). Em 1904, a Companhia EFVM determinou o estudo da “região de Figueira”, e o relatório de 1907 apresenta o vale do rio Doce como um vazio demográfico, coberto de “luxuriante floresta”, preservada pelas dificuldades de povoamento e por causa da malária. A população da região, calculada em 255 mil habitantes, concentrava-se nas zonas de Guanhães, Manhauçu e Caratinga, onde se plantava café, e uma frente de ocupação demográfica se movimentava no sentido de ocupar o interior da bacia do rio Doce, tendo no café a força motriz da migração (ESPINDOLA; WENDILING, 2008). A estrada atingiu Figueira (atual Governador Valadares), em 1910, numa altitude de 165 m, distante 330 km de Vitória. A ferrovia segue margeando o

rio Doce até a confluência do rio Piracicaba, numa altitude de 233 m, distante 469 km de Vitória; prosseguindo pelas margens desse afluente até o antigo arraial de São José da Lagoa (atual Nova Era), no quilômetro 534, na altitude de 509 m. A EFVM cumpriu o papel histórico atribuído aos rios brasileiros na ocupação dos sertões, funcionando como “ferrovia de penetração”, que abriu caminho dentro da floresta (ESPINDOLA, 2015).

Para Soares (2002), a construção da Estrada de Ferro Vitória-Minas, além do estímulo resultante da descoberta de jazidas minerais no Quadrilátero Ferrífero, trouxe a vontade de reforçar o mercado interno estadual e intensificar a exploração “[...] da zona promissora, não obstante inóspita, de toda bacia comum a Minas e Espírito Santo”. A inauguração, em 1910, da estação ferroviária da Figueira consolida a posição de entreposto comercial do distrito de Peçanha, confere à cultura do café e à extração de madeira importância econômica cada vez mais destacada na região; e enseja a vinda de migrantes da própria região do Rio Doce, do Espírito Santo, da Bahia e de alguns estrangeiros de nacionalidade italiana, espanhola e siríaca (SIMAN, 1988).

Como já mencionado, as descrições históricas indicam que a região da atual bacia do rio Doce era coberta por densa floresta (Figura 2). A Mata Atlântica na bacia, relacionada a diferentes tipos de ambientes, geologia, relevo e clima, impressionou diferentes viajantes naturalistas e exploradores. Entre eles estão: o Príncipe Maximiliano de Wied-Neuwied, Saint-Hilaire, Friedrich Sellow (falecido no Rio Doce, em outubro de 1831), a Princesa Teresa da Baviera, William John Steains, entre outros; além dos estrangeiros que desempenharam funções na bacia do rio Doce, tais como Guido Marlière, comandante geral das Divisões Militares do Rio Doce (DMRD), entre 1824-1829, e Jean-Antoine de Monlevade, fundador da primeira siderúrgica no vale do rio Doce, em 1825 (ESPINDOLA, VILARINO, 2017).

Figura 2 - Passeio de barco num braço do Rio Doce - 1815



Fonte: Wied von Neuwied (1940).

O inglês William Steains que, no final do século XIX, subiu o rio Doce da foz até o alto curso do rio, descreve uma paisagem formada por florestas e mais florestas:

O grande encanto dessa região do Brasil está nas imensas florestas virgens que cobrem, com grandiosidade sem par, quase a totalidade da área banhada pelo rio Doce e seus numerosos afluentes. Em ambas as margens do rio, e durante a maior parte do seu curso, essas belas florestas, abundantes em uma centena de espécies da melhor madeira, chegam até à beira d'água, formando uma muralha quase impenetrável da vegetação tropical mais esplendidamente natural que possa ser imaginada (STRAUCH, 1955 citado por ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Até o final do século XIX, a presença humana era reduzida e esparsa, porém, na primeira metade do século seguinte, intensificou-se a ocupação e devastou-se a floresta. As matas apresentaram uma relação direta com a ocupação da região, exercendo, contudo, papéis opostos no processo de colonização. Em um primeiro momento, a mata foi considerada fonte de incontáveis riquezas e, posteriormente, esconderijo dos índios e causadoras de doenças como a malária, a varíola e a febre amarela.

Como exposto por Espindola e Vilarino (2017), as florestas e o solo passaram a ser vistos como um problema sanitário na época da construção da ferrovia junto às margens do rio Doce, marcada por dificuldades para se conseguir trabalhadores, uma vez que muitos morriam ou apresentavam problemas de saúde, particularmente, pela malária. Como medida “sanitária” e para combater a multiplicação dos casos de trabalhadores doentes, as matas eram derrubadas em grande escala e queimadas, como consta na justificativa da diretoria da Companhia Estrada de Ferro Vitória a Minas (EFVM) de 1908:

A camada enorme de húmus, que garante uma fertilidade quase que inesgotável as margens do Rio Doce, encerra o gérmen de febres de “mao caracter”, que – desaparecem quando se vão descortinando os terrenos por meio das derribadas em larga escala. [...] as derribadas que têm sido feitas para passagem da estrada e o descortinamento gradual dos terrenos estão já produzindo seus benéficos efeitos sobre as condições sanitárias (Relatório da Diretoria da EFVM citado por ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Observa-se assim a existência de uma concepção telúrica da origem das doenças (na “doutrina telúrica” as doenças eram produzidas por emanções malignas provenientes do solo e a terra era a produtora do mal e da doença), que eram obstáculos à ocupação. Com a afirmação de que o terreno “encerra o gérmen de febres de mau caráter”, percebe-se que a derrubada da mata era tida como uma medida que produziria o efeito higienizador. Se a malária funcionou como obstáculo ao povoamento e à exploração, combater a doença se transformou em **luta contra a floresta**. As clareiras abertas na floresta pela EFVM, os acampamentos dos trabalhadores e as demandas para abastecê-los fomentaram o surgimento de povoações e, desta forma, multiplicavam-se as frentes de exploração dos recursos florestais e de desmatamento para introduzir a agricultura ou pecuária. As estações ferroviárias se constituíram em centros de adensamento demográfico (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Outro relato descrito por Espindola e Vilarino (2017), sobre as mudanças provocadas pela chegada dos trilhos e os tipos de usos aos quais a floresta dava lugar, dizia:

[...] a ponta dos trilhos avizinha-se de Colatina. Breve, o estardalhaço das locomotivas [...] anunciando a penetração, Rio Doce acima, nas florestas virgens paludosas. Profundas alterações sofrerá a região [...] foram dominadas as matas desconhecidas. Na área por elas ocupada, apareceram os **agricultores, tiradores de madeira, exploradores de pedras coradas, pecuaristas e negociantes**.

A exploração florestal ocorreu com maior intensidade entre 1910 e meados de 1960 (ALVES, 2020). Nos primeiros três anos da EFVM, tendo aberto 200 quilômetros ao tráfego, a ferrovia mantinha-se deficitária, pois, a colonização da região estava apenas no início. A cultura do café e a extração da madeira se tornaram as principais atividades econômicas geradoras das receitas da ferrovia. O maior indicativo do adensamento do povoamento do território do médio rio Doce foi o aumento do tráfego ferroviário, ano a ano, durante a década de 1910 (ESPINDOLA; WENDILING, 2008; ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Segundo Espindola e Wendiling (2008), a EFVM fez surgir duas correntes de povoamento: uma de comerciantes vindos de áreas como Guanhões, Peçanha, Manhauçu, Caratinga, Zona da Mata e do Espírito Santo; e outra de "sertanejos" das adjacências e do Norte. Além disso, também chegaram estrangeiros: italianos, espanhóis, libaneses: "Era uma correria! Brotava gente de todo lado". Na década de 1920, o tráfego de passageiros passa a ocupar o segundo lugar na geração de receitas, indicando o crescente aumento populacional

(ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Nessa época, o presidente Arthur Bernardes, ao se referir à situação das terras e àqueles que chegam nas regiões dos vales do rio Doce e do Mucuri, diz que: alguns são “bem-intencionados e se estabelecem em terras devolutas com intuito de nelas se fixarem definitivamente”, enquanto outros são “verdadeiros devastadores de matas” (SIMAN, 2008).

Dessa forma, a construção da ferrovia Vitória-Minas contribuiu para fixar a população no território do médio rio Doce, mas o vale propriamente dito se desenvolvia mais lentamente que as terras altas de Manhuaçu, Caratinga e Guanhães. Como mencionado, a demora no povoamento estava relacionada à insalubridade, principalmente à malária, à ausência de atrativos de riquezas e à falta de infraestrutura para explorar os recursos existentes. No início do povoamento da bacia do rio Doce, o vale permaneceu despovoado, enquanto se povoaram, em maior ou menor escala, as zonas dos altos afluentes (ESPINDOLA; WENDILING, 2008). O povoamento acelerou-se quando foram dadas as condições de transporte, meios de comunicação e atrativos econômicos: alta do café e do gado. Até a encampação da Companhia pelo governo e criação da Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), em 1942, o café garantiu os lucros, mas a madeira e o transporte de passageiros deram importante contribuição na obtenção de receitas (ESPINDOLA; WENDILING, 2008).

Como sintetizado por Espindola e Vilarino (2017), a ocupação efetiva do vale do rio Doce foi um acontecimento do século XX, cujo fator de penetração foi a Estrada de Ferro Vitória-Minas (EFVM). No último quartel do século XIX e nas três primeiras décadas do XX, uma frente demográfica de ocupação avançou progressivamente, ocupando diferentemente as sub-regiões: na porção meridional da bacia, esse avanço se liga à expansão cafeeira, a partir da Zona da Mata; na porção setentrional esse movimento foi mais lento, com uma frente cafeeira e outra de pecuária bovina, porém ocupando o Noroeste, com limite no Rio Suaçuí Grande, sendo, ainda mais tarde, na porção setentrional nordeste (década de 1930), com base no café. Para as margens do rio Doce, foram atraídos tanto lavradores de subsistência e pequenos cafeicultores quanto alguns criadores de gado, e os migrantes eram posseiros (que os agentes do governo tratavam por invasores) e sendo nacionais, alemães ou italianos (ou seus descendentes), que tinham descido das serras do Espírito Santo. Na década de 1930, essa frente se estabeleceu no vale do rio Doce, propriamente dito, e avançou na direção das terras ao norte, penetrando a bacia do rio São Mateus.

Espindola e Wendiling (2008) mencionam, ainda, sobre uma análise preliminar dos processos de legitimação de terras em Minas Gerais, que estavam na guarda da Fundação Rural Mineira – Ruralminas, no escritório de Governador Valadares, mas que foram transferidas, em

2003, para o Instituto de Terras do Estado de Minas Gerais – ITER e referem-se a Governador Valadares e aos municípios próximos. Sobre os processos cujas pastas possuíam laudos técnicos com informações sobre a cobertura vegetal, a informação sobre as matas aparece em grande parte deles. Dos que se referem-se à madeira de lei ou de exportação, a maior parte indica que a madeira foi extraída ou que pouco restava, e alguns deles apontam a presença regular de madeira de lei ou matas ricas em Ipê, Peroba, Cedro e Jequitibá. Há informações sobre a presença de lavoura e sobre pecuária. Os processos de legitimação de terras indicaram a presença de culturas agrícolas como arroz, feijão e milho, cana-de-açúcar e café. A pecuária aparece combinada com a agricultura em apenas algumas descrições. Os laudos técnicos avaliam o solo como bons ou de qualidade e indicam o uso do fogo como a forma comum do manejo; aparecem frequentes comentários do tipo “queimadas sucessivas” e “terreno estragado pelo fogo” (ESPINDOLA; WENDILING, 2008).

A mica, a madeira e a pecuária

O processo de industrialização também foi impulsionado pela ferrovia, especialmente na década de 1930, com a instalação de diversas indústrias siderúrgicas de grande porte (nacionais e internacionais) e da indústria no segmento de tratamento de celulose (ALVES, 2020). Na década de 30, a EFVM chega a Itabira, local de onde seria extraído em grande escala o minério de ferro a ser exportado via Porto de Vitória. Nessa época, o engenheiro alemão Guilherme Giesbrecht, responsável pela abertura da primeira estrada de rodagem de Figueira (Governador Valadares) a Itambacuri, anotou em seu relatório que representantes da Companhia Siderúrgica Belgo-Mineira anunciaram aos moradores da vila de Figueira, em 1936, que a empresa iniciaria as atividades da usina de João Monlevade e, por isso, precisaria comprar muito carvão vegetal. Disseram que eles os apoiariam e que a nova atividade traria o progresso, além de contribuir para sanear a região, infestada de malária (SIMAN, 1988 citado por ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

A partir de 1930, com a crise da cafeicultura, é introduzido o capim colômbio em terras da Figueira, o que torna possível a expansão da pecuária. O processo de desmatamento intensifica-se, com pastos necessários à engorda do gado; e a indústria da madeira, bem como as serrarias, multiplicam-se. O encontro histórico entre a expansão da exploração da madeira e a expansão da siderurgia a carvão vegetal já se iniciara antes da inauguração, em 1937, da Companhia Belgo-Mineira. O suprimento de carvão vegetal vinha das enormes reservas de Mata Atlântica. O mecanismo de apropriação de terras, no território da Figueira, era quase

sempre usando a violência, que começava no campo e estendia-se à cidade, para onde se dirigiam os expulsos das terras (SOARES, 2002).

Com isso, no início da década de 1940, o adensamento demográfico passou a ser impulsionado também pelo início da indústria de carvão vegetal, com objetivo de atender as siderúrgicas que se implantavam com apoio do governo de Minas Gerais e às fábricas de ferro gusa, promovendo um quadro de desmatamento crescente no vale do rio Doce. Assim, densas matas virgens foram destruídas para extração de lenha, destinada às fabricas de carvão, consumido pelas indústrias. Na década seguinte, o cenário foi dominado pelos plantios de eucalipto, para atender as demandas das indústrias e, além disso, cresceu o interesse por extração de outros minerais na região (ALVES 2020; ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Com a inauguração da Belgo Mineira, em 1937, no município de João Monlevade, a chegada da Aços Especiais de Itabira (Acesita) no município de Timóteo, em 1944, e a Usiminas em Ipatinga, no ano de 1962, concretizou-se o processo de industrialização no médio rio Doce. A região, reconhecida como “Vale do Aço”, consolidou-se como um polo siderúrgico e ganhou relevância na história econômica de Minas Gerais (HORA *et al.* 2012).

Na década de 40, o solo de Governador Valadares testemunha o predomínio da extração de madeira e início do processo de explosão populacional, que atingiria o apogeu nos anos 60. Entre 1943 e 1944, a rodovia Rio-Bahia atravessa as terras do município, confirmando sua condição de polo regional, ao intensificar a concentração das atividades comerciais e de prestação de serviços. Sua disposição espacial coloca a região no caminho das correntes migratórias originárias do Nordeste e regiões vizinhas, embora a estrada de rodagem que liga Governador Valadares a Itambacuri já facilitava, desde 1936, os fluxos migratórios oriundos do vale do rio Mucuri, fortemente atingido pela crise do café (SOARES, 2002).

A exploração econômica da madeira, vivendo o apogeu nesse período, passa ao controle de reduzido número de empresários e novas formas de processamento são acrescentadas à venda da madeira bruta, por meio das fábricas de móveis e compensados instaladas. A Belgo-Mineira passa a aproveitar parte da madeira mais nobre que não era transformada em carvão, inaugurando, em 1943, a Companhia Agropastoril de Madeira Compensada do Rio Doce (BRITO, 1997 citado por SOARES, 2002). Além disso, nesse período, a região do vale do rio Doce, com centro na cidade de Governador Valadares, respondia pela maior parte da extração e beneficiamento da mica para exportação (ESPINDOLA, VILARINO, 2017). A mica era utilizada como isolante, na fabricação de materiais elétricos e instrumentos de precisão, e apresentava alto preço de mercado. Com a 2ª Guerra Mundial, a demanda por este mineral emergiu com grande intensidade, aumentando sua extração. O domínio de sua exploração era

feito por empresas norte-americanas para fomentar a indústria bélica (HORA, 2012), e ampliava-se por meio da exploração intensiva de várias jazidas e da criação de oficinas locais de beneficiamento, com oportunidades de emprego para os contingentes humanos que ali se estabeleciam (SIMAN, 1988; SOARES, 2002).

Com o crescimento das atividades econômicas, a demanda de mão de obra intensificava gradativamente o fluxo migratório do campo para a cidade, em busca de novas oportunidades de trabalho. Aparecem as concentrações urbanas, tais como Governador Valadares, João Monlevade, Itabira, Colatina e Ipatinga, entre outras (ESPINDOLA, WENDILING, 2008). Durante esse processo, a floresta ficou comprometida em seu frágil equilíbrio, quando se multiplicaram as clareiras abertas e se repetiram as queimadas utilizadas pelos agricultores, antes do período das chuvas e da semeadura. Os patógenos e seus transmissores, no entanto, continuavam presentes, dificultando as obras de infraestrutura. Os centros urbanos não apresentavam a mínima infraestrutura e estavam tomados de criadouros de larvas de mosquitos transmissores de malária, cujos surtos eram frequentes, e diversas doenças atingiam os rodoviários que construíam a rodovia Rio-Bahia e a população próxima, nos anos de 1942 e 1943. O enfrentamento desse quadro adverso (malária, febre amarela, varíola, leishmaniose, hanseníase, etc.), a partir de 1942, foi motivado pela combinação dos interesses já mencionados e pelas pressões internacionais ligadas aos interesses aliados na Segunda Grande Guerra, e tornou-se imprescindível para os sistemas territoriais presentes (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Assim, as endemias não podiam impedir a expansão da siderurgia, a exportação de mica para suprir a guerra, nem retardar as obras de construção da rodovia Rio-Bahia (BR - 116). Também não deveriam dificultar a reforma da EFVM para o transporte de minério em grande escala e a implantação da Companhia Vale do Rio Doce (CVRD). Em 1942, o governo de Getúlio Vargas encampou os empreendimentos de Percival Farquhar, nacionalizou a *Itabira Iron Ore Company*, incorporou a EFVM e criou a Companhia Vale do Rio Doce (VALE S.A.). A VALE recebeu como atribuição a responsabilidade de promover o desenvolvimento da bacia do rio Doce, mas, efetivamente, restringiu-se ao seu próprio sistema territorial, baseado na extração, no transporte e na exportação do minério (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Duas frentes se formaram para o combate do que se denominou ‘endemias rurais’: uma de maior proporção, ligada aos Acordos de Washington assinados com os EUA e a Grã-Bretanha, em 1942, agindo no sentido Leste-Oeste. A outra, ligada ao DNER, que construía a rodovia Rio-Bahia, e teve ação no sentido Sul-Norte, tendo como eixo a cidade de Governador Valadares. A primeira frente foi conduzida pelo Serviço Especial de Saúde Pública – SESP,

agência de acordo bilateral entre os governos brasileiro e norte-americano, para promover o saneamento de regiões produtoras de matérias-primas. Entre 1943 e 1950, a agência conduziu o Projeto Rio Doce, que atendeu os centros urbanos e as áreas rurais por onde passava a ferrovia; e o Projeto Mica, que penetrou nas cidades circunvizinhas ao rio Doce, onde se extraía o feldspato. O SESP obteve êxito na erradicação da malária, com instalação de serviços de tratamento de água e esgotos nas cidades, formação de pessoal técnico e agentes sanitários e de saúde, campanhas de saúde, educação sanitária e instalação de unidades de saúde (ESPINDOLA; VILARINO, 2017).

Com isso, os investimentos, a infraestrutura, a implantação da rede rodoferroviária e o saneamento impulsionaram o crescimento populacional e econômico, favorecendo as atividades de exploração de minerais não metálicos (mica e pedras coradas) que iam para as indústrias de beneficiamento, de extração de carvão para as siderúrgicas e de madeira para as serralharias (ALVES, 2020). Nas zonas de ocupação recentes, nos terrenos desflorestados, desenvolveu-se a pecuária de corte. Nas zonas de colonização antiga e maior altitude, a agricultura experimentou um reflorescimento, beneficiada pela melhoria dos transportes (ESPINDOLA; WENDILING, 2008). O complexo mineral e siderúrgico criou um cenário regional que fomentava grandes fazendas de engorda de gado destinado aos frigoríficos do Rio de Janeiro, multiplicação das serrarias de pequeno e grande porte, crescente urbanização com desenvolvimento dos setores secundários e terciários, intensa exploração dos recursos naturais, grilagem e formação de grandes fazendas, e generalização de conflitos pela posse da terra (ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Assim, a região do vale do rio Doce teve a rápida expansão de seu desenvolvimento econômico concentrado no setor primário, sobretudo nas práticas de extração da mica (ciclo da mica), madeira (ciclo da madeira) e pecuária extensiva (ciclo da pecuária).

Como consequência do ciclo da extração da madeira, houve avanço do desmatamento e substituição das matas por áreas de pastagem, sendo possível observar duas zonas de influência: das siderúrgicas e de colonização da EFVM. A primeira possuía cobertura florestal dominante até o início da década de 1940, quando se intensificou o desmatamento para abastecer de carvão vegetal as grandes siderúrgicas, principalmente a Belgo-Mineira e Acesita. A segunda, de colonização da EFVM, correspondia a maior parte do médio rio Doce, a qual teve sua ocupação possível com a ferrovia. De Governador Valadares até Colatina (Espírito Santo) a ocupação era regular e se desenvolveu a partir da exploração da floresta, que ainda era significativa no início da década de 50. As fazendas de engorda de gado e pequenas lavouras de subsistência

dominaram os terrenos próximos ao rio, em substituição ao primeiro estágio de ocupação – a derrubada da mata (ESPINDOLA; WENDILING, 2008).

Há descrições, da década de 1950, sobre essa ser “uma região de matas que, próximo ao rio, já foram devastadas para o fornecimento de lenha e carvão para a EFVM e às siderúrgicas” e a cobertura florestal original ia dando lugar a paisagem de pastagens para bovinos, produção que abastecia os grandes centros urbanos (ESPINDOLA; WENDILING, 2008). Os povoados ao longo da ferrovia transformaram-se em zonas comerciais estratégicas, dependentes da economia agropecuária e extrativista mineral/vegetal. Nas décadas seguintes, a base da economia permaneceu praticamente a mesma (agropecuária, indústria siderúrgica e de celulose), destacando-se o desenvolvimento do comércio e dos setores de serviços nas maiores cidades ao longo da bacia (ALVES, 2020). A partir de 1960, a produção de mica cai em queda livre, com grandes consequências para a economia local (HORA, 2012).

Nas décadas de 50 e 60, a base econômica da região de Governador Valadares assentava-se no tripé: pecuária de corte, indústria de madeira e extração e beneficiamento da mica. A agropecuária ocupa lugar de destaque na macrorregião do Rio Doce, respondendo, em 1960, por 29% do total do PIB da região (SOARES, 2002). Há também choque entre os múltiplos interesses: os posseiros foram deslocados pela força de “especuladores de terras, madeireiros, empresas americanas de extração da mica e berilo, empresas siderúrgicas, comerciantes, profissionais liberais e outros”. Há a presença de conflitos de terra, êxodo rural e movimentos sociais (que são abortados com o Golpe Militar de 1964). Para Espindola e Wendiling (2008), no contexto do regime autoritário que se estabeleceu no país, consolidou-se a configuração territorial do médio rio Doce.

Estudos da Companhia Vale do Rio Doce – CVRD e do governo de Minas Gerais, da década de 60, mencionam também algumas características de uso da região, como sua importância como zona de pecuária, com a vantagem da proximidade de grandes mercados de consumo, e de como se deu o avanço do café em Minas Gerais, a partir da Zona da Mata, até a faixa pouco acima da margem meridional do rio Doce, nas zonas de Manhauçu e Caratinga. No Espírito Santo, a frente do café avançou da zona serrana até Colatina e daí em direção a bacia do rio São Mateus. A penetração da pecuária se deu a partir do norte, descendo do vale do rio Jequitinhonha para o vale do rio Mucuri, atingindo o território do rio Doce e do São Mateus, até estabelecer contato com o café. O desenvolvimento da pecuária foi lento, até o final da década de 1940, mas depois assumiu posição dominante (ESPINDOLA; WENDILING, 2008).

O estudo encomendado pela CVRD, de 1963, que menciona sobre a rápida redução das matas que ocorreu entre 1930 e 1960, identificou que a área florestal correspondente à

depressão periférica do rio Doce (vale do médio curso do rio Doce) ficou limitada a 2,5% da cobertura originária; outras zonas apresentavam variação de 2,5 a 10%, com a média geral de 5% para toda a área de influência da CVRD, sendo as causas o consumo de lenha e carvão vegetal, desmatamento para uso agropecuário e o desperdício (ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Espindola e Wendiling (2008) fazem uma relação entre as imensas clareiras assim geradas no interior da mata e o estabelecimento de espécies exóticas, com destaque para o capim colômbio, que encontrou condições de crescimento e vantagens para se manter na região. Na zona do médio rio Doce, entre 1930 e 1960, as terras de floresta foram ocupadas por pastos de capim colômbio. A gramínea africana encontrou, inicialmente, ótimas condições para se alastrar.

Para os autores citados, em região de matas, a presença da gramínea favorecia os incêndios florestais em épocas secas e quando o uso do fogo era usado como ferramenta de baixo custo, para manejar o excesso de forragem. Com as primeiras chuvas, havendo as condições, nos lugares devastados pelo fogo onde se formaria uma vegetação secundária, essa regeneração foi dificultada pela rápida recuperação da gramínea. Nas estiagens seguintes, o fogo encontrava um combustível mais fácil de ser queimado: árvores e arbustos mais vulneráveis e uma maior cobertura de capim, repetindo-se e generalizando-se essa situação. Essa prática favoreceu os processos de erosão e consequente empobrecimento dos solos.

Mantoani *et al.* (2012) também discutem sobre como espécies exóticas podem ser responsáveis por grandes perdas na diversidade biológica de ecossistemas naturais e levar ao desaparecimento das espécies nativas por competição e alteração das características do ambiente em que se instalaram, modificando ciclos biogeoquímicos, microclima e reciclagem dos nutrientes (MACK *et al.*, 2000). A regeneração natural do sub-bosque de fragmentos naturais, reflorestamentos ou áreas degradadas, e consequente sucessão ecológica, podem ter sua ocorrência prejudicada por fatores como competição com gramíneas, baixa fertilidade do solo, predação e dispersão de propágulos (MANTOANI *et al.* 2012).

Como ressaltado por Espindola e Wendiling (2008), na região de Governador Valadares, com a entrada do gado zebu na década de trinta, as terras cobertas de capim-colômbio se tornaram um atrativo econômico excepcional e, ao mesmo tempo, a engorda do gado zebu impulsionou o crescimento das áreas de pastos. Entre 1940 e 1966, o aumento da área foi de 715%, com o período de expansão mais acentuada entre 1950 e 1966. À grande produtividade oferecida pelas pastagens de capim-colômbio, pode-se associar o alto preço do boi gordo durante a “febre do zebu”, entre 1937 e 1945. Segundo os autores, na ocupação tardia das terras do médio rio Doce, a fase agrícola acabou não ocorrendo pelo predomínio dos pastos de capim colômbio e da pecuária extensiva. Isso ocorreu na maior parte do território do rio Doce, de

Antônio Dias até Colatina, em praticamente todos os municípios da margem esquerda, se estendendo ao extremo norte da bacia, entre os municípios do Serro e Itambacuri, passando por Capelinha e Malacacheta, e toda bacia do Suaçuí Grande. Nas outras regiões da bacia hidrográfica do rio Doce, a pecuária somente assumiu caráter dominante com o esgotamento dos solos pela agricultura. O resultado desse cenário foi a drástica redução da biodiversidade e da fertilidade dos solos.

Porém, com a degradação das pastagens do território do médio rio Doce, a pecuária bovina tendeu à queda de produtividade e, conseqüentemente, viu-se reduzir o tamanho do rebanho. Em meados da década de 1960, a capacidade de suporte das pastagens já apresentava queda. “Bem cedo, porém, o inadequado manejo, a superlotação, o fogo e a ausência de reposição de elementos fertilizantes se encarregam de reduzir essa capacidade produtiva”. Em 1968, o trabalho de campo da equipe que realizou o estudo para a CVRD constatou um quadro de degradação constante das pastagens e redução da capacidade de suporte. “Ano a ano se desgastam, apresentando, dia a dia, menores índices de produção por área” (ESPINDOLA; WENDILING, 2008).

Na década de 1970, os indicadores socioeconômicos da região refletiam um cenário de passivos socioambientais, com recorrentes enchentes em função do assoreamento dos rios, da estagnação da pecuária e do baixo dinamismo agrícola. Os ciclos existentes, associados à pressão antrópica originária dos processos ocorridos no médio rio Doce, atuaram como precursores do atual estágio de degradação ambiental em que se encontra a bacia do rio Doce (HORA, 2012). Nesse sentido, como sintetizado por Espindola e Vilarino (2017), o diálogo entre história ambiental e a ocupação no vale do rio Doce é estabelecido por esses elementos e processos presentes: floresta tropical, recursos minerais (minério de ferro e mica), implantação de infraestrutura (eixo rodoferroviário), fronteira agrícola, frente pioneira e correntes migratórias heterogêneas (nacionais e estrangeiras). De um lado os sistemas territoriais ligados ao complexo minero-metalúrgico e, depois de 1970, ao da celulose-floresta de eucalipto; do outro, a realidade das comunidades locais territorialmente estabelecidas e dos ecossistemas fragilizados ou completamente afetados.

A dinâmica demográfica da macrorregião do Rio Doce aponta para um esvaziamento populacional persistente, ao longo das décadas de 60 e 70, com os maiores índices emigratórios entre as regiões mineiras e indicadores sociais muito baixos na década de 80, e que não parecia ter se alterado no Censo de 1991, além de uma organização produtiva com tendência estrutural à estagnação e ao esvaziamento econômico (SOARES, 2002). A região que chegou a receber

imigrantes de diversas origens, tornou-se um centro expulsor, afetando-se demograficamente e economicamente. Parte da formação histórica do território foi marcada por processos de desterritorialização da natureza e, ao mesmo tempo, das pessoas que perderam suas bases existenciais de sobrevivência comunitária e foram obrigadas a emigrar para outras regiões do Brasil e para o exterior. No campo ambiental, foi marcada pelo desaparecimento da floresta e da fauna, redução da oferta hídrica, perda da capacidade de suporte dos solos e generalizados processos erosivos (ESPINDOLA; VILARINO, 2017). Assim, a “**escrita da natureza**” deixou marcas profundas, de uma história que deve ser contada e compreendida, possibilitando um melhor panorama dos processos existentes na região e tornando-a bastante relevante para os estudos na área ambiental e ações futuras.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. Domínios morfoclimáticos e solos do Brasil. Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Federal de Viçosa**, p. 1-18, 1996.
- ALVAREZ, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.D.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, 711–728. 2014.
- ALVES, R. R. **Peixes do Rio Doce: ilustração científica das espécies ameaçadas da bacia hidrográfica, no leste de Minas Gerais (Brasil)**. Tese (Doutorado). Faculdade de Belas-Artes. Universidade de Lisboa. 119p. 2020.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Diagnóstico consolidado da Bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2005. in: <http://www.riodoce.cbh.gov.br/Diagnostico2005>. Acessado em: março/2021
- ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Cuidando das águas, soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**, v. 2, p. 3, 2016.
- BIONI, A. M. F. QUANDO AMÉRICO CONHECE AMÉRICA: AS REPRESENTAÇÕES DOS POVOS DO NOVO MUNDO NAS CARTAS DE 1502 E 1503. **interFACES**, v. 29, n. 1, p. 50-67. 2019.
- BRASIL. **Lei Nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 12 ago. 2021.
- BRASIL. **Lei nº11.428 de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. 2006. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm> Acesso em: 15 abr. 2021.
- BRASIL. **Decreto Nº .660, de 21 de novembro de 2008**: Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Decreto/D6660.htm>>. Acesso em: 15 abr. 2021.
- BRITO, F. R. A. **População, espaço e economia numa perspectiva histórica: o caso brasileiro**. Tese (Doutorado em Demografia) – Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997. 100p.

BURMEISTER, H. **Viagem ao Brasil através das Províncias do Rio de Janeiro e Minas Gerais**. São Paulo: Livraria Martins, 1952.

CABRAL, D. C. **Na presença da floresta: Mata Atlântica e história colonial**. 536p. Rio de Janeiro: Garamond. 2014.

CARNEIRO, P.A.S; MATOS, R.E.S. Geografia histórica da ocupação da zona da mata mineira: acerca do mito das “áreas proibidas”. **Anais do Seminário de Diamantina**, 25p. 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Ralfo-Matos/publication/228385125_GEOGRAFIA_HISTORICA_DA_OCUPACAO_DA_ZONA_DA_MATA_MINEIRA_ACERCA_DO_MITO_DAS_AREAS_PROIBIDAS/links/56267cf08aeedae57dc61eb/GEOGRAFIA-HISTORICA-DA-OCUPACAO-DA-ZONA-DA-MATA-MINEIRA-ACERCA-DO-MITO-DAS-AREAS-PROIBIDAS.pdf . Acessado em 11 de junho de 2021.

CASTRO, C. F. F. **Os Sertões de Leste: achegas para a história da Zona da Mata**. Belo Horizonte: Imprensa Oficial, 1987.

COELHO, A. L. N. Compartimentação Geomorfológica da Bacia do Rio Doce: Uma Atualização. **VI Simpósio Nacional de Geomorfologia**. Goiânia, 2006.

COELHO, A. L. N. **Alterações Hidrogeomorfológicas no Médio-Baixo Rio Doce/ES**. 227 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Niterói, 2007.

COELHO, A. L. N. Bacia hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. **Geografares**, 2009.

CUPOLILLO, F. **Diagnóstico Hidroclimatológico da Bacia do Rio Doce**. 156p. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Geografia) –Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 2008.

CURI, N., KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (ed.). Pedologia: solos dos biomas brasileiros. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa. 2017.

ESPINDOLA, H. S. **Sertão do Rio Doce: navegação fluvial, acesso ao mercado mundial, guerra aos povos nativos e incorporação do território de floresta tropical por Minas Gerais (1800-1845)**. Tese de Doutorado. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, USP. 2000.

ESPINDOLA, H. S. **Territorialidade em Minas Gerais durante a crise do sistema colonial**. In: da Costa Ferreira, L., Duarte, L. M. G. **Diálogos em ambiente e sociedade no Brasil** (Vol. 2). Annablume. 2006.

- ESPINDOLA, H. S. Sertão, território e fronteira: expansão territorial de Minas Gerais na direção do litoral. **Fronteiras**, v. 10, n. 17, p. 69-96. 2008.
- ESPINDOLA, H. S. O Rio Doce e a emancipação da economia nacional (Brasil). História Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC). **Revista de la Solcha**, 5(1), 10-27. 2015.
- ESPINDOLA, H. S.; WENDLING, I. J. Elementos biológicos na configuração do território do rio Doce. **Varia História**, 24 (39), 177-197. 2008.
- ESPINDOLA, H.S.; VILARINO, M.T.B. “O tempo é a minha testemunha”: só as pedras estavam aqui, todo o resto é imigrante. In: Gerhardt, M., Nodari, E. S., Moretto, S. P. História ambiental e migrações: diálogos. Editora UFFS. 2017.
- HORA, A. M.; DIAS, C. A.; GUEDES, G. R.; COSTA, A.S. V; JUNIOR, M.J.F. **Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos**. In: Território, mobilidade populacional e ambiente. Editora Univale, Belo Horizonte, 201-234. 2012.
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. 2010. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**. Disponível em: https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documenta%C3%A7%C3%A3o%20CBHs/PIRH_Doce_Volume_II2.pdf. Acesso em: 28 de janeiro de 2020.
- IGLÉSIAS, F. Minas Gerais. In: HOLANDA, Sérgio Buarque de (org.). **História Geral da Civilização Brasileira: o Brasil Monárquico**. São Paulo: Difusão Européia do Livro, 1972. p. 364-412. v.2, t.2.
- IPEMA - INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA. **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura florestal e Unidades de Conservação**. Vitória: IPEMA. 142p, 2005.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.
- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, p. 689-710. 2000.
- MANTOANI, M. C.; DE ANDRADE, G. R.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, 33(1), 97-110. 2012.

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER C.G.; FONSECA G.A.B.; KENT. J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 403: 853-845.
- NOBRE, C.; SACARANO, F. Para os indígenas, ecossistemas tinham intangível valor cultural. **Valor Econômico**. Edição impressa, 24 jan. 2019.
- NUNES, W. A. G. A.; KER, J. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FERNANDES FILHO, E. I.; GOMES, F. H. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio do " Mar de Morros", Minas Gerais. **Revista brasileira de ciência do solo**, 25(2), 341-354. 2001.
- SAADI, A; CAMPOS, J. C. F. Geomorfologia do caminho da lama: contexto e consequências da ruptura da Barragem do Fundão (novembro 2015, Mariana–MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG**, v. 24, n. 1-2, 2015.
- SAINT-HILAIRE, A. de. **Viagem pelas Províncias do Rio de Janeiro e Minas Gerais**. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo: EDUSP, 1975.
- SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. **Tópicos em ciência do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 8, n. 1, p. 1-69, 2013.
- SILVA, C. A. A. **Quando mundos colidem: a imigração confederada para o Brasil (1865–1932)**. Dissertação de mestrado em Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.
- SILVA, T. H. M. Guido Thomaz Marlière e os índios Botocudo nos sertões do Leste (1818-1824). **Revista de Ciências Humanas**, n. 2, 2010.
- SIMAN, L. M. C. **A memória na história: uma contribuição para o ensino da história de cidades**. Belo Horizonte: UFMG, (Dissertação de Mestrado). 1988.
- SIMAN, L. M. C. **Memórias sobre a história de uma cidade: a História como labirinto**. Educação em Revista, 47, 241-270. 2008.
- SOARES, W. Da **Metáfora à Substância: redes sociais, redes migratórias e migração nacional e internacional em Valadares e Ipatinga**. Tese (Doutorado), CEDAPLAR/UFMG, Belo Horizonte, 2002.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo. 2001.
- SOUZA, C. J. de O. **Interpretação Morfotectônica da Bacia do Rio Doce**. Dissertação de Mestrado do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, 1995, 144f.

- SOUZA, E.; TOLEDO, C.C.; FERNANDES FILHO, E. I. **Uso do solo na Zona da Mata, Minas Gerais**. In XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. 2009.Universidade Federal de Viçosa. Disponível em: http://www.geomorfologia.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo12/012.pdf. Acessado em: 11 de junho de 2021.
- STRAUCH, N. **A bacia do rio Doce: estudo geográfico**. Serviço Gráfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1955.
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, 1(1), 132-138. 2005.
- TEIXEIRA, J. L. C.; TEIXEIRA, M. C. **Uma paisagem, um ambiente, um lugar, um território cultural: A Planície Costeira do Rio Doce na Perspectiva da Educação Ambiental Crítica**, São Mateus – Espírito Santo, 2020, p. 290.
- VALVERDE, O. Estudo regional da zona da mata de Minas Gerais. **Revista brasileira de geografia**, v. 20, n. 1, p. 1-82. 1958.
- VIETES, E. G.; VIETES, R.G., FREITAS, I. A. Sertões do Leste: a construção de uma região geográfica. **Geo UERJ**, Ano 16, nº 25, v.1, 257-275, Rio de Janeiro: UERJ. 2014.

CAPÍTULO 2 - DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (1985 – 2018)

2.1 Introdução

Os sistemas de uso e cobertura do solo são complexos e operam na interface de diversas dimensões: físicas, sociais e ecológicas. Mudanças no uso e cobertura do solo são o resultado da interação de processos simultâneos e ocorrem em uma gama de escalas no espaço e no tempo, impulsionados por uma ou mais variáveis que influenciam as ações dos atores de mudança envolvidos. Os agentes determinantes incluem fatores demográficos (por exemplo, pressão populacional), econômicos (por exemplo, crescimento econômico), tecnológicos, políticos, institucionais, culturais e biofísicos. Esses fatores influenciam as mudanças no uso do solo de diferentes maneiras, seja diretamente na taxa e na quantidade de mudanças, como na quantidade de floresta desmatada por aumento da população, seja na determinação da sua localização, que pode ocorrer quando a adequação dos solos influencia o uso agrícola. As avaliações e medidas das mudanças precisam abordar tanto a extensão como a qualidade dos tipos de uso do solo, permitindo avaliar os locais que sofreram declínio ou intensificação e as mudanças das atividades existentes (BECKER *et al.*, 2004; GEIST, LAMBIN *et al.*, 2001; TURNER *et al.*, 2001; VERBURG *et al.*, 2002).

Especialmente, as mudanças relacionadas ao desmatamento e à expansão da agricultura estimulam a discussão de uma série de questões ambientais, como o aumento na emissão de gases do efeito estufa, perda de biodiversidade, degradação do solo, entre outros. As forças motrizes das mudanças são complexas e incluem várias combinações de fatores. Para analisar as causas e impactos do uso do solo, é importante a quantificação do padrão da paisagem e meios que permitam monitorar a extensão, taxa e padrão de mudanças. Diversos estudos nessa área ressaltaram as mudanças de uso e cobertura em diferentes ambientes e muito tem sido elucidado (GIRI, 2012; QUASIM *et al.* 2013; TURNER; MEYER, 1994). Entretanto, ainda se faz necessário o estudo de realidades regionais para modelagens e políticas públicas que representem as necessidades locais (NAKICENOVIC *et al.*, 2000; LAMBIN *et al.* 2001).

Para tanto, o gerenciamento de recursos naturais deve ser auxiliado por ferramentas adequadas que favoreçam a maior disponibilidade e visibilidade de dados, de tal forma a permitir a quantificação e a qualificação dos processos envolvidos. Quando medidos e

monitorados continuamente, os processos que ocorrem no ambiente podem ser mantidos ou aperfeiçoados mediante a gestão das informações e por políticas públicas apropriadas, tanto em escala local e regional, quanto global (MCBRATNEY; FIELD, 2015). Tecnologias que permitam análises rápidas e com grande volume de dados, como o sensoriamento remoto e o geoprocessamento, destacam-se, pois, permitem comparações no tempo e no espaço. Essas são ferramentas geradoras de informações para o planejamento e para as iniciativas de gestão do uso do solo, uma vez que permitem o monitoramento da cobertura e das mudanças de uso. Opções e métodos ampliam-se a cada dia, havendo uma ampla disponibilidade de imagens, escalas e resoluções diferenciadas, e de séries históricas dos mais diversos tipos de dados, o que leva à redução de tempo e de custos (ROGAN; CHEN, 2004).

O projeto brasileiro MapBiomas, lançado em 2015, é uma iniciativa multi-institucional brasileira que gera mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de processos aplicados a imagens de satélites. Esse projeto utiliza imagens dos satélites Landsat para a criação de séries temporais anuais de mapas do uso e cobertura do solo, a partir do ano de 1985, divididos em coleções periodicamente atualizadas. Com isso, contribui com o entendimento da dinâmica do uso do solo no país, utilizando o processamento em nuvem e classificadores automatizados, desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine (SOUZA *et al.*, 2020). Tal iniciativa permite que estudos possam ser realizados em específicos recortes no tempo e no espaço, expondo seu potencial no auxílio ao gerenciamento de recursos.

No Brasil, as taxas de perda florestal ainda superam os ganhos em recuperação (FAO; UNEP, 2011), embora em algumas regiões específicas tenha-se observado o inverso (LIRA, 2011; SILVA, 2015). A Mata Atlântica é um dos biomas tropicais mais ameaçados, e que sofreu intensas mudanças em seu uso e cobertura do solo durante os últimos 100 anos, com altas taxas de desmatamento e regeneração, resultando em uma paisagem fragmentada, dominada por florestas secundárias mais jovens, onde parte da floresta existente consiste em pequenas manchas (menos de 50 ha), perturbadas e isoladas. O resultado da dinâmica vivenciada pelas paisagens com fragmentos florestais individuais, formando um mosaico de diferentes classes de idade, provavelmente, terá grande impacto para a biodiversidade. Contudo, o padrão de mudanças de uso e cobertura do solo que resultou neste cenário crítico ainda necessita de maiores investigações (LIRA *et al.*, 2012; TEIXEIRA *et al.*, 2009).

Avaliações do estado de conservação regional e de bacias hidrográficas usando dados de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica são importantes no fornecimento de informações para o planejamento da conservação e tomada de decisão. Nesse sentido, a

identificação e quantificação dos tipos de cobertura do solo são particularmente úteis, bem como a delimitação de sub-regiões dentro de gradientes ecológicos ou físicos. Essas análises podem resultar em mapas que identificam áreas de interesse, estimativas quantitativas de número e tamanho de áreas, locais de referência para monitorar mudanças temporais, identificação de lacunas de informação (contribuindo para definir prioridades) e recomendações de gestão e conservação. Alguns exemplos de tais avaliações na Mata Atlântica foram realizados por Becker *et al.* (2004), Lira *et al.* (2011), Saatchi *et al.* (2001), SOS Mata Atlântica *et al.* (1998).

Nesse contexto, a consideração da bacia hidrográfica como unidade de análise pode ser extremamente útil na elucidação das inter-relações existentes entre os elementos e os processos que compõem a paisagem, permitindo o planejamento do uso do solo (BOTELHO, 2005). Seu monitoramento por meio de avaliações de séries históricas possibilita a identificação de padrões e tendências, de forma a respaldar e direcionar as ações de governança local. Nesse cenário, a bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) é de significativa relevâncias local e nacional, e possui atividades econômicas diversas (IGAM, 2010). Grande parte da bacia está inserida no bioma Mata Atlântica (98%), apresentando um quadro de grande supressão da cobertura vegetal, com remanescentes florestais restritos às áreas mais declivosas do terreno, constituindo-se pela cobertura predominante de pastagens, em grande parte degradada (ANA, 2016; STRAUCH, 1955).

O rio Doce e seus afluentes têm sofrido diversos impactos ambientais negativos, consequentes do desmatamento indiscriminado, do manejo inadequado do solo e do lançamento de efluentes industriais, domésticos e da mineração (IGAM, 2010). Esse estado de degradação foi ampliado com o rompimento da barragem de rejeitos da mineradora Samarco, em novembro de 2015, o qual gerou inúmeras consequências socioambientais, tanto no meio urbano quanto rural (FERNANDES *et al.*, 2016). Num contexto de alterações de uso do solo, pressupõe-se que a BHRD apresente repercussões diferenciadas no meio físico, no tempo e no espaço, que reflitam a sua condição atual de uso e estado dos recursos solo e água. Analisar tais mudanças, utilizando ferramentas de suporte integradoras oriundas do geoprocessamento e informações disponibilizadas pelo projeto MapBiomias, viabiliza uma nova abordagem da avaliação espaço-temporal das mudanças de uso do solo, criando perspectivas para uma melhor governança com políticas públicas direcionadas. Assim, os objetivos do presente trabalho foram: (i) identificar os principais usos e coberturas do solo na BHRD, no período de 1985 a 2018; (ii) analisar a dinâmica das modificações ocorridas nesses usos, no espaço e no tempo; (iii) caracterizar os

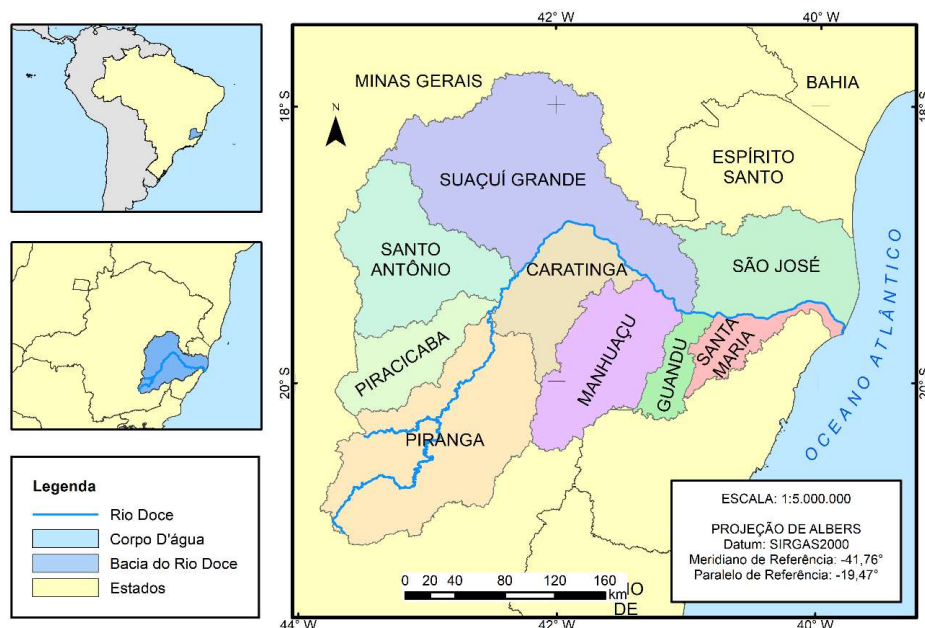
padrões e modificações do uso do solo encontrados nas sub-bacias e compará-los entre si, no intervalo de tempo avaliado; e (iv) avaliar as principais conversões de uso e cobertura ocorridas entre os anos de 1985 e 2018, na BHRD.

2.2 Metodologia

2.2.1 A bacia hidrográfica do rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) (Figura 1) está localizada na região Sudeste, entre os paralelos 17°45' e 21°15' de latitude sul e os meridianos 39°30' e 43°45' de longitude oeste, integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Esta bacia apresenta uma área de aproximadamente 87.000 km², dos quais 86% pertencem ao estado de Minas Gerais e o restante ao estado do Espírito Santo (IGAM, 2010). O clima da região, conforme o sistema de classificação *Köppen*, é dividido em três tipos principais: Aw - clima tropical, com inverno seco; Cwa – clima subtropical de inverno seco e verão quente; Cwb – clima subtropical de inverno seco e verão ameno (ALVAREZ *et al.* 2014). A precipitação total no período chuvoso varia de 800 a 1.300 mm, enquanto no seco está entre 150 e 250 mm (IGAM, 2010).

Figura 1 - Localização da bacia do rio Doce e delimitação das sub-bacias São José, Suaçuí Grande, Santo Antônio, Caratinga, Piracicaba, Piranga, Manhuaçu, Guandu e Santa Maria



Fonte: elaboração própria, a partir de dados do IBIO (2018).

No estado de Minas Gerais a bacia do rio Doce é dividida em seis unidades de planejamento e gestão dos recursos hídricos, as quais possuem Comitês já estruturados, sendo composto pelas sub-bacias dos rios Piranga, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí, Caratinga e Manhuaçu. No estado do Espírito Santo há os Comitês das sub-bacias hidrográficas dos rios Santa Maria do Doce, Guandu e São José (IGAM, 2010) (Tabela 1).

Tabela 1 – Áreas e percentagens das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce

Sub-bacias da bacia do rio Doce	Área (km ²)	Área em relação ao total (%)
Caratinga	6.681,4	7,7
Guandu	2.472,8	2,8
Manhuaçu	9.196,0	10,6
Piracicaba	5.685,3	6,6
Piranga	17.578,9	20,3
Santa Maria	3.065,4	3,5
Santo Antônio	10.750,3	12,4
São José	9.803,9	11,3
Suaçuí Grande	21.559,6	24,8

Fonte: elaboração própria.

2.2.2 Aquisição e análise de dados

Para este trabalho, utilizaram-se dados da série histórica disponibilizada gratuitamente pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomias). Este projeto tem como objetivo principal produzir mapas anuais de cobertura e uso do solo de todo território nacional brasileiro utilizando classificações de mosaicos de imagens do satélite Landsat, desenvolvidas com base em algoritmos, chaves de classificação e padrões espectrais. Análises de acurácia dos produtos, comparações e concordância com mapas de referência também foram realizadas (PROJETO MAPBIOMAS, 2019).

O conjunto de dados utilizado no projeto MapBiomias refere-se às imagens de satélite dos sensores Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e Operational Terra Imager (OLI), a bordo dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente. A coleção Landsat usada pelo MapBiomias foi acessada e processada por meio da plataforma Google Earth Engine (<https://earthengine.google.com/>). A partir dos mosaicos Landsat foram realizadas as classificações que resultaram nos mapas de uso e cobertura do solo para cada ano. Contudo, os mapas são atualizados cada vez que há um aperfeiçoamento nos algoritmos de

classificação, de forma que a metodologia de classificação é dinâmica e processual, com a finalidade de aperfeiçoar a classificação de cada tipologia (<https://mapbiomas.org/>). Isso que pode gerar diferenças significativas nos dados de uso e cobertura do solo de acordo com a coleção utilizada.

Segundo Souza *et al.* (2020), o esquema de classificação do MapBiomas constitui-se de um sistema hierárquico com uma combinação de classes de uso e cobertura do solo compatível com os sistemas de classificação da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação - FAO e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Nessa metodologia, as regras de prevalência foram definidas para combinar o resultado de classificação obtido com diferentes métodos, de forma a obter as classes de uso e cobertura do solo finais. Após construir os mosaicos anuais, a etapa seguinte foi a construção do espaço de característica para o classificador, com informações composicionais, espectrais, temporais e texturais. O classificador usado foi o Random Forest disponível no Google Earth Engine para a classificação de uso e cobertura do solo. O número de árvores no classificador variou de 50 a 100 iterações e o número de recursos selecionados foi o valor padrão para este parâmetro.

A acurácia e estimativa de área foram realizadas com base em, aproximadamente, 75.000 amostras independentes (denominadas dados de referência), no nível do pixel Landsat, para cada um dos anos, em todo o Brasil. Essas amostras foram geradas por uma amostragem aleatória estratificada, que considerou 127 estratos regulares, um intervalo de confiança de 95% e um erro padrão máximo de 5% para estabelecer o tamanho da amostra para cada estrato. Para aumentar o número de amostras em paisagens heterogêneas, as amostras foram estratificadas proporcionalmente a seis classes de declive. A descrição detalhada da Classificação MapBiomas e a correspondência com outros sistemas está disponível em Souza *et al.* (2020).

Neste estudo, utilizou-se a coleção 4.1, composta por dados anuais de uso e cobertura do solo correspondentes ao período de 1985 a 2018, obtendo-se um total de 34 arquivos no formato raster com resolução espacial de 30 m, por meio da ferramenta disponível em <https://mapbiomas.org/>, que permite o download por meio da plataforma Google Earth Engine (<https://code.earth.google.com/>). Adotaram-se a projeção cônica equivalente de Albers e o sistema de referência SIRGAS 2000. Os softwares utilizados foram o ArcGis versão 10.7.1, o R versão 3.6.1 (R CORE TEAM, 2016) e, eventualmente, o software Excel para a análise de dados.

Inicialmente, 17 classes de mapeamento foram encontradas e agrupadas em oito novas classes, sendo elas: Floresta Natural (FN), Floresta Plantada (FP), Área Natural não Florestal (ANF), Pastagem (PA), Agricultura (AC), Mosaico Agricultura/Pastagem (MO), Área Antropizada (AA) e Rio, Lago e Oceano (AG) (Tabela 2). O agrupamento baseou-se na Classe Nível 2 da legenda do MapBiomas (<https://mapbiomas.org/codigos-de-legenda>), sendo que a ANF corresponde, na classificação original, à “Formação natural não florestal” e às classes naturais da “Área não vegetada”. O restante das classes da “Área não vegetada” foi reagrupado em AA, com o intuito de separar áreas antrópicas de áreas naturais.

Os arquivos anuais de uso e cobertura do solo com as classes agrupadas foram utilizados para determinar as áreas de cada classe de uso, em cada ano do período estudado (1985 – 2018), visando identificar as mudanças de cada uso, com o tempo. Essas mudanças foram avaliadas considerando-se a área total da bacia e a área inicial correspondente a cada classe, além de perdas ou ganhos no tempo. Todos esses procedimentos também foram realizados para cada uma das sub-bacias componentes da BHRD.

Tabela 2 - Classes de mapeamento identificadas pelo MapBiomas na BHRD, entre 1985 e 2018, e as respectivas classes de agrupamento utilizadas

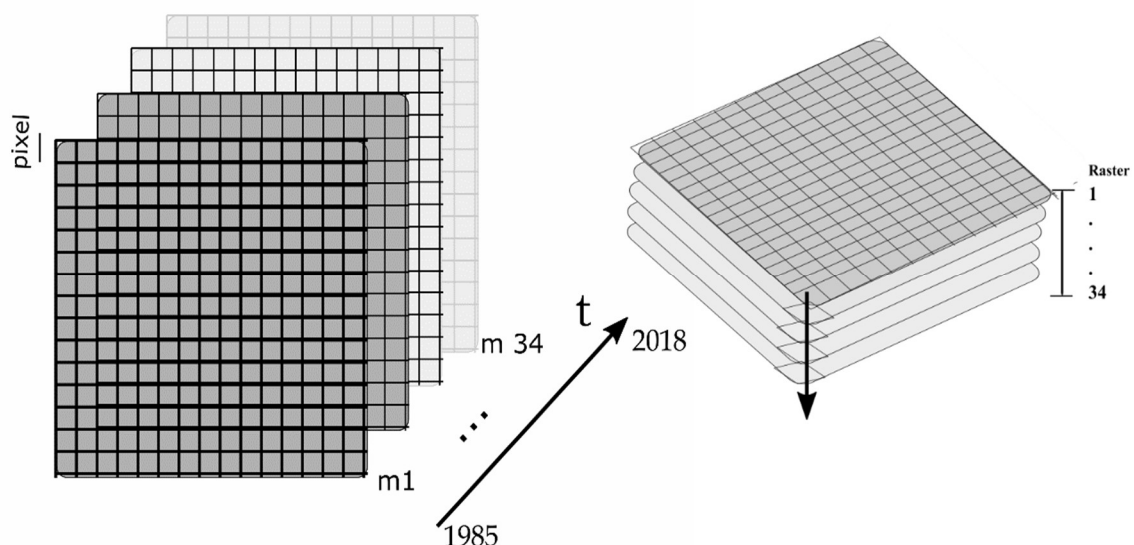
Agrupamento de classes de uso do solo	
Classe original	Classe agrupada
Formação Florestal Formação Savânica Mangue	Floresta Natural
Floresta Plantada	Floresta Plantada
Formação Campestre Outra formação natural não florestal Praia e duna Afloramento rochoso Apicum	Área Natural não Florestal
Pastagem	Pastagem
Cultura anual e perene Cultura semi-perene	Agricultura
Mosaico Agricultura/Pastagem	Mosaico agricultura/pastagem
Infraestrutura urbana Outra área não vegetada Mineração	Área antropizada
Rio, Lago e Oceano	Rio, lagos e oceano

Fonte: elaboração própria, com base em MapBiomas (2019).

Especificamente para as classes floresta natural, floresta plantada, pastagem e mosaico agricultura/pastagem, além das análises descritas anteriormente, avaliaram-se também mudanças espaciais que identificaram locais onde houve diminuição, acréscimo ou manutenção dessas classes no período avaliado. Esse procedimento também permitiu identificar aquelas áreas nas quais os usos não estiveram presentes esse intervalo de tempo (ausência). Os resultados foram apresentados na forma de mapas de distribuição espacial e em tabelas.

A avaliação conjunta das mudanças ocorridas no período analisado, para todas as classes e em todos os anos, foi realizada a partir da sobreposição das 34 camadas, no formato raster, referentes ao uso e cobertura do solo e por meio da análise pixel a pixel, considerando a área mínima de resolução (30 m) dos sensores dos satélites Landsat (Figura 2). Essas análises envolveram: (i) detecção de presença ou ausência de mudanças, de acordo com a concordância ou discordância entre as classes para um mesmo pixel; (ii) determinação da classe modal (**moda**) em cada pixel, ou seja, aquela que ocorreu com a maior frequência ou foi mais comum no conjunto de anos de cada pixel, e a frequência na qual ocorreu (**frequência da moda**); (iii) determinação do número de classes existentes em cada pixel (**variety**); e (iv) quantificação do número de mudanças de classes em cada pixel (**dinâmica**). Os resultados obtidos foram apresentados na forma de mapas e tabelas e utilizados para análise comparativa da dinâmica do uso.

Figura 2 - Esquema do conjunto de arquivos rasters utilizados para a análise pixel a pixel das mudanças anuais no uso e cobertura do solo na BHRD, no período de 1985 a 2018



Fonte: elaboração própria.

Por fim, a sobreposição de dados, por meio de uma análise de matrizes de tabulações cruzadas de dois mapas vinculados a um período específico, foi realizada para a comparação nas mudanças e conversões no uso e cobertura em três intervalos de tempo, 1985 a 1995, 1995 a 2005, e 2005 a 2018. As matrizes apresentam os valores das perdas e ganhos líquidos e brutos, além dos valores de persistência das classes. Nesse procedimento, obtiveram-se informações sobre o tamanho das diferenças entre dois mapas, descrevendo a quantidade e os tipos de mudanças ocorridas com o uso e cobertura do solo. Esses mesmos anos foram utilizados na confecção de diagramas de Sankey, os quais representam graficamente as informações sobre a persistência/manutenção e as alterações da cobertura do solo nos intervalos de tempo apresentados, similares às utilizadas por Butt *et al.* (2015), Cuba (2015) e Souza *et al.* (2020).

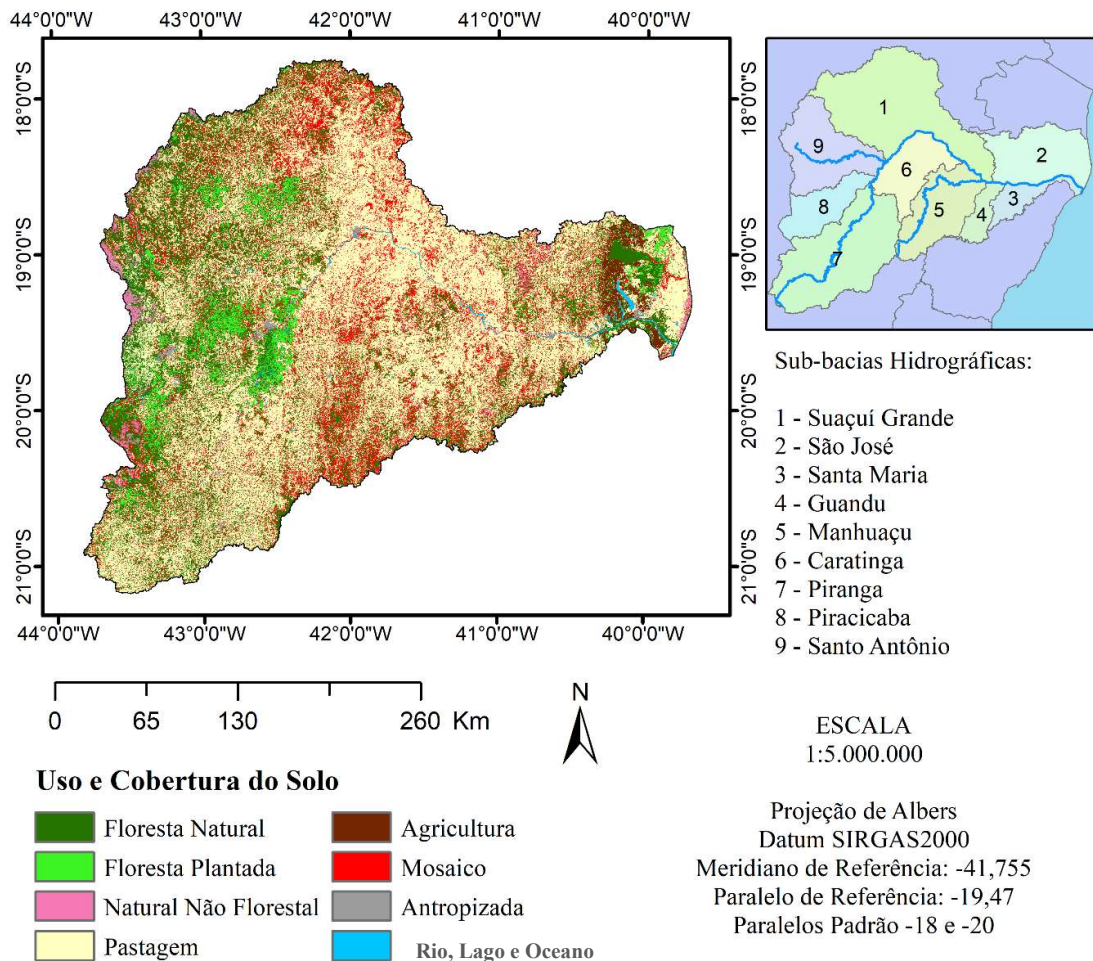
2.3 Resultados

2.3.1 Uso e cobertura do solo na BHRD e sub-bacias

No mapa de uso e cobertura do solo da BHRD de 2018 (Figura 3), é possível observar que a classe de uso pastagem predominou na bacia (49,89%). A segunda principal classe de uso foi a floresta natural (22,33%), seguida do mosaico agricultura/pastagem (18,94%). A classe floresta plantada apresentou uma área de aproximadamente 5%, enquanto, a área natural não florestal, a área antropizada, a agricultura e os corpos d'água corresponderam a menos de 1,5% da área total, cada uma. Contudo, a distribuição espacial dos usos ocorreu de forma diferenciada, de maneira que a discriminação das percentagens de usos por sub-bacias aprimora essa caracterização (Tabela 3).

As sub-bacias que apresentaram percentagens de pastagem próximas de 50% (padrão geral observado na bacia) foram Guandu, Manhauçu, Piranga, Santa Maria e Suaçuí Grande. Em Piracicaba, Santo Antônio e São José esse uso correspondeu a uma percentagem menor do que 50% (entre aproximadamente 30 e 45%), enquanto a sub-bacia do Caratinga foi a que apresentou a maior delas, aproximadamente 65%. Nas sub-bacias Piracicaba e Santo Antônio, a floresta natural foi a cobertura dominante, cobrindo 41,51 % e 38,24% da área, respectivamente, seguida pela classe pastagem. A sub-bacia do Caratinga apresentou a menor percentagem de floresta natural dentre as sub-bacias (7,41%).

Figura 3 – Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (2018)



Fonte: elaboração própria, a partir de dados do MapBiomass (2019).

Nas sub-bacias Piranga, Santa Maria e São José, a classe floresta natural foi a segunda cobertura dominante, enquanto, nas sub-bacias Caratinga, Guandu, Manhuaçu e Suaçuí Grande, o segundo uso predominante foi o mosaico agricultura/pastagem. Piracicaba e Santo Antônio foram as sub-bacias que apresentaram as maiores percentagens de floresta plantada, seguidas pelas sub-bacias São José e Piranga, todas com valores acima do encontrado para a análise geral (4,7%). O maior valor da classe floresta plantada foi observado na sub-bacia do Piracicaba (15,13%), representando seu terceiro uso principal, enquanto os menores valores, próximos a 1%, foram observados nas sub-bacias Guandu e Manhuaçu. A classe agricultura foi relevante nas sub-bacias São José, com a maior área, e em Santa Maria.

Tabela 3 - Áreas das classes de uso e cobertura do solo na BHRD e sub-bacias, em valores absolutos (km²) e relativos (%), em 2018

Uso e cobertura do solo na bacia do rio Doce										
	Área									Total e
		FN	FP	ANF	PA	AC	MO	AA	AG	%
BHRD	km ²	19392,6	4077,1	1296,7	43320,26	1166,34	16445,78	649,32	479,99	86828
Geral	%	22,33	4,70	1,49	49,89	1,34	18,94	0,75	0,55	100
Caratinga	km ²	495,20	223,00	12,16	4326,23	3,25	1526,66	48,13	46,77	6681
	%	7,41	3,34	0,18	64,75	0,05	22,85	0,72	0,70	8
Guandu	km ²	424,06	26,73	38,43	1356,33	0,00	610,05	12,67	4,55	2473
	%	17,15	1,08	1,55	54,85	0,00	24,67	0,51	0,18	3
Manhuaçu	km ²	1579,63	77,78	105,39	5038,62	0,01	2337,46	37,21	19,93	9196
	%	17,18	0,85	1,15	54,79	0,00	25,42	0,40	0,22	10
Piracicaba	km ²	2037,33	860,00	136,51	1690,13	2,97	726,91	206,84	24,57	5685
	%	35,84	15,13	2,40	29,73	0,05	12,79	3,64	0,43	7
Piranga	km ²	4092,71	875,19	74,11	9568,22	41,40	2747,98	109,18	70,13	17579
	%	23,28	4,98	0,42	54,43	0,24	15,63	0,62	0,40	20
Santa Maria	km ²	629,75	66,26	50,92	1550,99	148,18	549,00	18,01	52,26	3065
	%	20,54	2,16	1,66	50,60	4,83	17,91	0,59	1,70	4
Santo Antônio	km ²	4111,43	719,65	523,15	3751,44	1,94	1550,33	63,39	28,96	10750
	%	38,24	6,69	4,87	34,90	0,02	14,42	0,59	0,27	12
São José	km ²	1872,71	542,61	276,44	4372,00	968,08	1529,42	72,30	170,38	9804
	%	19,10	5,53	2,82	44,59	9,87	15,60	0,74	1,74	11
Suaçuí Grande	km ²	4134,26	684,57	74,32	11659,67	0,09	4863,28	81,06	62,31	21560
	%	19,18	3,18	0,34	54,08	0,00	22,56	0,38	0,29	25

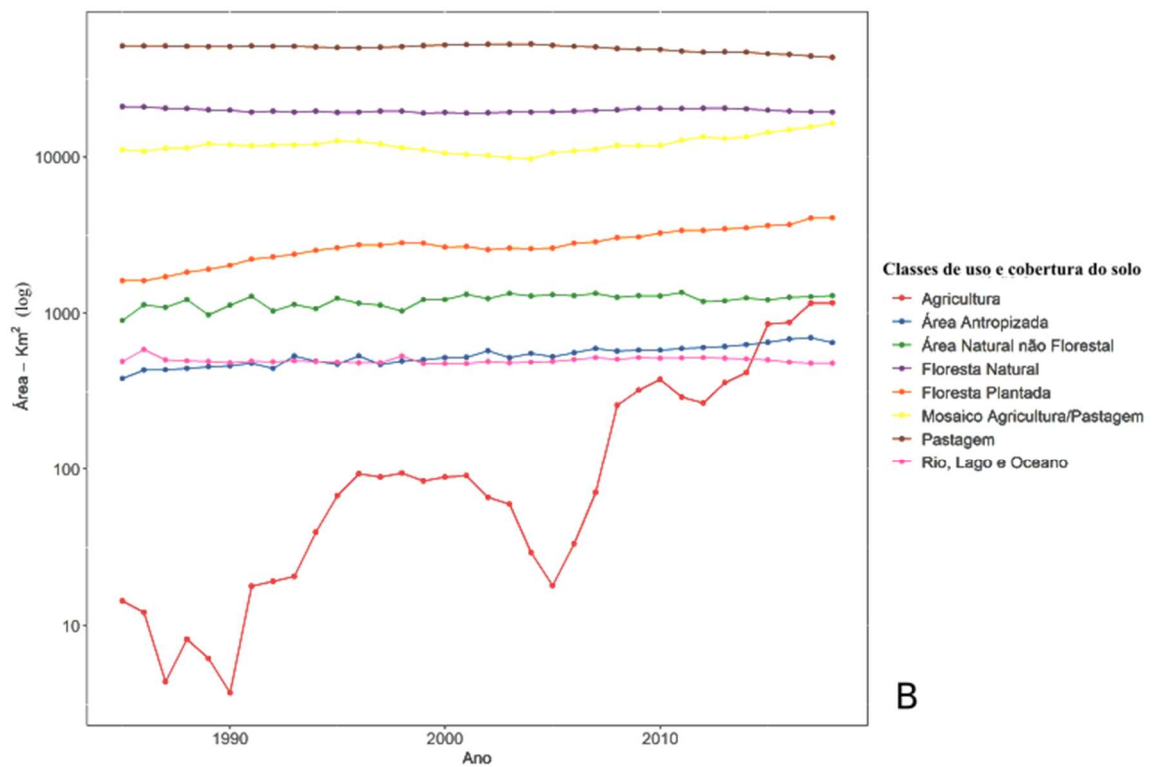
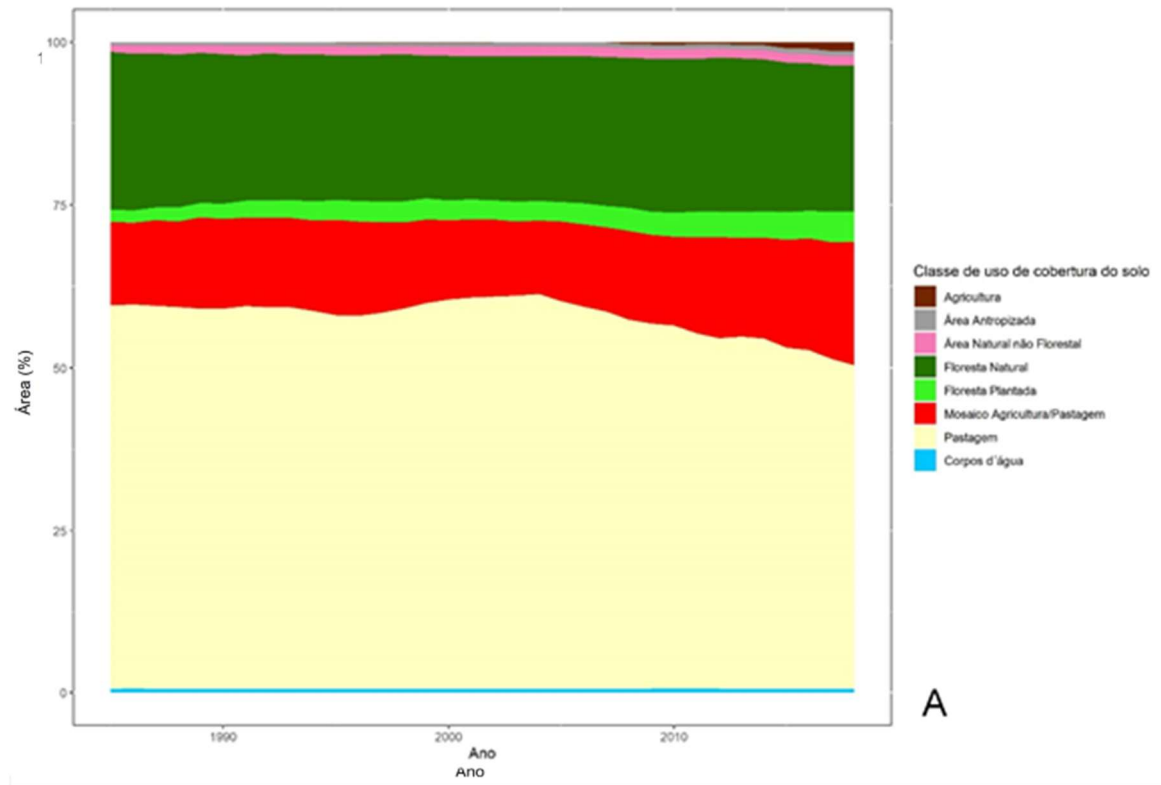
Fonte: elaboração própria, (MapBiomias, 2019). Legenda: FN: Floresta natural; FP: Floresta plantada; ANF: Área natural não florestal; PA: Pastagem; AC: Agricultura; MO: Mosaico Agricultura/pastagem; AA: Área antropizada; AG: Corpos d'água. Destaque em negrito mostra os três principais usos das sub-bacias.

A comparação do cenário mais recente (2018) com os demais anos avaliados, no que se refere à modificação e à manutenção nas proporções dos usos, pode ser verificada na distribuição temporal e anual do uso e cobertura do solo no intervalo analisado (1985 a 2018). Observou-se que a pastagem apresentou a maior área ao longo de todo esse intervalo, variando entre 50 e 61% da área total da bacia (Figura 4 A), mantendo-se como o uso principal durante todo o período. Essa proporção é ainda maior considerando-se que a pastagem também está presente na classe mosaico agricultura/pastagem. Além disso, ao longo do tempo, manteve-se a ordem de predominância dos demais usos. A classe pastagem foi seguida da floresta natural, com uma área que oscilou entre 24 e 22% do total e, logo após, aparece o mosaico agricultura/pastagem com uma variação entre 12 e 19%. No que se refere às demais classes, a floresta plantada correspondeu a uma área que variou de 2 a 5%, enquanto as áreas natural não florestal, antropizada, a agricultura e os corpos d'água corresponderam a, aproximadamente, 1% da área, cada uma.

Avaliando-se as alterações e oscilações em números absolutos (Figura 4 B), em 2018, a classe pastagem apresentou uma área de 43.320 km², representando o menor valor da classe no período analisado (Apêndice A). Os maiores valores foram observados entre os anos de 2000 e 2004, chegando a 52.787 km². Já a classe floresta natural, em 2018, apresentou uma área de 19.392 km², sendo que o maior valor para esse uso (21.032 km²) foi observado em 1985, enquanto os menores encontraram-se entre 2001 e 1999 (19.033 km²). A classe de mosaico agricultura/pastagem apresentou sua maior área, de 16.446 km², em 2018, e a menor área em 2004 (9.761 km²), ao passo que a classe floresta plantada apresentou sua maior área, de 4.078 km², em 2018, e sua menor área, 1.619 km², em 1985. As demais classes todas apresentaram valores menores do que 1.400 km², durante todo o período analisado.

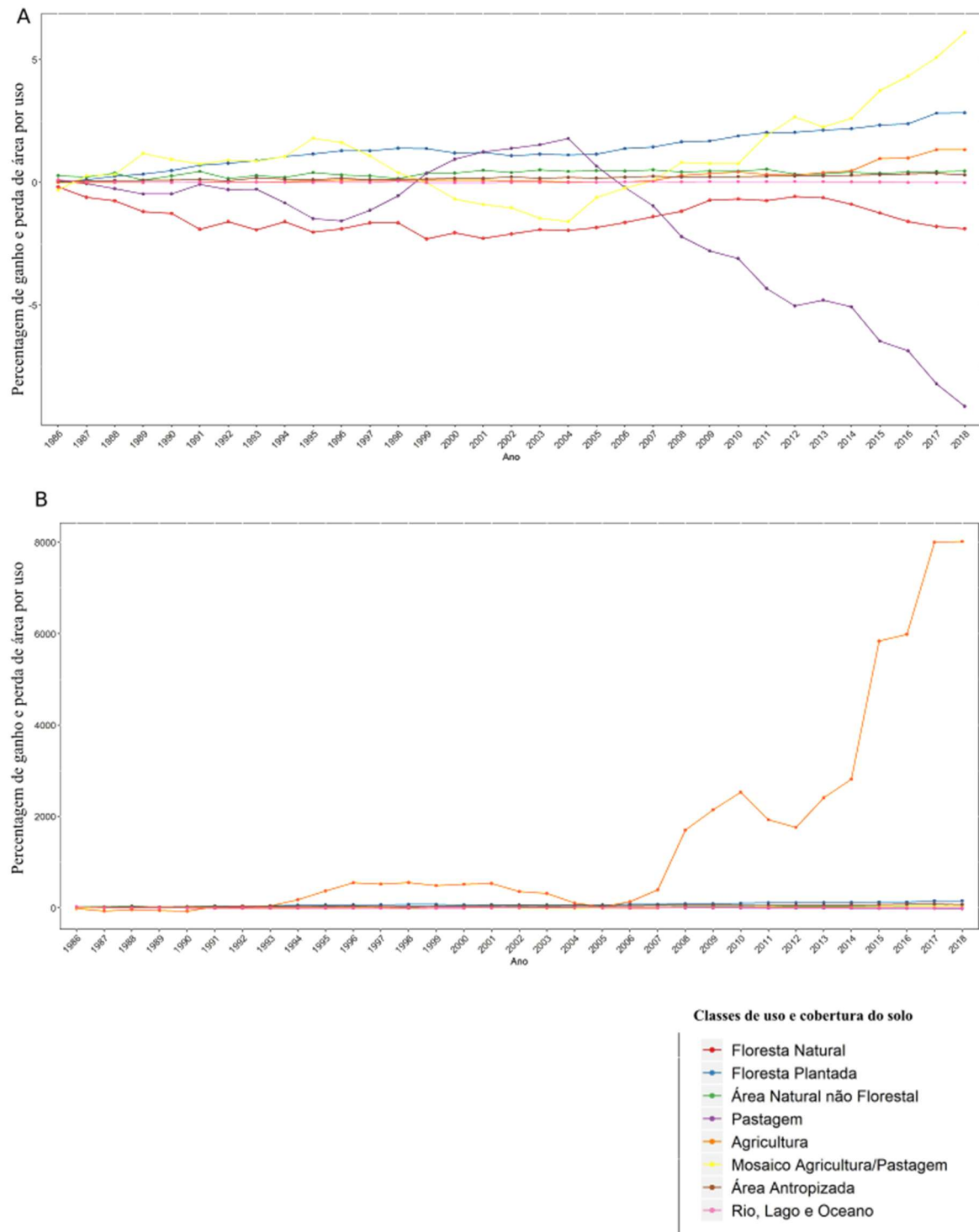
Além disso, a amplitude das variações nas áreas de cada classe, em referência ao ano de 1985, foi avaliada por meio das perdas e ganhos de cada uso no período de 1985 a 2018, em relação à área total da bacia (Figura 5 A) e à área inicial de cada classe (Figura 5 B). Na análise geral da bacia, os usos que apresentaram um balanço negativo de área, considerando o primeiro e o último ano analisados, foram a floresta natural e a pastagem, com decréscimos absolutos de, aproximadamente, 1.600 km² e 7.900 km², respectivamente, os quais correspondem a cerca de 2 e 9% da área total da bacia (Apêndice B), nessa ordem. Por outro lado, houve aumentos significativos nas classes mosaico agricultura/pastagem, floresta plantada e agricultura, equivalentes a uma área de 5.300 km², 2.458 km² e 1.152 km², nessa sequência.

Figura 4 - Uso e cobertura do solo na BHRD, entre 1985 e 2018, em (A) proporções relativas (%) e (B) valores absolutos



Legenda: A – proporção, B- absoluto (km² - eixo y em escala logarítmica). Fonte: elaboração própria.

Figura 5 – Percentagens de aumento ou diminuição das classes de uso e cobertura do solo em relação à área total da bacia (A) e à área inicial da classe de uso (B), no período de 1985 a 2018



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

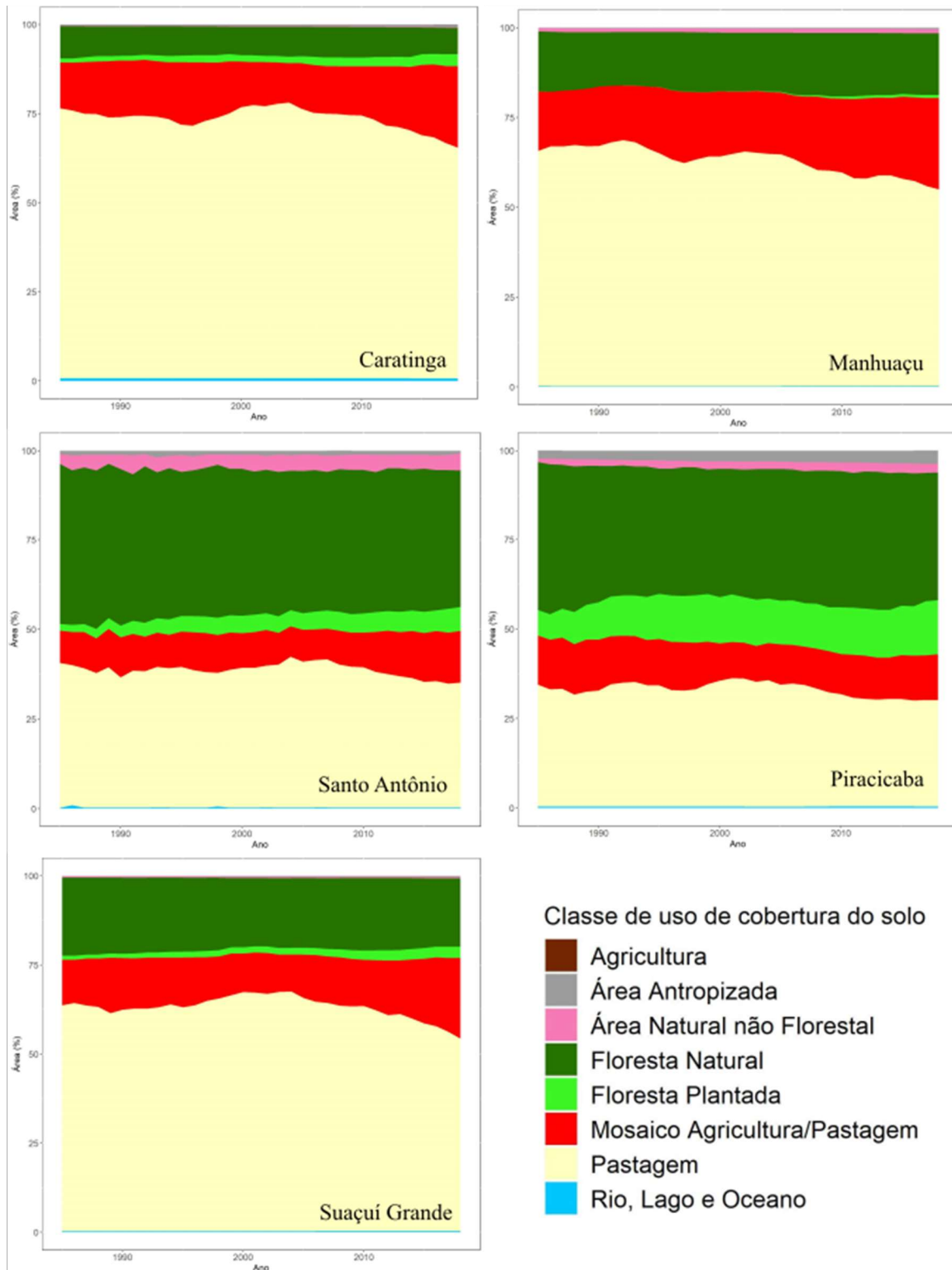
Como pode ser observado na Figura 5 B, a maior variação em relação a área inicial da classe (em 1985) foi observada para a classe agricultura. Embora essa classe corresponda a apenas 1% da área total, ela obteve o ganho mais expressivo (8.020%), seguida da classe floresta plantada, com 152% de aumento em relação a sua área inicial.

Avaliando-se as flutuações dessas mudanças, a classe floresta natural apresentou decréscimos praticamente contínuos até 2006, quando houve uma pequena tendência ao aumento e estabilidade, que se manteve até 2014, quando voltou a cair. A classe pastagem por outro lado apresentou decréscimo até 1997, quando iniciou um ligeiro aumento, até 2004, a partir de quando retorna a decrescer até o final do período analisado. O comportamento contrário foi observado na classe mosaico agricultura/pastagem. A classe floresta plantada aumentou, continuamente, ao longo do tempo, com ligeiras flutuações, entre os anos de 1999 e 2006, a partir de quando retoma o crescimento contínuo. A classe agricultura passa a corresponder a 1% da área total somente a partir de 2016.

As sub-bacias foram avaliadas, também, individualmente, em relação às proporções, ao comportamento ao longo do tempo, e aos ganhos e perdas das classes de uso e cobertura do solo. Diferenças nas proporções e predomínios de usos foram observadas entre elas (Figuras 6 e 7).

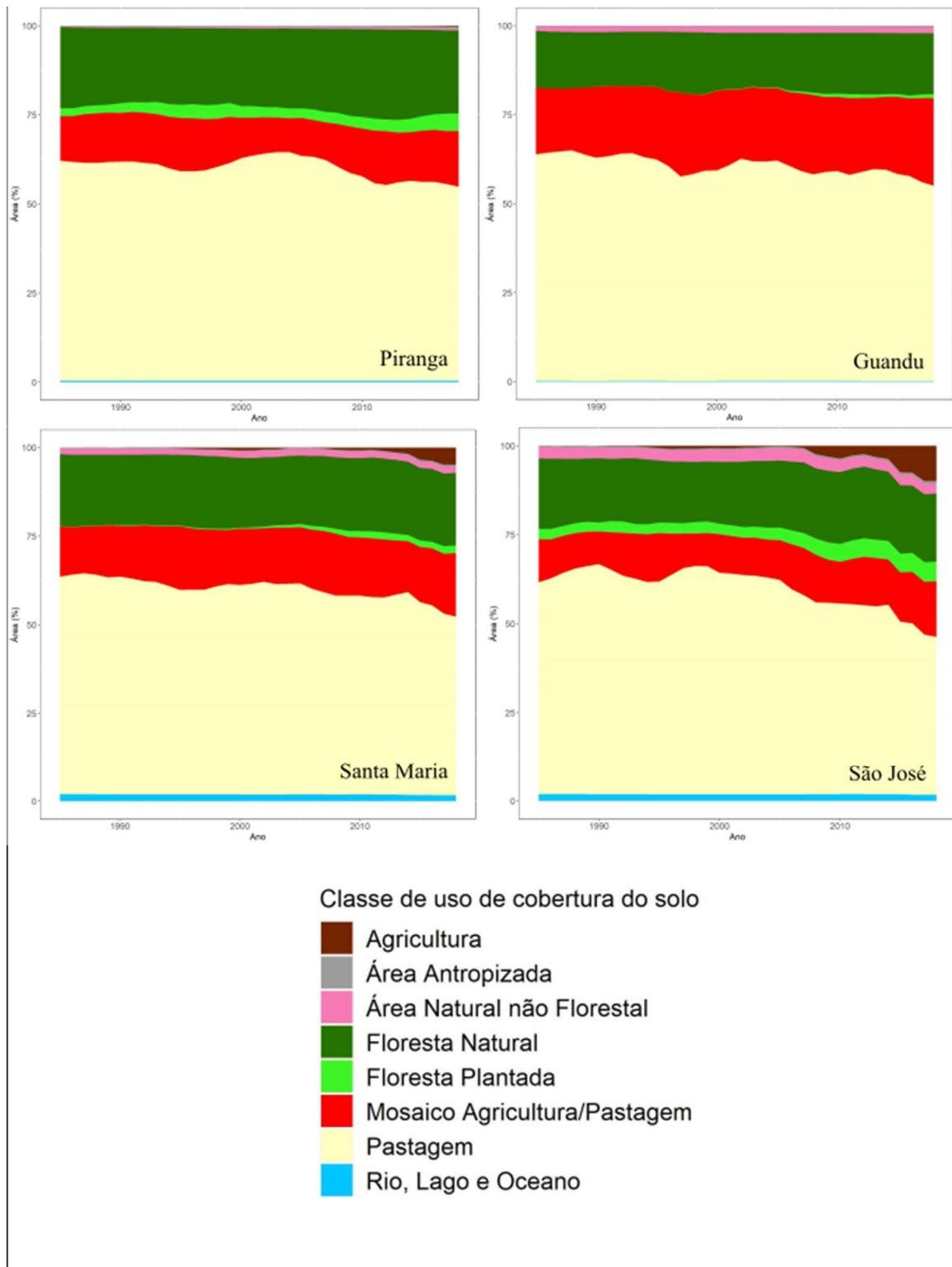
Para a classe pastagem, as sub-bacias do Caratinga, Guandu, Manhuaçu, Piranga, Santa Maria e Suaçuí Grande apresentaram uma percentagem de área $> 50\%$, durante todo o período, sendo que a sub-bacia Caratinga atingiu o maior dos valores (76%). Nas sub-bacias do Piracicaba e Santo Antônio esse valor foi menor que 50% durante todo o intervalo de tempo e, em São José, esse uso iniciou com uma percentagem maior que 50% (59%), em 1985, mas chegou a 45% em 2018 (Apêndice A). Na análise da classe floresta natural, foi possível observar três padrões de intervalos de percentagem para todo o período: entre 15% e 25% (sub-bacias Guandu, Manhuaçu, Piranga, Santa Maria, São José e Suaçuí Grande); $< 15\%$, apenas na sub-bacia Caratinga; e entre 35% e 45%, para as sub-bacias Piracicaba e Santo Antônio. A partir de 2016, a classe mosaico agricultura/pastagem ultrapassou a área de floresta natural na sub-bacia do Suaçuí Grande e se tornou o segundo uso principal.

Figura 6 a – Percentagem de áreas das classes de uso e cobertura do solo nas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), entre os anos de 1985 e 2018



Fonte: elaboração própria.

Figura 6 b – Percentagem de áreas das classes de usos e cobertura do solo nas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), entre os anos de 1985 e 2018



Fonte: elaboração própria.

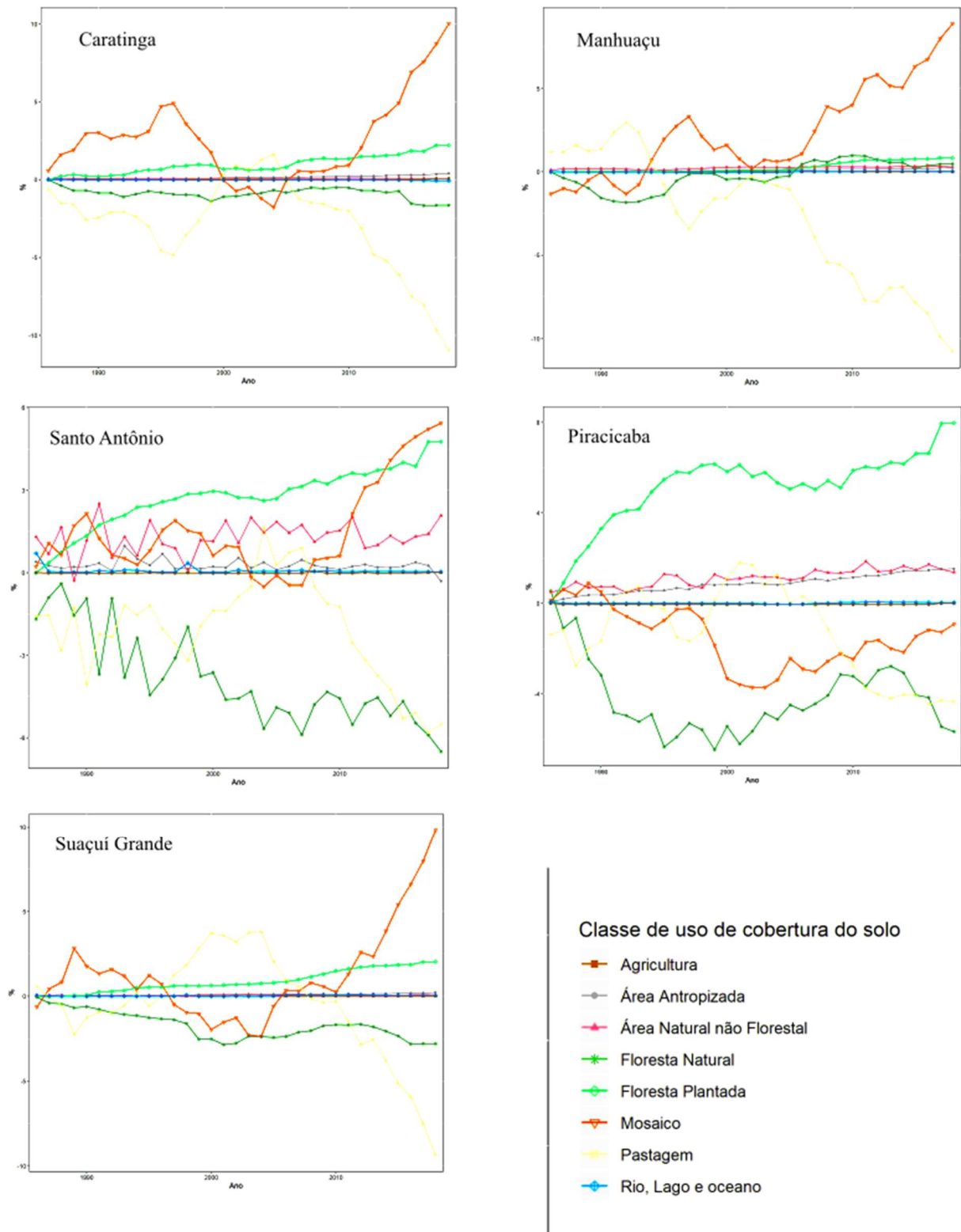
A respeito da classe floresta plantada, os intervalos de variação das áreas foram de 0 a 3% para as sub-bacias do Caratinga, Guandu, Manhuaçu, Santa Maria e Suaçuí Grande; de 2 a 7%, em Piranga, Santo Antônio e São José; e 7 a 15%, o maior intervalo, apenas encontrado na sub-bacia Piracicaba. Na sub-bacia Piracicaba, a classe floresta plantada passa a ser o terceiro principal uso do solo a partir de 1999, quando ultrapassa a classe mosaico agricultura/pastagem. No que se refere à agricultura, apenas as sub-bacias Santa Maria e São José apresentaram essa classe de forma mais perceptível, chegando às percentagens de 5 e 10% de suas áreas totais, respectivamente.

A análise de ganhos e perdas das áreas de cada classe de uso nas sub-bacias (Figura 7), entre 1985 e 2018, indicou a diminuição da classe pastagem em todas as sub-bacias, com os maiores valores de perdas para as sub-bacias São José e Santa Maria. Nas sub-bacias Caratinga, São José, Suaçuí Grande, Piracicaba e Santo Antônio houve decréscimo da classe floresta natural, sendo que, as duas últimas, representam as sub-bacias com as maiores proporções da classe floresta natural, porém, apresentaram, também, as maiores perdas percentuais entre os anos avaliados. A sub-bacia Caratinga foi a que apresentou a maior perda de floresta natural em relação à área inicial dessa classe (Apêndice B).

Em relação à floresta plantada, todas as sub-bacias apresentaram aumento de área para esse uso, sendo que, os maiores aumentos em relação à área total da bacia ocorreram nas sub-bacias Piracicaba e Santo Antônio (8% e 4,8%, respectivamente). Contudo, se avaliadas em relação à área da classe no início do período (1985), as maiores percentagens de aumento foram observadas nas sub-bacias Guandu, Manhuaçu e Santa Maria, respectivamente. A classe mosaico agricultura/pastagem apresentou aumento na maioria das bacias, exceto na sub-bacia Piracicaba, enquanto a classe agricultura teve maior aumento na sub-bacia São José (9,8%) quando se considera a área total, e na sub-bacia Santa Maria quando a referência é a área inicial da classe (Apêndice B).

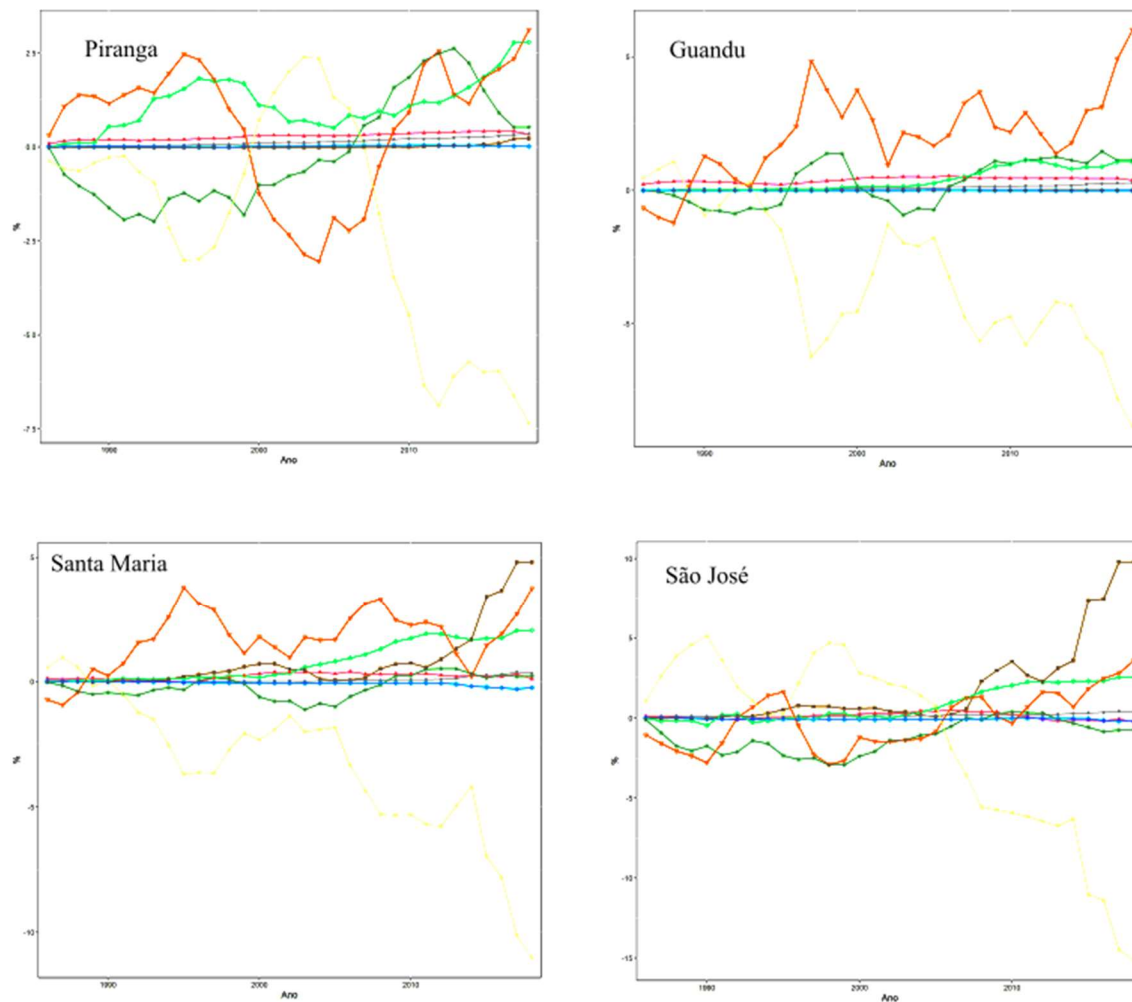
É possível observar que as oscilações dos acréscimos e decréscimos dos usos, em relação à área inicial e ao longo de todo o período analisado, são consideravelmente diferentes entre as sub-bacias (Figuras 7). Para a floresta natural, as sub-bacias do Caratinga, Suaçuí Grande, Santo Antônio e Piracicaba apresentaram balanços negativos durante a maior parte do período analisado, inclusive no final do período.

Figura 7 a – Percentagens de ganhos e perdas, entre os anos de 1985 e 2018, para cada classe de uso e cobertura do solo das sub-bacias Caratinga, Manhuaçu, Santo Antônio e Piracicaba,



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 7 b – Percentagens de ganhos e perdas, entre os anos de 1985 e 2018, para cada classe de uso e cobertura do solo das sub-bacias Piranga, Guandu, Santa Maria e São José



Classe de uso de cobertura do solo

- Agricultura
- Área Antropizada
- Área Natural não Florestal
- Floresta Natural
- Floresta Plantada
- Mosaico
- Pastagem
- Rio, Lago e oceano

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

As demais sub-bacias iniciaram o período com o balanço negativo da classe floresta natural, mas apresentam uma reversão positiva em momentos diversos, com diminuições no final. A classe floresta plantada manteve balanço positivo por quase todo o período e em todas as sub-bacias. A classe pastagem apresentou oscilações diversas entre as sub-bacias, mas com tendência para o balanço negativo, no final do período, em todas elas, sendo o contrário observado para a classe mosaico agricultura/pastagem. Em locais onde a classe agricultura foi observada (como nas sub-bacias São José e Santa Maria), ela teve maior balanço positivo no terço final do período.

2.3.2 Variação espacial nas mudanças das classes floresta natural, pastagem, mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada

A análise temporal tornou evidente a redução geral das áreas sob uso de floresta natural e pastagem e o aumento das áreas sob mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada (Figuras 4 e 5), no balanço total final. Porém, essas modificações ocorreram de forma diferenciada em toda BHRD, como pode ser observado quando avaliaram-se espacialmente as variações nas áreas sob esses usos. Como mostrado na Tabela 4 e na Figura 8, há regiões onde houve diminuição, acréscimo, manutenção ou ausência dessas classes. Verificou-se que, dos 43.320 km² de pastagem encontrados em 2018, 37.273 km² já se encontravam sob esse uso em 1985 (manutenção) e, para a classe floresta natural, dos 19.393 km² existentes em 2018, 15.876 km² se apresentavam como floresta natural em 1985 (manutenção), sendo que, em ambos os casos, os decréscimos de áreas foram maiores que de acréscimos, entre os anos avaliados. O contrário foi observado para as classes mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada, nas quais os acréscimos, de 10.624 km² e de 2.958 km², respectivamente, foram maiores que os decréscimos, correspondendo a 12% e 3% da área total da bacia, nessa ordem (Tabela 4).

A análise da classe floresta natural permitiu observar que as áreas em que essa classe se manteve se encontram mais na porção oeste da bacia, onde localizam-se as sub-bacias Santo Antônio e Piracicaba, e na região próxima à foz do rio Doce. As áreas onde houve perdas e acréscimos encontram-se dispersas na parte oeste, principalmente nos limites das sub-bacias dessa região, e na extremidade norte da sub-bacia do Piranga. Para a floresta plantada, os acréscimos de áreas ocorreram em pequenas manchas concentradas nas bordas das sub-bacias Caratinga, Piranga, Piracicaba e Santo Antônio, localizadas mais a oeste da bacia. Além disso,

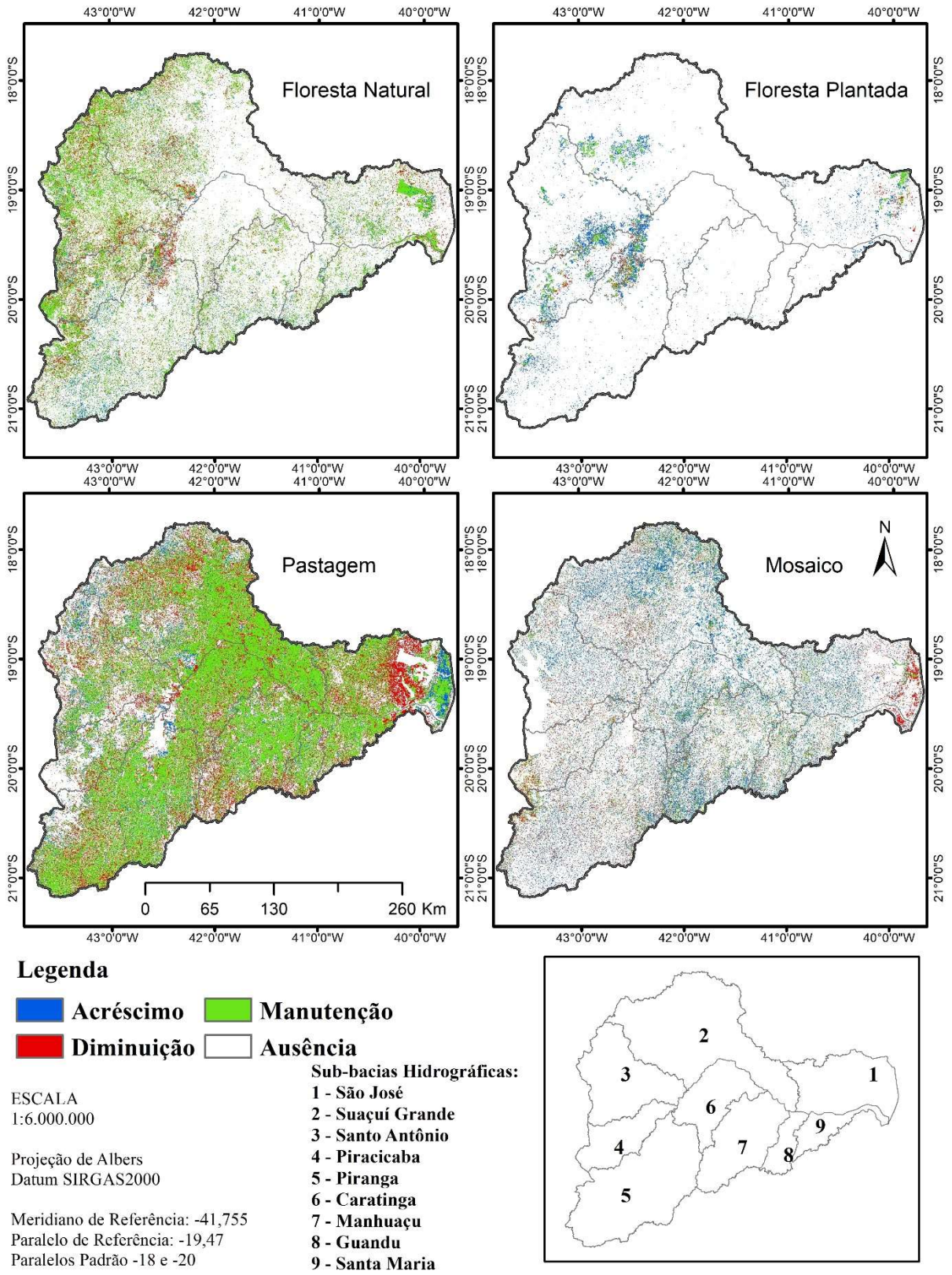
pequenas manchas de manutenção, entremeadas entre as áreas de acréscimo, foram observadas nas sub-bacias do São José e Suaçuí Grande (Figura 8). A avaliação da classe mosaico agricultura/pastagem mostrou, sobretudo, a ocorrência de áreas de acréscimos e decréscimos, porém dispersas em toda a extensão da bacia, com manchas de aumento mais perceptíveis nas sub-bacias do Caratinga, Manhuaçu, e noroeste de Suaçuí Grande, e de diminuição a leste. A classe pastagem apresentou grandes extensões de manutenção em toda bacia, especialmente nas sub-bacias do Caratinga, Piranga, Manhuaçu, Guandu, Santa Maria, além da ponta leste de Suaçuí Grande e na porção oeste de São José. Houve perdas de pastagem dispersas por toda bacia e com áreas mais significativas nas sub-bacias do São José, Suaçuí Grande (norte) e Manhuaçu (sul). Os acréscimos dessa classe também ocorreram de forma generalizada e com algumas regiões mais perceptíveis, como na borda noroeste da BHRD (sub-bacia Suaçuí Grande) e, principalmente, próximos à região da foz.

Tabela 4 – Variações das áreas e respectivas percentagens das classes de usos pastagem, floresta natural, mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada, entre 1985 e 2018

Padrão de mudanças	Classes de uso e cobertura do solo							
	Pastagem		Floresta natural		Mosaico agricultura/pastagem		Floresta plantada	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Acréscimo	6.047	7	3.514	4	10.624	12	2.958	3
Decréscimo	13.967	16	5.152	6	5.324	6	500	1
Manutenção	37.273	43	15.876	18	5.822	7	1.120	1
Ausência da classe	29.536	34	62.282	72	65.053	75	82.246	95

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 8 - Distribuição espacial dos padrões de aumento, redução, manutenção ou ausência de áreas das classes de usos Floresta natural, Floresta plantada, Pastagem e Mosaico, na bacia hidrográfica do rio Doce, entre os anos de 2018 e 1985



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

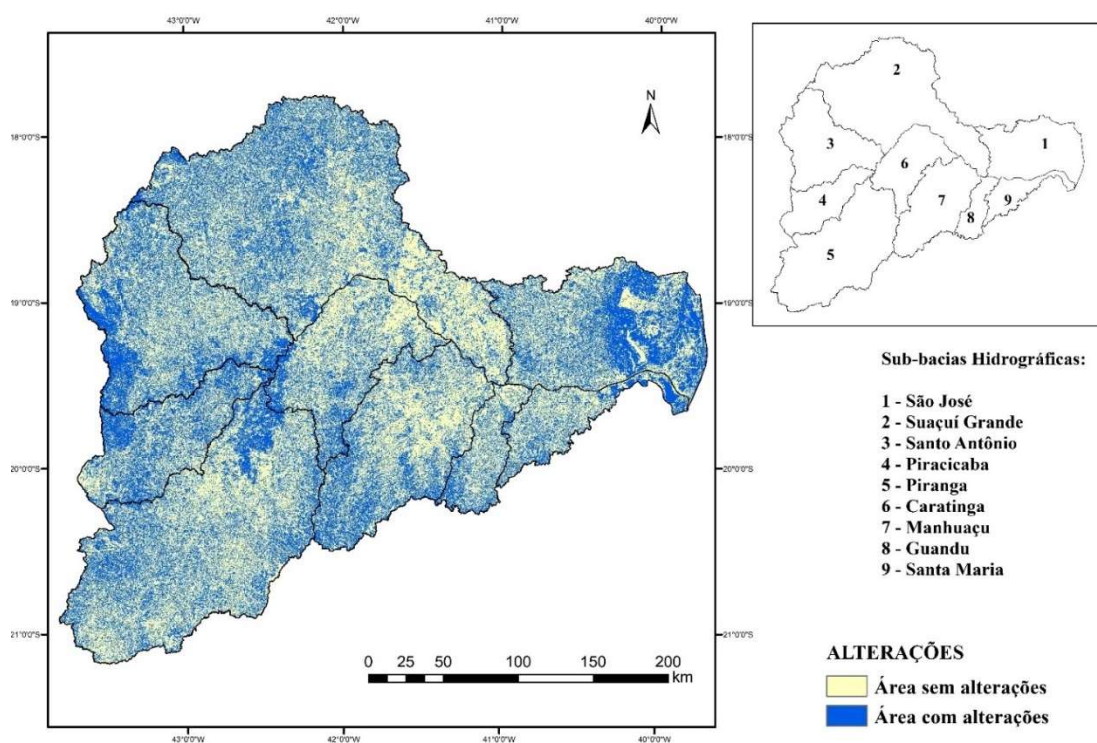
2.3.3 Dinâmica de uso do solo na BHRD

Na análise de dinâmica de uso do solo, no período entre 1985 e 2018, os pixels de 30 x 30 metros compreenderam a menor unidade de avaliação, dos quais foram extraídas as informações referentes a cada ano e que permitiram identificar quantitativa e espacialmente aspectos que retrataram a BHRC e suas sub-bacias. Inicialmente, foi possível avaliar as áreas da bacia que apresentaram ou não alguma modificação no seu uso ou cobertura nesse período (Figura 9). Constatou-se que mais da metade da bacia (55%) não apresentou qualquer tipo de mudança de uso no período analisado, o que também ocorreu para a maioria das sub-bacias. As exceções ocorreram com as sub-bacias Piracicaba, Santo Antônio e São José, as quais tiveram um pouco mais que 50% da área com modificações (52,8 %, 50,1 % e 52,7 %, respectivamente). Por outro lado, a sub-bacia que apresentou menor percentagem de mudanças foi a Caratinga, com 39,2 % da área (Tabela 5).

Complementando os resultados anteriores, avaliou-se a frequência dos usos na BHRD e suas sub-bacias por meio da moda (a classe de uso mais comum ou mais frequente). As classes de usos modais (Figura 10) e os seus intervalos de frequência (Figura 11), distribuídos espacialmente e quantificados na Tabela 6, permitem associar a classe pastagem (60%), seguida da floresta natural (23%) e do mosaico agricultura/pastagem (12%), como sendo os usos de ocorrência mais comuns na BHRD para o período avaliado (1985-2018), coerente com os resultados anteriores. Além disso, quando essa análise foi associada às áreas que apresentaram mudança na classe de uso (Figura 9) no período avaliado, verificou-se que grande parte das classes floresta natural (15%) e da pastagem (35%) não se alteraram, ou seja, não apresentaram mudanças de uso entre 1985 e 2018. Quanto às demais classes de uso, constatou-se, por outro lado, maior frequência em áreas que apresentaram mudanças de uso nesse intervalo de tempo, destacando-se a classe mosaico agricultura/pastagem (8,8 %, Tabela 6).

A moda, para as oito classes existentes, apresentou frequências que variaram de 24 a 100% (Figura 11). Contudo, considerando-se a área total da bacia na qual houve mudanças no uso entre 1985 e 2018 (38.946 km², correspondente a 45% do total da bacia) (Tabela 6), 52 % dela (20.328 km²) apresentou classe modal de frequência $\geq 75\%$. Quando se considerou uma frequência $\geq 50\%$, a proporção para a área alterada na BHRD com esse intervalo de frequência da moda, esteve em torno de 95 % (37.122 km²).

Figura 9 – Distribuição espacial das áreas com e sem alterações na classe de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



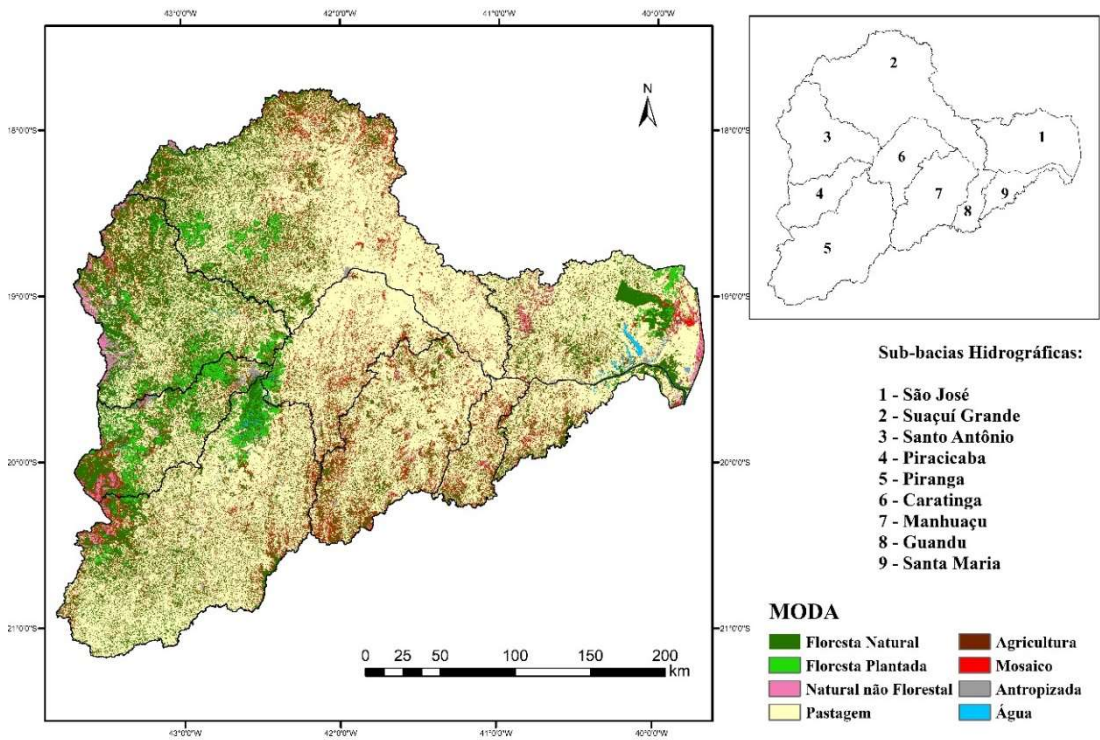
elaboração própria, dados da pesquisa.

Tabela 5 – Áreas com e sem mudança na classe de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2018, na sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce

Sub-bacias	Área (km ²)		Proporção da área total (%)	
	Sem mudança do uso	Com mudança do uso	Sem mudança do uso	Com mudança do uso
Caratinga	4.064,0	2.618,1	60,8	39,2
Guandu	1.427,8	1.045,3	57,7	42,3
Manhuaçu	5.352,4	3.842,3	58,2	41,8
Piracicaba	2.680,6	3.004,6	47,2	52,8
Piranga	10.058,6	7.519,0	57,2	42,8
Santa Maria	1.748,5	1.316,7	57,0	43,0
Santo Antônio	5.367,4	5.395,9	49,9	50,1
São José	4.634,4	5.168,5	47,3	52,7
Suaçuí Grande	12.545,6	9.017,2	58,2	41,8
Total	47.896	38.945	55,0	45,0

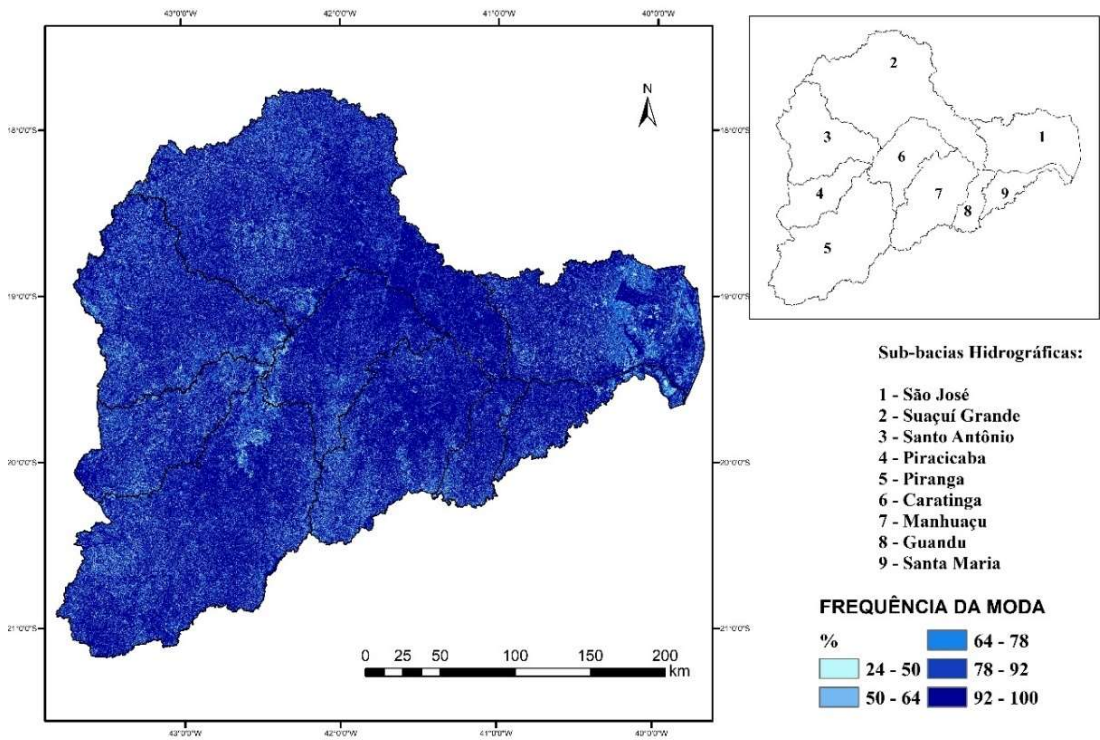
Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 10 – Classe de uso e cobertura do solo (moda) da bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 11 – Intervalos de frequência da moda dos usos do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018.



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Tabela 6 – Distribuição das classes de uso modais com mudanças e sem mudanças de classe da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) no período de 1985 a 2018

Classe de uso	Sem mudança		Com mudança		Área (km ²)	Proporção da área total (%)
	km ²	%	km ²	%		
Floresta Natural	12.977,8	14,9	6.942,8	8,0	19.921	23
Floresta Plantada	677,6	0,8	1.801,6	2,1	2.479	3
Área Natural não florestal	448,7	0,5	775,3	0,9	1.224	1
Pastagem	30.824,9	35,5	21.338,0	24,6	52.163	60
Agricultura	0,0	0,0	25,2	0,03	25	<1
Mosaico						
Agricultura/Pastagem	2.387,0	2,7	7.641,5	8,8	10.029	12
Área Antrópica	201,3	0,2	302,3	0,3	504	<1
Rio, Lago e Oceano	378,4	0,4	118,2	0,1	497	<1
Total	47.895,8	55,2	38.944,9	44,8	86.841	100

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa

A Tabela 7 apresenta as percentagens de área das classes de uso modais por sub-bacias. Na sub-bacia Caratinga, a classe pastagem apresentou-se como o principal uso modal e na qual foi identificada a maior percentagem de área desse uso entre todas as sub-bacias (75,5%). Na sequência, observou-se as classes de uso mosaico agricultura/pastagem (13,1%), floresta natural (8,1%) e floresta plantada (1,9%). A pastagem também foi a classe modal com maiores percentagens de área nas sub-bacias Guandu (62,5%), Manhauçu (65,1%), Piranga (62,7%), Santa Maria (61,9%), São José (64,2%) e Suaçuí Grande (65,5%), sendo que, em todos esses casos, os valores foram maiores do que 60%.

Além da sub-bacia do Caratinga, as sub-bacias Guandu e Manhauçu também apresentaram o mosaico agricultura/pastagem como a segunda classe modal de maior ocorrência em área, nesses casos 19% e 16,7%, respectivamente. Nas sub-bacias Piranga, Santa Maria, São José e Suaçuí Grande, a floresta natural foi a segunda classe modal, com 22,7%, 19,9%, 18,2%, 20,4%, nessa ordem. Já nas sub-bacias Piracicaba e Santo Antônio, a floresta natural foi a classe modal de maior ocorrência, com 38% e 41,7% das respectivas áreas dessas sub-bacias, seguida, em ambos os casos, da pastagem (34,5 e 39,8%). Na sub-bacia Piracicaba, o terceiro uso principal foi a floresta plantada, apresentando a maior percentagem para esse uso entre as sub-bacias (11,7%), enquanto, na sub-bacia Santo Antônio, foi o mosaico agricultura/pastagem (8,7%).

Tabela 7 – Percentagens das áreas das classes de uso modais por sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce.

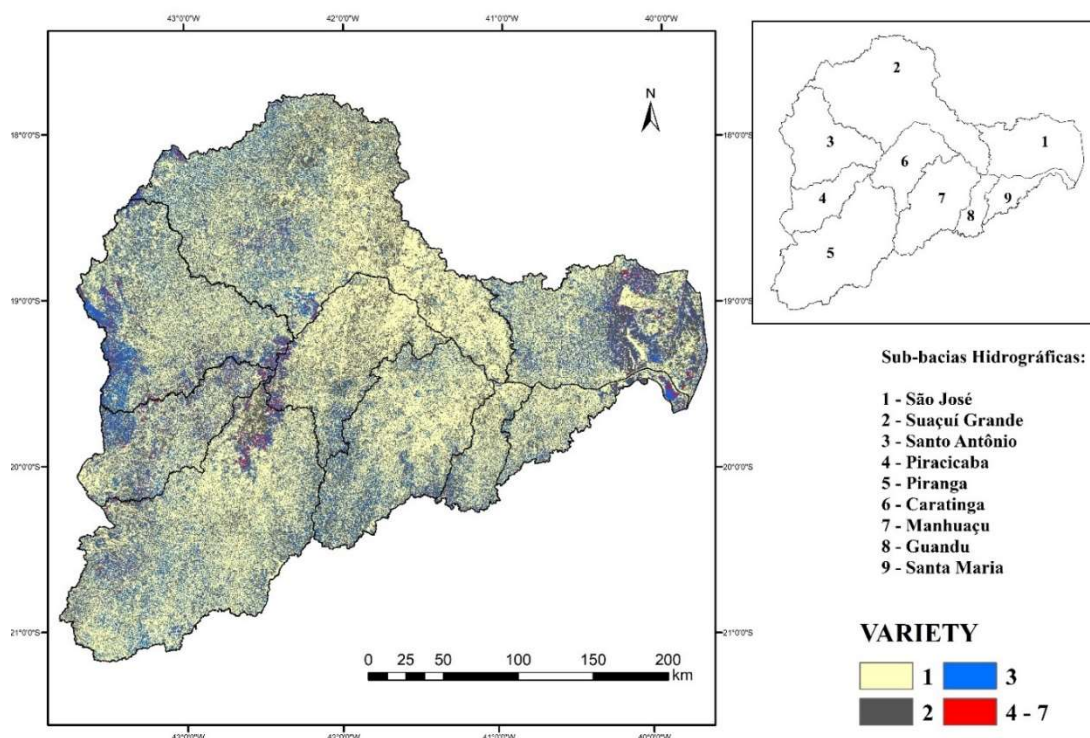
Sub- bacias	Área das classes modais (%)								Frequência da moda	
	FN	FP	ANF	PA	AC	MO	AA	AG	Amplitude (%)	Área em 100 %
Caratinga	8,1	1,9	0,2	75,5	0,0	13,1	0,4	0,8	24-100	60,8
Guandu	16,2	0,2	1,6	62,5	0,0	19,0	0,3	0,2	26-100	57,7
Manhuaçu	16,5	0,1	1,1	65,1	0,0	16,7	0,2	0,2	26-100	58,2
Piracicaba	38,0	11,7	2,0	34,5	0,0	10,4	3,0	0,4	24-100	47,2
Piranga	22,7	2,9	0,4	62,7	0,0	10,6	0,4	0,4	24-100	57,2
Santa Maria	19,9	0,4	1,8	61,9	0,1	13,7	0,3	1,9	24-100	57,0
Santo Antônio	41,7	4,4	4,0	39,8	0,0	8,7	1,0	0,3	24-100	49,9
São José	18,2	2,9	3,3	64,2	0,2	8,9	0,4	1,9	24-100	47,3
Suaçuí Grande	20,4	1,8	0,3	65,5	0,0	11,4	0,2	0,2	26-100	58,2

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa Legenda: FN: Floresta natural; FP: Floresta plantada; ANF: Área natural não florestal; PA: Pastagem; AC: Agricultura; MO: Mosaico agricultura/pastagem; AA: Área antropizada, AG: Rio, lago e oceano.

A amplitude das frequências das classes modais variou de 24 a 100%. Quando foram consideradas as áreas em que a moda apresentou a frequência igual a 100% dos pixels, os valores variaram de 47,2%, na sub-bacia do Piracicaba, a 60,8%, na sub-bacia do Caratinga. Além da sub-bacia do Piracicaba, as sub-bacias Santo Antônio e São José apresentaram áreas < 50% para a frequência de 100%, porém, não expressivamente (Tabela 7). Para as áreas da bacia e sub-bacias nas quais a classe de uso modal não apresentou uma frequência igual a 100%, informações complementares foram obtidas pelas análises do número de usos que existiram em cada unidade (pixel) mínima mapeada (Variety), e do número de vezes que esses usos se modificaram em cada pixel, durante o período estudado (Dinâmica).

No que se refere à análise do número de usos (variety), a bacia do rio Doce apresentou a ocorrência de um a sete tipos de usos e coberturas diferentes no mesmo pixel (Figura 12). Contudo, quando foi feito o cruzamento das informações das classes modais e do número de usos (variety), constatou-se que os intervalos de um a três e de dois a três usos, corresponderam a 98 e 43% da área total, respectivamente, indicando que, mesmo na área onde houve mudanças na classe de uso do solo, grande parte não ultrapassou três tipos de uso (Tabela 8).

Figura 12 – Número de usos e coberturas do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018.



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Tabela 8 – Percentagem das áreas das classes de uso modais em relação ao número de usos por pixel, na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018

Classe de uso (moda)	Número de usos, por pixel (variety)				Total
	1	2	3	≥4	
	Área (%)				
Floresta Natural	14,94	4,77	2,87	0,36	22,94
Floresta Plantada	0,78	1,26	0,57	0,24	2,85
Área Natural não florestal	0,52	0,42	0,37	0,10	1,41
Pastagem	35,50	18,50	5,40	0,67	60,07
Agricultura	0,00	0,02	0,00	0,00	0,03
Mosaico Agricultura/Pastagem	2,75	6,75	1,91	0,14	11,55
Área Antrópica	0,23	0,20	0,12	0,03	0,58
Rio, Lago e Oceano	0,44	0,07	0,04	0,02	0,57
Total (%)	55,15	32,00	11,29	1,56	100,0

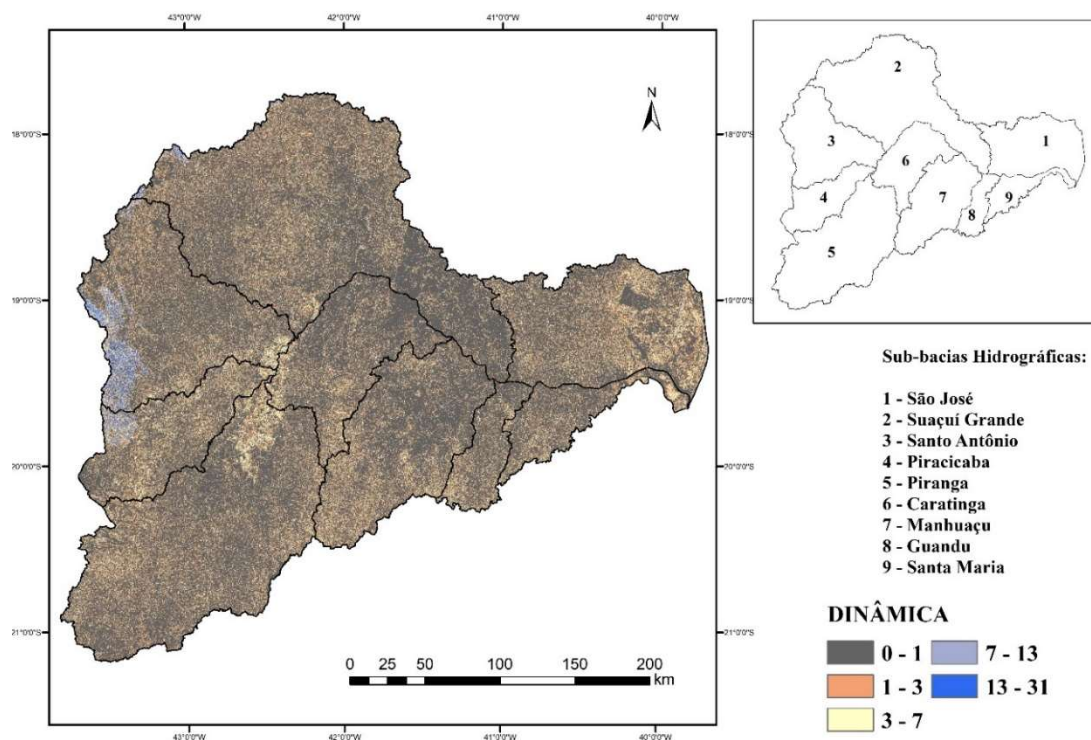
Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Para as classes de uso floresta natural e a pastagem, a maior percentagem modal de suas áreas correspondeu ao variety igual a um (15% e 35,5%, respectivamente), o que se refere a áreas com apenas um uso, ou seja, não alteradas no período estudado, conforme já mostrado na Tabela 6. Já para as classes de uso mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada, as quais apresentaram maior área com mudança no uso do que sem mudanças (Tabela 6), predominou o variety igual a dois (Tabela 8).

Por outro lado, ao analisar o número de vezes que as classes de usos se modificaram, por pixel (Dinâmica), no período estudado, os valores observados variaram entre zero e 31 vezes (Figura 13), ou seja, o número de usos encontrados pela análise do variety se modificaram entre si em até 31 vezes. No entanto, a análise indica que as mudanças de uso observadas se concentraram entre zero e seis vezes, já que 96,5% da área da BHRD está nessa condição, sendo 41,4% referente à área onde houve mudanças no uso (Tabela 9). A pequena percentagem da área onde há excessivas mudanças pode ser referir a erros de amostragem do MapBiomas. Quando as informações do número de mudanças foram cruzadas com o número de usos encontrados (variety), a maior parte das áreas enquadraram-se em até três mudanças e em até dois usos (Tabela 10).

Quando o número de usos no pixel (variety) foi avaliado nas sub-bacias, as áreas que apresentaram um ou dois usos corresponderam a mais de 80%, variando de 81 a 93%, entre as sub-bacias (Tabela 11). Os maiores valores foram encontrados nas sub-bacias do Caratinga, Guandu, Manhauçu e Suaçuí Grande. Quando se avaliou a dinâmica (número de mudanças dos usos), 31 a 42% da área apresentaram de 1 a 4 mudanças no pixel, para o período avaliado, com maiores valores para as sub-bacias do São José e Piracicaba (Tabela 11).

Figura 13 – Número de mudanças no uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018.



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa

Tabela 9 – Área das classes modais por número de mudanças de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce, no período de 1985 a 2018

Classe de uso (moda)	Número de mudanças (Dinâmica)							Total	Área (1-6) ¹ (%)	Área total ² (%)
	0	1	2	3	4	5	6			
	km ²									
Floresta natural	12.978	1.286	2.022	1.045	1.018	504	370	19.223	7,2	22,1
Floresta plantada	678	416	327	268	241	208	152	2.289	1,9	2,6
Área natural não florestal	449	116	107	88	86	53	57	955	0,6	1,1
Pastagem	30.825	6.490	5.459	3.629	2.353	1.489	814	51.059	23,3	58,8
Agricultura	0	1	1	11	2	5	1	22	0,0	0,0
Mosaico agricultura/pastagem	2.387	1.246	1.581	1.489	1.181	904	553	9.340	8,0	10,8
Área antropizada	201	115	41	39	28	22	16	463	0,3	0,5
Rios, lagos e oceanos	378	32	30	16	14	9	7	486	0,1	0,6
Total	4.7896	9.700	9.568	6.586	4.922	3.194	1.969	83.836	41,4	96,5

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: ¹Área com mudanças (1-6). ²Área Total (0-6).

Tabela 10 – Área da bacia hidrográfica do rio Doce do número de mudanças de uso e cobertura (Dinâmica) por número de usos no pixel (Variety), em valor absoluto e percentagem

Número de mudanças*	Número de usos								Total	
	1		2		3		≥4			
	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%
0	47895,8	55,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	47895,8	55,2
1	0,0	0,0	9700,2	11,2	0,0	0,0	0,0	0,0	9711,4	11,2
2	0,0	0,0	7199,0	8,3	2369,3	2,7	0,0	0,0	9568,3	11,0
3	0,0	0,0	4442,1	5,1	1917,4	2,2	226,7	0,3	6586,2	7,6
4	0,0	0,0	2825,0	3,3	1861,9	2,1	235,4	0,3	4912,8	5,7
5	0,0	0,0	1734,5	2,0	1210,8	1,4	249,1	0,3	3181,8	3,7
6	0,0	0,0	893,9	1,0	887,9	1,0	187,5	0,2	1955,8	2,3
7	0,0	0,0	484,0	0,6	512,1	0,6	142,4	0,2	1127,3	1,3
8	0,0	0,0	226,1	0,3	324,6	0,4	85,5	0,1	636,2	0,7
Total	47.895,8	55,2	27.504,7	32,0	9.084,1	11,3	1.079,8	1,6	85564,4	98,5

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. * Não foram considerados valores maiores que 8, pois, representaram poucos pixels isolados, representando menos de 2% da área.

Tabela 11 – Análise do variety e da dinâmica do uso e cobertura do solo nas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce

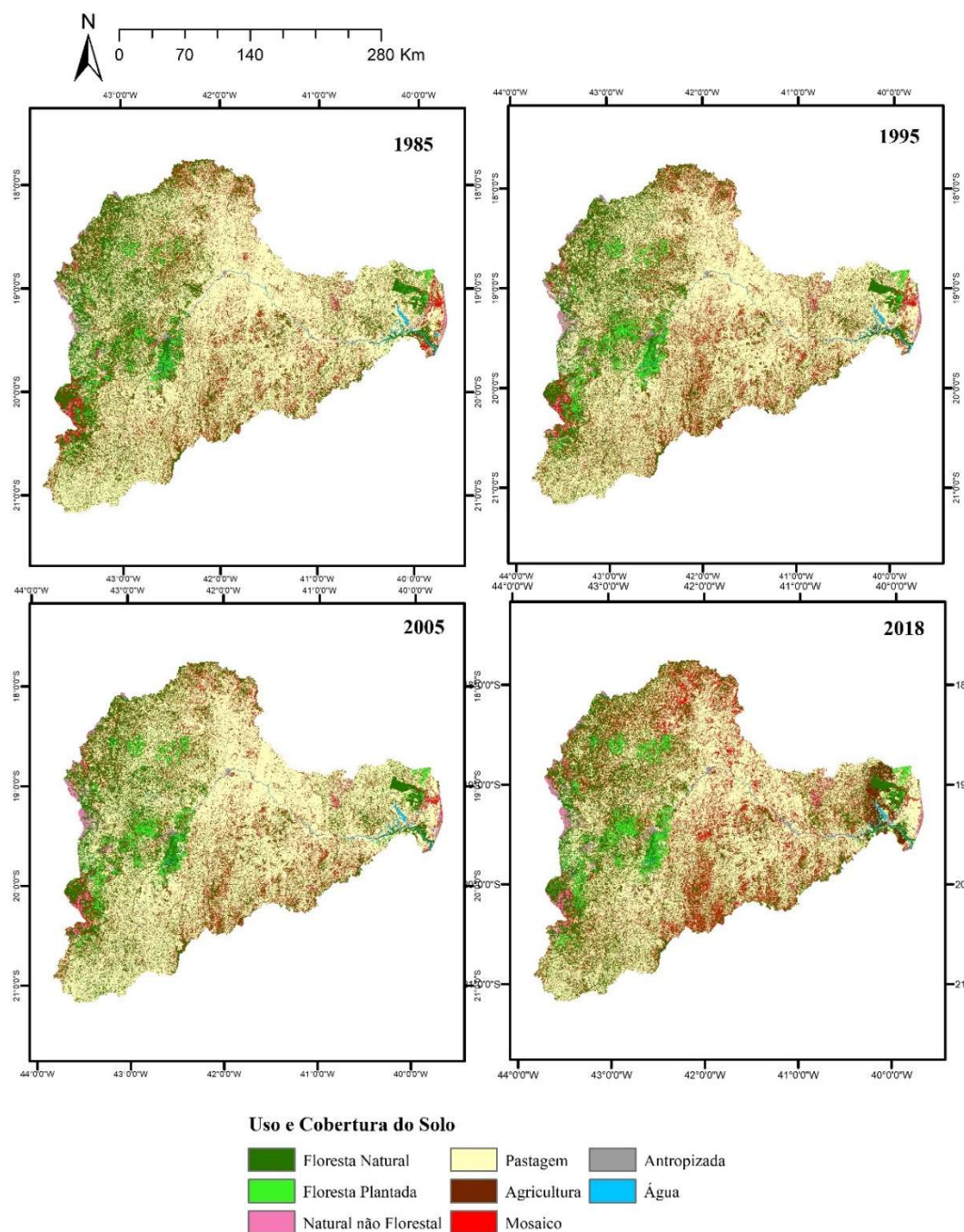
Sub-bacias	Variety		Dinâmica		
	Amplitude	Área com	Amplitude	% da Área	
	(total de usos)	1 ou 2 usos (%)	(número de vezes)	0-4 x	1 -4 x
Caratinga	1-6	93	0-18	92	31
Guandu	1-6	90	0-19	91	33
Manhuaçu	1-6	90	0-19	92	34
Piracicaba	1-7	81	0-29	86	39
Piranga	1-7	87	0-21	92	35
Santa Maria	1-6	87	0-21	91	34
Santo Antônio	1-7	82	0-31	85	35
São José	1-7	83	0-21	90	42
Suaçuí Grande	1-5	90	0-28	92	34

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

2.3.4 Conversão do uso e cobertura do solo

A avaliação da conversão do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce foi examinada usando os mapas dos anos de 1985, 1995, 2005 e 2018 (Figura 14).

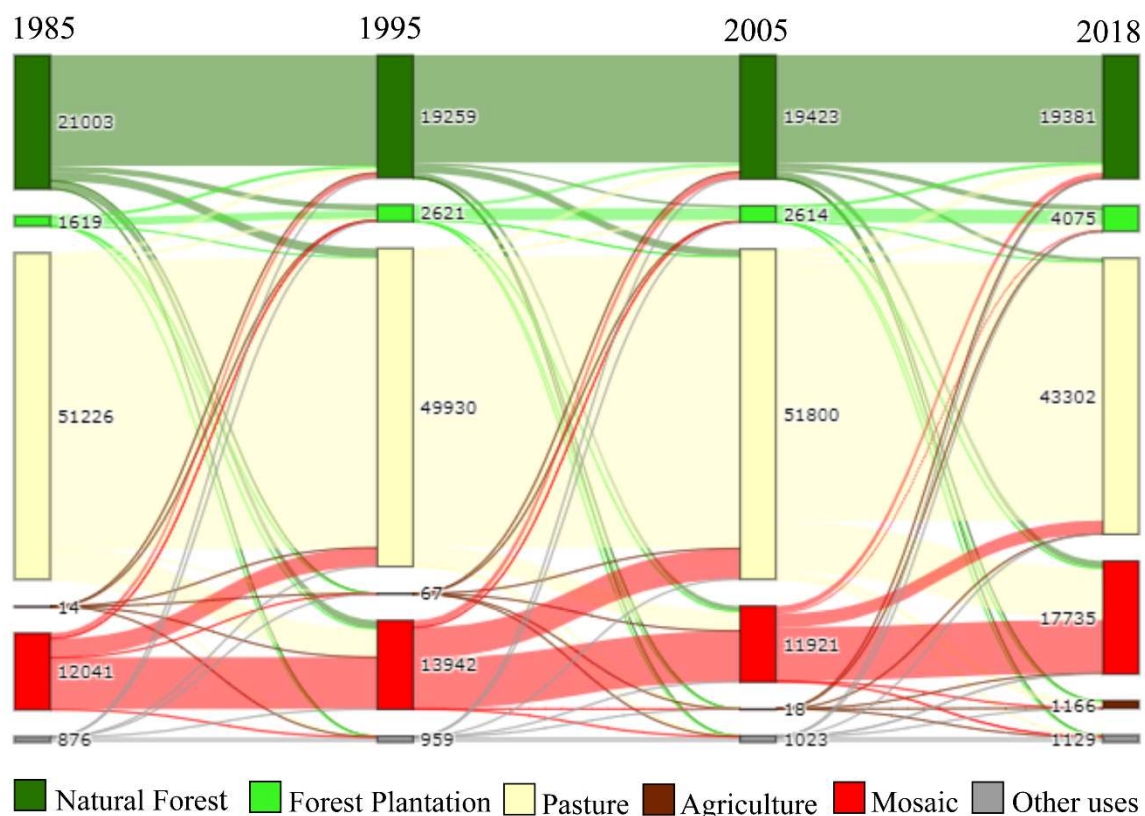
Figura 14 - Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce nos anos de 1985, 1995, 2005 e 2018



Fonte: elaboração própria, a partir de dados do MapBiomias (2019).

Na Figura 15, o diagrama de Sankey ilustra as proporções das classes de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce observadas nos mapas dos anos de 1985, 1995, 2005 e 2018. As barras verticais empilhadas indicam as áreas das classe de uso existentes em cada ano avaliado (persistências) e as linhas horizontais que conectam os anos avaliados indicam as conversões entre os usos do solo (transições), nos três intervalos de tempo.

Figura 15- Áreas de conversões de classes de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985, 1995, 2005 e 2018



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: As barras verticais empilhadas representam as áreas de uso e cobertura do solo e retratam a porção relativa de cada classe nos anos de 1985, 1995, 2005 e 2018. Cada um dos três conjuntos de linhas de persistência e transição está posicionado entre as barras empilhadas, conectando duas categorias e representando as áreas de transição ou persistência do uso de um tempo inicial a outro. A espessura vertical de cada linha é proporcional ao tamanho da área de cada classe submetida à persistência ou transição correspondente.

A figura 15 mostra que a classe floresta natural, embora tenha tido tanto ganhos quanto perdas brutas, apresentou uma tendência praticamente contínua de diminuição da linha de permanência, gerando uma diferença líquida negativa, entre 1985 e 2018. O contrário acontece com as classes floresta plantada e com a agricultura, as quais apresentaram diferenças líquidas positivas consideráveis. Dos aproximadamente 21.000 km² de floresta natural existentes em

1985, por volta de 17.300 km² ainda eram floresta natural em 1995 (Apêndice C), e mesmo havendo ganhos, o balanço líquido final foi de perda, com as maiores conversões para a pastagem e mosaico de agricultura/pastagem, seguidos de floresta plantada. Para o período de 1995 a 2005, os mesmos usos do período anterior foram responsáveis pelas maiores perdas brutas da classe floresta natural, porém o saldo líquido foi positivo (aproximadamente, 150 km² - Apêndice D). Entre os anos de 2005 e 2018, as conversões principais da classe floresta natural foram para as classes mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada, e houve perda líquida final (~ - 40 km² - Apêndice E).

As classes de uso pastagem e mosaico agricultura/pastagem apresentaram comportamentos contrários um em relação ao outro, com oscilações entre perdas e ganhos brutos, demonstrando uma maior dinâmica, porém, a diferença das mudanças líquidas entre o início e o final (1985 – 2018) do período foi negativa para a pastagem e positiva para o mosaico agricultura/pastagem. O período de 1995 a 2005 foi o único no qual o ganho da classe pastagem foi maior que as perdas, gerando um balanço final de aumento da área (~ + 1.870 km² - Apêndice D). As maiores conversões da classe pastagem ocorreram para a classe mosaico agricultura/pastagem, com as maiores perdas entre os anos de 2005 e 2018 (~ - 8.490 km² - Apêndice E). O padrão de conversão oposto ao da classe pastagem ocorreu para a classe mosaico agricultura/pastagem. Entre os anos de 2005 e 2018, as maiores conversões da classe pastagem se deram para as classes mosaico agricultura/pastagem, floresta natural e agricultura, e o balanço foi negativo (Apêndice E).

O diagrama destaca a dinâmica dos usos em termos absolutos e relativos, de forma que categorias mais dinâmicas apresentam grandes ganhos e perdas brutas em sua extensão nos intervalos de tempo, conforme discutido por Cuba (2015). A dinâmica da paisagem observada pode ser entendida como um resultado líquido dessas diferentes tendências de curto prazo ao longo de dois períodos.

2.4. Discussão

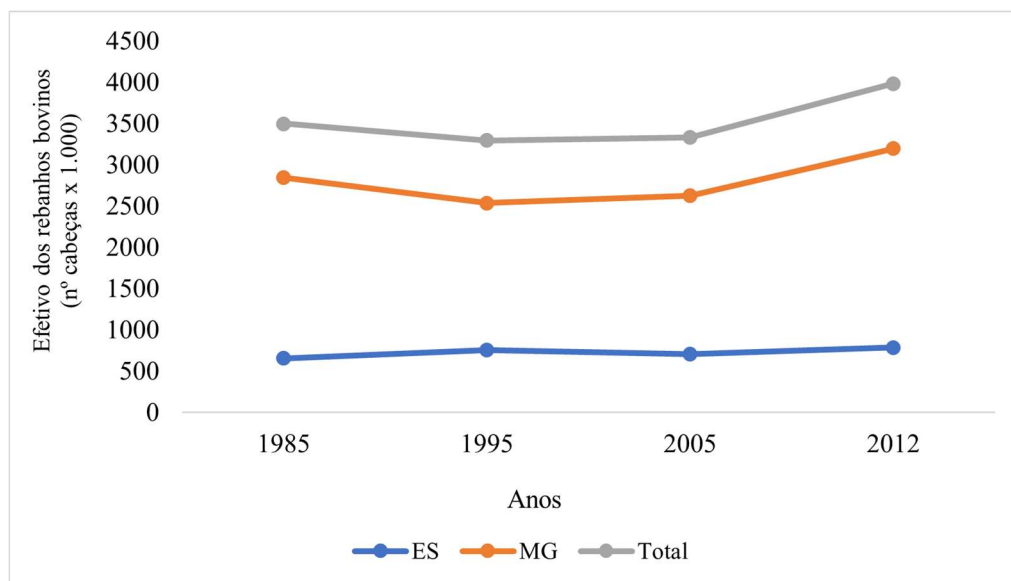
A pastagem historicamente é o principal uso da bacia e apresentou diminuição de sua área, entre 1985 e 2018. Porém, a conversão dessa classe de uso indicou que as maiores perdas ocorreram para a classe mosaico, que se constitui nos usos pastagem e agricultura, onde não foi possível a separação pela classificação dos mapas do MapBiomias, usados nesse estudo. Além

disso, a maior parte de sua área se enquadrava na porção da bacia na qual não houve modificação no uso do solo, no período analisado nesse estudo. Contudo, sua distribuição não foi a mesma em todas as sub-bacias, com grande variação entre elas, entre 30% e 70% da área, aproximadamente, nas sub-bacias Piracicaba e Caratinga, respectivamente, sendo essa última a que apresentou menores mudanças de uso entre todas as sub-bacias. A compreensão do padrão de mudanças depende de múltiplos fatores e dos contextos em que ocorreram, isso exige a análise desse uso sob diferentes aspectos, conforme será discutido a seguir.

No cenário nacional, a pastagem é a classe de uso mais comum e é a que ocupa a maior extensão de terras na agropecuária brasileira, bem como na mundial (LANDAU *et al.*, 2020). Com relação à variação espaço-temporal da área ocupada por pastagens no Brasil, de acordo com Censos Agropecuários realizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 1995/1996 a área total de pastagens em estabelecimentos rurais do Brasil era de 177,93 milhões de hectares; em 2006, de 167,48 milhões de hectares; e em 2017, de 149,67 milhões de ha; ocupando, respectivamente, 21,06%, 19,67% e 17,58% do território nacional nesses anos. Minas Gerais foi a Unidade da Federação com maior área ocupada por pastagens em 1995/1996, com 25.395.890 ha, passando para a segunda colocação em 2006 e em 2017, ocupando 20.429.990 e 18.402.736 ha, respectivamente. Houve, assim, a diminuição da área ocupada por pastagens no Brasil e em Minas Gerais (LANDAU *et al.*, 2020), assim como no presente estudo.

A intensificação da produção pecuária brasileira, aliada à concomitante substituição de áreas de pastagens por culturas agrícolas, explica a redução da área total desse uso. Ainda assim, há expectativas de que se mantenha a previsão do potencial de crescimento do rebanho bovino nacional, estimando em atingir 230 milhões de cabeças, em 2030. Entre 1996 e 2017, foi observado o crescimento no número de cabeças do rebanho bovino em diversas regiões no Brasil, e manutenção de praticamente o mesmo tamanho dos rebanhos nas Regiões Sudeste e Sul (LANDAU *et al.*, 2020). De forma similar à tendência verificada no país, a BHRD sofreu redução na área de pastagem, porém, houve variações no número de cabeças que foi de: 3.498.039, em 1985; 3.296.210, em 1995; 3.334.560 em 2005; e 3.984.710, em 2012, como mostra a Figura 16.

Figura 16 – Dados de rebanho bovino dos municípios da BHRD, nos Estados de MG e ES, entre 1985 e 2012



Fonte: organização própria, a partir de dados: IBGE; Pesquisa da Pecuária Municipal.

Porém, se for considerada a participação da BHRD nos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo, segundo um estudo sobre a bacia (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018), o rebanho bovino dos municípios que compõem a BHRD representava, em 1977, 17% e 41% do total de bovinos em Minas Gerais e no Espírito Santo, respectivamente. Em 2003, essa contribuição dos municípios mineiros e capixabas da BHRD, na composição do rebanho bovino nos dois estados, caiu para 11% e 34%, respectivamente. De acordo com dados de 2016, os municípios mineiros na BHRD abrigavam 13% do total de bovinos no estado, enquanto, os capixabas, 31% dos bovinos do Espírito Santo. Para os autores do estudo citado, as causas estão relacionadas ao histórico do uso do solo que ocasionou um processo de degradação intensa da bacia.

Com o declínio de produção cafeeira em algumas regiões da bacia, em virtude da baixa produtividade obtida em comparação com outras regiões, tanto de Minas Gerais quanto do Espírito Santo, o café deu lugar à pecuária extensiva durante a segunda metade do século XX. Nesse mesmo período, se iniciou um ciclo intenso de exploração madeireira na região que, juntamente com a expansão da pecuária, causou a rápida perda da Mata Atlântica. Com o fim do ciclo madeireiro e do café, a pecuária tornou-se a principal atividade econômica da região. Com a degradação dos solos, desmatamento e estagnação tecnológica, a atividade perdeu espaço nas últimas décadas em relação a outras regiões do país (FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO, 1976; VALVERDE, 1958; FUNDAÇÃO RENOVA, 2018).

Na Zona da Mata, segundo a história econômica da região, que na época colonial compunha os "Sertões do Leste", o início do ciclo de desenvolvimento da expansão das lavouras de café ocorreu ainda na primeira década do século XIX. O apogeu desta fase ocorreu entre os anos de 1880 e 1897, porém, sofreu uma grande crise de preços de café, mais tarde, devido à superprodução. A pecuária surgiu como alternativa econômica, ocupando terras com cafezais abandonados ou degradados. A proximidade com a cidade do Rio de Janeiro também favoreceu o surgimento e desenvolvimento, já a partir de 1900, da pecuária leiteira e de laticínios, assim como outras atividades agropecuárias, que diversificaram a economia regional e reduziram a dependência do café. A partir dos anos 1930, quando houve nova derrocada da atividade cafeeira no país e iniciou-se a industrialização, a pecuária ocupou diversas áreas da cafeicultura, onde foi semeado o capim gordura (BRASIL; INAES, 2015; VALVERDE, 1958).

Assim, em muitas regiões da bacia hidrográfica do rio Doce, a pecuária somente assumiu caráter dominante com o esgotamento dos solos pela agricultura, com redução da biodiversidade e da fertilidade dos solos. Porém, há autores que discutem que a ocupação tardia das terras do médio rio Doce, a fase agrícola acabou não ocorrendo em todos os locais, pelo predomínio dos pastos de capim colônia, a partir da década de 1930, e da pecuária extensiva (ESPINDOLA, WENDILING, 2008). Contudo, com a degradação das pastagens do território do médio rio Doce, a pecuária bovina tendeu à queda de produtividade e, conseqüentemente, viu-se reduzir o tamanho do rebanho. A introdução das pastagens e a forte demanda por carvão e madeira intensificaram o processo de devastação na bacia. Em meados da década de 1960, a capacidade de suporte das pastagens já apresentava queda (ESPINDOLA, WENDILING, 2008; VALVERDE, 1958).

As limitações ambientais são visíveis na região do médio rio Doce em razão dos desmatamentos e da intensificação da pecuária extensiva. Além dos aspectos históricos, o estado avançado de degradação dos solos na região é reflexo de interações edáficas, climáticas e geomorfológicas, sendo que o processo se intensificou expressivamente quanto mais inadequadas foram as práticas de uso e manejo dos solos (BRASIL; INAES, 2015). Baruqui (1982) constatou que, na região, após a derrubada da mata, o capim-colônia permaneceu recobrando as elevações. Nos terços superiores e no topo, o capim-colônia foi sucedido pelo capim gordura, pelo maior depauperamento do solo e sucessivas queimas. Com a sequência de queimas, a continuação do processo ocasionou desnudação das partes latossólicas mais inclinadas. Concluiu que o manejo, a queima e a erosão foram mais críticas quando o distrofismo do solo foi maior.

Em 2014, a avaliação da situação das pastagens por imagens de satélite LANDSAT 8, na mesorregião do Vale do Rio Doce, identificou cerca de 2,87 milhões de hectares de pastagens, das quais: 37,2% foram classificadas como fortemente degradadas e 32,2% foram classificados como moderadamente degradados. A classe levemente degradada englobou 25,8% da área total de pastos, enquanto as pastagens não degradadas representaram 4,8% (BRASIL; INAES, 2015). Valente (2005) avaliou a intensidade de degradação do solo e da cobertura vegetal, de uma área no médio rio Doce, a partir de imagem do satélite IKONOS II, e identificou que 85,32% da área foi caracterizada como de degradação alta a muito alta e 14,68% como de degradação muito baixa a moderada. O autor concluiu que as classes de degradação identificadas na área estavam relacionadas à geomorfologia local, de maneira que, a maioria das classes muito alta e alta, se relacionaram com as geoformas de relevo movimentado. As características edáficas, climáticas e geomorfológicas da área permitem um processo ativo de remoção do solo, sendo esse processo tão mais intenso quanto mais inadequadas foram as práticas de uso e manejo dos solos e pastagens.

Na avaliação da situação das pastagens na Zona da Mata mineira, em relação às classes de qualidade das pastagens, 42,5% foram classificadas como fortemente degradadas; e outras 28,8% foram classificadas como moderadamente degradados. A classe levemente degradada englobou 23,1% da área total de pastagens, enquanto as pastagens não degradadas representaram 5,6% (BRASIL; INAES, 2015). Entre os fatores que contribuem para a degradação, estão o manejo, a queima e a erosão, sendo tão mais críticos quanto maiores as deficiências nutricionais do solo, levando à redução da produtividade. Nos casos mais extremos, a redução na cobertura do solo se acentua e as perdas de solo por erosão são facilitadas, originando os chamados “pelados” (BARUQUI, 1982). Também, segundo Nascimento *et al.* (2006), o manejo inadequado e a baixa disponibilidade de nutrientes nos solos da Zona da Mata de Minas Gerais resultaram em baixas produtividades de pastagens, aparecimento de solos descobertos e perdas de solo por erosão. Utilizando imagens do sensor ASTER, os autores citados identificaram diferentes níveis de degradação das pastagens na região: 56,46% da área avaliada corresponderam ao nível de degradação forte e ocorriam predominantemente em áreas de relevo forte ondulado, nos segmentos convexos da paisagem; no nível de degradação moderado, enquadraram-se 8,21% da área avaliada, que ocorreram, mais frequentemente, em áreas de relevo plano, com fertilidade natural e retenção de umidade mais elevadas; 5,07% da área de estudo foram caracterizadas com nível de degradação muito forte e corresponderam a áreas com baixíssima qualidade e vigor e presença significativa de solo descoberto. Estavam

localizadas, preferencialmente, em áreas de relevo forte ondulado e em locais onde o déficit hídrico mais pronunciado e o uso indiscriminado do fogo contribuíram sensivelmente para que a cobertura vegetal fosse eliminada. Não foram identificadas áreas de pastagens no nível de degradação leve, apresentando vigor e qualidade.

O problema da degradação de pastagens, porém, não é exclusivo dessas regiões, conforme mostra o relatório que avaliou a situação das pastagens em Minas Gerais (BRASIL; INAES, 2015). Segundo esse estudo, cerca de 75% das pastagens desse estado encontram-se em estágio moderado ou fortemente degradado, determinando um imenso desafio para a sustentabilidade e competitividade da pecuária mineira. Isso significa que, em períodos de forte estresse climático, como o observado em 2014, a maior parte das pastagens tem sua capacidade de suporte - que já é muito baixa - fortemente reduzida ou comprometida, além dos impactos observados sobre os recursos hídricos, áreas de recarga e infiltração.

Em muitas regiões, a substituição da vegetação nativa pelas pastagens começou com a retirada da madeira de maior valor comercial, queimando-se o restante para facilitar a introdução de espécies de gramíneas forrageiras. Mesmo que a fertilidade natural dos solos sob as pastagens fosse considerada baixa, o potencial produtivo inicial das pastagens era alto, devido à grande disponibilização momentânea de nutrientes no solo, pela queima da vegetação nativa. Isso incentivou a ocupação cada vez mais acelerada de novas áreas, porém sem um manejo adequado. A sazonalidade da produção das gramíneas entre o verão chuvoso e o inverno seco dificultava o dimensionamento do rebanho, levando ao superpastejo no período menos favorável ao crescimento da forragem, resultando na redução do potencial produtivo. A queda de produtividade era contornada com a ocupação de novas áreas de vegetação nativa com pastagens, aumentando o desmatamento (BRASIL; INAES, 2015).

A degradação das pastagens é um processo que envolve perdas de vigor, produtividade e capacidade de recuperação natural, constituindo um dos maiores problemas para a pecuária, pela incapacidade de sustentar os níveis de produção e qualidade exigidos pelos animais, bem como de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e plantas invasoras. Essa degradação é consequência de vários fatores que atuam isoladamente ou em conjunto, como, preparo incorreto do solo, escolha inadequada da espécie forrageira, uso de sementes de baixa qualidade, manejo inadequado, falta de reposição dos nutrientes perdidos no processo produtivo, erosão, lixiviação etc. A persistência desses processos culmina com a degradação do solo e dos recursos naturais (BRASIL; INAES, 2015, PERON; EVANGELISTA, 2004, KICHEL *et al.*, 1999).

No entanto, devem ser considerados também os fatores econômicos nas análises. A conservação do capital natural (solos, água e biodiversidade) em um sistema de produção depende, além de fatores técnicos e operacionais, de condições econômicas que permitam sua sustentabilidade. As margens baixas ou negativas de lucro podem dificultar o custeio da depreciação de bens e do próprio capital natural, reduzindo investimentos. Uma análise dos preços médios mensais da arroba de boi recebidos pelos produtores em Minas Gerais, entre 2003 e 2015 (BRASIL; INAES, 2015), mostrou que houve diversas fases de estagnação ou quedas acentuadas de preços, afetando o fluxo de caixa e a rentabilidade nas atividades de pecuária de corte e leite. Entre os anos de 2003 e 2007, por exemplo, ambas as atividades sofreram estagnação dos preços nominais recebidos pelos produtores, com queda dos valores reais (corrigidos pelo IGP-DI/FGV). Foram cinco anos de queda da renda e custos crescentes, comprometendo a sustentabilidade dos sistemas de produção, principalmente de pequenos e médios produtores. As baixas margens de lucro, às vezes negativas, dificultam a manutenção da depreciação de bens e do capital natural, reduzindo investimentos - como adubação, suplementação alimentar, entre outros (KICHEL *et al.*, 1999).

Segundo os dados do presente estudo, o período de 2001 a 2004 apresentou a maior área de pastagem do intervalo de tempo analisado, quando essa classe chegou a representar 60% da área da bacia. A partir de então, se inicia a diminuição na área de pastagens, que persiste até o final do período (2018), quando esse uso passou a representar 49,89% do total da bacia. O estágio de degradação dos solos pode ser também um dos fatores que explica o fato da maior parte da pastagem não ter sofrido mudanças no uso, no período estudado, com as maiores áreas presentes em sub-bacias com conhecido histórico de degradação. A dificuldade de investimento e a permanência do manejo inadequado, em um contexto de intenso histórico de degradação, pode potencializar esse cenário e inibir sua utilização, não só para a pecuária, mas também na conversão para outros usos do solo.

Além disso, a degradação implica em mais investimentos na recuperação da vegetação natural. A floresta, para se estabelecer, sofre a influência de diversos fatores como: a carência de nutrientes na parte superficial do solo; a frequência e intensidade de fogo; a disponibilidade de água, que se relaciona ao clima e à profundidade efetiva do solo; e a existência de um banco de sementes abundante e viável (SCHAEFER, 2013). Segundo o relatório com a definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental da BHRD (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018), 4,3 milhões de hectares da bacia apresentam baixa favorabilidade à regeneração natural, onde métodos de restauração passiva e intermediária (condução da

regeneração natural) não seriam viáveis, sendo indicados plantios totais de espécies nativas para a reversão do padrão de degradação local e na paisagem. Ainda, segundo esse documento, as regiões com prioridade para condução da regeneração natural se localizam no limite oeste da BHRD e no entorno do Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Esses locais estão inseridos nas sub-bacias que apresentaram a maior percentagem de floresta natural, conforme dados do presente estudo.

Originalmente, a região da atual bacia do rio Doce era coberta por densa floresta (STRAUCH, 1955). A bacia está inserida, em 98% da sua área, dentro do Bioma Mata Atlântica, com diferentes ambientes, geologia, relevo e clima (IGAM, 2010). A Mata Atlântica neotropical, com sua vasta biodiversidade, sofreu uma intensa supressão (RIBEIRO *et al.*, 2009), sendo que, na BHRD, a exploração florestal ocorreu com maior intensidade entre 1910 e meados de 1960 (ALVES, 2020), e a vegetação nativa, que no presente é constituída por fragmentos florestais restritos, foi substituída por cafezais, pastagens e plantações de eucalipto, principalmente a partir do início do século XX (ANA, 2005; IGAM, 2010). Atualmente, em termos de espaço natural protegido, diversos pontos da bacia do rio Doce são considerados prioritários para a conservação da biodiversidade, configurando-se como áreas especiais. O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e a Reserva Biológica de Sooretama são duas unidades de conservação, entre outras de menor porte, que protegem importantes sítios destas áreas. Entretanto, ainda existem outros locais considerados prioritários e que poderiam abrigar unidades de conservação, ou serem objeto de medidas destinadas à preservação da fauna e flora local, além de recursos paisagísticos importantes (IGAM, 2010), uma vez que o aumento de floresta pode ser pensado em diferentes arranjos, de acordo com as realidades locais. Em 2010, as sub-bacias do Piranga e São José apresentavam as maiores percentagens de áreas proteção, com praticamente 3% total de sua área protegida. As sub-bacias Santo Antônio e Manhuaçu também possuem importantes áreas de conservação (IGAM, 2010). Contudo, Oliveira *et al.* (2019) alertam sobre os riscos e pressões exercidas pelo entorno e sofridas por essas áreas (e em áreas de buffer).

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD), por exemplo, segundo Peixoto (2012), embora seja quase todo constituído de vegetação em bom estado de conservação, apenas 8,4% dela é considerada “Mata Primária” e boa parte da vegetação é “Mata Secundária”, tendo se desenvolvido após a ocorrência de queimadas, principalmente na década de 60. Esta é uma área prioritária para conservação no estado de Minas Gerais, na categoria especial, sendo o seu entorno classificado como área prioritária na categoria alta, por conter a zona de amortecimento

do parque, e onde os problemas ambientais foram intensificados pela expansão populacional e ocupação antrópica. Oliveira *et al.* (2019) avaliaram as mudanças na paisagem onde se situa o PERD, ao longo de um período de 30 anos, e mostraram que, embora dentro do parque as mudanças na paisagem tenham sido mínimas, em seu entorno as modificações antrópicas estão aumentando constantemente, principalmente, devido ao aumento das plantações de eucalipto e expansão urbana. Demonstraram que, nessa região, houve aumento da floresta nativa de 1985 a 2010, e depois diminuição em relação a 2015, e alertam sobre os conflitos existentes entre as estratégias de conservação e as de intensificação do uso do solo, encontrados principalmente nas zonas ao redor de áreas protegidas. Na mesma região, a predição de cenário, para o ano de 2030, prevê uma redução de área de mata nativa, assim como para a água. Além disso, as áreas urbanas e de floresta plantada continuarão a crescer e ocupar espaços maiores. Por outro lado, as áreas de agricultura e pastagens irão diminuir, porém, não devido a um aumento nas áreas de floresta, mas serão substituídas pelos usos antrópicos citados anteriormente (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Conforme observado no presente estudo, a floresta natural representou o segundo uso principal da bacia, porém, os resultados indicam que perdas de área de floresta continuam a ocorrer de forma considerável e que, no intervalo de tempo analisado (1985 – 2018), elas foram maiores do que os ganhos. Entre os três (sub)intervalos nos quais se avaliou a conversão de usos, 1985-1995, 1995-2005, 2005-2018, a maior perda bruta ocorreu no primeiro deles, seguido do último intervalo, e se deu para a pastagem, mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada. O período de 1995 a 2005 foi o único que apresentou ganho final. Assim, a dinâmica da paisagem observada pode ser entendida como um resultado líquido dessas diferentes tendências de curto prazo. Segundo Cuba (2015), a presença de grande mudança bruta com ausência de mudança líquida substancial, pode ser um indicativo de estratégias cíclicas de manejo do solo, como rotação de culturas ou pousio. Em contraste, a presença de aumentos ou diminuições líquidas envolvendo as mesmas categorias de perda ou ganho, em vários intervalos de tempo, é evidência de fatores de mudança no uso do solo em larga escala, direcionais e temporalmente persistentes.

De acordo com o estudo realizado por Rosa *et al.* (2021), houve uma estabilidade espaço-temporal da cobertura florestal nativa da Mata Atlântica, como um todo, nos últimos 30 anos, mas a dinâmica geral de mudanças, na região, parece estar diretamente associada à dinâmica do uso do solo na agropecuária. A área de plantações dobrou e as áreas de florestas plantadas quadruplicaram, nesse período, enquanto a de pastagens diminuiu 20%. Como

consequência dessas transformações históricas, houve um aumento considerável da área atual de usos antrópicos do solo, desde 1985. A agricultura e a monocultura de florestas plantadas se expandiram, principalmente, sobre pastagens. Por outro lado, as áreas que sofreram perda de cobertura de floresta nativa foram ocupadas, recentemente, por pastagens, mosaico de agricultura/pastagem, usos agrícolas e floresta plantada (monoculturas), essencialmente (ROSA *et al.*, 2021). No presente trabalho, na BHRD, essa ocupação ocorreu, especialmente, por pastagens, mosaico de agricultura/pastagem e floresta plantada, nessa ordem.

Em diferentes estudos no Bioma Mata Atlântica, a substituição de ecossistemas naturais por sistemas de produção baseados na monocultura e expansão da pecuária foi a principal responsável pelo desmatamento (TEIXEIRA *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2016). Resultados relatando a perda de floresta nativa e o crescimento da silvicultura em paisagens tropicais também são documentados por Molin *et al.* (2017) e Lira *et al.* (2012), que discutem sobre a fragmentação da floresta nativa e de como as estimativas de mudanças futuras podem afetar a conservação de espécies na Mata Atlântica, bioma já ameaçado. Molin *et al.* (2017) encontraram também diferenças entre as sub-bacias em um estudo da bacia do Piracicaba (SP – MG), no que se refere às mudanças de uso e às taxas de conversão (incluindo a regeneração) de florestas nativas para os usos antrópicos agricultura, pastagem e floresta plantada. A depender das características de uso de cada sub-bacia, a conversão predominante oscilou entre a agricultura e a pastagem. Contudo, a perda de floresta teve como alvo tanto florestas mais novas como mais antigas.

O mesmo estudo, já citado, sobre a dinâmica recente (anual) da Mata Atlântica (ROSA *et al.*, 2021), mostrou que, embora a cobertura de floresta nativa tenha permanecido quase estável na última década, a sua distribuição espacial tem sido diretamente afetada pelos processos de expansão e retração do uso do solo para a agropecuária. Apesar do declínio histórico e contínuo nas taxas de perda de florestas nativas mais antigas, taxas recentes ainda são altas para a Mata Atlântica, que é um dos ecossistemas mais ameaçados e ricos em espécies, em todo o mundo. A Mata Atlântica é caracterizada por escassos remanescentes de vegetação mais antiga, por possuir 90% da cobertura de mata nativa remanescente em propriedade privada, e por, aproximadamente, 80% dos seus fragmentos florestais serem menores que 50 ha, e a maioria de suas paisagens terem menos de 30% de cobertura florestal nativa, um limiar crítico para a conservação da biodiversidade a longo prazo (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Portanto, toda sua cobertura de floresta nativa é necessária, e a destruição contínua de florestas nativas mais jovens, e especialmente as mais antigas, fará com que as extinções sejam apenas uma questão de tempo (LIRA *et al.* 2019).

Além disso, ao quantificarem as conversões da floresta nativa entre 1985 e 2018, na Mata Atlântica brasileira, Rosa *et al.*, (2021) identificaram que, apesar da perda total de cobertura de floresta nativa ter diminuído no período, com um ganho líquido de cobertura de floresta nativa observado desde 2005, a perda contínua de floresta nativa mais antiga foi compensada em termos de área pelo aumento da cobertura de floresta nativa mais jovem. Portanto, a aparente estabilidade da mata nativa observada nas últimas décadas (e que não foi observada no presente estudo) escondeu a destruição de insubstituíveis florestas mais antigas, indicando um processo alarmante de rejuvenescimento da cobertura florestal e distribuição espacial desigual em direção a áreas menos atrativas para a agricultura mecanizada. A expansão de florestas secundárias jovens em áreas agrícolas marginais pode camuflar a destruição contínua de florestas mais antigas em áreas favoráveis para a produção agropecuária, alterando o potencial da cobertura florestal em contribuir com a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos. As consequências incluem o aumento do isolamento e destruição de habitats, a perda de espécies endêmicas, bem como a redução da produtividade por perdas em serviços ambientais.

Quando são observadas as oscilações anuais nas áreas de floresta natural na BHRD, o período de 1985 a 1999 foi marcado por tendência de perda de área, a partir de quando se inicia uma tendência de aumento e/ou estabilidade até 2012, quando então as perdas voltam a ser maiores que os ganhos, e assim permanece até 2018. Elas podem ter sido influenciadas também por mudanças que ocorreram na legislação referente à proteção da vegetação nativa, no país, principalmente a partir do ano de 2012. De 1965 a 2012, quando então foi publicada a Lei Federal nº 12.651/2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa no Brasil, várias versões do Código Florestal e de normativas associadas ao mesmo foram editadas ou revisadas. Analisando, sucintamente, sua linha do tempo (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016), em 1934, foi publicado o primeiro Código Florestal, que reconheceu o papel das “florestas protetoras” na manutenção da qualidade e quantidade da água e para evitar erosões, e regulou seu uso para proteger solos, águas e mercados de madeira e de carvão. Em 1965 (e que vigorou até 2012), se estabeleceram novos limites para o uso das “florestas protetoras” e as Áreas de Preservação Permanente (APPs), nas margens de rios, encostas, topos de morros, mangues e restingas, foram definidas. Instituiu-se a Reserva Legal (RL) que, quando desmatadas, deveriam ser recompostas. Em 1986, o desmatamento foi proibido e os limites mínimos de APPs alterados. Em 1998, a Lei de Crimes Ambientais transformou diversas infrações administrativas em crimes. Porém, nessa época, parte do setor agropecuário inicia a pressão por mudanças na

legislação, para desfigurar o Código Florestal e ampliar o desmatamento legal em todos os biomas.

Em 2006, foi publicada a Lei da Mata Atlântica, após 14 anos de tramitação, determinando critérios de uso e proteção diferenciados para os remanescentes do bioma, considerando sua vegetação primária e os estágios inicial, médio e avançado de regeneração. Então, o bioma passou a ser protegido pela Lei Federal nº 11.428/2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, e dá outras providências, como as penalidades contra crimes ambientais, de acordo com a Lei Federal nº 9.605 de 1998. Contudo, em 2010, uma Comissão Especial da Câmara aprovou uma proposta de reforma da legislação florestal, suspendendo multas e anistiando desmates ilegais ocorridos até julho de 2008. Em 2011, Plenários da Câmara e do Senado aprovaram o “Novo Código Florestal”, mantendo pressupostos da Comissão Especial, especialmente com anistias a desmatamentos ilegais, reduzindo as faixas de APPs e desonerando pequenos produtores da recuperação de RLs. Em 2012, passa a valer o chamado “Novo Código Florestal”, abrigado sob as Leis Federais nº 12.651/2012 e nº 12.727/2012 (que altera a anterior), e sob os Decretos nº 7.830/2012 e nº 8.235/2014, principalmente (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016).

Brancalion *et al.* (2016) avaliaram as consequências positivas e negativas da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) - Lei 12.651/2012, que substituiu o Código Florestal de 1965. Para os autores, embora ela trouxe avanços no que se referem aos sistemas de controles e incentivos, com mecanismos e políticas de apoio à sua implantação, como: o CAR - Cadastro Ambiental Rural; o PRA - Programa de Regularização Ambiental; o PRADA - Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas, e a CRA - Cota de Reserva Ambiental; algumas de suas novas disposições reduziram drasticamente, ou até mesmo removeram completamente, a obrigação de proteger determinadas áreas de fundamental importância ambiental, que eram protegidas sob o anterior Código Florestal. Os principais retrocessos ambientais foram (i) a retirada da proteção de certas áreas ambientalmente frágeis, (ii) a concessão de anistia de multas incorridas por violação da legislação anterior, e (iii) a permissão de cultivo contínuo ou manutenção de infraestrutura nas áreas protegidas por lei, sem recuperação total da vegetação nativa. Para Francelino e Silva (2014), o novo código florestal também reduziu drasticamente as áreas de preservação permanente de topo de morro ao instituir a necessidade da declividade média de 25 graus para a definição de morros. O enfraquecimento da LPVN pode prejudicar a proteção de solos e de bacias hidrográficas, a conservação da biodiversidade e até a

produtividade agrícola, sem que isso traga benefícios para o país (BRANCALION *et al.*, 2016; ROSA *et al.*, 2021).

Contudo, globalmente, a perda de grandes áreas de florestas tropicais e subtropicais, e a devastação desses ambientes, entre 1980 e 2012 (LEWIS *et al.*, 2015), causados principalmente pela expansão das fronteiras agrícolas e pela silvicultura em larga escala (CURTIS *et al.*, 2018), estimulou programas de restauração e reflorestamento para reverter parcialmente essa tendência e suas consequências ambientais indesejáveis (CHAZDON, BRANCALION, 2019), de forma que é possível observar uma transição florestal (mudança de perda líquida para ganho líquido) (RUDEL *et al.*, 2010) em algumas regiões tropicais (ROSA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2016). Embora esse processo não tenha sido observado integralmente nos 34 anos avaliados nesse estudo, é importante conhecer os fatores que permitem ou dificultam que essa transição ocorra.

A mudança no uso do solo não é linear e está associada a outras mudanças sociais e biofísicas, por meio de uma série de transições. O processo de mudança no uso regido pelo aumento de áreas de cobertura florestal sobre regiões previamente desmatadas, onde os ganhos líquidos de floresta ultrapassam novas taxas de desmatamento, é conhecido como transição florestal (RUDEL *et al.*, 2005; RUDEL *et al.*, 2010), e é um fenômeno central para examinar a dinâmica do desmatamento (SILVA *et al.*, 2016). A transição florestal (TF), em uma escala nacional ou regional, ocorre quando há uma troca no padrão de diminuição para a expansão de áreas florestais - ou seja, de desmatamento líquido para reflorestamento líquido (LAMBIN, MEYFROIDT, 2010). O fenômeno de TF, observado primeiramente em países europeus e na América do Norte, teve, nesses locais, raízes no processo de industrialização e consequentes transformações socioeconômicas das áreas rurais (RUDEL *et al.*, 2010). Mais recentemente, um padrão semelhante de mudança na cobertura florestal está sendo observado em alguns países tropicais, com economias em desenvolvimento (LAMBIN, MEYFROIDT, 2010, ROSA *et al.*, 2020). Porém, a semelhança no padrão não significa que as causas sejam as mesmas (LAMBIN, MEYFROIDT, 2010).

Os mecanismos que levam às transições de uso do solo podem se relacionar a naturezas diferente. Por um lado, as transições podem estar associadas a *feedbacks* negativos que surgem do esgotamento de recursos essenciais ou de um declínio no fornecimento de importantes bens e serviços ecossistêmicos. Ou seja, por um processo endógeno, no qual as mudanças nas decisões de uso do solo são resultado de uma severa degradação nos recursos e seus serviços ecossistêmicos, causada por práticas de uso anteriores. Por outro lado, podem ser causadas por

mudanças socioeconômicas e inovações que podem ser oriundas de fora do sistema ecológico e que apresentam dinâmica própria. São exógenas e podem ser impulsionadas, por exemplo, pela urbanização, desenvolvimento econômico ou globalização e, ainda assim, terem impacto no manejo do solo e, portanto, levar à transição (LAMBIN, MEYFROIDT, 2010). As vias de TF (como industrialização, comércio global, regime de propriedade da terra, escassez de terras e intensificação agrícola) podem não ser independentes e, em muitos casos, é possível observar a influência sobreposta de várias delas (SILVA *et al.*, 2016).

Silva *et al.* (2016) avaliaram a dinâmica da floresta, entre 1985 e 2011, em uma área na Mata Atlântica, e encontraram que os processos relacionados às mudanças, em um primeiro momento, foram direcionados por fatores biofísicos e ligados à legislação e, posteriormente, influenciados por fatores socioeconômicos, como certificação FSC (*Forest Stewardship Council*) no sistema de produção de eucalipto, turismo rural ambiental, rigidez no crédito agrícola, entre outros. Os autores discutem que o aumento de atividades ligadas à conservação e às exigências do mercado ligadas à certificação ambiental pode ser um dos fatores a favorecer a TF. Segundo Curtis *et al.*, (2018), em 2017, cerca de 450 empresas globais se comprometeram com o desmatamento zero em suas cadeias de abastecimento, até 2020, para atender à demanda do consumidor por produtos livres de desmatamento e para melhorar a responsabilidade social corporativa, o que requer transparência de cadeias de abastecimento complexas para produtos agrícolas e florestais cujas localizações de origem são obscurecidas por vários agregadores e distribuidores.

Na BHRD, encontra-se instalado um dos maiores complexos siderúrgicos da América Latina e, junto à siderurgia, estão associadas empresas de mineração e do setor de celulose e papel, e que são responsáveis por grande parte das exportações brasileiras de minério de ferro, aço e celulose. Existe uma concentração industrial na região da sub-bacia do rio Piracicaba, onde o PIB do setor industrial apresenta grande peso no PIB total da bacia, e é a única onde o PIB desse setor supera o dos demais setores. Essa sub-bacia também apresenta a maior taxa de crescimento populacional. As bacias menos industrializadas, e com uma dinâmica econômica menos ativa, incluem as do Santo Antônio e Guandu. As sub-bacias Piracicaba e Piranga concentram, aproximadamente, 48% da população da BHRD, e essa maior concentração populacional e econômica gera maiores pressões sobre os recursos hídricos, com altas demandas hídricas e geração de resíduos (IGAM, 2010). No que se refere à floresta plantada, esse uso apresentou crescimento durante todo o intervalo avaliado nesse estudo, e em praticamente todas as sub-bacias, sendo que as do Piracicaba, Santo Antônio, São José e Piranga

foram as que apresentam as maiores áreas. Elas coincidem com as sub-bacias onde encontram-se as principais áreas de plantios florestais das empresas desse setor, presentes na bacia (SFB, 2019; CENIBRA, 2019).

Dentro da cadeia produtiva do setor de florestas plantadas, a fabricação de celulose e papel é a atividade que possui o maior peso relativo. O Brasil continua sendo o maior exportador de celulose no mercado mundial, que representa 66% dos produtos exportados do setor de árvores plantadas, enquanto o papel, representa 18%. Minas Gerais é o estado com maior área de plantação do gênero *Eucalyptus*, com crescimento contínuo nos últimos anos (IBÁ, 2020). As sub-bacias com as maiores percentagens de floresta plantada (Piracicaba e Santo Antônio) foram as que apresentaram as maiores percentagens de floresta natural. Entretanto, foram também as que apresentaram as maiores perdas relativas de floresta natural, e mantiveram perda contínua em todo o período analisado (Figura 7). Isso aconteceu também com as sub-bacias do Caratinga e Suaçuí Grande. Uma projeção de cenário para o ano de 2030, em uma área da BHRD onde a monocultura de florestas plantadas tem se expandido gradualmente nos últimos 30 anos, substituindo principalmente áreas de agricultura e pastagens, prevê que fazendas de tamanho médio serão substituídas pelo eucalipto, enquanto a agricultura familiar de tamanhos menores serão resilientes. O estudo antevê também a pressão de monoculturas de florestas plantas sobre as áreas de florestas nativas, conforme já observado no contexto atual (OLIVEIRA *et al.* 2020).

No estado do Espírito Santo, o Programa Reflorestar (ESPÍRITO SANTO, 2020 a), considerado uma referência em política pública de reflorestamento, apoiou, desde 2013, o reflorestamento de 9,7 mil hectares e a manutenção de 10,4 mil hectares de florestas, ambos por meio do Pagamento por Serviços Ambientais. No entanto, quando comparada à área de expansão do eucalipto, a expansão da Mata Atlântica capixaba ainda foi tímida, sendo a monocultura de florestas plantadas um dos usos do solo mais crescentes no Espírito Santo (IBÁ, 2020). Para a BHRD, nesse estado, dados do Reflorestar mostraram, a partir da análise comparativa dos remanescentes florestais (entre 2007 e 2015), um pequeno aumento (cerca de 0,5%) das categorias mata nativa e mata nativa em regeneração, enquanto a categoria pastagem apresentou uma queda de aproximadamente 3%, no período citado. Da mata nativa mapeada, 91,7% daquela identificada em 2007/2008, se manteve na classificação de 2012 a 2015. Além disso, a classificação dos usos do solo entre 2012 e 2015 mostrou também grande presença do café, seguido do eucalipto (ESPÍRITO SANTO, 2020 b). Dados de 2010 (IGAM, 2010), indicaram que, na BHRD, as lavouras temporárias de ciclo anual sofreram redução de área plantada. Em contraposição, os cultivos de cana, café e eucalipto apresentaram

um aumento da área ocupada, e que o PIB da agropecuária foi mais expressivo, em termos percentuais, nas sub-bacias do baixo rio Doce. Corroborando com os dados do presente estudo, a agricultura (exterior à classe mosaico agricultura/pastagem) foi mais expressiva no estado do Espírito Santo, sobretudo na sub-bacia do São José, adquirindo maior expansão a partir de 2006 e, especialmente, entre os anos de 2015 e 2018.

Contudo, é importante considerar que o balanço entre a disponibilidade e demanda do recurso hídrico, na BHRD, pode se apresentar desfavorável nessa região, com possibilidade de conflitos (COELHO, 2006). Enquanto os principais usos de água da bacia estão vinculados ao abastecimento humano, com algumas regiões com maior consumo industrial, nas sub-bacias do Espírito Santo, entretanto, notadamente na bacia do São José, os volumes demandados pela irrigação são bastante expressivos (aprox. 50% do volume retirado por essa sub-bacia) (ANA, 2005; IGAM, 2010). No baixo rio Doce, verifica-se a existência de um amplo sistema de várzeas próximo à foz e de várias lagoas existentes, tanto na margem direita como na esquerda. A maior parte do sistema de várzeas foi drenada para a implantação de projetos agrícolas, afetando a manutenção da biodiversidade. A agricultura irrigada continua sendo mais intensamente praticada nessa região, envolvendo as culturas de cacau, mamão e outras frutas (ANA, 2005).

Coelho (2007), em relação às principais demandas hídricas na BHRD, também constatou a maior presença da agricultura irrigada no estado do Espírito Santo, junto ao canal principal, do que em Minas Gerais. Exemplos observados incluem monoculturas irrigadas, em ilhas e margens, no município de Colatina, onde também há silvicultura, e no município de Linhares, onde predominam as áreas irrigadas em ilhas. Houve ainda demandas por irrigação pelas indústrias da região, especialmente para a produção de pasta de celulose. O autor constatou também a diminuição gradual da vazão média, conforme dados da série histórica, coletados na estação de Colatina (1939 a 2005), havendo uma sutil recuperação a partir de 2002; além de desequilíbrio fluvial, em função de práticas como desmatamentos e, principalmente, devido à interferência direta no canal fluvial, alterando a dinâmica dos processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos.

2.5 Conclusão

A avaliação de 34 anos da dinâmica de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce - BHRD, a partir de mapas anuais do projeto MapBiomass, permitiu identificar os padrões de uso do solo nessa bacia, que teve a pastagem como principal uso do solo, durante todo o período estudado, seguido da floresta natural. Esse recorte da dinâmica da paisagem, no

tempo e espaço, permitiu concluir que ambos os usos estão em diminuição na bacia e ocorrendo em maior proporção em áreas onde não houve mudança na classe do uso e cobertura, durante esse período. As conversões de uso da floresta natural estão acontecendo, principalmente, para usos antrópicos, como a pastagem, o mosaico agricultura/pastagem e a floresta plantada, sendo que, os dois últimos, correspondem às principais classes em expansão na BHRD.

A dinâmica do uso do solo é, contudo, distinta entre as sub-bacias, com diferenças marcantes entre elas, no que se refere às proporções de cada uso e às suas mudanças. As sub-bacias com maior área de floresta natural são também as que apresentam as maiores perdas dessa classe e são as sub-bacias com maior proporção de área de floresta plantada. Nas sub-bacias do estado do Espírito Santo, a classe agricultura (externa ao mosaico) apresenta-se em expansão, mas que parece ocorrer às custas de alta demanda hídrica para a irrigação, em uma condição desfavorável de balanço hídrico.

A degradação dos solos e a perda de floresta nativa, ligadas a um contexto atual, mas também histórico, em um bioma já tão ameaçado como a Mata Atlântica, são condições críticas ligadas ao uso do solo da BHRD. Mecanismos que ocasionem conversões no uso do solo que favoreçam essa recuperação são necessários para a gestão sustentável dessa bacia. Trabalhos futuros devem considerar a complementação das análises com o uso de variáveis ambientais que permitam um aprofundamento das características e diversidades ambientais existentes na bacia, e sua relação com as mudanças no uso e cobertura do solo.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.D.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. 2014.
- ALVES, R. R. **Peixes do Rio Doce: ilustração científica das espécies ameaçadas da bacia hidrográfica, no leste de Minas Gerais (Brasil)**. (Doctoral dissertation). Faculdade de Belas-Artes. Universidade de Lisboa. 119p. 2020.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Diagnóstico consolidado da Bacia hidrográfica do Rio Doce**. 2005. Disponível em: <http://www.riodoce.cbh.gov.br/Diagnostico2005>. Acessado em: março/2021.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Ministério do Meio Ambiente - Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce**. Conjuntura recursos hídricos no Brasil. Informe 2016, 49p., 2015. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf. Acessado em: março/2021.
- BARUQUI, F. M. **Inter-relações solo-pastagens nas regiões mata e rio doce do estado de minas gerais**. UFV. (Dissertação de mestrado). 118p. 1982.
- BECKER, F. G.; IRGANG, G. V.; HASENACK, H.; VILELLA, F. S.; VERANI, N. F. Land cover and conservation state of a region in the Southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 64, 569-582. 2004.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Instituto Antônio Ernesto de Salvo. **Estado da arte das pastagens em Minas Gerais**. 207p. 2015. Disponível em: <http://www.sistemaafaemg.org.br/Conteudo.aspx?Code=9483&Portal=4&ParentCode=1402&ParentPath=None&ContentVersion=R>. Acesso em: 18 out. 2020.
- BOTELHO, R.G.M. **Planejamento ambiental em microbacias hidrográficas**. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. A.; BOTELHO, R. G. M. (org.) Erosão e conservação dos solos. 2ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2005. 340 p. 2005.
- BRANCALION, P. H.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14, 1-15. 2016.
- BUTT, A.; SHABBIR, R.; AHMAD, S. S.; AZIZ, N. Land use change mapping and analysis using Remote Sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(2), 251-259. 2015.

- CENIBRA - CELULOSE NIPO-BRASILEIRA. Plano de Manejo Florestal. Disponível em: https://www.cenibra.com.br/wp-content/uploads/2019/04/CENIBRA_PMF_2019.pdf. Acessado em maio de 2021. 2019.
- CHAZDON, R.; BRANCALION, P. Restoring forests as a means to many ends. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 24-25, 2019.
- COELHO, A. L. N. Situação Hídricogeomorfológica da Bacia do Rio Doce com base nos dados da série histórica de vazões da estação de Colatina-ES. **Caminhos de Geografia**, v. 7, n. 19, 2006.
- COELHO, A. L. N. **Alterações Hidrogeomorfológicas no Médio-Baixo Rio Doce/ES**. 227 f. Tese de Doutorado (Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia), Niterói, 2007.
- CUBA, N. Research note: Sankey diagrams for visualizing land cover dynamics. **Landscape and Urban Planning**, 139, 163-167. 2015.
- CURTIS, P. G.; SLAY, C. M.; HARRIS, N. L.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, 361(6407), 1108-1111. 2018.
- ESPINDOLA, H. S.; WENDLING, I. J. Elementos biológicos na configuração do território do rio Doce. **Varia História**, 24 (39), 177-197. 2008.
- ESPÍRITO SANTO a. **Projeto Reflorestar**, disponível em: <https://www.es.gov.br/programa-reflorestar>. 2020. Acessado em: 14. Out. 2020.
- ESPÍRITO SANTO b. Cobertura Florestal por Bacias hidrográficas. 2020. Disponível em: <https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/Reflorestar/Atlas/Cobertura%20Florestal%20por%20Bacias%20Hidrogr%C3%A1ficas.pdf> Acessado em: 14. Out 2020.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME -UNEP. **State of the world's forests**. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 2011.
- FERNANDES, G. W., GOULART, F. F., RANIERI, B. D., COELHO, M. S., DALES, K., BOESCHE, N., [...]; FERNANDES, S. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, 14(2), 35-45. 2016.
- FRANCELINO, M. R, Silva, JOSÉ, de A. Impacto da inclinação média na delimitação de área de preservação permanente. *Floresta e Ambiente* [online]. 2014, v. 21, n. 4, pp. 441-448.
- FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. **Plano de desenvolvimento regional da área de influência da CVRD**. 1ª parte. Belo Horizonte, 350p. 1976.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do Rio Doce**. 2018. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/wp->

<content/uploads/2020/02/metodologiadepriorizarecuperacaoambientalufvufmg.pdf>. Acessado em: maio/2021.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. What drives tropical deforestation. **LUCC Report series**, v. 4, p. 116, 2001.

GIRI, C. P. (ed.). **Remote sensing of land use and land cover: principles and applications**. CRC press. 2012.

IBÁ- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório Anual Ibá 2020**. São Paulo: Café Art, 2020. Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2021.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**. 2010.

KICHEL, A.N.; MIRANDA, C.H.B.; ZIMMER, A.H. Degradação de pastagens e produção de bovinos de corte com a integração agricultura x pecuária. In: Simpósio de Produção de Gado de Corte, 1., 1999, Viçosa. Viçosa: UFV, p.201-234. 1999. Disponível em: <https://www.fcav.unesp.br/Home/departamentos/zootecnia/anaclaudiaruggieri/1.-degradacao-de-pastagens-e-ilp.pdf> Acesso em: 20 jun. 2021.

LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; GEIST, H. J.; AGBOLA, S. B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J. W.; [...], XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global environmental change**, 11(4), 261-269. 2001.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 108-118, 2010.

LANDAU, E. C.; RESENDE, R.; MATOS NETO, F. D. C. **Evolução da área ocupada por pastagens**. Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro científico (ALICE). 2020. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1122718/1/Cap46-EvolucaoAreaPastagens.pdf>. Acesso em: 18 out. 2020.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, 278, 80-89. 2012.

LIRA, P. K.; LEITE, M. DE S.; METZGER, J. P. Temporal lag in ecological responses to landscape change: Where are we now? **Curr. Landsc. Ecol. Reports**. 4, 70–82. 2019.

PERON, A. J.; EVANGELISTA, A. R. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. **Ciência e Agrotecnologia**, 28(3), 655-661. 2004.

- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. 2019 a. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 08 de abril de 2020.
- PROJETO MAPBIOMAS. **MapBiomass General “Handbook” Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD)**, Collection 4, Version 2.0. 2019 b. Disponível em <http://mapbiomas.org> Acesso em: 08 de abril de 2020.
- MOLIN, P. G.; S. E. GERGEL; B. S. SOARES-FILHO; S. F. B. FERRAZ. Spatial Determinants of Atlantic Forest Loss and Recovery in Brazil. **Landscape Ecology** 32 (4): 857–870. doi: 10.1007/s10980-017-0490-2. 2017.
- McBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, 213, 203-213. 2014.
- NAKICENOVIC, N.; ALCAMO, J.; DAVIS, G.; VRIES, B. D.; FENHANN, J., GAFFIN, S.; [...]; ZHOU, D. **Special report on emissions scenarios**. 2000. Disponível em: <https://escholarship.org/content/qt9sz5p22f/qt9sz5p22f.pdf>. Acessado em março/2021.
- NASCIMENTO, M. C.; RIVA, R. D.; CHAGAS, C. D. S.; OLIVEIRA, H. D., DIAS, L. E.; FERNANDES FILHO, E. I.; SOARES, V. P. Uso de imagens do sensor ASTER na identificação de níveis de degradação em pastagens. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 10(1), 196-202. 2006.
- OLIVEIRA, B. R.; DA COSTA, E. L., CARVALHO-RIBEIRO, S. M., MAIA-BARBOSA, P. M. Land use dynamics and future scenarios of the Rio Doce State Park buffer zone, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 192(1), 39. 2020.
- OLIVEIRA, B. R. D.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. 2019. **Journal of Environmental Planning and Management**, 63(5), 935-957.
- PEIXOTO, E. L. **Caracterização e perspectivas do Parque Estadual do Rio Doce/MG: uma abordagem a partir de imagens de sensoriamento remoto e fotografias hemisféricas de dossel**. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2012.
- QASIM, M.; HUBACEK, K.; TERMANSEN, M.; FLESKENS, L. Modelling land use change across elevation gradients in district Swat, Pakistan. **Regional environmental change**, 13(3), 567-581. 2013.
- R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2016. <https://www.R-project.org/>.
- ROGAN, J.; CHEN, D. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. **Progress in planning**, v. 61, n. 4, p. 301-325. 2004.

- ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E.; [...]; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science advances**, 7(4), eabc4547. 2021.
- RUDEL, T. K.; COOMES, O. T.; MORAN, E., ACHARD, F.; ANGELSEN, A., XU, J.; LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global environmental change**, 15(1), 23-31. 2005.
- RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: An introduction. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 95-97, 2010.
- SAATCHI, S.; AGOSTI, D.; ALGER, K.; DELABIE, J.; MUSINSKI, J. Examining fragmentation and loss of primary forest in the southern Bahian Atlantic Forest of Brazil with radar imagery. **Conserv. Biol.**, 15: 867- 875. 2001.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE -INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAL; INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, 55p. 1998.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **O Novo Código Florestal nos Estados da Mata Atlântica**. Relatório- Maio 2016. 56p. 2016. Disponível em: [https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/05/SOSMA-Estudo CODIGO-CAR_Final ONLINE.pdf](https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/05/SOSMA-Estudo_CODIGO-CAR_Final_ONLINE.pdf). Acessado em: 26/06/2021.
- SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. **Tópicos em ciência do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa**, v. 8, n. 1, p. 1-69, 2013.
- SFB - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Espírito Santo** / Serviço Florestal Brasileiro. – Brasília, DF: MAPA, 2019. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4417-resultados-do-inventario-florestal-nacional-no-espírito-santo-atualizacao-marco-2020/file> . Acesso em maio de 2021.
- SILVA, R.F.B; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133-144, 2016.
- SOUZA, C. M.; Z SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F.; [...]; AZEVEDO, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, 12(17), 2735.

- STRAUCH, N. **A bacia do rio Doce: estudo geográfico**. Serviço Gráfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1955
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 142(6), 1141-1153, 2009.
- TEIXEIRA, A. M. G; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, 257(4), 1219-1230. 2009.
- TURNER, B. L.; MEYER, W. B. Global land-use and land-cover change: an overview. **Changes in land use and land cover: a global perspective**, v. 4, n. 3, 1994.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. Landscape ecology in theory and practice (Vol. 401). Springer New York. 2001.
- VALENTE, E. L. **Caracterização da intensidade de degradação do solo e da cobertura vegetal de uma área no Médio Rio Doce, utilizando imagem IKONOS II**. 89 p. Dissertação (Mestrado Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- VALVERDE, O. Estudo regional da zona da mata de Minas Gerais. **Revista brasileira de geografia**, v. 20, n. 1, p. 1-82. 1958.
- VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental management*, 30(3), 391-405. 2002.
- VIETES, E. G.; VIETES, R.G., FREITAS, I. A. Sertões do Leste: a construção de uma região geográfica. **Geo UERJ**, Ano 16, nº 25, v.1, 257-275, Rio de Janeiro: UERJ. 2014.

APÊNDICES

Apêndice A -Valores máximos e mínimos, e respectivos anos, das áreas usos do solo na bacia do Rio Doce e sub-bacias entre 1985 e 2018

(continua)

Uso e cobertura do solo (área)																	
Bacia e Sub-bacias	Floresta Natural		Floresta Plantada		Natural não Florestal		Pastagem		Agricultura		Mosaico		Antropizada		Corpos d'água		
	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	
Geral	Ano	1985	1999	2018	1985	2011	1985	2004	2018	2018	1990	2018	2004	2017	1985	1986	2001
	km²	21032,2	19032,5	4077,1	1619,1	1362,0	900,3	52787,2	43320,3	1166,3	3,7	16445,8	9760,7	698,4	383,5	588,0	477,2
	%	24,2	21,9	4,7	1,9	1,6	1,0	60,8	49,9	1,3	0,0	18,9	11,2	0,8	0,4	0,7	0,5
Caratinga	Ano	1985	2017 e 2018	2017 e 2018	1985	2010-2012	1985	2004	2018	2017-2018	1985-2016	2018	2004	2018	1986	1986	2018
	km²	606	495	223	76	13,5	7,8	5168	4326	3,3	0	1526,7	738,8	48,1	21,6	52,3	46,8
	%	9	7,4	3,3	1,1	0,2	0,1	77,4	64,7	0,05	0	22,9	11,1	0,7	0,3	0,8	0,6
Guandu	Ano	2016	2003	2018	1985-1987	2006	1985	1998	2018			2018	1988		1987	2005	2018
	km²	432,1	373,1	26,7	0,1	42,4	29,1	1602,1	1356,4	0	0	610,0	430,9	12,6	5,6	5,1	4,5
	%	17,5	15,09	1,1	0,01	1,71	1,18	64,8	54,9	0,00	0,00	24,7	15,8	0,51	0,2	0,2	0,18
Manhuaçu	Ano	2010	1992	2018	1985-1988	2016	1985	1992	2018			2018	1986	2018	1985	2012	1990
	km²	1625,4	1366,6	77,7	0,8	110,3	78,4	6300,8	5037,7	0,0	0,0	2336,6	1397,3	37,2	14,2	21,2	15,3
	%	17,7	14,9	0,8	0,01	1,2	0,9	68,5	54,8	0,0	0,0	25,4	15,2	0,4	0,15	0,23	0,17
Piracicaba	Ano	1985	1999	2018	1985	2011	1985	2001	2016	1986	1987-2016	1997	2002	2018	1985	1986	2005
	km²	2359,6	1991,5	860	406,2	163,6	58,2	2039,1	1682	3,1	0,0	766,6	171,4	206,8	119,9	26,5	20,8
	%	41,5	35,0	15,1	7,1	2,9	1,0	35,9	29,6	0,1	0,0	13,5	9,98	3,6	2,1	0,47	0,37
Piranga	Ano	2013	1993	2018	1985	2017	1985	2003	2018	2018	2004	2018	2004	2018	1986	2011	1997
	km²	4460,7	3651,3	875,2	385,2	87,7	14,3	11280,7	9568,2	41,4	0,1	2748,0	1664,3	109,2	42,8	75,5	67,6
	%	25,4	20,8	5,0	2,2	0,5	0,1	64,2	54,4	0,2	0,0	15,6	9,5	0,6	0,2	0,4	0,4

(conclusão)

Uso e cobertura do solo (área)																	
Sub-bacias	Floresta Natural		Floresta Plantada		Natural não Florestal		Pastagem		Agricultura		Mosaico		Antropizada		Corpos d'água		
	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	maior	menor	
Santa Maria	Ano	2012	2003	2018	1987	2006	1995	1987	2018	2018	1986	1995	1987	2017	1998	1987	2017
	km²	639,06	588,94	66,26	3,35	59,83	46,39	1918,5	1550,9	148,2	0,65	549,83	405,38	19,46	7,49	59,98	50,58
	%	20,85	19,21	2,16	0,11	1,95	1,51	62,59	50,60	4,83	0,02	17,94	13,22	0,63	0,24	1,96	1,65
Santo Antônio	Ano	1985	2018	2018	1986	1991	1989	2004	2017	2008	1990	2018	2004	1993	2018	1986	1985
	km²	4812,3	4114,1	719,7	207,4	569,0	268,3	4520,2	3719,2	6,3	0,0	1550,6	912,5	200,9	63,3	101,4	24,9
	%	44,8	38,3	6,7	1,9	5,3	2,5	42,0	34,6	0,1	0,0	14,4	8,5	1,9	0,6	0,2	0,9
São José	Ano	2010	1998	2018	1990	2006	2018	1990	2018	2017	1987	2018	1998	2017	1993	1986	2017
	km²	1979,8	1656,1	542,8	245,3	351,3	276,5	6359,2	4371,7	968,2	2,7	1529,1	891,1	74,5	34,1	189,7	168,2
	%	20,2	16,9	5,5	2,5	3,6	2,8	64,9	44,6	9,9	0,03	15,6	9,1	0,8	0,3	1,9	1,7
Suaçuí Grande	Ano	1985	2001	2018	1987	2003	1998	2004	2018	2008	1985 e 2014	2018	2004	2018	1985	1998	2001
	km²	4738,50	4123,02	684,57	242,69	85,74	58,27	14505,31	11659,76	1,00	0,00	4863,29	2234,61	81,15	33,27	69,62	52,00
	%	21,98	19,12	3,18	1,13	0,40	0,27	67,28	54,08	0,005	0,00	22,56	10,36	0,38	0,15	0,32	0,24

Fonte: elaboração própria. km² - área total, % - percentagem em relação à área total da bacia ou sub-bacia

Apêndice B – Percentagem de ganhou ou perda de área por classe em relação à área total da bacia ou sub-bacia e em relação à área inicial da classe, na bacia hidrográfica do Rio Doce, entre 1985 e 2018

Bacia e Sub-bacias	Classes de uso e cobertura do solo															
	Floresta Natural		Floresta Plantada		Área Natural não Florestal		Pastagem		Agricultura		Mosaico		Área Antropizada		Corpos d'água	
	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²	% Área ¹	% Área ²
Geral	-1,89	-7,8	2,83	151,8	0,46	44,0	-9,12	-15,5	1,33	8020,4	6,10	47,6	0,31	69,3	-0,02	-2,7
Caratinga	-1,7	-18,2	2,2	192,0	0,1	55,3	-11,0	-14,5	0,0	2.696,3	10,0	78,0	0,4	113,0	-0,1	-9,8
Guandu	1,1	7,0	1,1	18.747,6	0,4	32,0	-8,9	-13,9	0,0	-	6,0	32,2	0,3	117,2	0,0	-5,5
Manhuaçu	0,5	2,9	0,8	9.496,6	0,3	34,4	-10,8	-16,4	0,0	-	8,9	53,8	0,2	161,3	0,0	13,9
Piracicaba	-5,7	-13,7	8,0	111,7	1,4	134,7	-4,3	-12,7	0,0	10,8	-0,9	-6,7	1,5	72,5	0,0	8,3
Piranga	0,5	2,3	2,8	127,2	0,3	419,0	-7,3	-11,9	0,2	1652,8	3,1	24,9	0,3	123,8	0,0	3,1
Santa Maria	0,2	1,1	2,1	1.851,8	0,1	7,1	-11,0	-17,9	4,8	15.808,4	3,8	26,5	0,3	129,4	-0,2	-12,6
Santo Antônio	-6,5	-14,5	4,8	247,0	2,1	74,7	-5,5	-13,6	0,0	69,1	5,4	60,4	-0,3	-33,9	0,0	17,1
São José	-0,7	-3,7	2,6	85,6	-0,3	-8,3	-15,2	-25,4	9,8	13.482,9	3,6	29,9	0,4	108,3	-0,2	-9,7
Suaçuí Grande	-2,8	-12,7	2,0	177,4	0,1	24,5	-9,4	-14,8	0,0	-	9,8	77,2	0,2	143,9	0,0	14,7

Fonte: elaboração própria. ¹Em relação à área total da bacias/sub-bacia. ²Em relação à área inicial (1985) da classe.

Apêndice C – Tabulação cruzada de classes de uso e cobertura do solo entre 1985 e 1995 (área em km²)

		Área dos usos e coberturas (km²)								
1985										
1995		FN	FP	ANF	PA	AC	MO	AA	AG	Total 1985
	FN	17.329,1	917,2	196,0	1.451,6	3,5	1.079,8	19,4	12,2	21.008,9
	FP	276,5	1.245,7	1,7	50,2	0,1	43,5	1,4	0,1	1.619,1
	ANF	23,3	1,1	739,5	70,0	0,5	36,6	24,1	3,2	898,4
	PA	899,1	279,9	162,9	45.495,8	57,7	4.276,4	65,7	2,6	51.240,0
	AC	0,5	3,3	0,0	6,9	2,5	0,8	0,3	0,0	14,4
	MO	727,9	170,2	120,2	2.842,3	2,8	7.229,5	46,1	6,9	11.145,8
	AA	2,9	4,3	17,4	24,5	0,2	19,9	310,1	4,1	383,4
	AG	5,7	0,1	8,4	3,2	0,0	12,7	6,8	455,9	492,7
Total 1995		19.265,1	2.621,8	1.246,1	49.944,4	67,3	12.699,2	473,8	485,1	
	Ganho(G)	1936	1376	507	4449	65	5470	164	29	
	Perda (P)	3680	373	159	5744	12	3916	73	37	
	G-P:	-1744	1003	348	-1296	53	1553	90	-8	

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: FN: Floresta Natural; FP: Floresta Plantada; ANF: Área Natural não Florestal; PA: Pastagem; AC: Agricultura; MO: Mosaico agricultura/pastagem; AA: Área Antropizada, AG: Rio, Lago e Oceano.

Apêndice D - Tabulação cruzada de classes de uso e cobertura do solo entre 1995 e 2005 (área em km²)

		Área dos usos e coberturas (km²)								
1995										
2005		FN	FP	ANF	PA	AC	MO	AA	AG	Total 1995
	FN	16.875,9	363,8	58,4	1.199,3	0,2	743,9	15,4	7,7	19.264,6
	FP	558,1	1.896,0	0,4	76,1	0,0	88,9	2,2	0,1	2621,8
	ANF	110,4	1,3	986,0	103,0	0,1	21,3	22,6	1,6	1246,3
	PA	939,9	242,9	128,4	45.681,8	10,9	2.864,5	61,3	14,7	49.944,4
	AC	1,0	0,7	1,3	55,5	6,3	2,5	0,2	0,0	67,3
	MO	913,3	109,6	93,5	4.672,6	0,6	6.856,1	41,5	12,1	12.699,2
	AA	6,4	0,6	32,8	24,5	0,0	26,9	379,5	3,2	473,8
	AG	9,6	0,0	5,9	1,3	0,0	7,3	7,4	453,6	485,3
	Total 2005	19.414,6	2.614,8	1.306,8	51.814,2	18,0	10.611,4	530,0	493,0	
	Ganho(G)	2538,7	718,9	320,8	6132,4	11,7	3755,3	150,5	39,4	
	Perda (P)	2388,7	725,8	260,2	4262,7	61,1	5843,1	94,4	31,7	
	G-P:	150,0	-7,0	60,5	1869,8	-49,3	-2087,8	56,1	7,7	

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: FN: Floresta Natural; FP: Floresta Plantada; ANF: Área Natural não Florestal; PA: Pastagem; AC: Agricultura; MO: Mosaico agricultura/pastagem; AA: Área Antropizada, AG: Rio, Lago e Oceano.

Apêndice E - Tabulação cruzada de classes de uso e cobertura do solo entre 2005 e 2018 (área em km²)

2018	2005	Área dos usos e coberturas (km²)								Total 2005
		FN	FP	ANF	PA	AC	MO	AA	AG	
FN		16.843,5	859,1	53,7	593,3	21,7	1.026,0	21,6	9,7	19.428,5
FP		276,4	2.182,0	0,4	40,0	8,5	104,3	3,3	0,1	2.614,9
ANF		77,2	3,6	1.052,4	104,7	2,4	41,6	28,2	3,1	1.313,2
PA		1.298,8	745,7	57,3	40.530,9	1.055,5	7.992,9	114,2	19,4	51.814,7
AC		0,2	0,6	0,0	0,6	16,4	0,2	0,0	0,0	18,0
MO		878,9	284,3	45,1	2019,3	61,1	7.244,8	67,0	10,9	10.611,4
AA		4,3	1,4	81,9	24,9	0,5	14,4	398,4	4,4	530,2
AG		9,6	0,5	5,7	6,6	0,2	21,6	16,5	432,2	492,9
Total 2018		19.388,8	4.077,1	1.296,4	43.320,2	11.66,3	16.445,8	649,3	479,8	
Ganho(G)		2.545,3	1.895,1	244,0	2.789,3	1149,9	9.201,0	250,8	47,6	
Perda (P)		2.585,0	432,8	260,8	11.283,8	1,6	3.366,6	131,7	60,7	
G-P:		-39,7	1462,2	-16,8	-8494,5	1148,3	5834,4	119,1	-13,1	

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: FN: Floresta Natural; FP: Floresta Plantada; ANF: Área Natural não Florestal; PA: Pastagem; AC: Agricultura; MO: Mosaico agricultura/pastagem; AA: Área Antropizada, AG: Rio, Lago e Oceano.

CAPÍTULO 3 - RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS AMBIENTAIS E A DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA BHRD

3.1 Introdução

A maneira como o ser humano faz uso do solo contribui significativamente com o padrão e os processos que ocorrem na paisagem ao longo do tempo. Os elementos presentes em uma paisagem e a forma como estão arranjados, representando sua composição e sua configuração espacial, são resultado de muitos fatores, incluindo a variabilidade das condições de clima, topografia e solos; interações bióticas; ações pretéritas e atuais de uso do solo; e dinâmica de distúrbios naturais e sucessões. Com isso, as atividades antrópicas têm um grande papel como modificadoras desse arranjo, uma vez que os padrões de uso vão interagir com a estrutura abiótica, criando um ambiente no qual as funções ecossistêmicas irão acontecer. Assim, entender esse retrato da paisagem requer também uma compreensão da sua história (TURNER *et al.*, 2001).

As características biofísicas de um local trazem limitações ao uso do solo, assim como as mudanças no uso do solo podem interferir no ambiente. Muitos problemas ambientais são atribuídos a processos cumulativos que ocorreram em um determinado contexto, no qual interações entre fatores físicos, biológicos, políticos, sociais, culturais e econômicos resultam em problemas de entendimento e solução complexos. Identificar e compreender esses processos, muitas vezes intrinsecamente associados ao uso do solo, bem como aprimorar o planejamento socioeconômico ambiental, é vital para a reversão de situações limites, principalmente, aquelas ainda em expansão (BERTOL, 2019). Os fatores biofísicos associados às mudanças no uso podem ser tão importantes quanto os fatores antrópicos. Os primeiros definem a capacidade natural ou as condições disponíveis para as mudanças no uso do solo. O conjunto de fatores abióticos e bióticos que determinam essa capacidade natural varia entre localidades e regiões (LAMBIN *et al.*, 2003).

Há uma preocupação com a rapidez com que as mudanças impulsionadas pelo ser humano podem afetar os ecossistemas da Terra e, por sua vez, como as respostas do sistema podem retroalimentar, acelerando ou desacelerando, a mudança global (MAHLI; WRIGHT, 2004). A distribuição espacial e estrutura vertical da vegetação natural, por exemplo, são determinadas pela interação de fatores ambientais abióticos e bióticos, como clima, solo,

geomorfologia e fauna associados a estes ambientes naturais. Por outro lado, a cobertura vegetal também atuará sobre esses sistemas, por meio de trocas de energia, água e gases, e atuando no ciclo biogeoquímico (SELLERS *et al.*, 1997). As paisagens contemporâneas exprimem, em grande medida, o ajustamento dos sistemas físicos e biológicos às condições impostas pelas atividades humanas e sua dinâmica histórica (FOSTER, 2003).

Não há uma teoria que, sozinha, reúna todos os processos relevantes e que expliquem as mudanças do uso do solo. A interação de vários fatores imediatos e subjacentes impulsionam a mudança de forma sinérgica, com grandes variações causadas pelas especificidades locais, de forma que as correlações entre esses fenômenos em nível global nem sempre são válidas para escalas locais ou regionais (GEIST, LAMBIN, 2001; LAMBIN *et al.*, 2003; TURNER, MEYER *et al.*, 1994). Para fatores que influenciam em quais locais ocorrerão as mudanças, é essencial que esse agente possa ser mapeado quantitativamente, representando sua variação espacial e temporal (VERBURG *et al.*, 2002). Estudos de caso que avaliem as relações entre os fatores responsáveis pelas alterações em regiões específicas são úteis e as associações expressas espacialmente são necessárias para relacionar as alterações no uso do solo aos desafios globais ligados à sustentabilidade. A gestão dos recursos, em grande parte, ocorre em escala de paisagem ou região, e o manejo do solo tende a ocorrer nessas escalas, de forma que estudos que considerem interfaces significativas podem auxiliar nessa gestão (TURNER, MEYER *et al.*, 1994).

A Mata Atlântica brasileira foi degradada ao longo de toda a costa pelo uso do solo (principalmente, agricultura e pecuária) e exploração de recursos naturais (como, extração de madeira) desde a colonização portuguesa no século XVI, e depois facilitada por fatores como a ampliação ao acesso (DRUMMOND, 1996). Para Silva *et al.* (2016), a propensão de uma área florestal ser desmatada é função de características biofísicas da paisagem e de fatores humanos. Os atributos do relevo podem ser considerados como atrativos da mudança no uso do solo e do desmatamento e, portanto, desempenhar um papel na dinâmica da floresta e da forma como o ambiente é utilizado (FREITAS *et al.*, 2010). O relevo pode atuar de forma direta ou indireta no uso do solo, por exemplo, como condicionante da ocupação humana, impondo limites físicos ao uso do solo e à produção econômica, além de influenciar os padrões de fragmentação e cobertura florestal. Estudos mostram sua importância para identificar processos de transformação no uso solo na região da Mata Atlântica (CABRAL, FISZON, 2004; SILVA *et al.*, 2007, TEIXEIRA *et al.*, 2009).

No sistema natural, a distribuição das espécies reflete suas respostas diferenciais ao clima, aos fatores edáficos, às interações bióticas e à disponibilidade de recursos. A dinâmica entre as espécies fornece os mecanismos pelos quais as comunidades e os biomas respondem às mudanças globais. Nesse sentido, a inter-relação de variáveis climáticas, como precipitação e temperatura, com a distribuição dos solos e da topografia, desempenha um papel essencial na compreensão das variações, dos padrões e da dinâmica de uso do solo, no espaço e no tempo (WANG *et al.*, 2020). Fatores edáficos (como características físicas e químicas específicas), topográficos e climáticos podem influenciar estágios sucessionais, tanto pela capacidade das espécies em ocupar os diversos tipos de ambientes, quanto pelo predomínio das espécies. Podem, ainda, alterar a distribuição espacial do teor de água do solo, da concentração de gases no solo, de nutrientes e de temperatura, resultando na heterogeneidade espacial. Considerar o efeito dessas variáveis espaciais nas respostas locais, ao longo do tempo, traz uma oportunidade significativa de aprimorar a capacidade de explicar e prever as respostas ambientais às mudanças ao uso do solo e do clima (APAN, PETERSON, 1998; SILVA *et al.*, 2007; TURNER, RUSCHER, 1988; WANG *et al.*, 2019).

A abordagem espaço-temporal permite identificar as variações dos recursos ambientais, que ocorrem a partir de combinações específicas de cada território e de seu contexto histórico (HANSEN *et al.*, 2001). A interação entre a dinâmica do uso do solo e variáveis do relevo e do clima permite avaliar os impactos em sistemas alimentares e a sua relação com outros fatores regionais (LUNYOLO *et al.*, 2021). Uma vez que a relação entre os efeitos biofísicos locais e regionais e as mudanças de uso e cobertura do solo influenciam fatores como clima local, a disponibilidade de água, a produtividade e biodiversidade dos ecossistemas, é importante que a formulação de políticas públicas considere essas inter-relações (PERUGINI *et al.*, 2017). Além disso, devem ser considerados os fatores, as direções e os efeitos relacionados às mudanças no uso do solo. As políticas, a economia e os valores sociais existentes em um momento podem não ser mais aplicáveis após uma determinada mudança nos padrões de uso, de forma que o desenvolvimento de diferentes tecnologias e políticas pode ser necessário para lidar com os novos problemas. Assim, as pesquisas devem auxiliar os gestores, as partes interessadas e o público em geral, fornecendo informações que associem os efeitos no uso do solo e esclareçam como atividades locais e regionais impactam a população (DALE, 1997).

O sensoriamento remoto é uma importante tecnologia e de interessante custo-benefício para o mapeamento e o monitoramento do uso e cobertura do solo, e o manejo dos recursos ambientais. A literatura relacionada ao tema mostra inúmeras iniciativas realizadas para o

mapeamento, o monitoramento e a modelagem do uso e cobertura do solo, em escalas locais, regionais e globais, sendo o seu uso crescente (GIRI, 2012). No entanto, a resposta dos padrões de uso aos processos biofísicos em uma escala de bacia hidrográfica precisa ainda de maior compreensão (WANG, 2019). A bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) apresenta grande importância nacional, mas também diversos desafios para a sua gestão. A erosão e as inundações são dois dos principais problemas hidrológicos que atingem a bacia, e suas principais causas são o desmatamento e o uso inadequado do solo (IGAM, 2010). Desde 2002, a BHRD possui o Comitê de Bacia Hidrográfica (IGAM, 2010) ao qual compete, entre outros, promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos; arbitrar os conflitos relacionados aos recursos hídricos; aprovar e acompanhar a execução do plano de recursos hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas (BRASIL, 1997). Entretanto, como grande parte de seus problemas estão relacionados ao uso do solo, uma maior atenção deve ser dada a esse recurso.

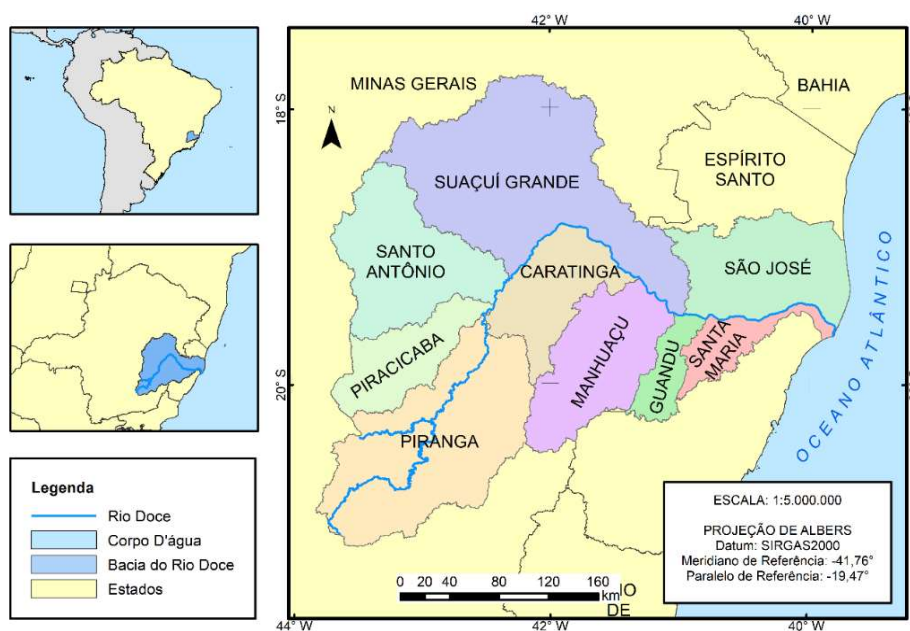
O solo possui uma relevância multidimensional e afeta de forma direta e indireta a sustentabilidade de outros recursos e, portanto, deve ser considerado sob a ótica da “segurança do solo” (MCBRATNEY *et al.*, 2014; MCBRATENEY; FIELD, 2015; BOUMA, MCBRATENEY, 2013), assim como já se discute outros desafios globais, como segurança hídrica. Contudo, para que isso seja alcançado, as funções ecossistêmicas do recurso solo devem ser mantidas e recuperadas (BOUMA, 2015), e deve-se aprimorar a discussão que considere a governança do solo quando se fala de recursos naturais e uso sustentável (BERTOL, 2019). Neste estudo, a relação da dinâmica de uso e cobertura do solo foi avaliada em relação aos efeitos de variáveis ambientais, em uma escala de bacia hidrográfica, e a diferenciação entre as sub-regiões, de forma a elucidar padrões de uso do solo e auxiliar em sua gestão. Para isso, o objetivo deste estudo foi investigar como a distribuição e a variabilidade das variáveis ambientais altitude, declividade, precipitação, temperatura e classes de solos relacionaram-se à dinâmica do uso e cobertura do solo, em 34 anos (1985-2018) de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES).

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo e aquisição de dados do uso e cobertura do solo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Doce - BHRD (Figura 1) e no qual foram utilizados 34 arquivos no formato raster, referentes ao uso e cobertura do solo (1985 – 2018), provenientes do projeto MapBiomas Brasil (<https://mapbiomas.org/>) e pertencentes à Coleção 4.1. Para o processamento e análise dos rasters, foram utilizados os softwares ArcGis (v 10.7.1) e R (v 3.6.1) (R CORE TEAM, 2016), conforme a metodologia descrita do Capítulo 2.

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Rio Doce e sub-bacias



Fonte: elaboração própria, a partir de dados do IBIO (2018).

3.2.2 Obtenção das variáveis ambientais e cruzamento de dados

Para a avaliação das relações do uso do solo com as variáveis ambientais da bacia hidrográfica do rio Doce, utilizou-se o MDE NASADEM (NASA, 2020) (<https://search.earthdata.nasa.gov/search?q=nasadem>), para a obtenção das variáveis morfométricas, com o auxílio dos softwares ArcGis 10.8.1 e R. Além disso, as variáveis

bioclimáticas foram obtidas do WorldClim (<https://www.worldclim.org/>), versão 2 (FICK, HIJMANS, 2017), das quais foram utilizadas a BIO1 = Temperatura Média Anual e a BIO12 = Precipitação Anual. Os arquivos no formato rasters para a altitude, a declividade, a precipitação e a temperatura, além do mapa de solos, foram cruzados com os dados de uso e cobertura do solo, utilizando-se o software ArgGis 10.8.1. Os dados de uso e cobertura do solo utilizados foram referentes aos anos de 1985 e 2018, às análises da moda (classe de uso mais frequente no pixel) e do variety (número de classes de uso existentes no pixel), que foram gerados conforme a metodologia descrita no Capítulo 2. A principal função usada para o cruzamento dos dados foi o Spatial Analyst Tool – Zonal. Aquelas variáveis com características contínuas foram reprocessadas para a criação de classes de intervalos (Tabela 1).

Tabela 1 – Variáveis ambientais e intervalos de variação

Variável	Intervalos	Fonte
Altitude (m)	1.200 - 2.617; 800 - 1.200; 600 - 800; 400 - 600; 200 - 400; 100 - 200; 60 - 100; 1 - 60;	MDE – NASADEM 30m
Declividade (graus)	70 - 83; 45 - 70; 15 - 45; 10 - 15; 5 - 10; 2 - 5; 0 - 2	MDE – NASADEM 30m
Precipitação anual (mm ano ⁻¹)	1.036 - 1.100; 1.100 - 1.200; 1.200 - 1.300; 1.300 - 1.400; 1.400 - 1.500; 1.500 - 1.600; 1.600 - 1.729	BIO 12 - Worldclim
Temperatura média anual (°C)	10 - 12; 12 - 14; 14 - 16; 16 - 18; 18 - 20; 20 - 22; 22 - 25;	BIO 1 - Worldclim
Mapa de solos	26 Unidades de mapeamento	Fernandes Filho <i>et al.</i> (2010) Cunha <i>et al.</i> (2016)

Fonte: elaboração própria.

3.3 Resultados

3.3.1 Distribuição das variáveis na BHRD e sub-bacias

A variação nos intervalos das variáveis altitude, declividade, precipitação e temperatura na bacia hidrográfica do rio Doce - BHRD, seus intervalos mais frequentes e a percentagem de

área da bacia no intervalo mais frequente estão apresentados na Tabela 2. As Figuras 2 e 3 apresentam a distribuição espacial dessas variáveis nos intervalos nos quais foram subdivididas.

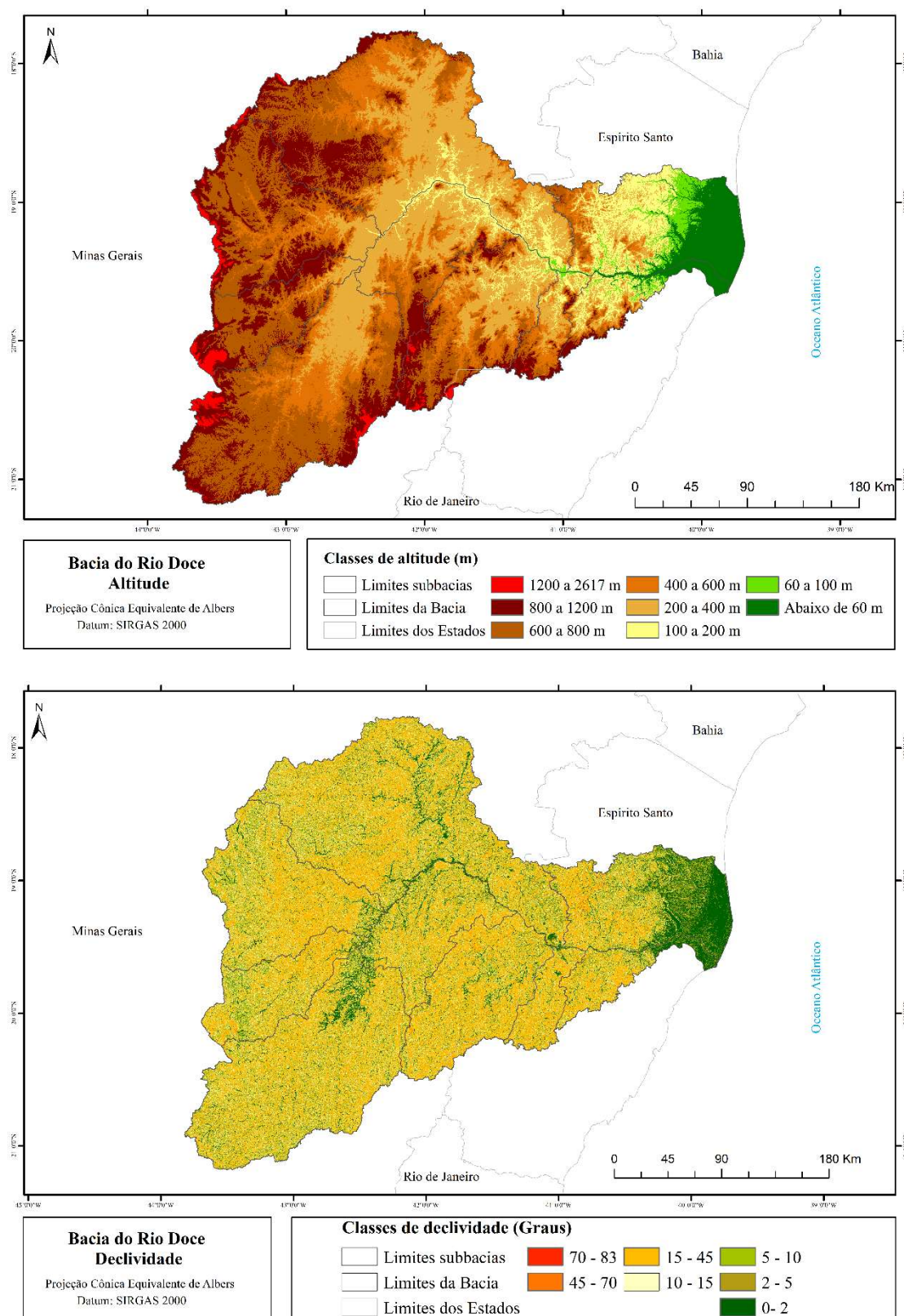
Tabela 2 – Caracterização das variáveis altitude, declividade, precipitação e temperatura, na bacia hidrográfica do rio Doce

Variáveis ambientais	Intervalo da variação na BHRD	Intervalo mais frequente	Porcentagem da bacia no intervalo mais frequente
Altitude (m)	0 a 2.617	600 a 800	29%
		200 a 400	23%
Declividade (graus)	0 a 83	15 – 45	46%
		10 – 15	18%
Precipitação (mm ano ⁻¹)	1.100 e 1.729	1.200 – 1.300	32%
		1.100 – 1.200	26%
Temperatura (°C)	10 a 25	22 – 25	40%
		20 – 22	32%

Fonte: elaboração própria.

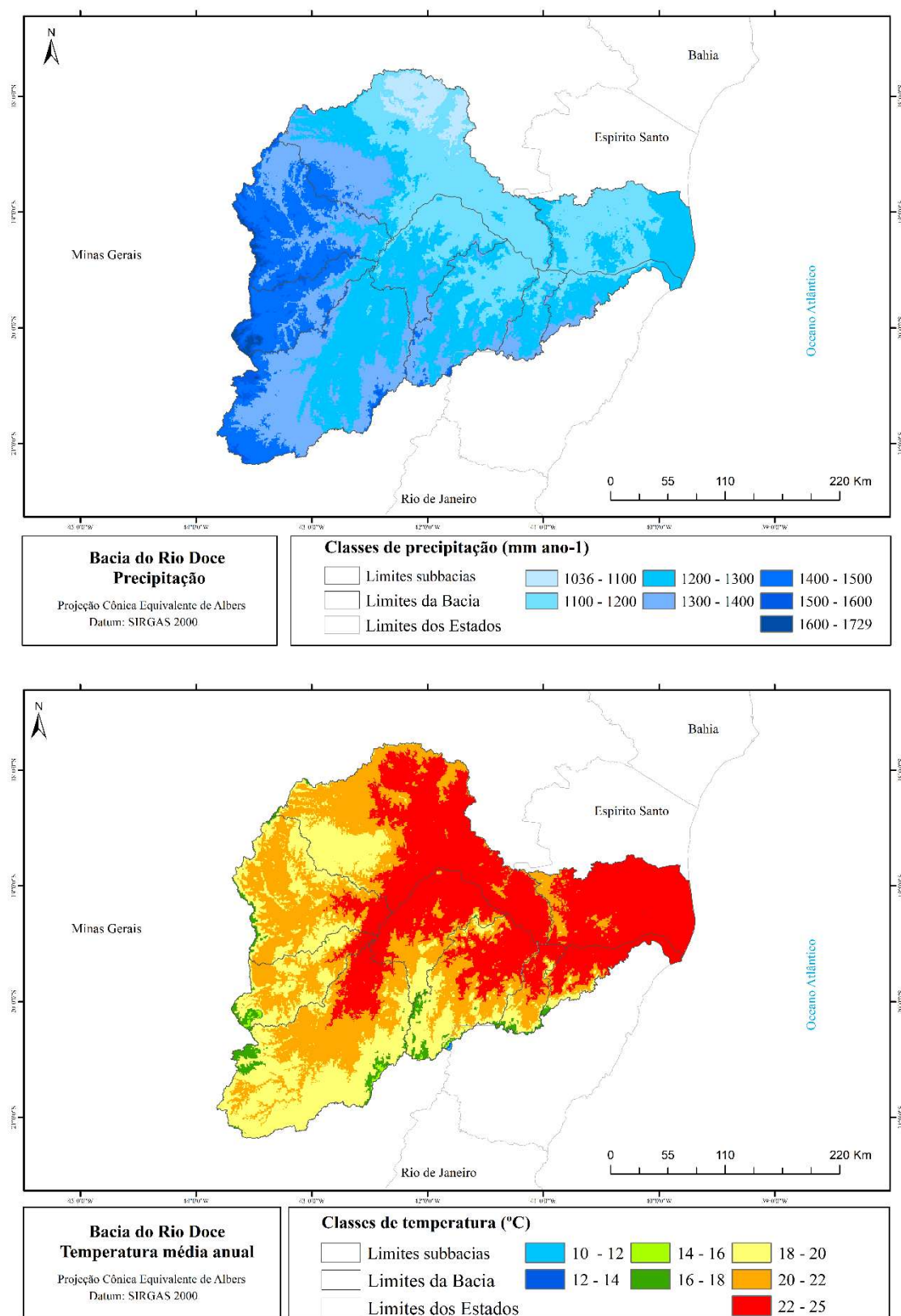
Quando as sub-bacias foram avaliadas em relação aos intervalos de altitude (Figura 4), aquelas que tiveram a maior parte de sua área em valores ≤ 200 m foram São José e Santa Maria. Entre 200 e 400 m, intervalo que abrangeu aproximadamente 23% da bacia, predominaram as áreas das sub-bacias do Caratinga, Manhuaçu, Guandu e Suaçuí Grande. Por outro lado, as que tiveram as maiores proporções de área em altitude ≥ 600 m foram as sub-bacias Piracicaba, Piranga e Santo Antônio. As maiores amplitudes para os valores das altitudes foram encontradas nas sub-bacias do Manhuaçu e do Suaçuí-Grande, e os valores das médias variaram de ~165 a 780 m, e foram verificados em São José e Piracicaba, respectivamente (Apêndice A).

Figura 2 – Distribuição espacial da altitude e da declividade, na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: organização própria, a partir de dados da NASA (2020).

Figura 3 – Distribuição espacial da precipitação e da temperatura média anuais, na bacia hidrográfica do rio Doce

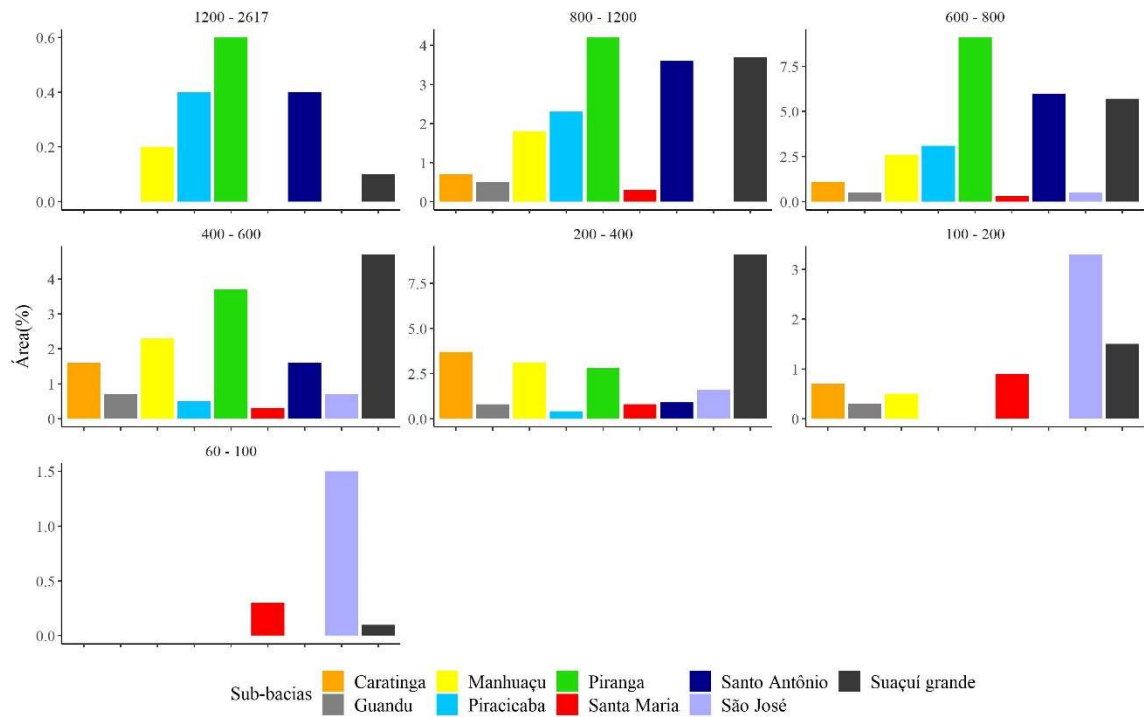


Fonte: organização própria, a partir de dados Worldclim (2019).

Nos que diz respeito à declividade (Figura 5), a maior parte das sub-bacias apresentou maiores percentagens de área nos intervalos de 15 – 45 graus, e em seguida no intervalo 10 – 15 graus. As exceções foram as sub-bacias Santa Maria, na qual predominou o intervalo de 15 – 45 graus, seguindo do intervalo de 0 – 2 graus, e na sub-bacia do São José, onde ocorreu o contrário, predominando o intervalo 0 – 2 graus, seguido de 15 – 45 graus (Apêndice D).

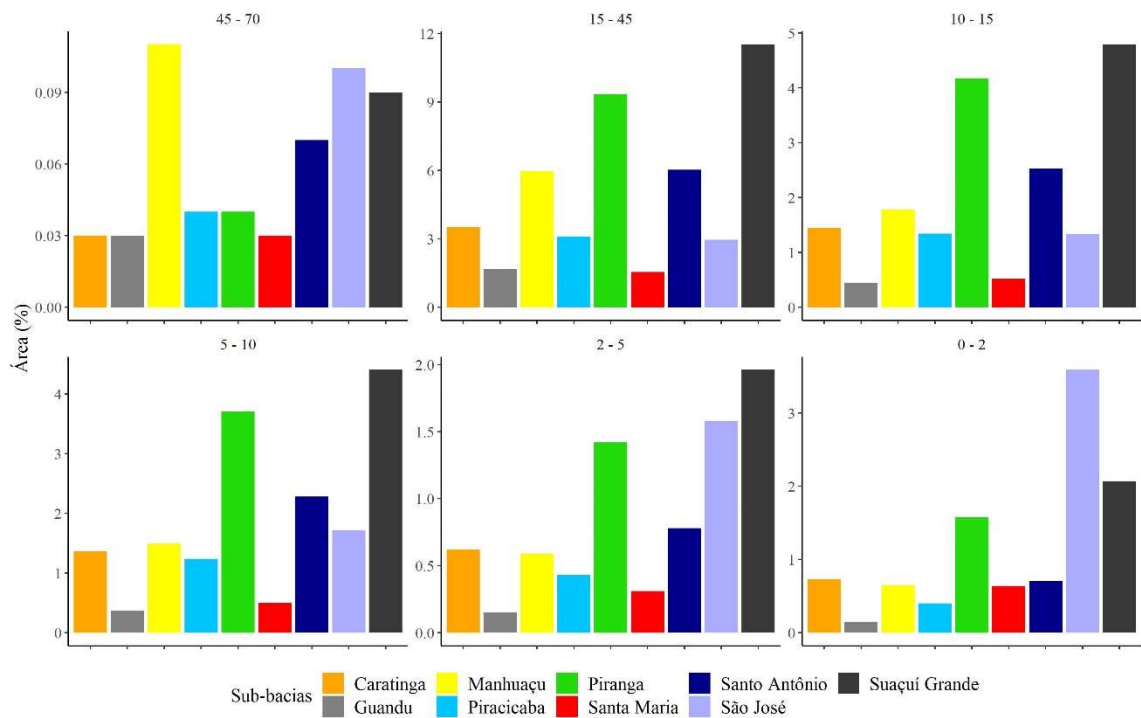
A avaliação em relação à precipitação (Figura 6) mostrou que os valores máximo e mínimo (1.729 e 1.036 mm ano⁻¹) foram encontrados nas sub-bacias do Piracicaba e Suaçuí Grande, respectivamente, e foram também as que apresentaram as maiores amplitudes para os valores de precipitação (Apêndice E). A predominância de área nos intervalos de 1.200 – 1.300 e 1.100 – 1.200 mm ano⁻¹ apareceu na maioria das sub-bacias, exceto Piracicaba, Piranga, Santo Antônio e Guandu, que apresentaram maior área em intervalos com maior precipitação (Apêndice F). A análise da temperatura (Figura 7) indicou valores mínimos de temperaturas entre 10,2 °C (sub-bacia Manhuaçu) e 19,8 °C (sub-bacia São José), e de máximas entre 23,8°C (sub-bacia Piranga) e 24,6°C (sub-bacias Caratinga e Suaçuí Grande). A sub-bacia do Manhuaçu foi a que apresentou a maior amplitude entre os valores máximo e mínimo de temperatura (Apêndice G). O intervalo predominante na maioria das sub-bacias foi de 22 a 25 °C, exceto em Piracicaba e Piranga (18 – 20 °C) e Santo Antônio (20 – 22°C), onde predominaram intervalos de temperaturas inferiores.

Figura 4 – Distribuição das percentagens de área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de altitude (metros)



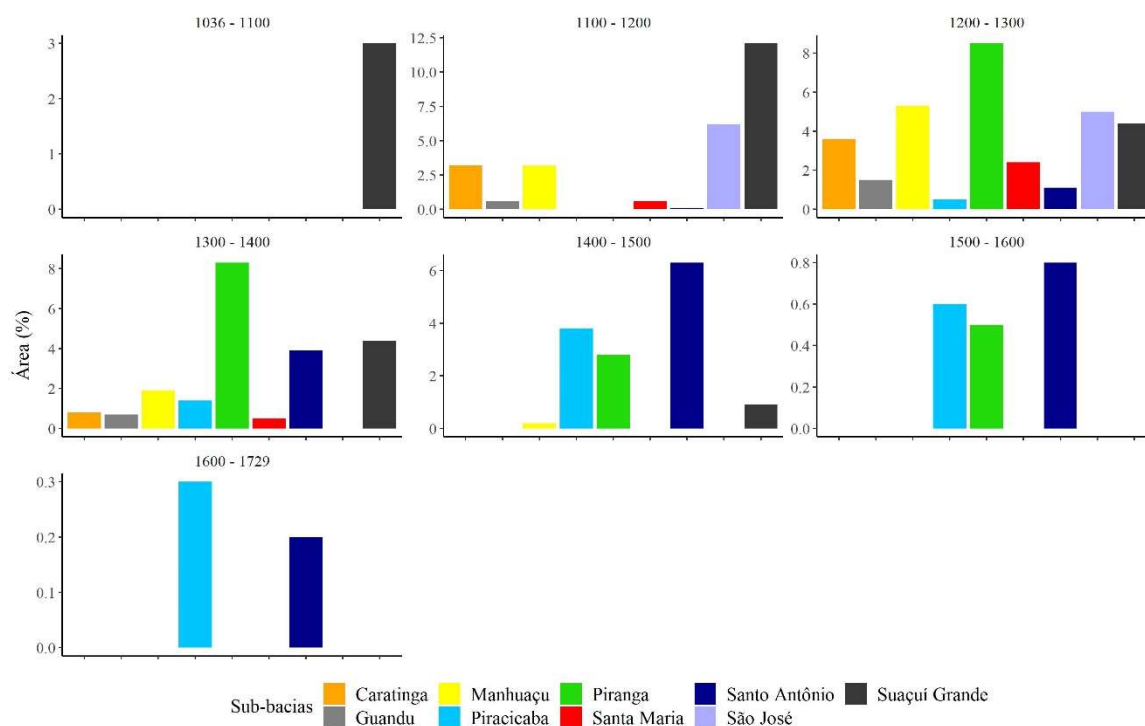
Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 5 – Distribuição das percentagens de área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de declividade (graus)



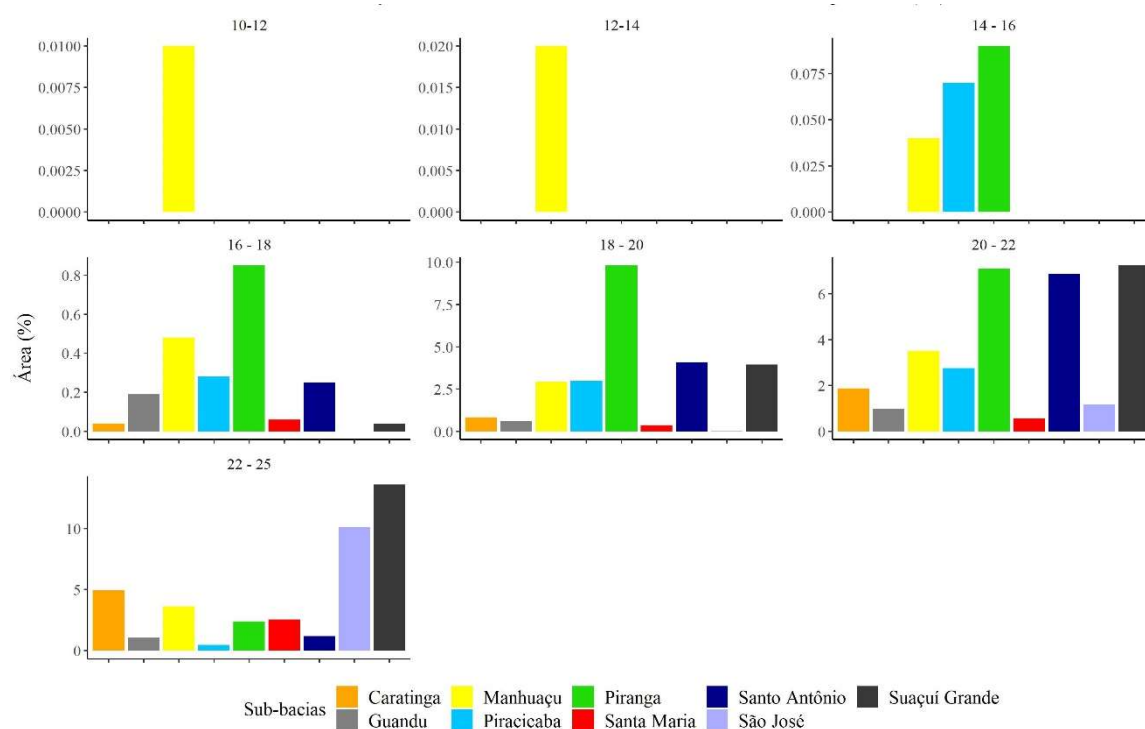
Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 6 – Distribuição das percentagens de área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de precipitação (mm ano^{-1})



Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 7 – Distribuição das percentagens de área das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de temperatura ($^{\circ}\text{C}$)



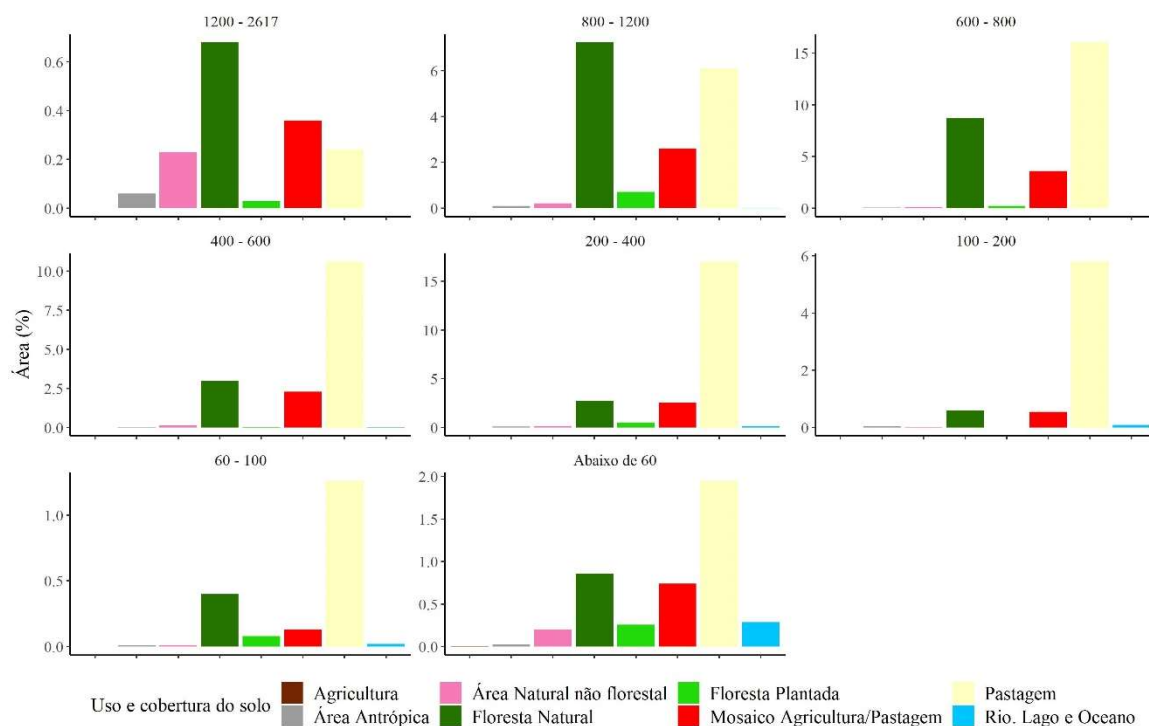
Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

3.3.2 Relações entre variáveis ambientais e o uso e cobertura do solo na BHRD

O cruzamento das informações da classe modal de uso e cobertura do solo, em 34 anos, com as variáveis ambientais mostrou que a floresta natural teve maior percentagem de área no intervalo de altitude de 600 a 800 m e de 800 a 1.200 m, respectivamente (Figura 8). A classe de uso floresta plantada, por outro lado, teve predomínio de 800 a 1.200 m, seguido de 200 a 400 m. A classe pastagem teve maior área de 200 e 400 m, seguido de 600 a 800 m, respectivamente. A pequena área da classe agricultura não incluída na classe mosaico agricultura/pastagem foi encontrada abaixo de 100 m. A classe mosaico agricultura/pastagem apresentou maior área em 600 a 800 m. Para a declividade (Figura 9), a maioria das classes de uso apresentaram maior percentagem de área no intervalo de declividade de 15 a 45°, o intervalo de maior ocorrência na bacia, com exceção das classes agricultura e da área antropizada, que predominaram de 0 – 2°. Em segundo lugar, o intervalo de 10 – 15° foi predominante para as classes floresta natural, pastagem e mosaico agricultura/pastagem, já para a classe floresta plantada foi 5 – 10°. Quase todos os intervalos de declividade tiveram maior área da classe pastagem seguida de floresta natural, que são os usos principais da bacia. As exceções foram os intervalos de 45 a 70°, o qual apresentou ordem inversa (floresta natural seguida de pastagem), e acima de 70°, onde predominou a classe área natural não florestal.

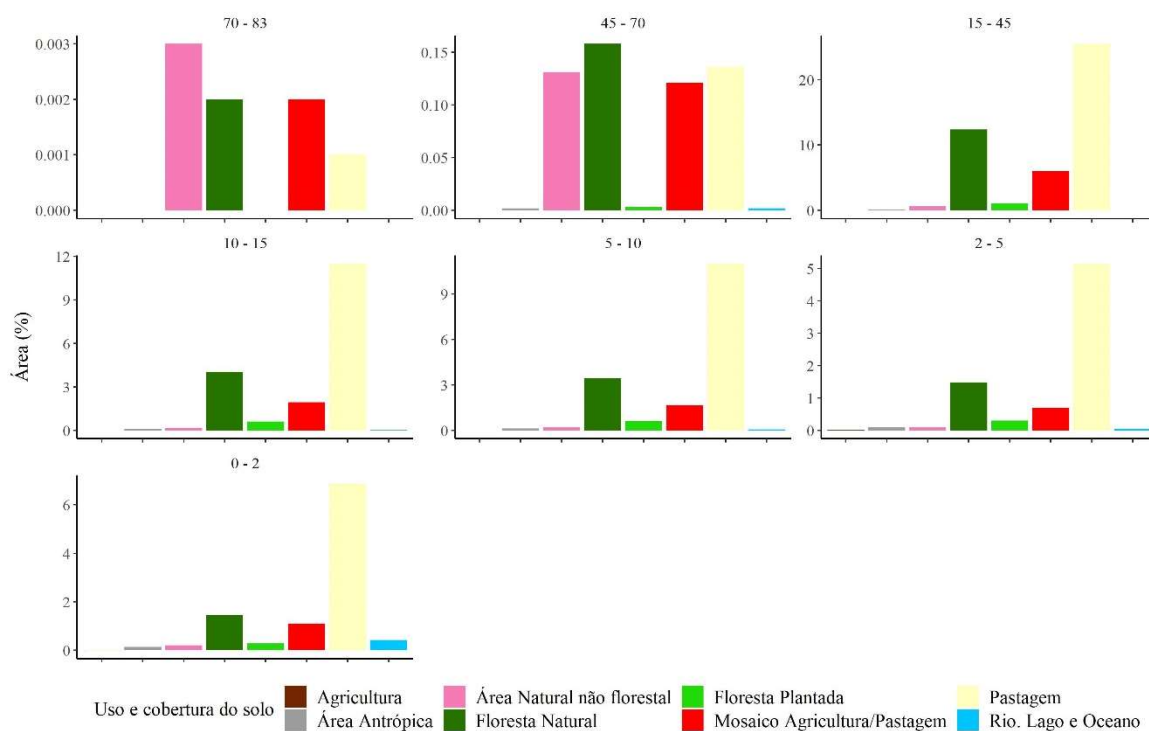
Em relação aos intervalos de precipitação média anual (Figura 10), houve o predomínio da classe pastagem, seguida da classe floresta natural, em quase todos os intervalos. As exceções ocorreram no intervalo de 1.400 a 1.600 mm ano⁻¹, onde a floresta natural prevaleceu; no intervalo de 1.100 a 1.036 mm ano⁻¹, no qual houve predomínio de pastagem seguida de mosaico agricultura/pastagem; e no intervalo 1.600 a 1.729 mm ano⁻¹, onde a área natural não florestal predominou, seguida de floresta natural (Apêndice O). Em relação às principais classes de uso, a floresta natural e a floresta plantada tiveram maior percentagem de área no intervalo de 1.200 a 1.500 mm ano⁻¹, enquanto as classes pastagem e mosaico agricultura/pastagem predominaram de 1.100 a 1.400 mm ano⁻¹ e a classe agricultura de 1.100 a 1.200 mm ano⁻¹. Na análise do uso e cobertura do solo em relação à temperatura (Figura 11), a maior área da classe floresta natural foi encontrada no intervalo de 18 a 22 °C e, para a classe floresta plantada, 18 – 20 °C e 22 – 25 °C. As classes pastagem e mosaico agricultura/pastagem predominaram no intervalo de 20 a 25 °C (Apêndice S).

Figura 8 – Distribuição das percentagens de áreas das classes de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de altitude (metros)



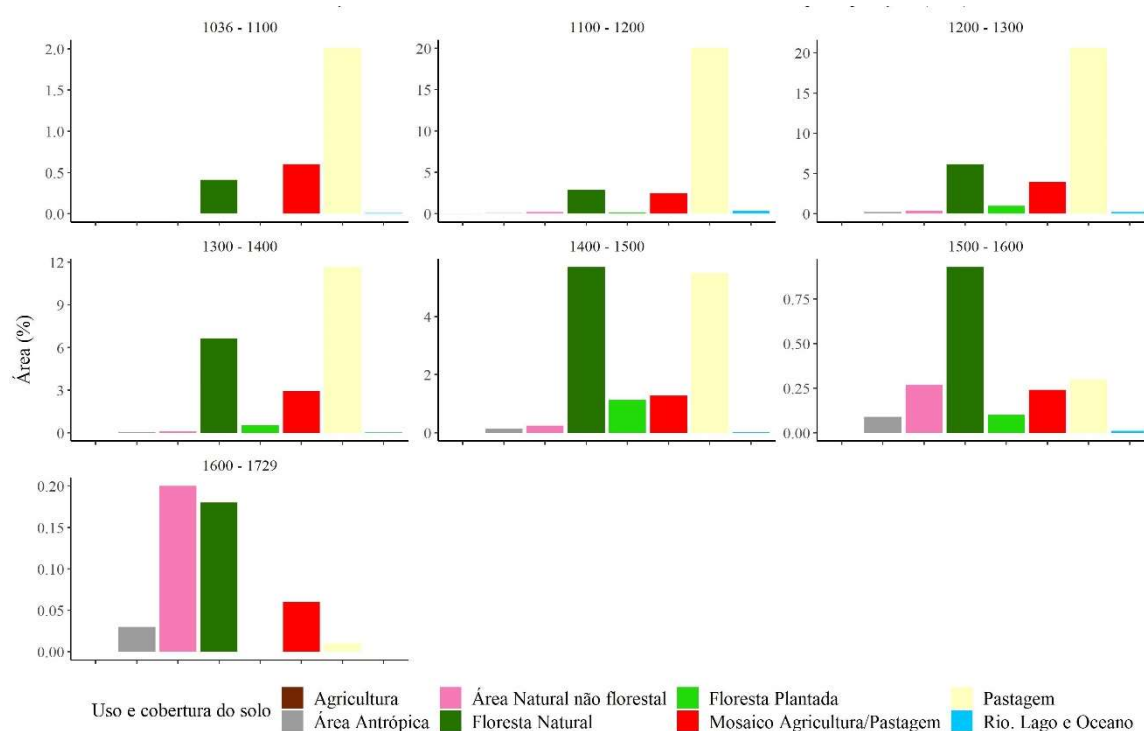
Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 9 – Distribuição das percentagens de áreas das classes de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de declividade (graus)



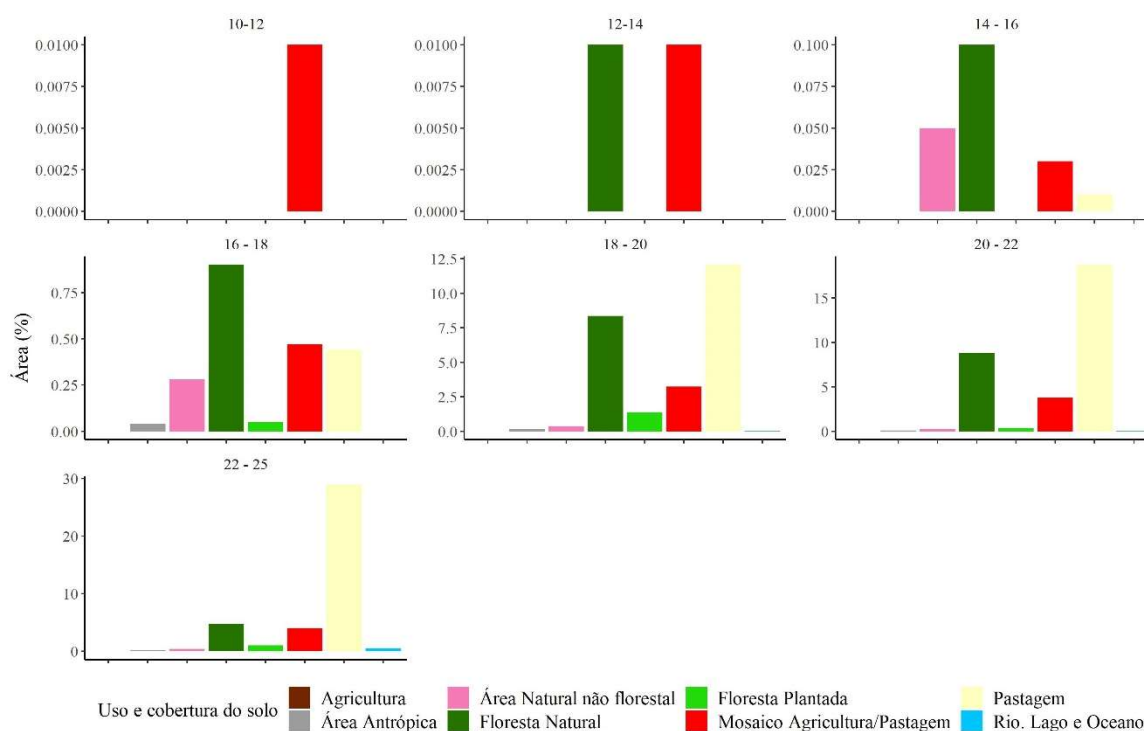
Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 10 – Distribuição das percentagens de áreas das classes de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de precipitação (mm ano^{-1})



Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Figura 11 – Distribuição das percentagens de áreas das classes de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Doce, nos intervalos de temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

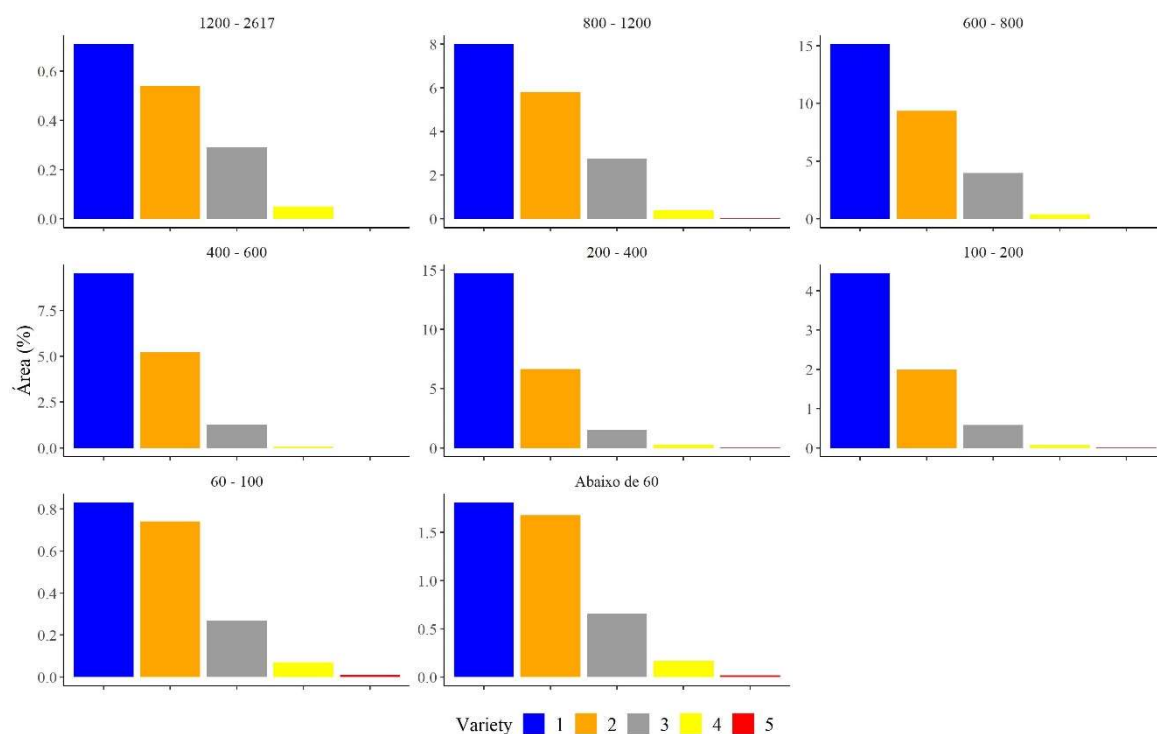


Fonte: organização própria, dados da pesquisa.

Ao realizar a comparação das mudanças no uso entre 1985 e 2018, observou-se que não houve diferenças no comportamento da maioria das classes de uso, em relação aos intervalos das variáveis. A floresta natural, por exemplo, diminuiu de área no ano de 2018, quando comparada ao ano de 1985, e isso aconteceu, por exemplo, em todos os intervalos de altitude (Apêndices J e K). As exceções a se destacar foram, em relação à altitude, o mosaico agricultura/pastagem aumentou em todos os intervalos, exceto nos intervalos acima de 1200 m e abaixo de 60 m. A classe floresta plantada, embora tenha apresentado aumento de área em todos os intervalos de altitude, apresentou crescimentos maiores em altitudes maiores (600 a 1.200 m). Na análise da precipitação do ano de 1985, comparativamente a 2018, não houve diferenças de comportamento entre intervalos para as classes floresta natural, floresta plantada, pastagem e agricultura, sendo que, apenas a classe mosaico agricultura/pastagem aumentou seu predomínio em locais com menor precipitação (1.100 a 1200 mm ano⁻¹) (Apêndices P e Q).

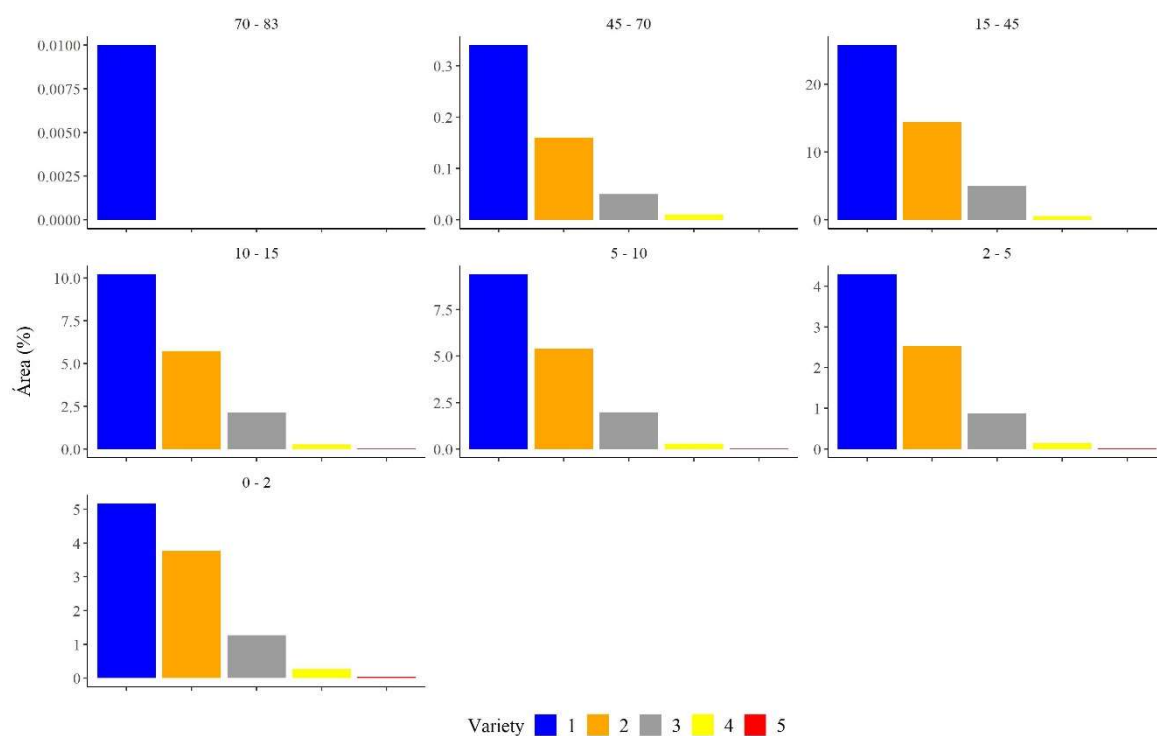
As variáveis ambientais também foram cruzadas com as informações do número de usos existentes em cada pixel, entre 1985 e 2018 (variety). A maior área da bacia onde não houve mudanças de uso (variety igual a um) foi encontrada nos intervalos de altitude de 600 a 800 m e de 200 a 400 m (Figura 12), equivalentes a 15,14% e 14,75%, respectivamente. Esses também foram os intervalos onde foram observadas as maiores proporções de áreas com dois usos. Para valores de variety igual a três e quatro, as maiores percentagens de área se encontraram entre 800 e 1.200 m. Quanto à declividade (Figura 13), para variety de um a quatro, as maiores áreas, ~26%, 15%, 5% e 0,5%, nessa ordem, foram encontradas no intervalo de 15 a 45°, que é o intervalo de declividade com maior proporção de área da bacia. Em relação à variável climática precipitação (Figura 14), as áreas com apenas um e dois usos foram aquelas onde observaram-se as maiores percentagens de área dos intervalos de precipitação mais frequentes na bacia, no caso: 1.200 - 1.300 m > 1.100 - 1.200 > 1.300 - 1.400. Já no caso da temperatura (Figura 15), as maiores proporções de áreas corresponderam a um ou dois usos (> 80% da bacia) e ocorreram nos seguintes intervalos, em ordem crescente: 22 a 25 °C, 20 a 22 °C e 18 a 20 °C. Para o variety igual a três, embora também tenham sido esses os intervalos principais, a maior área concentrou-se entre 18 e 22°C (Apêndice X).

Figura 12 – Distribuição do número de usos por pixel (variety) por intervalo de altitude, entre 1985 e 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



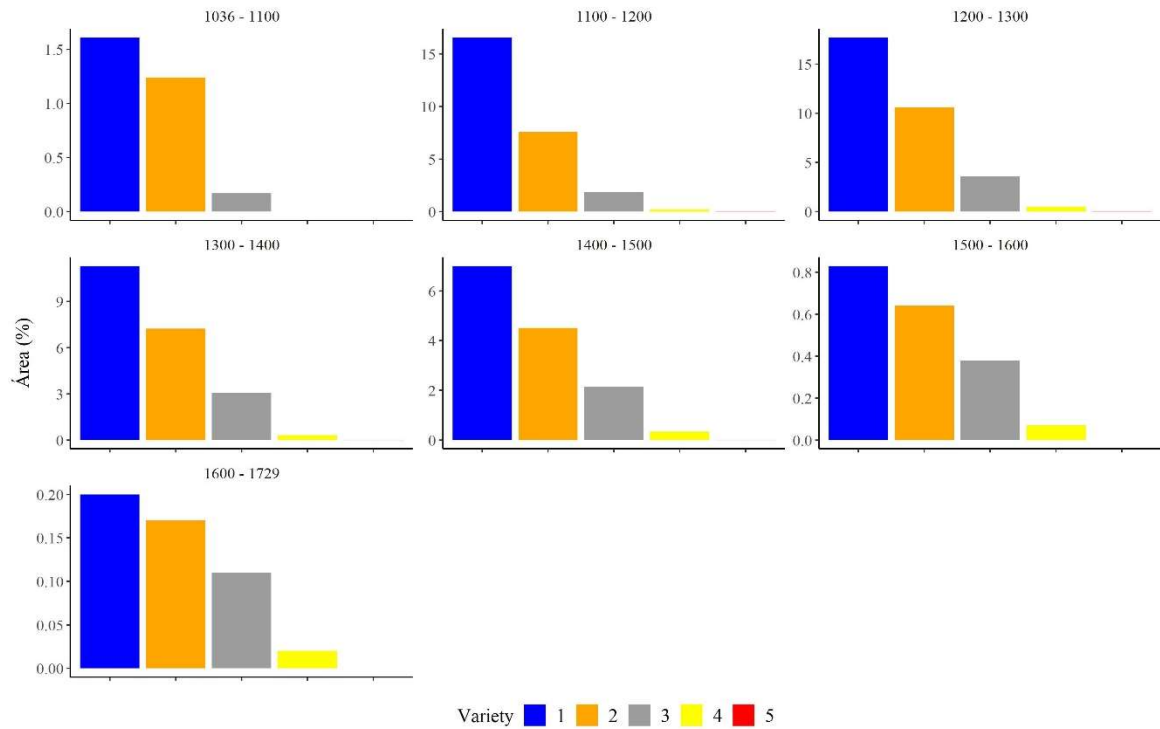
Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 13– Distribuição do número de usos por pixel (variety) por intervalo de declividade, entre 1985 e 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



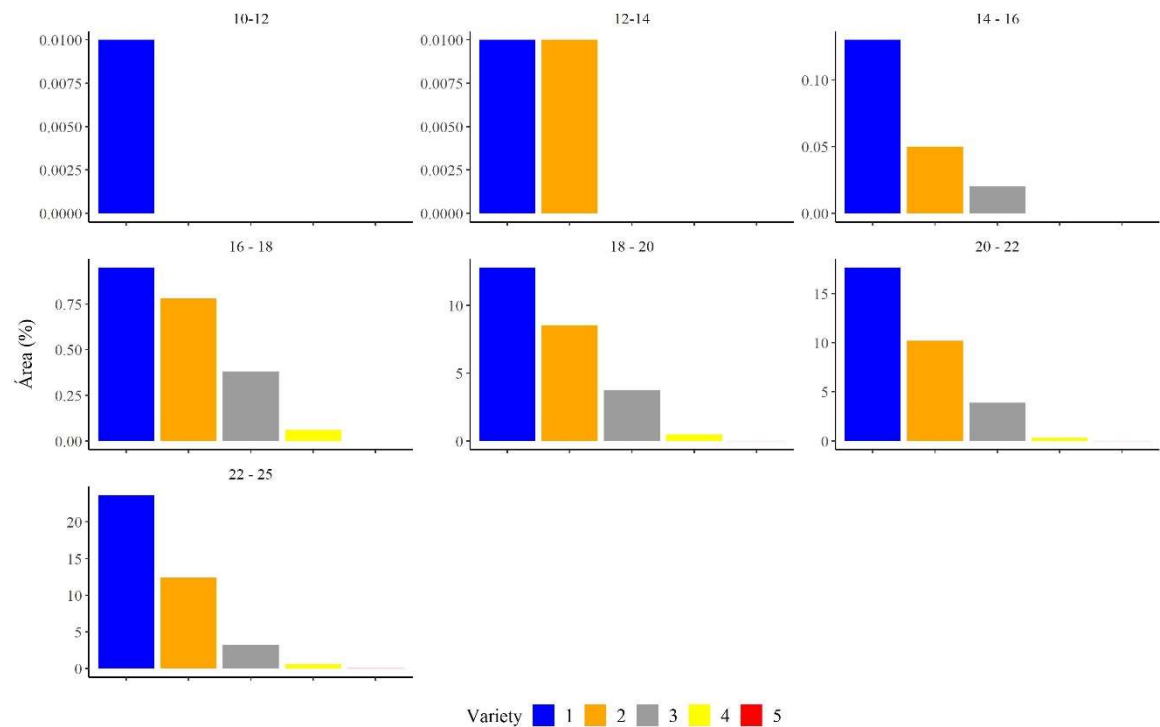
Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 14– Distribuição do número de usos por pixel (variety) por intervalo de precipitação, entre 1985 e 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Figura 15– Distribuição do número de usos por pixel (variety) por intervalo de temperatura, entre 1985 e 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

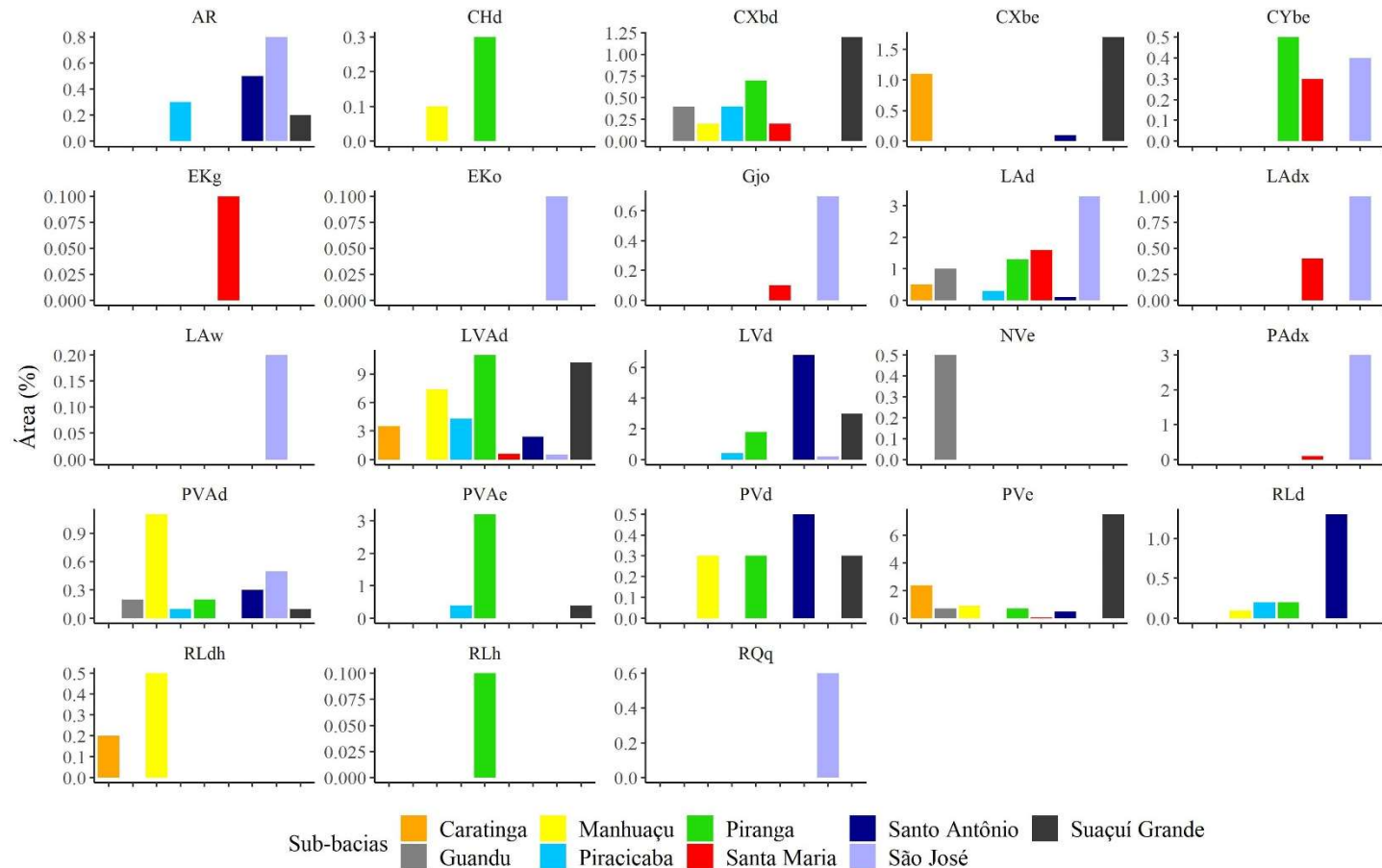
3.3.3 Distribuição das classes de solos em relação às variáveis e ao uso do solo

3.3.3.1 Distribuição das classes de solos nas sub-bacias e por intervalo de altitude

A classe de solo ocupando a maior área da bacia, aproximadamente 40%, foi o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico- LVAd, seguido pelo Argissolo Vermelho eutrófico- PVe (12,73%) e pelo Latossolo Vermelho distrófico - LVd (12,21%) (Figura 8a). No entanto, essa regra geral se aplicou parcialmente às sub-bacias (Apêndice Y), de modo que aquelas nas quais predominaram (> 55% de sua área) classes de Latossolos (LVAd e LAd) seguidas de classes de Argissolos (PVe e PAdx) foram as sub-bacias São José, Caratinga, Guandu, Piranga e Suaçuí-Grande (Figura 16). Nas demais (Manhuaçu, Piracicaba, Santo Antônio e Santa Maria), a maior ocorrência (> 50% de suas áreas) foi apenas de classes de Latossolos (LVAd e LVd).

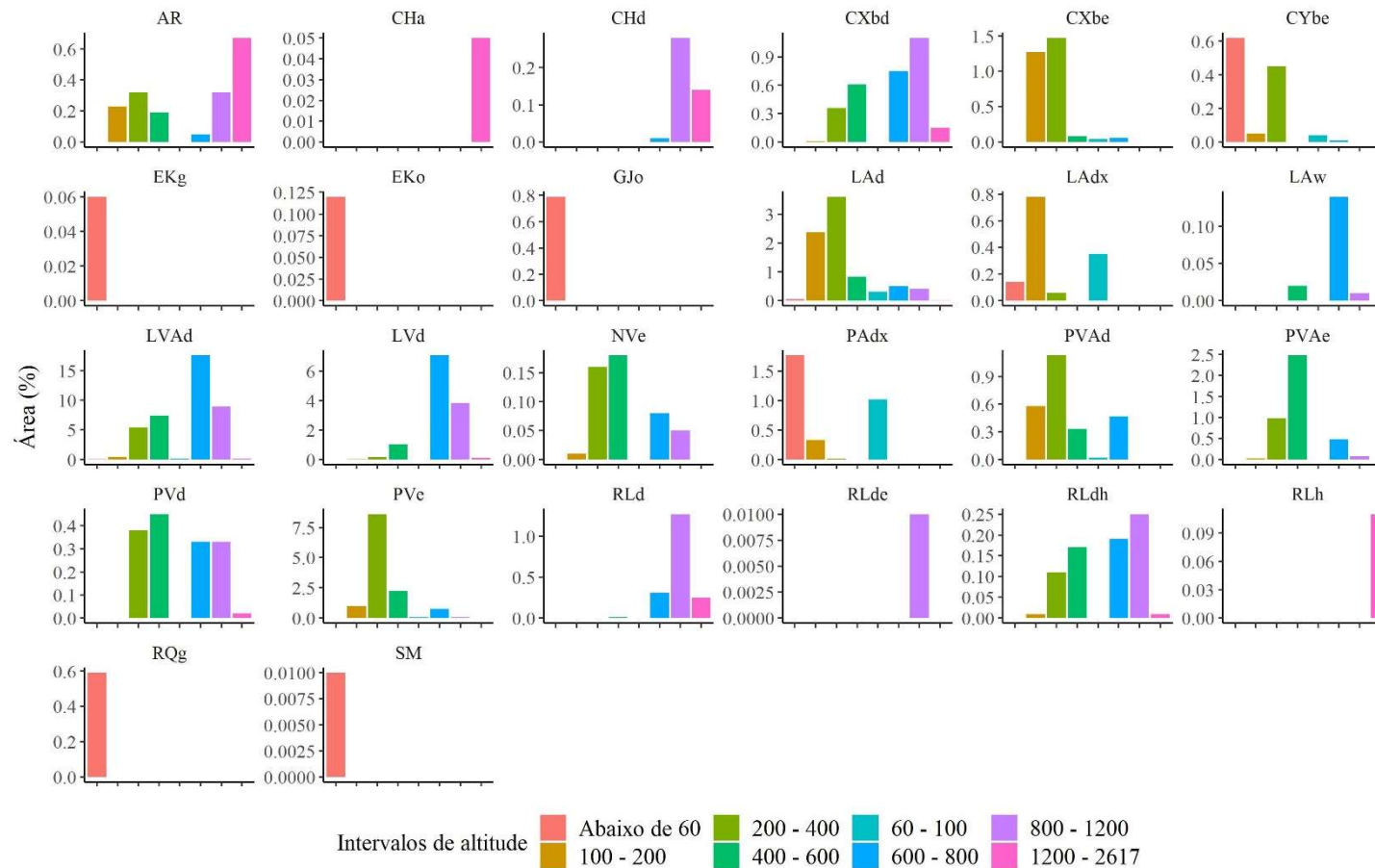
Essa diferenciação na predominância das ocorrências das classes de solos também foi observada em relação à altitude (Figura 17). A predominância de classes de Latossolos (LVAd e LVd) ocorreu no intervalo de 600 a 1.200 m, enquanto no intervalo de 400 a 600 m foi de Latossolo (LVAd) seguido de Argissolo (PVAd). O inverso foi observado no intervalo de altitude de 200 a 400 m, onde houve predomínio de Argissolo em relação ao Latossolo (PVe > LVAd). Outras relações de menores proporções foram observadas, como no predomínio de Neossolo Litólico e de afloramentos rochosos no intervalo de 1.200 a 2.617 m, e a maior ocorrência de Argissolo Amarelo distrófico seguido de Latossolo Amarelo distrocoeso ou Gleissolo Tiomórfico Órtico, abaixo de 100 m (Apêndice Z).

Figura 16 – Percentagens de áreas das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce, por unidade de mapeamento de classe de solo



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico, CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, Gjo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO árico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAc - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico), RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

Figura 17 – Distribuição dos intervalos de altitude na bacia hidrográfica do rio Doce, por unidade de mapeamento de classe de solo



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico, CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, Gjo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO árico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PV Ae - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico), RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

3.3.3.2 Relação entre classes de solos, o uso e cobertura do solo e suas mudanças

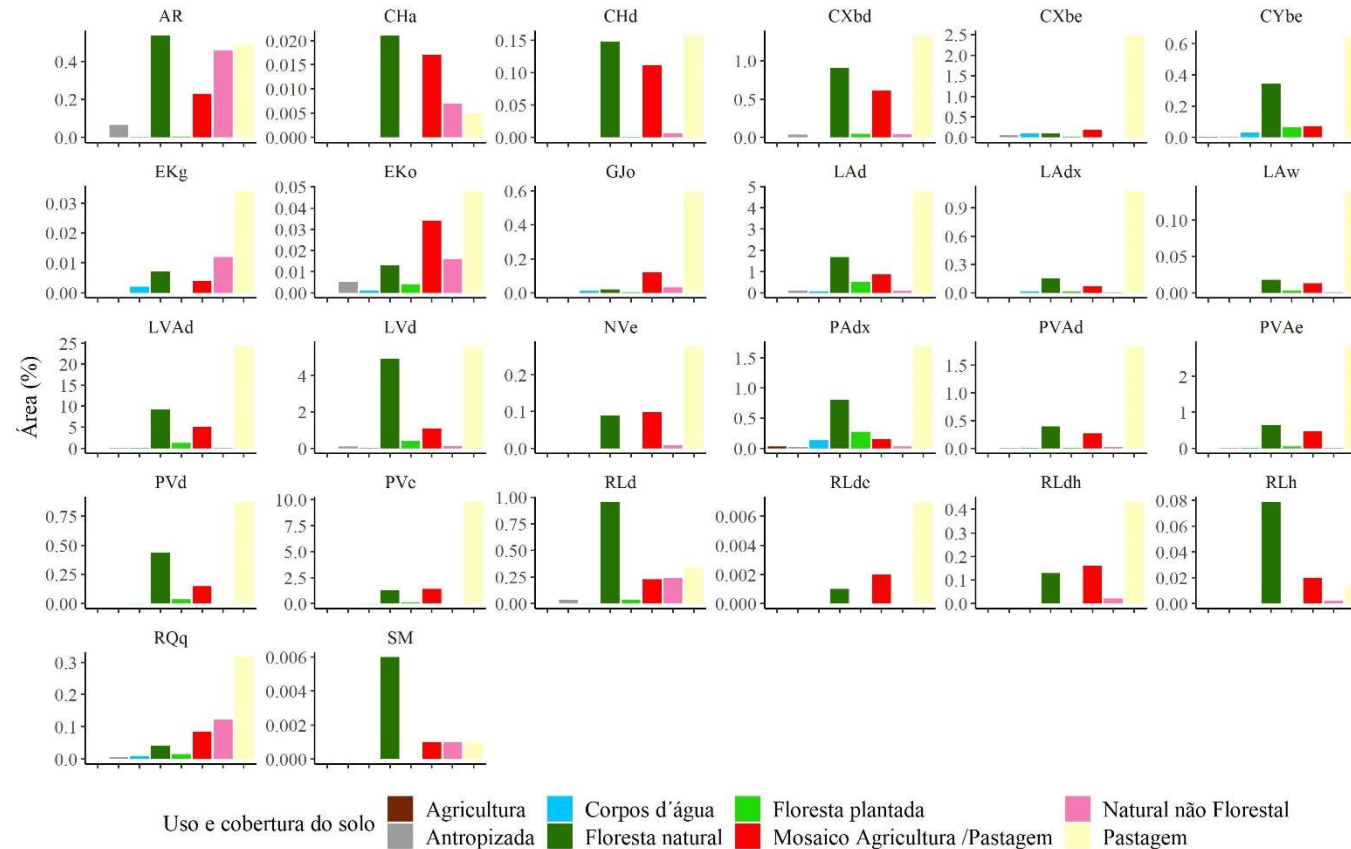
O cruzamento das informações permitiu avaliar como as classes de uso e cobertura (moda dos 34 anos avaliados) se distribuíram nas unidades de mapeamento de classes de solo (Figura 18), assim como as mudanças de classe de uso e cobertura que ocorreram nas unidades de mapeamento de classes de solo (Figura 19). Grande parte das classes Floresta natural, Floresta plantada, Pastagem e Mosaico agricultura/pastagem encontraram-se em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, a classe de solo predominante na BHRD. A pequena percentagem da classe Agricultura externa ao mosaico agricultura/pastagem ocorreu em Argissolo Amarelo distrófico. A segunda maior ocorrência das classes Floresta natural e Floresta plantada foi em Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Amarelo distrófico, respectivamente, enquanto as classes Pastagem e Mosaico agricultura/pastagem predominaram em Argissolo Vermelho eutrófico (Tabela 3).

Tabela 3 – Percentagem de área das principais classes de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Doce em Latossolos e Argissolos

Classes de solos	Floresta natural	Floresta plantada	Pastagem	Agricultura	Mosaico agricultura/pastagem	Total
LAd	1,68	0,51	4,80	0,00	0,86	8,11
LAdx	0,15	0,01	1,08	0,00	0,07	1,33
LAW	0,02	0,00	0,14	0,00	0,01	0,17
LVAd	9,18	1,25	24,23	0,00	5,06	40,01
LVd	4,94	0,39	5,61	0,00	1,09	12,24
PAdx	0,80	0,27	1,69	0,03	0,15	3,13
PVAd	0,39	0,01	1,84	0,00	0,26	2,53
PVAe	0,65	0,04	2,83	0,00	0,47	4,04
PVd	0,44	0,04	0,87	0,00	0,15	1,51
PVe	1,27	0,13	9,80	0,00	1,42	12,72
Total	19,51	2,66	52,90	0,03	9,55	84,65

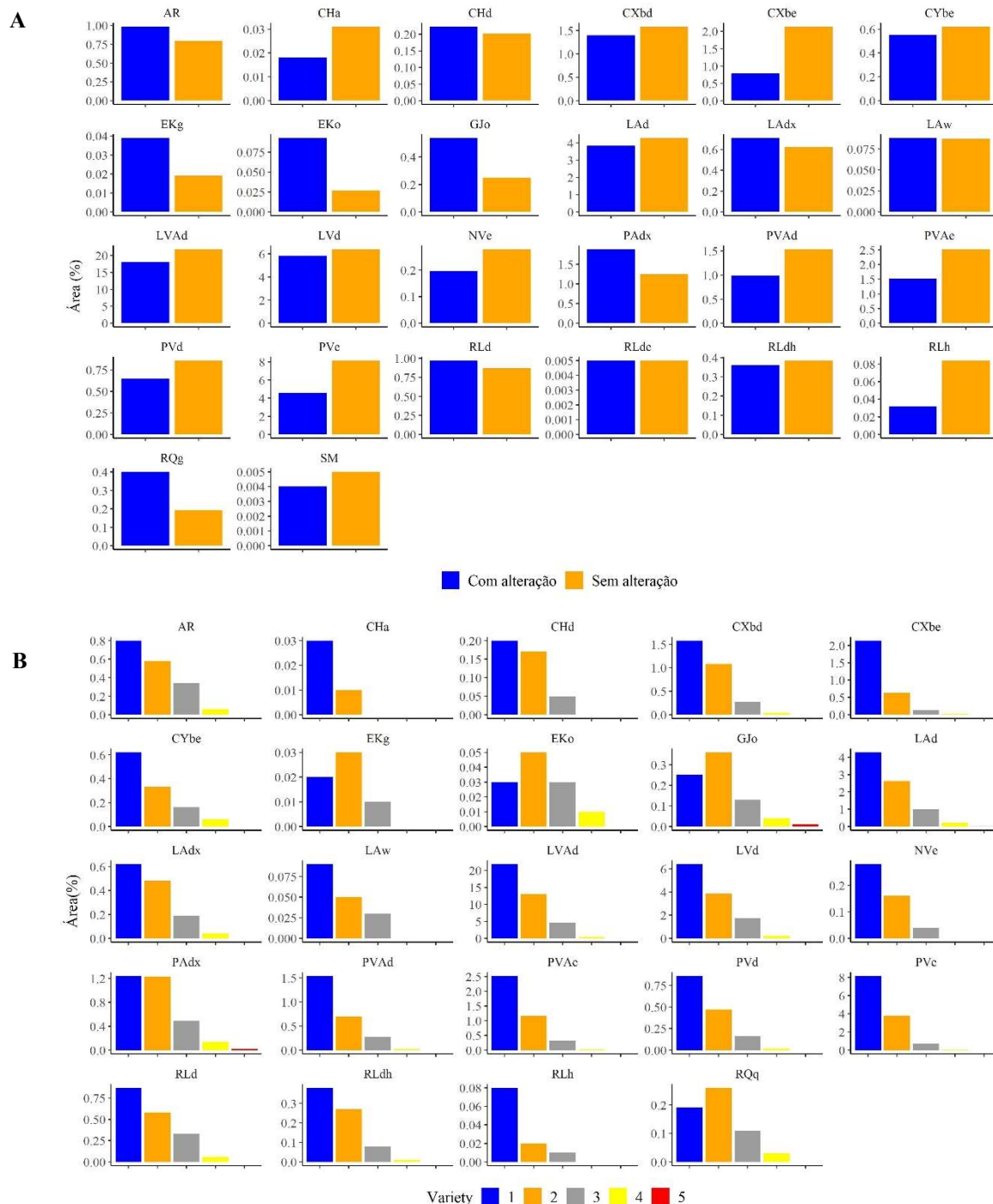
Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico, PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico. Negrito: maiores valores para cada uso do solo.

Figura 18 – Percentagem de área das classes de uso e cobertura do solo ocorrentes na bacia hidrográfica do rio Doce, por unidade de mapeamento de classes de solo



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico, CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO árico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico, PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico), RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQq - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo

Figura 19 – Percentagem das áreas com ou sem alteração na classe de uso e cobertura do solo (A) e do número de usos por pixel - variety (B), entre 1985 e 2018, por unidade de mapeamento de classes de solo ocorrentes na bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico, CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, Ekg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, Eko - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, Gjo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocóseo, LAw - LATOSSOLO AMARELO álico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico, PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAc - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico), RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

As duas classes de solo com maiores percentagens de área na BHRD, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e Argissolo Vermelho eutrófico, apresentaram as maiores proporções de área (aproximadamente 55% e 64% do total da área da classe, respectivamente) em locais onde não houve mudança no uso do solo entre os anos de 1985 e 2018 (Apêndice BB). Levando em consideração a área onde houve mudança, a maior parte dela apresentou dois usos (~32%) ou três usos (11%) (ou seja, uma ou duas mudanças, respectivamente), conforme já apresentado anteriormente, e as maiores áreas estavam ocupadas por Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e Latossolo Vermelho distrófico, nessa ordem, em ambos os casos.

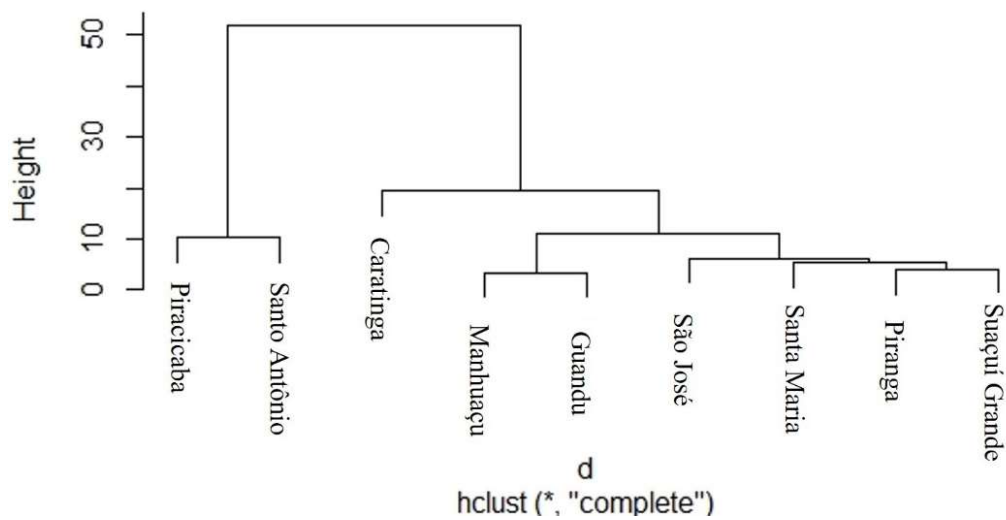
3.3.4 Análise conjunta como auxílio à gestão do território

A identificação de padrões que relacionam as classes de uso e cobertura do solo, as sub-bacias e as variáveis ambientais pode auxiliar no direcionamento de políticas públicas. Os resultados da análise de agrupamento que buscou discriminar as sub-bacias quanto ao padrão de uso e cobertura do solo, para os 34 anos analisados, estão apresentados na Figura 20. Primeiramente, foi possível observar dois grupos principais de sub-bacias: àquelas que correspondem às sub-bacias com maior percentagem de área da classe floresta natural (Piracicaba e Santo Antônio, 38% e 42% de suas áreas, respectivamente), e àquelas sub-bacias que apresentaram, no máximo, 23% de suas áreas cobertas por floresta natural. Posteriormente, o agrupamento pode ser subdividido em outros subgrupos hierárquicos, sendo a sub-bacia do Caratinga, à esquerda, a que apresentou a menor percentagem de floresta natural (8,1%) e a maior área de pastagem (75,5%). Os agrupamentos à direita apresentaram porcentagens de área de floresta natural (entre 16 e 23% da área da sub-bacia) e de pastagem (de 62 a 65%) mais semelhantes entre si.

A combinação das informações referentes às variáveis ambientais e às classes de uso e cobertura do solo com as sub-bacias está apresentada na Tabela 4. Percebeu-se que as duas sub-bacias com a maior percentagem de floresta natural (localizadas no extremo do cluster à esquerda), encontraram-se em intervalos de maior altitude e precipitação, além de intervalos com temperaturas um pouco menores do que a maioria. Essas sub-bacias foram também as que apresentaram as maiores percentagens de floresta plantada (11,7 e 4,4% de suas áreas). A classe de solos predominantes nesses locais foram os Latossolos. Na sequência, a sub-bacia do Piranga foi a que seguiu com maior percentagem de cobertura de floresta natural, e que também se enquadrou em altitudes e precipitação maiores. O intervalo de temperatura foi um pouco menor

e as classes de solos principais foram Latossolos e Argissolos. Nesse caso, a percentagem de pastagem foi maior que 60%. A pequena área da classe agricultura externa à classe mosaico agricultura/pastagem foi encontrada em áreas de menor declividade e menor altitude e, com exceção de Santa Maria, em todas as sub-bacias em que a percentagem de área de pastagem foi maior do que 60%, a segunda classe de solo predominante foi Argissolo.

Figura 20 - Análise de agrupamento das classes de uso do solo (modal) nas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce



Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa.

Tabela 4 - Quadro síntese das informações das variáveis ambientais e do uso e cobertura do solo, nas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Doce

(continua)

Variáveis	Intervalos	Sub-bacias							
		Piracicaba	Santo Antônio	Caratinga	Manhuaçu	Guandu	São José	Santa Maria	Suaçuí Grande
Altitude (m)	1200 - 2617								
	800 - 1200								
	600 - 800								
	400 - 600								
	200 - 400								
	100 - 200								
	60 - 100								
	Abaixo de 60								
Declividade (graus)	70 - 83								
	45 - 70								
	15 - 45								
	10 - 15								
	5 - 10								
	2 - 5								
Precipitação (mm ano ⁻¹)	0 - 2								
	1036 - 1100								
	1100 - 1200								
	1200 - 1300								
	1300 - 1400								
	1400 - 1500								
	1500 - 1600								
Temperatura (°C)	1600 - 1729								
	10 - 12								
	12 - 14								
	14 - 16								
	16 - 18								
	18 - 20								
	20 - 22								
	22 - 25								

(conclusão)

Variáveis	Classes	Sub-bacias								
		Piracicaba	Santo Antônio	Caratinga	Manhuaçu	Guandu	São José	Santa Maria	Piranga	Suaçuí Grande
Principais classes de solos	LAd									
	LVAd									
	LVd									
	PAdx									
	PVe									
	PVAd									
	PVAe									
	PVAe									
Uso e cobertura do solo (% na sub-bacia)	Floresta Natural	38	41,7	8,1	16,5	16,2	18,2	19,9	22,7	20,4
	Floresta Plantada	11,7	4,4	1,9	0,1	0,2	2,9	0,4	2,9	1,8
	Área Natural não florestal	2	4	0,2	1,1	1,6	3,3	1,8	0,4	0,3
	Pastagem	34,5	39,8	75,5	65,1	62,5	64,2	61,9	62,7	65,5
	Agricultura	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0	0
	Mosaico Agricultura/Pastagem	10,4	8,7	13,1	16,7	19	8,9	13,7	10,6	11,4
	Área Antrópica	3	1	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2
	Rio, Lago e Oceano	0,4	0,3	0,8	0,2	0,2	1,9	1,9	0,4	0,2
Mudanças no uso	Área da sub-bacia sem mudança da classe (%)	47,2	49,9	60,8	58,2	57,5	47,3	57	57,2	58,2
	Área com variety = 2 (2 usos no pixel) (%)	33,4	32,3	32,2	31,7	32,3	35,4	30	29,8	32
Total		80,6	82,2	93	89,9	89,8	82,7	87	87	90,2

Fonte: elaboração própria, dados da pesquisa. Legenda: A variação da intensidade de uma cor refere-se a predominância do item na sub-bacia, sendo a maior predominância, para a cor mais intensa. Classes de solo: LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico, PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico.

3.4 Discussão

3.4.1 O uso do solo e sua relação com o ambiente

A bacia hidrográfica do Rio Doce (BHRD) apresenta um longo histórico de uso do solo, iniciado ainda nos primeiros séculos da colonização europeia no Brasil (ESPINDOLA, 2000; STRAUCH, 1955), assim como ocorreu em outras regiões originalmente cobertas pela Mata Atlântica (FREITAS *et al.*, 2010). Desse modo, o histórico de uso do solo e seus padrões anteriores, por exemplo de desmatamento, devem ser considerados na dinâmica atual (SILVA *et al.*, 2016; FREITAS *et al.*, 2010). Como observado no capítulo 2, a maior parte da bacia não sofreu mudanças do uso e cobertura no período estudado (1985 – 2018) e traz uma condição de uso do solo resultante de períodos de grande exploração e degradação dos recursos (ESPINDOLA; WENDLING, 2008). Com isso, a avaliação da relação entre as variáveis existentes na paisagem deve considerar que o cenário encontrado possui um legado de modificações e de interconexões que, possivelmente, apresentaram, em outros períodos, motivações diversas das atuais (SILVA *et al.*, 2016). Assim, as atividades humanas devem ser concebidas como fenômenos históricos com modificações espacialmente variáveis e temporalmente dinâmicas (CABRAL; FISZON, 2004).

Nesse estudo, grande parte das classes de usos principais predominaram nos intervalos das variáveis ambientais dominantes na bacia como um todo, porém, algumas diferenciações podem ser ressaltadas. Em relação ao relevo, a classe floresta natural teve maior tendência de distribuição em altitudes e declividades maiores que os intervalos dominantes. A classe pastagem prevaleceu em altitudes menores (200 a 400 m) do que o intervalo predominante da bacia e do que a classe mosaico agricultura/pastagem (que se diferencia da pastagem pela presença da agricultura e que apresentou maior proporção de área de 600 a 800 m. Contudo, a pequena porção de agricultura existente fora da classe mosaico agricultura/pastagem apareceu nas menores altitudes (≤ 60 m) e declividades ($\leq 10^\circ$).

Estudos, em outras localidades, encontraram padrões similares aos observados no presente estudo, nas relações do relevo com o uso do solo (SHIFERAW; SINGH, 2011; BIRHANE *et al.*, 2019; FREITAS *et al.*, 2010; CABRAL; FISZON, 2004; TEIXEIRA *et al.*, 2009). Silva *et al.* (2016) discutem a influência do relevo no processo de tomada de decisão para o uso do solo. Em Freitas *et al.* (2010), os autores colocam que a topografia afetou o uso

do solo e a dinâmica da floresta em uma região da Mata Atlântica, e as variações da declividade, junto a outros fatores, atuou como atrator ou repulsor de mudanças na paisagem, com efeitos ao longo prazo. Em outras regiões da Mata Atlântica, áreas com declives mais acentuados também foram menos utilizadas e mais propensas a permanecer florestadas (SILVA *et al.*, 2007; TEIXEIRA *et al.*, 2009). As razões se deram tanto por influenciar o avanço e a extensão do desmatamento, com menor desmatamento em regiões menos acessíveis às atividades humanas e menos favoráveis para fins agrícolas (SHIFERAW; SINGH, 2011; BIRHANE *et al.*, 2019), e dificultar o transporte e operações mecanizadas (APAN; PETERSON, 1998; RUDEL, 2007; SADER; JOICE, 1988; TEIXEIRA *et al.*, 2009), quanto por serem áreas mais utilizadas para reflorestamento (FREITAS *et al.*, 2010) ou regeneração natural (TEIXEIRA *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2016).

Cabral e Fiszon (2004) avaliaram os padrões socioespaciais relacionados à dinâmica da floresta e encontraram o confinamento da mata às porções mais elevadas da paisagem, em um processo de recuo centrípeto poli nucleado do tecido florestal. Em Mello (2009), a cobertura florestal e a regeneração florestal ocorreram preferencialmente nas maiores declividades, em áreas menos adequadas para a agricultura. Becker *et al.*, (2004) identificaram um padrão geral de influência do relevo sobre a distribuição dos remanescentes florestais, onde o relevo atuou indiretamente ao condicionar a ocupação antrópica. O abandono das terras e posterior regeneração florestal ocorreram, preferencialmente, em áreas mais remotas ou em áreas menos apropriadas para a agricultura, com indicação de ocorrência de processos de recuperação da vegetação acima de 800 m de altitude (OLIVEIRA-FILHO, 1994).

Por outro lado, a presença de áreas agrícolas em áreas menos declivosas ocorreu devido à facilidade das práticas agrícolas (APAN; PETERSON, 1998; QASIM *et al.*, 2013). As pastagens foram encontradas em declividades menores do que das florestas e maiores do que a agricultura (APAN; PETERSON, 1998). Para Silva *et al.*, (2007), a influência do relevo ocorreu de forma indireta na análise de gradientes ambientais, por condicionar o uso agrícola dos solos, o que ocorreu preferencialmente em áreas mais planas e baixas. Assim, a cobertura florestal também foi significativamente relacionada à altitude, e esteve presente em áreas mais íngremes e/ou em altitudes mais elevadas. Segundo os autores, esse padrão espacial pode ter sido determinado por processos naturais de interação entre relevo, solo e vegetação. As causas podem ter sido a diferença na dinâmica de sucessão da floresta secundária; ou pela presença de áreas mais próximas de florestas contínuas, que podem ser consideradas fonte de sementes para regeneração florestal; pelo abandono mais frequente para a regeneração dessas áreas; e/ou pela

combinação desses fatores. Outro fator que pode influenciar a distribuição de florestas é o cumprimento da legislação ambiental, segundo o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12651/2012), em que “encostas ou partes destas com declividade superior a 45°”, são incluídas nas Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 2012; NOBRE *et al.*, 2020).

Um estudo recente (ROSA *et al.*, 2021), que também utilizou a base de dados do MapBiomas, quantificou a dinâmica da floresta nativa na Mata Atlântica brasileira, entre 1985 e 2018. Uma aparente estabilidade da área de mata nativa foi observada nas últimas décadas, por meio do processo de transição florestal (RUDEL *et al.*, 2005; RUDEL *et al.*, 2010), mas que camuflou o rejuvenescimento da cobertura florestal e a distribuição espacial desigual em direção a áreas menos atrativas para a agricultura mecanizada. Rosa *et al.* (2021) discutem que a perda e o ganho de cobertura florestal nativa ocorreram em diferentes contextos. Áreas de florestas nativas que foram convertidas para a agricultura ocorreram em terrenos mais planos (inclinação média de 6,1°), quando comparadas com os outros usos antrópicos do solo (pastagens, mosaico de agricultura/pastagem e floresta plantada (monocultura)), que estão em terrenos mais íngremes (inclinação média de ~ 10°). O ganho de floresta natural foi predominante em áreas mais íngremes (declive médio de ~ 11,5°) e muito menos comum em áreas mais planas e regiões dominadas por monoculturas de floresta plantada (com exceção de região de mata ciliar). Consequentemente, a recente expansão de áreas agrícolas e das monoculturas de florestas plantadas na Mata Atlântica pressionaram, diretamente, o desmatamento em áreas mais planas, resultando em um padrão de distribuição desigual de áreas onde a perda persistente da floresta predomina em comparação com aquelas onde o ganho de floresta prevalece, e promovendo a concentração de florestas nativas em áreas marginais, inadequadas para agricultura intensiva e silvicultura (ROSA *et al.*, 2021).

Atuando junto ao relevo, a conversão localizada da cobertura do solo ocorre contra um contexto de flutuações e variabilidade climática regional e global. No presente estudo, o cruzamento das classes de uso do solo com as variáveis climáticas indicou que, nos intervalos com precipitações de 1.400 a 1.600 mm ano⁻¹, predominou a classe floresta natural, seguida da classe pastagem. No menor intervalo de precipitação (1.036 – 1.100 mm ano⁻¹), a classe mosaico agricultura/pastagem ultrapassou a percentagem de área da classe floresta natural, passando a ser o segundo uso principal (após a pastagem). Para os intervalos de temperatura, enquanto as classes pastagem e mosaico agricultura/pastagem predominaram em intervalos entre 20 e 25°C, a classe de uso floresta natural predominou nos intervalos de 18 a 22 °C.

As múltiplas escalas espaciais e temporais de mudanças nas condições da cobertura do solo, que incluem interações entre as ações antropogênicas e àquelas impulsionadas pelo clima, são uma fonte significativa de complexidade na avaliação dessas modificações. Nessa relação, o clima influencia a distribuição e a adaptação de espécies de modo integrado, incluindo o uso e cobertura do solo, que pode tanto influenciar quanto ser influenciado por características climáticas (LAMBIN *et al.*, 2003). Durante as próximas décadas, espera-se que as mudanças climáticas globais tenham ainda maior impacto nos aspectos ecológicos, sociais, econômicos e políticos da sociedade humana. Os impactos ecológicos incluem mudanças na biodiversidade, produtividade, sustentabilidade, entre outros (TURNER; MEYER, 1991). Dale (1997) discute que as mudanças no uso do solo podem ter mais efeitos diretos sobre as variáveis ecológicas do que as mudanças climáticas, porém, uma vez que ações antrópicas possivelmente mudarão o uso do solo para se ajustar às mudanças climáticas, especialmente seu manejo, esses efeitos se sobrepõem e se ampliam. A compreensão desses padrões e sua relação com os fatores climáticos auxilia a projeção de cenários dos efeitos das mudanças locais ou regionais de temperatura e precipitação nas práticas de uso do solo (BECKER *et al.*, 2004).

Segundo Coelho (2007), a bacia do rio Doce é caracterizada por uma não uniformidade climática, com uma diversidade explicada por um conjunto de fatores (posição geográfica, características de relevo/topografia e atuação de massas de ar) e associação deles a outros fatores naturais. Apesar disso, quase a totalidade da bacia apresenta temperaturas médias anuais elevadas. Os resultados desse estudo mostraram que mais de 97% dos usos da bacia encontraram-se nos intervalos acima de 18°C e, aproximadamente, 72% acima de 20°C. Outras características da bacia incluem elevada umidade do ar (principalmente nas regiões serranas e adjacências do litoral) e amplitude térmica diária maior do que a anual. Dados hidrometeorológicos indicam áreas com altos índices pluviométricos, como nas nascentes dos rios Piranga e Xopotó, descendo gradualmente em direção ao canal principal, no município de Governador Valadares. Há também um aumento gradual nos valores com a proximidade da linha de costa (COELHO, 2007).

No bioma Mata Atlântica, onde se insere 98% da bacia, de uma forma geral, as variações latitudinais e longitudinais apresentam relação direta com a distribuição das suas formações florestais (IGAM, 2010; GUEVARA *et al.*, 2018). A diversidade de ambientes e paisagens da Mata Atlântica, com uma composição heterogênea e uma das maiores biodiversidades do planeta, é fortemente influenciada pela elevada umidade trazida pelos ventos oriundos do mar que se deslocam em direção ao interior do continente e que ao encontrarem a barreira formada

pelas serras e pelos morros ao longo da costa atlântica, formam a chuva ou o nevoeiro, possibilitando a sustentação da floresta. As serras e as baixadas ao longo do litoral são influenciadas pelos ventos úmidos vindos do mar, provocando precipitações bem distribuídas ao longo do ano, enquanto, em direção ao interior, o regime de chuva modifica-se, com períodos de estiagem mais longos. Assim, verifica-se elevada associação entre pluviosidade, floresta e quantidade de água disponível nos sistemas da bacia (CURI *et al.*, 2017). Uma floresta, para se estabelecer, deve vencer a carência de nutrientes na parte superficial do solo; a frequência e intensidade do fogo; a disponibilidade de água, ditada pelo clima e pela profundidade efetiva dos solos; e a existência de um banco de sementes abundante e viável. O último fator é biótico e depende da proximidade de fragmentos florestais e dos mecanismos de dispersão eficientes. Os três primeiros são fisiográficos ou climáticos e definem o quadro geral da distribuição florestal (SCHAEFER, 2013).

De acordo com o presente estudo, houve uma tendência da maior ocorrência de florestas em áreas de maior precipitação e menor temperatura, porém, nesse caso, não é possível dissociar sua relação de outros fatores ambientais, como a altitude, uma vez que a análise conjunta dessas variáveis mostrou que, nos intervalos de altitude nos quais predominam a floresta natural, predominam também a faixa de precipitação com a maior percentagem desse uso (Apêndice DD).

Além disso, temperatura do ar é influenciada pela altitude, latitude e longitude e, de forma geral, decresce com a elevação da altitude numa proporção de, aproximadamente, 1°C/100 m (gradiente adiabático do ar seco). Como este gradiente térmico depende da saturação do ar, o decréscimo da temperatura média com altitude se situa em torno de 1 °C a cada 100 m. Isso ocorre, pois, uma massa de ar seco em ascensão está sujeita à pressão cada vez menor, aumentando seu volume e diminuindo a temperatura. Essa relação pode ser especialmente importante para as regiões tropicais e subtropicais, onde uma diferença altitudinal de algumas centenas de metros provoca mudanças sensíveis no clima, no solo e na vegetação natural (FRITZSON; MANTOVANI; AGUIAR, 2008).

Análises dos balanços hídricos na bacia do rio Doce (CUPOLILLO, 2008) indicam que os totais pluviométricos sofrem influência da altitude. O oeste da bacia apresenta estações secas curtas e longas estações chuvosas, mas, à medida que se dirige para o leste o número de decêndios que caracterizam a estação seca aumenta, enquanto os da estação chuvosa diminuem. Três grandes compartimentos topográficos, com transição marcante, têm importante papel na

variação climática da bacia do rio Doce. O primeiro deles é representado por um conjunto de terrenos de altitudes modestas ou ainda correlatas ao nível do mar, com baixa a nula rugosidade, fato influente no caminho das massas de ar que circulam por tal domínio. O segundo é o compartimento mais amplo da bacia que se estende das proximidades da foz até a base das serras que delimitam a área. Ele agrega estruturas morfológicas com feições do tipo “colinas meia-laranja” encontradas no domínio dos mares de morros, com altitudes discretamente crescentes em direção a oeste e rugosidade evidente que devem influenciar no comportamento das massas de ar no contexto regional. O terceiro, por fim, representado por conjuntos de serras de influência continental, como as serras das Mantiqueira e Espinhaço, apresentando-se como importantes fronteiras da ação de massas de ar do oceano Atlântico (CUPOLILLO, 2008; SOUZA, 2013).

Em Saavedra *et al.* (2020) mudanças relativas (positivas ou negativas) na precipitação pela relação com a topografia ou mudança no uso do solo atingiram valores acima de 25%. Um estudo sobre a interação entre o micro-habitat (variação espacial) e a variação da precipitação na dinâmica do banco de sementes, mostrou que a ação conjunta entre a variação espacial e precipitação aumentaram a importância de seus efeitos na heterogeneidade espacial e temporal da riqueza e densidade do banco de sementes (SILVA *et al.*, 2013). Em Lopes (2011), a avaliação da regeneração florestal mostrou que a precipitação afetou a composição de espécies e a densidade total de indivíduos. Para sistemas antrópicos, em Lunyolo *et al.* (2021), a produtividade líquida de propriedades foi sensível à variabilidade do clima, e essa sensibilidade variou espacialmente. Em muitos locais, a influência da variabilidade da precipitação na produtividade pode depender da estrutura do ecossistema e se há restrição biológica ou biogeoquímica (NIPPERT *et al.*, 2006). Determinar essa sensibilidade é fundamental para compreender o potencial do ciclo do carbono na resposta às mudanças na temperatura, precipitação e outros fatores que influenciam a vegetação (SCHUUR, 2003; LEWIS *et al.*, 2009).

Em Gustafson *et al.* (2017), a competição pela água foi o principal fator que impulsionou resultados competitivos na sucessão florestal. As reservas de carbono também foram reduzidas com a temperatura elevada. Para os autores, embora o aumento da precipitação tenha potencial para mitigar esse declínio, o aumento da precipitação pode não ser suficiente para reduzir a taxa de mortalidade sob temperaturas muito elevadas. Estações de cultivo mais longas e condutância estomática reduzida associada ao aumento das concentrações de CO₂ podem não ser suficientes para compensar o aumento da respiração causado por temperaturas elevadas. Schuur (2003)

mostrou que, em ecossistemas tropicais, a produtividade aumentou linearmente com o aumento da temperatura e precipitação, mas diminuiu em faixas extremas de precipitação. Em uma revisão na análise da produtividade vegetal e do conjunto de recursos que afetam a respiração e a fotossíntese, as mudanças ambientais com potencial para afetar o crescimento das plantas foram a precipitação, a deposição de nutrientes, a temperatura do ar, as mudanças na radiação solar incidente e concentração de CO₂ atmosférico (LEWIS *et al.*, 2009). Além disso, há variação entre espécies, como exemplificado por Rezende e Cunha (2014), em um estudo sobre a diferenciação da suscetibilidade de espécies às variáveis ambientais, no qual as espécies se dividiram naquelas mais correlacionadas com as variáveis de precipitação e altitude, e naquelas mais correlacionadas com as variáveis de temperatura.

Mudanças ambientais globais podem estar alterando a ecologia das florestas tropicais e o monitoramento a longo prazo pode fornecer evidências de mudanças direcionais na ecologia de florestas tropicais. Lewis *et al.* (2009) sugerem que a reorganização do ecossistema de florestas tropicais está acontecendo e é afetada pela disponibilidade de recursos. A distribuição espacial e estrutura vertical da vegetação natural são determinadas pela interação de fatores ambientais abióticos e bióticos, como clima, solo, geomorfologia e fauna associada a estes ambientes naturais. O equilíbrio dinâmico existente entre vegetação e clima regional pode ser alterado se um dos seus componentes mudar (BECERRA *et al.*, 2009). Espera-se que mudanças nos regimes de precipitação globais e regionais tenham implicações importantes para a distribuição, estrutura, composição e diversidade de populações e comunidades de plantas, animais e microrganismos e seus ecossistemas associados, com implicações nos estoques hídricos do ecossistema que afetam processos como respiração do solo, mineralização e produtividade vegetal (WELTZIN *et al.*, 2003).

Em relação às diferenças entre os anos de 1985 e 2018, esse estudo mostrou que houve pouca diferenciação no padrão de mudanças entre os intervalos de cada variável ambiental, com algumas exceções para a classe de uso mosaico agricultura/pastagem, que passou a predominar em intervalos de menor altitude (exceto, abaixo de 60 m) e de menor precipitação, e a floresta plantada, que aumentou sua predominância em altitudes maiores. A distribuição espacial das florestas plantadas está relacionada, principalmente, às áreas utilizadas pelas empresas do setor de celulose e papel presentes na bacia (SFB, 2019; CENIBRA, 2019). As áreas de plantios florestais da CENIBRA, por exemplo, estão localizadas quase que totalmente na bacia hidrográfica do rio Doce, nas sub-bacias do Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande, Caratinga e Piranga (CENIBRA, 2019). Dados indicam (IGAM, 2010; OLIVEIRA *et al.* 2019)

que as lavouras temporárias de ciclo anual vêm sofrendo redução de área plantada, na BHRD, enquanto, cultivos como cana, café e eucalipto estão apresentando aumento da área ocupada.

Conforme mostrado no capítulo 2, as classes de uso mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada foram as que apresentaram maior percentagem de suas áreas em locais onde houve mudanças no uso, no intervalo de 34 anos, e apresentaram aumentos de área entre o início e o fim do período avaliado. Possivelmente, as variáveis ambientais influenciam os diferentes tipos de uso do solo de forma diversa, no espaço e no tempo. As classes de uso pastagem e floresta natural, além de apresentarem diminuição de suas áreas, também tiveram maior percentagem em áreas sem modificações de uso, de forma que influência das variáveis ambientais pode ter sido mais preponderante em períodos anteriores ao avaliado nessa pesquisa. Estudos em outras bacias hidrográficas onde grandes áreas de vegetação natural foram substituídas pela agricultura ou pastagem no passado, mostram que alguns elementos, padrões e processos característicos da região podem desaparecer ou serem amplamente alterados ao longo do tempo (BECKER *et al.*, 2004).

Nas modificações que ocorrem no tempo e no espaço, os solos também apresentam uma importante conexão com outras variáveis ambientais e refletem, em conjunto, suas condições, diferenças no uso e outras transições da paisagem, e se associam ao clima e à sua influência na morfologia regional e hidrologia (RESENDE *et al.*, 2007). Os solos constituem a parte mais ativa do suporte ecológico das paisagens dos domínios morfoclimáticos. Ao se analisar um local, a compreensão da combinação entre os fatores fisiográficos e ecológicos, da ocorrência dos solos e da vegetação que se desenvolve, auxilia na elucidação das respostas perante as ações antrópicas (AB'SABER, 1996). A diversificação do substrato, do relevo e do clima influencia diretamente na variação dos solos e, conseqüentemente, nos processos relacionados a esse recurso, tornando-o um importante estratificador de ambientes (RESENDE *et al.*, 2002). Nesse sistema, os solos expressam o regime de umidade e os processos hidrológicos retratam esse “retrabalhamento” da paisagem, refletindo o intemperismo, a disponibilidade de bases e o desenvolvimento dos solos (CURI *et al.*, 2017). Associados às características topográficas, eles podem originar padrões de disponibilidade de recursos, como radiação solar direta, água e nutrientes, o que influencia a vegetação, a biodiversidade, a sustentabilidade agrícola e a instabilidade à erosão (RESENDE *et al.*, 2002; 2007).

Verificou-se, no presente estudo, que a predominância dos Latossolos distróficos na bacia se refletiu também em todas as sub-bacias e nos principais usos do solo, porém, houve diferenciação na ocorrência da segunda classe de solo dominante, com os Latossolos

prevalecendo em áreas das classes de uso com florestas, e os Argissolos nas classes pastagem e no mosaico agricultura/pastagem. Além disso, houve variação das classes de solos com os intervalos de altitude, o que também pode ser verificado na literatura (GUEVARA *et al.*, 2018). Grande parte dos solos dominantes encontraram-se em locais sem modificação do uso no período avaliado, sendo que esse percentual foi maior em áreas de Argissolos.

O domínio morfoclimático dos Mares de Morros, com área nuclear correspondente, principalmente, às regiões serranas da bacia do rio Paraíba do Sul e do Vale do Rio Doce e regiões adjacentes, se encontra atualmente em grande estado de devastação devido a processos cumulativos de ações antrópicas (AB'SABER, 1996). Nessa área nuclear, é característico o relevo forte ondulado e montanhoso, resultante da dissecação fluvial diferencial predominante, com áreas mais restritas de dissecação homogênea. O espesso manto de alteração nas rochas gnáissicas, mas também graníticas e intrusivas básicas, favorece a ocorrência de solos profundos. Desenvolvidos a partir dos gnaisses, predominam Latossolos bem intemperizados e caulíníticos, muito embora ocorram variações nos teores de Fe_2O_3 e de outros minerais da fração argila dos solos, decorrentes da variação composicional do material de origem e do ambiente de formação. Há extenso retrabalhamento dos materiais de origem nos Latossolos. São encontrados também Argissolos Vermelho-Amarelos e Cambissolos nos terraços, e Gleissolos e Neossolos Flúvicos, nas planícies fluviais (CORRÊA, 1984; CURI *et al.*, 2017; NUNES *et al.*, 2001). Na Depressão do Rio Doce, na relação do substrato, relevo e clima, desenvolveram-se Argissolos eutróficos, com Latossolos distróficos nas porções que tendem para o interflúvio (CURI *et al.*, 2017).

Um estudo (VALENTE, 2005) na região no Médio Rio Doce identificou limitações no uso do solo pela degradação, principalmente de Argissolos eutróficos, localizados em áreas declivosas e mais suscetíveis à erosão. Segundo o autor, são frequentes os Argissolos com horizontes A e B comprometidos por ação antrópica direta. O quadro atual de degradação, que é potencializado pelas condições climáticas e o do relevo, está relacionado com a substituição da vegetação original pela agropecuária e manejos inadequados, como o uso rotineiro do fogo, revolvimento “morro abaixo” e sobrepastejo, além de desrespeito às legislações. A região do Vale do Rio Doce, atualmente, é uma das regiões mais degradadas pela erosão hídrica no estado de Minas Gerais. Essa região foi submetida a um impactante efeito antrópico nos últimos 50 – 60 anos, que incluiu: desmatamento da floresta nativa, uso indiscriminado do fogo e manejo inadequado das pastagens, sem considerar sua capacidade de suporte, e que aliados ao relevo e à ocorrência de chuvas erosivas concentradas, resultaram em um quadro crítico de degradação

do solo, decorrente do processo de erosão acelerada, inclusive no topo dos morros (SILVA *et al.* 2011).

Na região de Ipatinga e Governador Valadares, Cupolillo (2008) identificou que, apesar da ocorrência de veranicos e da necessidade de reposição de água nos solos, em determinadas épocas, o razoável aumento das chuvas em dezembro, favorece a ocorrência de escoamento superficial de grande intensidade na calha fluvial dos principais rios da região. Quando a situação do balanço hídrico permite que a precipitação supere a evapotranspiração potencial, ocorrem excedentes hídricos que, por sua vez, podem reativar consideravelmente o processo de escoamento superficial. As declividades acentuadas, a presença de solos com horizonte Bt e a forte remoção da cobertura florestal, associada à compactação de seus solos, compõem um cenário para o favorecimento do escoamento superficial de grande intensidade, nessa porção da bacia. Um estudo de predição do volume de água e recarga do aquífero livre da bacia do rio Doce (SOUZA, 2013) indicou que a precipitação aparece como fator que mais influencia a recarga do aquífero freático, na BHRD. As principais áreas de recarga situam-se no sul e oeste da bacia, correspondendo às áreas de cabeceira, associadas à ocorrência das maiores lâminas de precipitação, menor taxa de evapotranspiração e taxa média de escoamento superficial. Além disso, de acordo com o modelo estudado pela autora e dentre os mecanismos nele considerado, os solos tiveram grande influência na recarga e no escoamento superficial estimado, sendo que os Latossolos apareceram como os principais responsáveis pela recarga e baixos níveis de escoamento superficial, enquanto os Argissolos apresentaram o menor potencial para recarga e o maior para geração de escoamento superficial e, desse modo, mais susceptíveis à erosão.

Na identificação de áreas prioritárias em um projeto para a recuperação ambiental na bacia hidrográfica do rio Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018), o mapa de classes de intensidade de uso identificou significativas áreas com presença de solo exposto e pastagem degradadas. Um dos principais problemas relacionados à gestão dos recursos hídricos da BHRD é a erosão dos solos e assoreamento dos cursos d'água. Em um panorama geral, as pastagens encontram-se bastante degradadas, o que proporciona uma superfície susceptível à erosão do solo, formando volumes expressivos de sedimentos que são carreados aos cursos d'água. As características de solos, relevo e o uso antrópico dominante colocam a bacia numa condição de extrema fragilidade. Grande parte da bacia (58% da área) apresenta forte susceptibilidade à erosão, enquanto outros 30% estão em nível médio (IGAM, 2010). Em muitas regiões da BHRD, a pastagem se tornou dominante após o esgotamento dos solos pela agricultura, com redução da biodiversidade e da fertilidade dos solos. Em áreas do Médio Rio Doce,

predominaram os pastos de capim colônia a partir da década de 1930, mas a pecuária extensiva logo sofreu quedas na produtividade devido à degradação dos solos (ESPINDOLA, WENDILING, 2008).

Resende *et al.* (2002) identificaram dez principais ambientes inseridos dentro do bioma Mata Atlântica, com base em diferentes levantamentos de solos, observações de campo e com ênfase na disponibilidade de nutrientes e de água, com intuito de facilitar a compreensão de suas potencialidades, limitações, contribuir para conservação da sua biodiversidade e auxiliar no uso do solo sustentável. Como observado, a região apresenta relevo movimentado, solos pobres e degradação dos solos. Algumas áreas acidentadas, como acontece em outras partes do mundo, são usadas pela agricultura familiar há muitas décadas. O uso agrícola desse sistema, apesar de, em muitos casos, não encontrarem as condições ideais, muitas vezes constitui-se na única possibilidade existente às famílias. Os autores salientam que, juntamente às preocupações em relação ao ambiente físico, como instabilidade e empobrecimento do solo, erosão e outros fatores, é preciso que sejam encontradas alternativas para uma melhor relação homem-natureza. Eles discutem que é relativamente fácil cultivar em solos planos, quando há recursos como o uso de insumos e uso de operação com máquinas em vários estágios do processo produtivo, como transporte, armazenamento e comercialização. Portanto, é preciso encontrar caminhos para que haja maior produção e menor degradação de áreas acidentadas. Porém, nem todas as áreas acidentadas têm o mesmo poder de recuperação ou poder de resiliência. As interações nos pedossistemas determinam a relação e a combinação das limitações dos recursos e os estresses potenciais, que devem ser conhecidos para que sejam utilizadas as estratégias apropriadas para o enfrentamento deles.

Na BHRD, a degradação dos solos se mostra com uma questão crucial para a gestão dessa bacia. Essa condição está ligada a fatores biofísicos, históricos e socioeconômicos, que estão inter-relacionados e trazem complexidade às discussões e às soluções. As especificidades locais formadas pelo conjunto desses fatores tornam importante a descentralização nas avaliações e das ações, ainda que dentro de um contexto geral. A análise espaço-temporal do uso dos solos nas sub-bacias, por exemplo, pode auxiliar a atuação de bases locais, como a de Comitês de Bacia Hidrográfica presentes nas sub-bacias. Contudo, é essencial que isso se institua sob um paradigma que leve em consideração essas interconexões e os elementos envolvidos.

3.4.2 Convertendo conhecimento em ações sob a égide da segurança e governança do solo

Perante a ameaça de que os impactos das ações humanas sobre o meio ambiente, incluindo as mudanças no uso e cobertura do solo, possam comprometer a capacidade dos ecossistemas sustentarem a produção de alimentos; manterem os recursos como a água, os solos e a vegetação; e regularem o clima e a qualidade do ar, enfrenta-se o desafio de gerenciar as trocas entre as necessidades humanas imediatas e a manutenção desses bens e serviços, em longo prazo (FOLEY *et al.*, 2005). A busca por ferramentas adequadas para auxiliar no gerenciamento dos recursos incluem ações nos âmbitos regional, nacional e internacional, onde os desafios globais são discutidos em esforços mútuos e cooperações, como a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, da Organização das Nações Unidas – ONU, que reúne um plano de ação com 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS (ONU, 2015).

Nesse contexto, o significado dos solos e da Ciência dos Solos na realização desses objetivos, por meio dos serviços ecossistêmicos e funções dos solos (Tabela 5), é explícito (KEESTRA *et al.*, 2016; BLUM, 2013). Entretanto, embora já seja reconhecida a importância dos solos quando se lida com as questões globais para a sustentabilidade ambiental (FAO, ITPS, 2015; BOUMA, MCBRATNEY, 2013), esse recurso ainda não é discutido com a mesma atenção que os outros desafios globais (MCBRATNEY *et al.*, 2014; MCBRATNEY, FIELD, 2015). Como resultado, processos de degradação ainda continuam a ocorrer em um ritmo alarmante (LAL, 2012), apresentando, globalmente, comprometimentos como a erosão, a compactação, a acidificação, a contaminação, a impermeabilização, a salinização, o alagamento, o desequilíbrio de nutrientes e as perdas da biodiversidade e de carbono orgânico do solo, sendo muitas delas induzidas ou potencializadas pelo uso do solo (MONTANARELLA *et al.*, 2016).

Para alguns autores (MCBRATNEY *et al.*, 2014; MCBRATNEY, FIELD, 2015; BOUMA, MCBRATNEY, 2013), a mudança ocorrerá quando o solo for analisado sob a ótica da “segurança do solo” (tradução livre do termo “soil security”), assim como já se discute as seguranças hídrica, energética e alimentar, por meio de um conceito motivado pelo desenvolvimento sustentável, o que exige que o recurso solo seja mantido ou recuperado, e que processos atuais de degradação sejam revertidos (BOUMA, 2015). Com o intuito de evitar simplificações, dados devem permitir qualificar, quantificar, monitorar e aprimorar as ações que envolvem o uso desse recurso, incluindo a gestão e as políticas apropriadas

(MCBRATENY, FIELD, 2015; BOUMA, MCBRATENY, 2013). McBratney *et al.* (2017) definem a segurança do solo como a manutenção e melhoria dos recursos do solo, globalmente, para que esses possam produzir alimentos e fibras; contribuir para a sustentabilidade energética e climática; e manter a biodiversidade e a proteção geral do ecossistema, o que envolve a manutenção e otimização da estrutura e forma do solo; da diversidade de organismos; da capacidade de ciclagem de nutrientes; da capacidade de atuar como substrato para o crescimento das plantas; da capacidade de regular, armazenar e filtrar água doce; e da capacidade de sequestrar dióxido de carbono da atmosfera.

Tabela 5 – Serviços e bens do ecossistema possibilitados pelas funções do solo

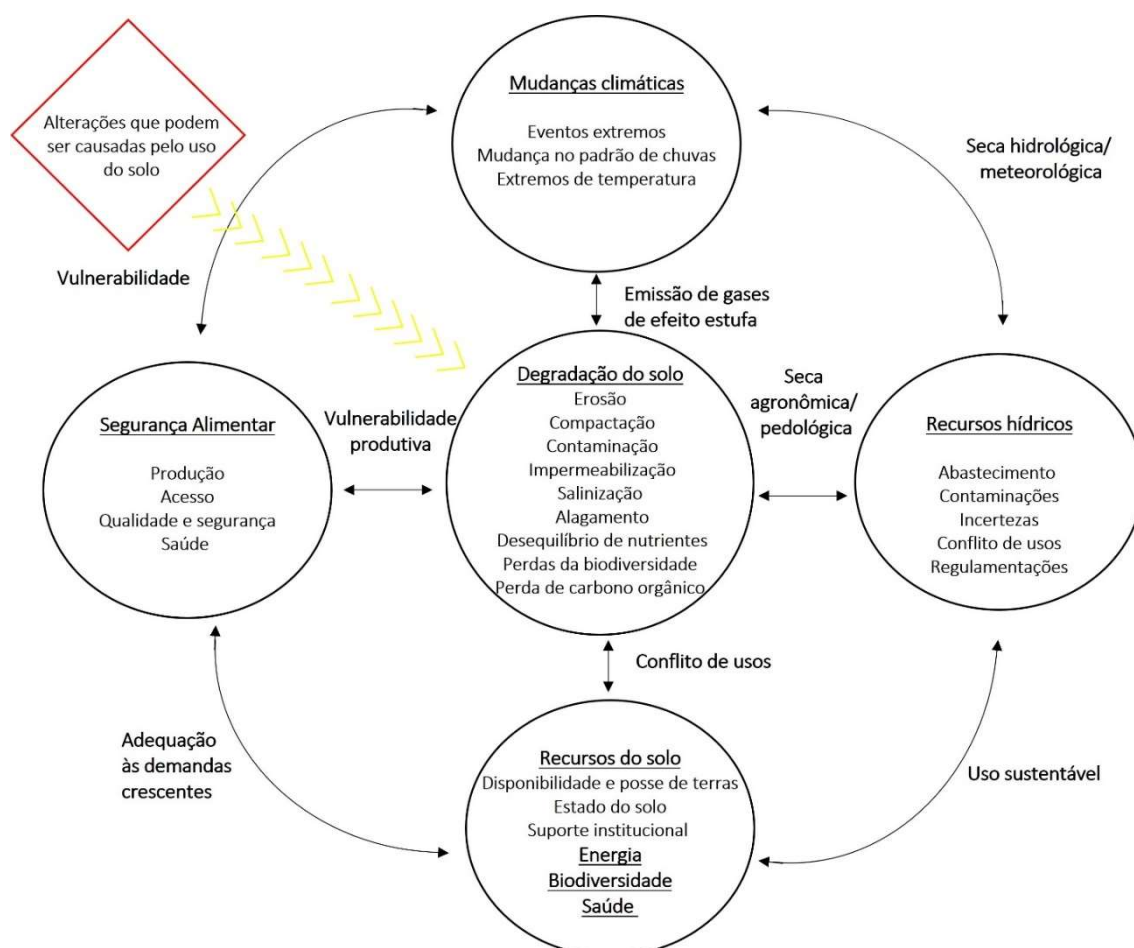
1	Produção de alimentos, fibras e combustíveis
2	Armazenamento, filtragem e transformação de substâncias e água
3	<i>Pool de biodiversidade</i> (recursos genéticos e farmacêuticos)
4	Ambiente físico e base para a infraestrutura humana
5	Fonte de matérias-primas
6	Reservatório de carbono
7	Regulação do clima
8	Ciclagem de nutrientes
9	Habitat de organismos
10	Regulação de enchentes
11	Arquivo de geologia e herança cultural

Fonte: organização própria, a partir de FAO; ITPS (2015); Keestra *et al.* (2016); Blum (2013).

Assim, a fim de se atingir os ODS e se alcançar o desenvolvimento sustentável, devem-se enfrentar os desafios ambientais globais da segurança alimentar, hídrica e energética, da redução das mudanças climáticas, e da proteção da biodiversidade e saúde humana. Em cada um desses desafios, o solo desempenha um papel fundamental, de forma que eles estão interconectados por meio da sustentação que o solo propicia, e as intervenções que ocorrem em um deles afetam, inevitavelmente, um ou mais dos outros desafios, com efeitos que podem ser positivos, negativos e/ou sinérgicos (Figura 21). A segurança do solo é o fator comum e que deve ser abordado para que eles sejam administrados com sucesso, e possui um valor estratégico na medida em que pode servir para focar e orientar o desenvolvimento de políticas (MCBRATNEY *et al.*, 2017). Para isso, ele possui diretrizes que consideram, não apenas a dimensão biofísica, mas também social e econômica, além de considerar as estruturas legais e políticas. Seu objetivo principal é medir e gerenciar cinco dimensões (os 5Cs), sendo elas: a capacidade (*capability*), a condição (*condition*), o capital (*capital*), a conectividade (*connectivity*) e a codificação (*codification*) (tradução livre a partir de MCBRATNEY *et al.*, 2014) (Tabela 6).

Sucintamente, as cinco dimensões da segurança do solo significam que, para que o solo seja protegido, deve-se avaliar seu estado atual e seu estado biofísico ideal (ou potencial). Essas são a **condição** e a **capacidade** do solo, respectivamente. No entanto, para determinar a adequação de um solo para um determinado fim, é necessário que o valor atribuído ao solo pela sociedade seja avaliado; além dos atores que influenciam seu uso; e como o seu uso é regulamentado. Esses critérios são, nessa ordem: **capital**, **conectividade** e **codificação** (MCBRATNEY *et al.*, 2017). A busca é por uma compreensão multidisciplinar para qualificar e quantificar essas dimensões (Tabela 6) de forma eficiente, para que a segurança do solo ocorra em todas as escalas (propriedades, bacias hidrográficas, países etc.) (McBRATNEY, FIELD, 2015).

Figura 21 – Fluxograma da interação dos solos com desafios ambientais globais



Fonte: Traduzido e adaptado de Lal (2015) e Montanarella *et al.* (2016), organizado pela autora.

Tabela 6 – Dimensões e princípios da segurança do solo

(continua)

Dimensão	Princípios	Características	O que pode ser avaliado
Capacidade	- O que esse solo pode fazer? - O que se espera de um solo, que serviço ele mantém ou o que pode produzir? - Para que eu posso usá-lo? -Necessita de um estado de referência	- Tem caráter biofísico - Relaciona-se à escala de tempo pedológica - Inerente ao solo - Contribuir para a gestão da terra e evitar a degradação - Fornecer a base para quantificar os recursos do solo no espaço e no tempo	Clima, relevo, classe de solo, profundidade, textura, mineralogia, material de origem, entre outros.
Condição	- O estado atual desse solo pode ser comparado ao estado de referência? - Se eu o uso para determinado fim estou melhorando ou degradando esse solo? - Por quanto tempo posso fazer isso?	- Tem caráter biofísico - Relaciona-se à escala de tempo humano - Relaciona-se ao manejo e à qualidade do solo - Relaciona-se às mudanças e à degradação	Matéria orgânica, nutrientes, pH, densidades, atividade microbiana, enzimas do solo, entre outros.
Capital	- Quanto dinheiro eu ganho com esse solo? Como eu sei disso? - Colocar um valor monetário pode auxiliar na valorização ou proteção do bem pela sociedade.	- Tem caráter econômico - Relaciona-se ao valor dos serviços ecossistêmicos oferecidos	- Valor do estoque de matéria, energia e organização (física, bioquímica, etc.) - Valor dos serviços de fornecimento, regulação, entre outros.
Conectividade	- O quanto eu conheço a respeito desse solo? - Eu sei o que acontece se eu não o usar adequadamente?	- Tem caráter social e educacional - Inclui diversos atores sociais - Relaciona-se com o cuidado com o solo	- Conexões sociais diretas e indiretas: posse, “terroir”, identificação geográfica, conhecimento, entre outros.

(conclusão)

Dimensão	Princípios	Características	O que pode ser avaliado
Codificação	- Relaciona-se à legislação e às políticas públicas - Quais regulamentações orientam ou controlam o uso adequado do solo?	- Tem caráter político e governamental	- Políticas, ferramentas e iniciativas (internacionais e nacionais) ligadas à conservação e governança do solo, por exemplo.

Fonte: Traduzido, adaptado e organizado pela autora com base em McBratney *et al.* (2014), Field e Sanderson (2017), Hewitt *et al.* (2015), Kidd *et al.* (2018).

A dimensão da *Capacidade* refere-se ao questionamento ‘o que esse solo pode fazer?’, e seu conhecimento contribuirá para uma melhor gestão do uso do solo, permitindo que os usuários evitem a degradação. Essa dimensão fornece a base para quantificar os recursos do solo no espaço e no tempo, que podem ser usados para mapeamento, planejamento, modelagem e previsão (KIDD *et al.*, 2018). McBratney *et al.* (2014) sugerem que a identificação de um estado de referência é necessária para esta dimensão. Complementar à avaliação da capacidade, a *Condição* refere-se à pergunta ‘o solo pode continuar a fazer isso?’. Esta questão enfoca o estado atual do solo e considera seu manejo, o monitoramento das mudanças ao longo do tempo e o desenvolvimento de estratégias de que atendam o uso pretendido do solo. É guiado pela referência da capacidade do solo e estabelece as ameaças ao solo que precisam ser superadas. Em combinação, essas duas dimensões contribuem para o desenvolvimento de uma estrutura com foco nas dimensões biofísicas do solo. Os indicadores da condição devem ser alinhados com o desenvolvimento de estratégias de manejo para aprimorar o uso do solo e devem ser usados para estabelecer os custos associados e o valor desse uso, ou seja, seu *Capital*. Os indicadores precisam ser elucidados para estabelecer a capacidade do solo de resistir à degradação e entender o quão resiliente o solo é às mudanças, permitindo a previsão dos efeitos em longo prazo (FIELD; SANDERSON, 2017, MCBRATNEY *et al.* 2014).

Os desafios socioeconômicos enfrentados quando o solo não está seguro muitas vezes não são considerados nas pesquisas da ciência do solo. A segurança do solo discute a necessidade de que o valor do capital do solo possa ser estimado e de como ele é afetado pela conexão das pessoas com o solo, bem como a necessidade de uma política coerente para protegê-lo contra maior degradação, evitando o descaso com o recurso (McBRATNEY; FIELD, 2015). O *Capital* natural do solo pode ser determinado pelos estoques (de massa, energia ou

organização) que afetam as funções fornecidas por ele, como os serviços ecossistêmicos (DOMINATI *et al.*, 2010; HEWITT *et al.*, 2015). O modo como as pessoas estão conectadas com o solo, igualmente, terá impacto sobre como ele é valorizado e, portanto, protegido. A dimensão da *Conectividade*, em parte, se preocupa com o conhecimento e os recursos utilizados por quem gerencia o solo. Além disso, depende da colaboração entre pesquisadores, sistema educacional e os usuários finais do recurso (STOCKMANN *et al.*, 2013). Essa dimensão se interessa em “como a sociedade está conectada ao solo”, que muitas vezes é quase invisível para quem está fora da comunidade científica do solo. Para tornar esse recurso seguro, sugerem-se mecanismos que permitam que as pessoas façam uma conexão entre o solo e os produtos por eles adquiridos, por exemplo (McBRATNEY *et al.*, 2014). Esse conhecimento, junto com a dimensão final da *Codificação*, que se preocupa com o desenvolvimento de políticas públicas e ações adequadas e sinérgicas com as demais dimensões, contribuirão para a segurança do solo.

Assim, para que esses objetivos sejam plenamente alcançados, eles devem ser realizados de forma coletiva. Como apontado por Mello e Costa (2018), questões associadas ao solo são, em grande parte, determinantes no grau de soberania e desenvolvimento de muitos países, o que torna, cada vez mais evidente, a necessidade de um projeto de Governança do Solo e da urgência de se discutirem novas bases para a forma como a humanidade relaciona-se com o solo. Ao se considerar o cenário brasileiro, houve grande contribuição da ciência do solo no avanço da produção de alimentos e no desenvolvimento de diversas regiões do país. No entanto, a ocupação e utilização do solo no Brasil, intensificada a partir da década de 1970, priorizaram o fator econômico, gerando grande passivo com relação à degradação do solo e do ambiente. Porém, espera-se que, atualmente, já exista a compreensão de que a distribuição dos resultados econômicos deva ser traduzida em melhorias nos níveis social e ambiental. Nesse sentido, ainda há muito a ser feito no Brasil, e um projeto de Governança do Solo pode auxiliar nesse sentido (MELLO, COSTA, 2018).

O conceito de governança global proposto por Rosenau (1995), citado por Mello e Costa (2018), o define como “sistema de tomada de decisão que permeia todos os níveis da atividade humana, desde o núcleo familiar até os níveis hierárquicos nacionais e internacionais, que visa um objetivo comum e tem influência transnacional. Compreende uma vasta gama de atores, em diversos níveis sociais, administrativos e culturais”. Quando os solos são considerados, especificamente, segundo encontra-se no website (<http://www.fao.org>) da FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura), a governança do solo diz respeito a um

conjunto de políticas, estratégias e processos usados para orientar a tomada de decisão sobre o uso e ocupação do solo em um país, estado ou cidade. Juerges e Hansjurgens (2018), em uma revisão sobre o assunto, consideram a governança do solo como a soma de todas as instituições formais e informais (como regulamentações, incentivos de mercado, regras, normas, hábitos e atitudes) que dizem respeito aos processos de tomada de decisão relacionados ao solo, em todos os seus níveis, e ligados ou não ao Estado. Segundo os autores citados, entre as críticas recebidas pela governança do solo, estão questionamentos em relação à sua eficiência, eficácia e legitimidade em governar os solos de uma forma que sustente sua proteção e manutenção em longo prazo (JUERGES, HANSJÜRGENS, 2018).

A governança dos solos determina, ainda, a maneira como os solos são utilizados, refletindo os interesses das gerações atuais e futuras, e garantindo a sustentabilidade. Além disso, regula o uso de solos de modo a evitar e gerenciar conflitos entre as diferentes partes interessadas. Para isso, muitas ações vêm sendo realizadas, porém, embora existam várias práticas globais em prol da governança dos recursos naturais, há grande dificuldade de se alinhar as decisões tomadas na esfera política, e entre governos, às decisões/ações dos usuários locais. A articulação desses diferentes níveis é fundamental para que os resultados sejam atingidos. Percebe-se a grande dificuldade de se estabelecer um processo global de governança que considere a diversidade de situações e as assimetrias econômicas, sociais e culturais dos países, com desafios multidimensionais e interdisciplinares (de ordem tecnológica, social, econômica e ecológica), exigindo soluções que vão além do alcance das ciências naturais (MELLO, COSTA, 2018). Há diversas experiências de países que adotam legislações nacionais para a regulamentação específica do uso e proteção dos solos (<http://www.fao.org/soils-portal/soilex/en/>). No Brasil, devido à importância e problemática que envolve esse assunto, durante os anos de 2014 e 2015, o Tribunal de Contas da União (TCU) promoveu uma auditoria com o objetivo de “avaliar a governança nas políticas públicas de ocupação e uso dos solos, sob aspectos territoriais e de conservação e recuperação dos solos, sob o aspecto da sustentabilidade” (TCU, 2015 a) e que permitisse gerar as bases para um processo de reconhecimento e valoração dos solos, além de políticas e programas mais eficientes para garantir sua conservação (MELLO, COSTA, 2018).

A auditoria expôs diversas lacunas que impedem o avanço do processo de governança, nos níveis de “Normatização e institucionalização”, “Planos e objetivos (da ocupação e uso do solo)” e “Dinâmica de avaliação e monitoramento” (Tabela 7). Para aprimorar a gestão pública dos solos e dos recursos hídricos brasileiros, o TCU deliberou pela adoção das seguintes

medidas pelos órgãos competentes: revisão e consolidação de dispositivos legais; definição de competências e limites de atuação; planejamento de longo prazo para a governança de solos; inclusão da governança de solos nos planejamentos do Governo Federal e do Ministério da Agricultura; iniciativas governamentais coerentes, coordenadas e articuladas; desenvolvimento de indicadores de desempenho; integração de sistemas de informação; e transparência dos dados sobre solos (TCU, 2015 a). Sobre esse último aspecto, já existem ações relacionadas ao Programa Nacional de Solos do Brasil (PronaSolos) para a realização dos levantamentos pedológicos em caráter multiescalar e respectivas interpretações, de forma contínua, e compatibilizada com as demandas oriundas das políticas dos governos federal e estaduais para o setor (POLIDORO *et al.* 2016).

Tabela 7 – Lacunas da governança dos solos no Brasil

CrITÉRIOS	Desafios
Normatização e Institucionalização	• Complexidade e dispersão da legislação brasileira • Sobreposições e lacunas na atuação de órgãos governamentais • Dissociação das legislações de solo e água • Excesso de obrigações cadastrais dos proprietários rurais sem uso efetivo das informações
Planos e Objetivos	• Ausência de planejamento integrado • Insuficiência de elementos básicos para atuação coordenada • Insuficiência de conhecimento sobre os solos • Inconsistências nos dados oficiais
Dinâmica de Avaliação e Monitoramento	• Ausência de rotinas de monitoramento • Insuficiência de indicadores de desempenho • Sistemas de TI não integrados

Fonte: organização própria, baseado em TCU, 2015 a.

Além disso, em 2015, foi realizada uma conferência sobre a problemática dos solos no Brasil, com ênfase na questão da governança, a qual, ao final, gerou a “Carta de Brasília”, um documento com as reflexões, considerações e conclusões envolvendo a temática de solos e sua relação com a sociedade, e com uma série de propostas de melhoria a serem priorizadas pelos agentes responsáveis (TCU, 2015 b). Conforme consigna o documento, atualmente, não existe uma política nacional brasileira específica para os solos, mas é um tema que tangencia várias outras já estabelecidas, a exemplo da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997); a Política Nacional de Irrigação (Lei nº 12.787, de 11 de janeiro de 2013); e a Política Nacional de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (Lei nº 12.805, de 29 de abril de 2013). Ao se encontrar disperso em diferentes legislações, a percepção do solo como recurso

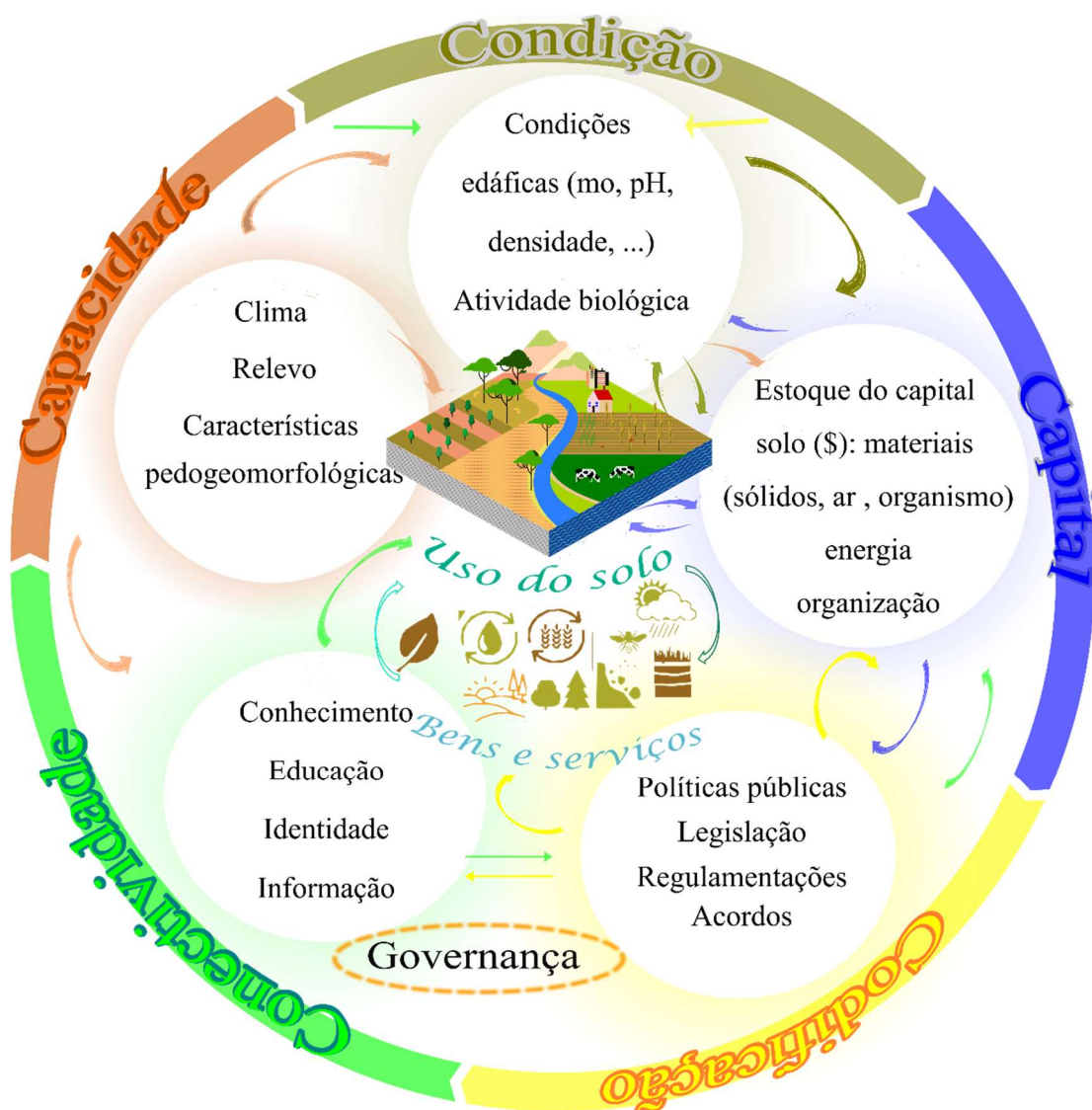
estratégico, não renovável, com implicações sociais, econômicas e ambientais, é imensamente dificultada, bem como sua gestão nas diferentes esferas de governo (TCU, 2015 a).

Conceber um processo de governança, significa estabelecer uma rede de ações e relacionamentos que visem um bem comum e de construção social, mas que precisa de uma base (legal, político-administrativa e social) para se instituir. Nesse processo, novos arranjos organizacionais podem surgir, modificando as relações e interações entre os envolvidos. Conciliar interesses divergentes não é uma tarefa simples e há um elevado grau de subjetividade. Mesmo assim, considerando que o solo e a água são recursos finitos e que pertencem a toda a humanidade, a governança segue sendo uma importante alternativa para discutir a conservação de ambos (MELLO, COSTA, 2018).

A análise da dinâmica do uso do solo na BHRD e sua relação com as variáveis ambientais e variações sub-regionais, de forma conjunta, devem ser levadas em consideração no direcionamento e integração dos esforços para a gestão dessa bacia. Na BHRD, os principais problemas relacionados à gestão dos recursos hídricos estão relacionados ao uso dos solos, como erosão e o assoreamento (IGAM, 2010), o que requer que as medidas e políticas relacionadas à gestão dos recursos hídricos consideram mais ativamente o recurso solo em suas agendas. Além disso, a auditoria do TCU também concluiu que a falta de articulação entre os diversos atores do Plano Nacional de Recursos Hídricos levou ao insucesso da gestão da bacia do rio Doce (TCU, 2018). A análise integrada do uso do solo, na escala da bacia hidrográfica e de sub-bacias, torna essa abordagem uma ferramenta potencial para atingir os princípios da segurança do solo e para auxiliar na superação das limitações existentes de sua governança.

Os desafios que dizem respeito ao uso do solo dependem da elucidação da dinâmica do seu uso e da sua relação com as variáveis ambientais (embora, não só) e da montagem desse quebra cabeça complexo e multifatorial, ainda que as soluções para a gestão de uma bacia extrapolem essas questões. Por outro lado, a abordagem da segurança e governança do solo podem amplificar a importância dessa análise junto a outras áreas e esferas (Figura 22). Temáticas que são discutidas de forma independente podem se tornar sinérgicas quando debatidas sob uma visão síncrona de suas interações, de forma a otimizar e fortalecer a forma pela qual seus resultados se transformem em benefícios para a sociedade e para o ambiente onde se encontra inserida

Figura 22 – Análise do uso e cobertura do solo sob o amparo da segurança e governança dos solos



Fonte: elaboração própria, com base em McBratney *et al.* (2014), Field e Sanderson (2017), Hewitt *et al.* (2015) e Kidd *et al.* (2018).

3.5 Conclusões

A compreensão da configuração de uma paisagem exige a elucidação das relações entre a variabilidade ambiental e o uso do solo, no tempo e no espaço. A avaliação das relações da dinâmica do uso e cobertura do solo com a altitude, a declividade, a precipitação, a temperatura e as classes de solos na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES), no período de 34 anos (1985-2018), mostrou que houve variação espaço-temporal, e entre as variáveis ambientais, na

distribuição das classes de uso e cobertura do solo. Esse estudo permitiu concluir que houve variação espacial para a classe floresta natural, que predominou em áreas com altitudes, declividades e precipitações maiores, assim como para a agricultura exterior ao mosaico, que apareceu em menores altitudes e declividades. Além disso, houve variabilidade temporal para as classes mosaico agricultura/ pastagem e floresta plantada. Os solos influenciaram o padrão de uso e cobertura do solo e a presença ou ausência de conversões entre as classes de uso.

O estudo sugere que as políticas de gestão da bacia considerem que a influência dos fatores que leva às mudanças no uso do solo pode se alterar, no espaço e no tempo, e entre os usos, sendo importante a avaliação e o monitoramento dos padrões de uso do solo na bacia, mas também a diferenciação entre as sub-regiões (como as sub-bacias). A utilização de outras variáveis pode ser necessária, com intuito de amplificar a compreensão das diferenças locais e de novas relações de mudanças do uso que venham a surgir. Além disso, a análise da variação espaço-temporal de forma integrada e realizada sob o amparo da governança e da segurança do solo pode auxiliar a gestão da BHRD e permitir efetividade das ações.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. Domínios morfoclimáticos e solos do Brasil. Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Federal de Viçosa**, p. 1-18, 1996.
- APAN, A. A.; PETERSON, J. A. Probing tropical deforestation: the use of GIS and statistical analysis of georeferenced data. **Applied Geography**, v. 18, n. 2, p. 137-152, 1998.
- BECERRA, J. A. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; ALVALÁ, R. C. D. S. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região de Cerrado da Amazônia Legal, usando índices espectrais de vegetação. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 24, 125-134. 2009.
- BECKER, F. G.; IRGANG, G. V.; HASENACK, H.; VILELLA, F. S.; VERANI, N. F. Land cover and conservation state of a region in the Southern limit of the Atlantic Forest (river Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 64, 569-582. 2004.
- BERTOL, I.; DE MARIA, I. M.; SOUZA, L.S. (ed.). **Manejo conservação do solo e da água**. Viçosa, Minas Gerais: SBCS, 2019, 1355 p.
- BIRHANE, E.; ASHFARE, H., FENTA, A. A.; HISHE, H., GEBREMEDHIN, M. A.; SOLOMON, N. Land use land cover changes along topographic gradients in Hugumburda national forest priority area, Northern Ethiopia. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, 13, 61-68. 2019
- BLUM, W. E.H. Soil and land resources for agricultural production: general trends and future scenarios-a worldwide perspective. **International soil and water conservation research**, v. 1, n. 3, p. 1-14, 2013.
- BOUMA, J.; MCBRATNEY, A. Framing soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**, v. 200, p. 130-139. 2013.
- BOUMA, J. Reaching out from the soil-box in pursuit of soil security. **Soil science and plant nutrition**, v. 61, n. 4, p. 556-565, 2015.
- BRASIL. **Lei nº 9.433/1997**. Instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 jan. 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm Acesso em: 07/07/2015.
- BRASIL. **Lei nº 12.651**, de 25 de maio de 2012. Código Florestal. Presidência da República. Casa Civil. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 07/07/2015.
- CABRAL, D.C.; FISZON, J.T. Padrões socioespaciais de desflorestamento e suas implicações para a fragmentação florestal: Estudo de caso na Bacia do Rio Macacu, RJ **Scientia Forestalis**, 66. pp. 13-24. 2004.

- CENIBRA - CELULOSE NIPO-BRASILEIRA. 2019. **Plano de Manejo Florestal**. Disponível em: https://www.cenibra.com.br/wp-content/uploads/2019/04/CENIBRA_PMF_2019.pdf. Acessado em maio de 2021.
- COELHO, A. L. N. **Alterações Hidrogeomorfológicas no Médio-Baixo Rio Doce/ES**. 227 f. Tese de Doutorado (Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia), Niterói, 2007.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; [...]; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387(6630), 253-260. 1997.
- CORREIA, G. F. **Modelo de evolução e mineralogia da fração argila dos solos do Planalto de Viçosa, MG**. Viçosa, (Tese de Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 1984. 87p.
- CUNHA, A. D. M.; FEITOZA, H. N.; FEITOZA, L. R.; OLIVEIRA, F. S.; LANI, J. L.; CARDOSO, J. K. F.; TRINDADE, F. S. Atualização da Legenda do Mapa de Reconhecimento de Solos do Estado do Espírito Santo e Implementação e Interface no Geobases para Uso dos Dados em SIG. **Geografares**, n. 22, p. 32-65, 2016.
- CUPOLILLO, F. **Diagnóstico Hidroclimatológico da Bacia do Rio Doce**. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Geografia) –Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. 2008. 156p.
- CURI, N., KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (ed.). Pedologia: solos dos biomas brasileiros. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa. 2017.
- DALE, V. H. The relationship between land-use change and climate change. **Ecological applications**, v. 7, n. 3, p. 753-769, 1997.
- DOMINATI, E.; PATTERSON, M., MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecol. Econ.** 69, 1858–1868. 2010.
- DRUMMOND, J. A. Mata Atlântica: a história de uma destruição. **Revista Estudos Históricos**, v. 9, n. 17, p. 239-252, 1996.
- ESPINDOLA, H. S. **Sertão do Rio Doce: navegação fluvial, acesso ao mercado mundial, guerra aos povos nativos e incorporação do território de floresta tropical por Minas Gerais (1800-1845)**. (Tese de doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, USP. 2000.
- ESPINDOLA, H. S. Sertão, território e fronteira: expansão territorial de Minas Gerais na direção do litoral. **Fronteiras**, v. 10, n. 17, p. 69-96. 2008.

- ESPINDOLA, H. S.; WENDLING, I. J. Elementos biológicos na configuração do território do rio Doce. **Varia História**, 24 (39), 177-197. 2008.
- FERNANDES FILHO, E. I.; SCHAEFER, C. E. G. R.; ABRAHÃO, W. A. P.; SIMAS, F. N. B.; VASCONCELOS, B. N. F.; CASTRO, G. D. O., FARIA, M. M. **Levantamento de solos e aptidão agrícola da porção mineira da bacia do Rio Doce**. Belo Horizonte: Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM). 2010.
- FICK, S.E.; HIJMANS, R.J. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315. 2017.
- FIELD, D. J.; SANDERSON, T. Distinguishing between capability and condition. In: **Global soil security**. Springer, Cham, 2017. p. 45-52.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R., [...]; HELKOWSKI, J. H. 2005. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574.
- FOSTER, D.; SWANSON, F.; ABER, J.; BURKE, I.; BROKAW, N.; TILMAN, D., KNAPP, A. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. **BioScience**, 53(1), 77-88. 2003.
- FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010.
- FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; AGUIAR, A. V. Relação entre altitude e temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no estado do Paraná. **Revista de estudos ambientais**, v.10, n. 1, p. 49-64, jan./jun. 2008.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do Rio Doce. 2018. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/wp-content/uploads/2020/02/metodologiadepriorizarecuperacaoambientalufvufmg.pdf>
- GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. What drives tropical deforestation. **LUCC Report series**, v. 4, p. 116, 2001.
- GIRI, C. P. **Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 2012., p. 477.
- GUEVARA, Y. Z. C.; SOUZA, J. J. L. L. D.; VELOSO, G. V.; VELOSO, R. W.; ROCHA, P. A.; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES, E. I. Reference values of soil quality for the rio doce basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 42. 2018.
- GUSTAFSON, E. J.; MIRANDA, B. R.; DE BRUIJN, A. M.; STURTEVANT, B. R.; KUBISKE, M. E. Do rising temperatures always increase forest productivity? Interacting

effects of temperature, precipitation, cloudiness and soil texture on tree species growth and competition. **Environmental modelling & software**, 97, 171-183. 2017.

HANSEN, A. J.; NEILSON, R. P.; DALE, V. H.; FLATHER, C. H.; IVERSON, L. R.; CURRIE, D. J.; [...]; BARTLEIN, P. J. Global change in forests: responses of species, communities, and biomes: interactions between climate change and land use are projected to cause large shifts in biodiversity. **BioScience**, 51(9), 765-779. 2001.

HEWITT, A., DOMINATI, E., WEBB, T., CUTHILL, T. Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. **Geoderma**, 241, 107-114. 2015.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e dos Planos de Ações de Recursos Hídricos para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. 2010.

JUERGES, N.; HANSJÜRGENS, B. Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy—A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 1628-1639, 2018.

KEESSTRA, S. D.; BOUMA, J.; WALLINGA, J.; TITTONELL, P.; SMITH, P.; CERDÀ, A., [...]; BARDGETT, R. D. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. **Soil**, 2(2), 111-128. 2016.

KIDD, D.; FIELD, D.; MCBRATNEY, A.; WEBB, M. A preliminary spatial quantification of the soil security dimensions for Tasmania. **Geoderma**, 322, 184-200. 2018.

LAL, R. Climate change and soil degradation mitigation by sustainable management of soils and other natural resources. **Agric. Res.**, 1 (3), 199–212. 2012.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPELERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual review of environment and resources**, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LOPES, C. G. R. **Regeneração natural em uma área de campo de agricultura abandonada em ambiente semiárido**. (Tese (Doutorado em Botânica) –Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife). 2011.

LUNYOLO, L. D.; KHALIFA, M.; RIBBE, L. Assessing the interaction of land cover/land use dynamics, climate extremes and food systems in Uganda. **Science of the Total Environment**, 753, 142549. 2021.

MAHLI, Y.; WRIGHT, J. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 311-329, 2004.

- McBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, 213, 203-213. 2014.
- MCBRATNEY, A. B.; FIELD, D. J. Securing our soil. **Soil science and plant nutrition**, v. 61, n. 4, p. 587-591. 2015.
- MCBRATNEY, A. B.; FIELD, D. J.; MORGAN, C. L.; JARRETT, L. E. **Soil security: A rationale**. In: Global Soil Security (pp. 3-14). Springer, Cham. 2017.
- MCBRATNEY, A. B.; MORGAN, C. L.; JARRETT, L. E. **The value of soil's contributions to ecosystem services**. In: Global Soil Security (pp. 227-235). Springer, Cham. 2017.
- MELLO, T.F. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga (SP)**. 2009. (Dissertação de Mestrado). USP/IB, São Paulo, Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-19042010-105930/pt-br.php> visitada em 07 de abril de 2021.
- MELLO, N. A.; COSTA, M. C. C. **Manejo e conservação no contexto da governança do solo**. In: BERTOL, I., DE MARIA, I. M., SOUZA, L.S. (ed.). Manejo conservação do solo e da água Viçosa, Minas Gerais: SBCS, 2019, 1355 p.
- NASA JPL. **NASADEM Merged DEM Global 1 arc second V001 [Data set]**. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2020. Accessed 2021-07-28 from https://doi.org/10.5067/MEaSURES/NASADEM/NASADEM_HGT.001
- NIPPERT, J. B.; KNAPP, A. K.; BRIGGS, J. M. Intra-annual rainfall variability and grassland productivity: can the past predict the future? **Plant Ecology**, v. 184, n. 1, p. 65-74, 2006.
- NOBRE, R. L. G.; CALIMAN, A.; CABRAL, C. R.; DE CARVALHO ARAÚJO, F.; GUERIN, J.; DANTAS, F. D. C. C.; [...]; CARNEIRO, L. S. 2020. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. **Science of the Total Environment**, 716, 137044.
- NUNES, W. A. G. A.; KER, J. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FERNANDES FILHO, E. I.; GOMES, F. H. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio do "Mar de Morros", Minas Gerais. **Revista brasileira de ciência do solo**, 25(2), 341-354. 2001.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L.; Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in a south-eastern Brazil. **J. Tropical Ecol.**, vol. 10, p. 483-508. 1994.

- OLIVEIRA, B. R. D.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. **Journal of Environmental Planning and Management**, 63(5), 935-957. 2019.
- ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando Nosso Mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf> Acesso em 9 de julho de 2021.
- PERUGINI, L.; CAPORASO, L.; MARCONI, S.; CESCATTI, A.; QUESADA, B.; DE NOBLET-DUCOUDRE, N.; [...]; ARNETH, A. Biophysical effects on temperature and precipitation due to land cover change. **Environmental Research Letters**, 12(5), 053002. 2017.
- POLIDORO, J. C.; MENDONÇA-SANTOS, M. D. L.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; CARVALHO FILHO, A. D.; DA MOTTA, P. E. F.; [...]; DART, R. D. O. **Programa Nacional de Solos do Brasil (PronaSolos)**. Embrapa Solos-Documentos (INFOTECA-E). 2016.
- QASIM, M.; HUBACEK, K.; TERMANSEN, M.; FLESKENS, L. Modelling land use change across elevation gradients in district Swat, Pakistan. **Regional environmental change**, 13(3), 567-581. 2013.
- RESENDE, M.; LANI, J. L.; REZENDE, S. B. D. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore**, 26(3), 261-269. 2002.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. D.; CORRÊA, G. F. Pedologia: base para distinção de ambientes. rev. Lavras: Editora UFLA, 322. 2007.
- REZENDE, V. L.; CUNHA, F. L. Influência da temperatura e precipitação na distribuição das espécies criticamente ameaçadas de extinção ocorrente em minas gerais. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 8, 2014.
- ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R., LENTI, F. E.; [...]; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science advances*, 7(4), eabc4547. 2021.
- ROSENAU, J. N. Governance in the Twenty-first Century. In: **Palgrave Advances in Global Governance**. Palgrave Macmillan, London, 2009. p. 7-40.
- RUDEL, T. K.; COOMES, O. T.; MORAN, E.; ACHARD, F.; ANGELSEN, A.; XU, J.; LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global environmental change**, 15(1), 23-31. 2005.

- RUDEL, T. K. Changing agents of deforestation: from state-initiated to enterprise driven processes, 1970–2000. **Land use policy**, 24(1), 35-41. 2007.
- RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: An introduction. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 95-97, 2010.
- SADER, S. A.; JOYCE, A. T. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. **Biotropica**, p. 11-19, 1988.
- SAAVEDRA, M.; JUNQUAS, C.; ESPINOZA, J. C.; SILVA, Y. Impacts of topography and land use changes on the air surface temperature and precipitation over the central Peruvian Andes. **Atmospheric Research**, 234, 104711. 2020.
- SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. **Tópicos em ciência do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa**, v. 8, n. 1, p. 1-69, 2013.
- SCHUUR, E. A. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. **Ecology**, 84(5), 1165-1170. 2003.
- SELLERS, P.J.; HEISER, M.D.; HALL, F.G.; VERMA, S.B.; DESJARDINS, R.L.; SCHUEPP, P.M.; MACPHERSON, J.I. The impact of using area-averaged land surface properties -topography, vegetation condition, soil wetness - In calculations of intermediate scale (approximately 10 km²) surface-atmosphere heat and moisture fluxes. **J. Hydrol**, v. 190, 3-4, pp. 269-301, 1997.
- SFB - SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Espírito Santo** / Serviço Florestal Brasileiro. – Brasília, DF: MAPA, 2019. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4417-resultados-do-inventario-florestal-nacional-no-espírito-santo-atualizacao-marco-2020/file> . Acesso em maio de 2021.
- SHIFERAW, A.; SINGH, K. L. Evaluating the land use and land cover dynamics in Borena Woreda South Wollo Highlands, Ethiopia. **Ethiopian Journal of Business and Economics (The)**, v. 2, n. 1, 2011.
- SILVA, W. G.; METZGER, J. P.; SIMÕES, S.; SIMONETTI, C. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, 67(3), 403-411. 2007.
- SILVA, M. A. D.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; LEITE, F. P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, 21, 765-776. 2011.

- SILVA, K. A.; DOS SANTOS, D. M.; DOS SANTOS, J. M.; ULYSSES, P.; FERRAZ, E. M.; ARAÚJO, E. D. L. Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. **Acta Oecologica**, 46, 25-32. 2013.
- SILVA, R.F.B; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic Forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133-144, 2016.
- SOUZA, E. Mapeamento digital de solos e modelagem da recarga hídrica na Bacia do Rio Doce, Minas Gerais [tese]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 2013.
- STOCKMANN, U.; ADAMS, M.; CRAWFORD, J.W.; FIELD, D.J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; DE COURCELLES, V.; DE, R.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P.C.; CHENU, C.; JASTROW, J.; LAL, R.; LEHMANN, C.J.; O'DONNELL, A.G.; PARTON, W.J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 80–99. 2013.
- STRAUCH, N. **A bacia do rio Doce: estudo geográfico**. Serviço Gráfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1955.
- TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, 257(4), 1219-1230. 2009.
- TCU- TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. **Auditoria operacional em governança de solos não urbanos**. 2015 a. Disponível em: <https://portal.tcu.gov.br/biblioteca-digital/auditoria-operacional-em-governanca-de-solos-nao-urbanos.htm> Acesso: 19 de julho de 2021.
- TCU- TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. **Relatório / Conferência Governança do Solo**, 25 a 27 de março de 2015, Brasília, DF. 2015 b. 56 p. Disponível em: <https://portal.tcu.gov.br/biblioteca-digital/conferencia-governanca-do-solo.htm> Acesso: 19 de julho de 2021.
- TCU- TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. **Gestão da bacia do Rio Doce fracassa por falta de articulação**, diz TCU. 2018. Disponível em: <https://portal.tcu.gov.br/imprensa/noticias/gestao-da-bacia-do-rio-doce-fracassa-por-falta-de-articulacao-diz-tcu.htm> Acesso: 19 de julho de 2021.
- TURNER, M.G.; RUSCHER, C.L. Changes in landscape patterns in Georgia, USA. **Landscape ecology**, v.1, p.241-251, 1988.

- TURNER, B. L.; MEYER, W. B. Land use and land cover in global environmental change: considerations for study. **International Social Science Journal**, v. 43, n. 130, p. 669-679, 1991.
- TURNER, B. L.; MEYER, W. B. Global land-use and land-cover change: an overview. **Changes in land use and land cover: a global perspective**, v. 4, n. 3, 1994.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice** (Vol. 401). Springer New York. 2001.
- VALENTE, E. L. **Caracterização da intensidade de degradação do solo e da cobertura vegetal de uma área no Médio Rio Doce, utilizando imagem IKONOS II**. 89 p. Dissertação (Mestrado Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. **Environmental management**, 30(3), 391-405. 2002.
- WANG, C.; LAI, X.; ZHU, Q.; CASTELLANO, M. J.; YANG, G. Soil Type, Topography, and Land Use Interact to Control the Response of Soil Respiration to Climate Variation. **Forests**, 10(12), 1116. 2019.
- WANG, Y.; SUN, H.; FU, Z.; FAN, J.; HU, W.; FANG, L. Response of deep soil drought to precipitation, land use and topography across a semiarid watershed. **Agricultural and Forest Meteorology**, 282, 107866. 2020.
- WELTZIN, J. F.; LOIK, M. E.; SCHWINNING, S.; WILLIAMS, D. G.; FAY, P. A.; HADDAD, B. M.; [...]; ZAK, J. C. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. **Bioscience**, 53(10), 941-952. 2003.

APÊNDICES

A. Estatística zonal como tabela, para a altitude (m)

Sub-bacias	Mínima	Máxima	Amplitude	Média	Desvio padrão
São José	1	947	946	165,14	175,38
Caratinga	100	1572	1472	428,95	225,42
Guandu	30	1529	1499	518,78	283,10
Manhuaçu	58	2617	2559	559,07	282,82
Piracicaba	203	2075	1872	789,54	236,84
Piranga	206	1947	1741	679,11	227,59
Santo Antônio	188	2049	1861	729,54	210,94
Santa Maria	1	1356	1355	284,39	273,84
Suaçuí grande	54	2053	1999	507,39	240,29

B. Áreas das sub-bacias, em percentagem, nos intervalos de altitude

Sub-bacias	Intervalo de Altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
São José	0,0	0,0	0,5	0,7	1,6	3,3	1,5	3,6
Caratinga	0,0	0,7	1,1	1,6	3,7	0,7	0,0	0,0
Guandu	0,0	0,5	0,5	0,7	0,8	0,3	0,0	0,0
Manhuaçu	0,2	1,8	2,6	2,3	3,1	0,5	0,0	0,0
Piracicaba	0,4	2,3	3,1	0,5	0,4	0,0	0,0	0,0
Piranga	0,6	4,2	9,1	3,7	2,8	0,0	0,0	0,0
Santo Antônio	0,4	3,6	6,0	1,6	0,9	0,0	0,0	0,0
Santa Maria	0,0	0,3	0,3	0,3	0,8	0,9	0,3	0,7
Suaçuí grande	0,1	3,7	5,7	4,7	9,1	1,5	0,1	0,0
Total	1,6	17,0	28,8	16,1	23,2	7,1	1,9	4,3

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

C. Estatística zonal como tabela, para a declividade (graus)

Sub-bacias	Área (%)	Mínima	Máxima	Amplitude	Média	Desvio padrão
São José	11,3	0	80,4	80,4	10,0	10,7
Caratinga	7,7	0	78,9	78,9	14,7	9,6
Guandu	2,8	0	77,5	77,5	18,4	10,6
Manhuaçu	10,6	0	81,3	81,3	17,6	10,4
Piracicaba	6,6	0	81,9	81,9	15,7	9,6
Piranga	20,3	0	77,8	77,8	14,8	9,0
Santo Antônio	12,4	0	80,1	80,1	15,9	9,6
Santa Maria	3,5	0	82,1	82,1	14,3	11,1
Suaçuí grande	24,8	0	79,6	79,6	14,9	9,4

D. Áreas das sub-bacias, em percentagem, nos intervalos de declividades

Sub-bacias	Intervalos de Declividade (graus)						
	70 - 83	45 - 70	15 - 45	10 - 15	5 - 10	2 - 5	0 - 2
São José	0,00	0,10	2,96	1,33	1,72	1,58	3,59
Caratinga	0,00	0,03	3,51	1,45	1,36	0,62	0,73
Guandu	0,00	0,03	1,69	0,45	0,37	0,15	0,15
Manhuaçu	0,00	0,11	5,98	1,78	1,49	0,59	0,65
Piracicaba	0,00	0,04	3,10	1,34	1,24	0,43	0,40
Piranga	0,00	0,04	9,34	4,17	3,70	1,42	1,58
Santo Antônio	0,00	0,07	6,03	2,53	2,28	0,78	0,71
Santa Maria	0,00	0,03	1,54	0,52	0,50	0,31	0,64
Suaçuí grande	0,00	0,09	11,53	4,79	4,40	1,96	2,07
Total	0,01	0,55	45,68	18,35	17,06	7,85	10,51

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

E. Estatística zonal como tabela, para a precipitação (mm ano^{-1})

Sub-bacias	Mínima	Máxima	Amplitude	Média	Desvio padrão
São José	1138	1289	151	1203	30
Caratinga	1095	1446	351	1218	60
Guandu	1134	1401	267	1253	57
Manhuaçu	1114	1599	485	1246	65
Piracicaba	1193	1729	536	1429	83
Piranga	1196	1665	469	1329	75
Santo Antônio	1179	1685	506	1407	79
Santa Maria	1144	1383	239	1242	49
Suaçuí grande	1036	1554	518	1201	101

F. Áreas das sub-bacias, em percentagem, nos intervalos de precipitação (continua)

Sub-bacias	Intervalos de Precipitação (mm ano^{-1})						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
São José	0,0	6,2	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Caratinga	0,0	3,2	3,6	0,8	0,0	0,0	0,0
Guandu	0,0	0,6	1,5	0,7	0,0	0,0	0,0
Manhuaçu	0,0	3,2	5,3	1,9	0,2	0,0	0,0
Piracicaba	0,0	0,0	0,5	1,4	3,8	0,6	0,3
Piranga	0,0	0,0	8,5	8,3	2,8	0,5	0,0
Santo Antônio	0,0	0,1	1,1	3,9	6,3	0,8	0,2

(conclusão)

Sub-bacias	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Santa Maria	0,0	0,6	2,4	0,5	0,0	0,0	0,0
Suaçuí grande	3,0	12,1	4,4	4,4	0,9	0,0	0,0
Total	3,0	26,2	32,4	21,9	14,0	1,9	0,5

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

G. Estatística zonal como tabela, para a temperatura (°C)

Sub-bacias	Mínima	Máxima	Amplitude	Média	Desvio padrão
São José	19,8	24,0	4,3	23,2	0,8
Caratinga	16,4	24,6	8,2	22,3	1,6
Guandu	16,1	24,1	8,1	21,1	1,7
Manhuaçu	10,2	24,1	13,9	20,9	1,8
Piracicaba	14,0	23,9	9,9	20,0	1,3
Piranga	13,9	23,8	9,9	20,2	1,3
Santo Antônio	15,1	24,0	8,9	20,4	1,2
Santa Maria	17,1	23,9	6,8	22,3	1,5
Suaçuí grande	15,1	24,6	9,5	22,0	1,6

H. Áreas das sub-bacias, em percentagem, nos intervalos de temperaturas

Sub bacias	Intervalos de Temperatura (°C)						
	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25
São José	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	1,17	10,10
Caratinga	0,00	0,00	0,00	0,04	0,83	1,87	4,96
Guandu	0,00	0,00	0,00	0,19	0,60	1,00	1,05
Manhuaçu	0,01	0,02	0,04	0,48	2,93	3,51	3,61
Piracicaba	0,00	0,00	0,07	0,28	2,99	2,75	0,46
Piranga	0,00	0,00	0,09	0,85	9,82	7,10	2,40
Santo Antônio	0,00	0,00	0,00	0,25	4,09	6,87	1,20
Santa Maria	0,00	0,00	0,00	0,06	0,36	0,56	2,55
Suaçuí grande	0,00	0,00	0,00	0,04	3,96	7,24	13,60
Total	0,01	0,02	0,20	2,19	25,58	32,07	39,93

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

I. Áreas das classes de uso e cobertura do solo (moda), em percentagem, nos intervalos de altitude

Uso e cobertura do solo	Intervalo de altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
Floresta Natural	0,66	6,87	8,39	2,84	2,48	0,54	0,38	0,78
Floresta Plantada	0,04	1,28	0,45	0,05	0,72	0,01	0,07	0,24
Área Natural não florestal	0,38	0,34	0,16	0,14	0,14	0,02	0,01	0,20
Pastagem	0,19	5,90	16,46	10,77	17,24	5,87	1,32	2,35
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,27	2,44	3,24	2,21	2,35	0,52	0,10	0,42
Área Antrópica	0,06	0,14	0,12	0,03	0,12	0,05	0,02	0,04
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,01	0,02	0,02	0,13	0,09	0,02	0,28
Total	1,60	16,9	28,8	16,07	23,18	7,09	1,92	4,33

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

J. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 1985, em percentagem, nos intervalos de altitude

Percentagem da área (%)	Intervalos de Altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
Uso e cobertura no ano de 1985								
Floresta Natural	0,68	7,23	8,72	2,98	2,74	0,59	0,40	0,86
Floresta Plantada	0,03	0,71	0,24	0,04	0,51	0,00	0,08	0,26
Área Natural não florestal	0,23	0,22	0,12	0,12	0,12	0,02	0,01	0,20
Pastagem	0,24	6,10	16,04	10,60	17,03	5,80	1,26	1,95
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,36	2,60	3,61	2,29	2,55	0,55	0,13	0,74
Área Antrópica	0,06	0,10	0,08	0,02	0,10	0,04	0,01	0,03
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,01	0,01	0,01	0,12	0,09	0,02	0,29
Total	1,59	16,98	28,83	16,07	23,18	7,09	1,92	4,33

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

K. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 2018, em percentagem, nos intervalos de altitude

Percentagem da área (%) Uso e cobertura no ano de 2018	Intervalos de Altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
Floresta Natural	0,63	6,50	8,38	2,83	2,25	0,58	0,38	0,78
Floresta Plantada	0,07	1,89	1,03	0,14	1,01	0,11	0,11	0,34
Área Natural não florestal	0,43	0,41	0,19	0,14	0,14	0,02	0,00	0,15
Pastagem	0,15	4,46	13,60	9,21	15,24	4,74	0,66	1,85
Agricultura	0,00	0,00	0,01	0,01	0,06	0,32	0,48	0,48
Mosaico	0,27	3,56	5,44	3,67	4,21	1,16	0,21	0,43
Agricultura/Pastagem								
Área Antrópica	0,04	0,15	0,17	0,06	0,16	0,08	0,03	0,06
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,01	0,02	0,02	0,12	0,09	0,04	0,26
Total	1,59	16,97	28,83	16,07	23,18	7,09	1,92	4,33

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

L. Áreas das classes de uso e cobertura do solo (moda), em percentagem, nos intervalos de declividade

Uso e cobertura do solo	Intervalos de Declividade (graus)						
	70 - 83	45 - 70	15 - 45	10 - 15	5 - 10	2 - 5	0 - 2
Floresta Natural	0,002	0,158	12,352	4,037	3,430	1,486	1,463
Floresta Plantada	0,000	0,003	1,063	0,596	0,603	0,298	0,291
Área Natural não florestal	0,003	0,131	0,606	0,185	0,193	0,084	0,203
Pastagem	0,001	0,136	25,485	11,483	10,983	5,144	6,857
Agricultura	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,005	0,023
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,002	0,121	6,025	1,931	1,666	0,697	1,104
Área Antrópica	0,000	0,002	0,121	0,094	0,131	0,090	0,143
Rio, Lago e Oceano	0,000	0,002	0,024	0,027	0,051	0,044	0,422
Total	0,008	0,552	45,67	18,35	17,05	7,848	10,50

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

M. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 1985, em percentagem, nos intervalos de declividade

Percentagem da área (%)	Intervalos de Declividade (graus)						
Uso e cobertura no ano de 1985	70 - 83	45 - 70	15 - 45	10 - 15	5 - 10	2 - 5	0 - 2
Floresta Natural	0,00	0,16	12,78	4,29	3,70	1,61	1,67
Floresta Plantada	0,00	0,00	0,58	0,38	0,41	0,23	0,26
Área Natural não florestal	0,00	0,11	0,42	0,12	0,13	0,06	0,19
Pastagem	0,00	0,15	25,56	11,34	10,77	4,97	6,25
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,00	0,13	6,22	2,13	1,91	0,85	1,59
Área Antrópica	0,00	0,00	0,09	0,07	0,10	0,07	0,11
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,00	0,02	0,03	0,05	0,05	0,43
Total	0,01	0,55	45,67	18,35	17,06	7,85	10,51

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

N. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 2018, em percentagem, nos intervalos de declividade

Percentagem da área (%)	Intervalos de Declividade (graus)						
Uso e cobertura no ano de 2018	70 - 83	45 - 70	15 - 45	10 - 15	5 - 10	2 - 5	0 - 2
Floresta Natural	0,00	0,16	12,12	3,91	3,30	1,43	1,42
Floresta Plantada	0,00	0,01	1,82	0,96	0,95	0,45	0,51
Área Natural não florestal	0,00	0,13	0,67	0,22	0,22	0,09	0,16
Pastagem	0,00	0,10	20,85	9,71	9,32	4,27	5,66
Agricultura	0,00	0,00	0,10	0,11	0,21	0,28	0,65
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,00	0,15	9,94	3,31	2,84	1,17	1,53
Área Antrópica	0,00	0,00	0,15	0,12	0,17	0,11	0,19
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,00	0,02	0,03	0,05	0,04	0,40
Total	0,01	0,55	45,67	18,35	17,06	7,85	10,51

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

O. Áreas das classes de uso e cobertura do solo (moda), em percentagem, nos intervalos de precipitação

(continua)

Uso e cobertura do solo (%)	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Floresta Natural	0,41	2,90	6,17	6,64	5,70	0,93	0,18
Floresta Plantada	0,00	0,13	0,97	0,52	1,13	0,10	0,00

(conclusão)

Uso e cobertura do solo (%)	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Área Natural não florestal	0,00	0,21	0,38	0,08	0,24	0,27	0,20
Pastagem	2,01	20,05	20,60	11,67	5,49	0,30	0,01
Agricultura	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,60	2,49	3,93	2,92	1,28	0,24	0,06
Área Antrópica	0,00	0,09	0,20	0,03	0,13	0,09	0,03
Rio, Lago e Oceano	0,01	0,32	0,20	0,01	0,02	0,01	0,00
Total	3,03	26,21	32,45	21,88	14,00	1,93	0,49

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

P. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 1985, em percentagem, nos intervalos de precipitação

Percentagem da área (%)	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Uso e cobertura no ano de 1985							
Floresta Natural	0,43	3,15	6,53	6,86	6,09	0,97	0,19
Floresta Plantada	0,00	0,09	0,80	0,27	0,64	0,07	0,00
Área Natural não florestal	0,00	0,18	0,34	0,06	0,16	0,16	0,12
Pastagem	2,01	19,71	19,97	11,45	5,52	0,35	0,04
Agricultura	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Mosaico Agricultura/Pastagem	0,57	2,68	4,47	3,21	1,47	0,30	0,11
Área Antrópica	0,00	0,07	0,15	0,02	0,09	0,08	0,03
Rio, Lago e Oceano	0,01	0,33	0,20	0,01	0,02	0,00	0,00
Total	3,03	26,22	32,45	21,88	14,00	1,92	0,49

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

Q. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 2018, em percentagem, nos intervalos de precipitação

(continua)

Percentagem da área (%)	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Uso e cobertura no ano de 2018							
Floresta Natural	0,40	2,85	6,10	6,56	5,40	0,86	0,17
Floresta Plantada	0,01	0,37	1,50	1,08	1,56	0,15	0,01
Área Natural não florestal	0,00	0,20	0,33	0,08	0,30	0,34	0,22
Pastagem	1,59	16,54	17,39	9,51	4,62	0,28	0,01

(conclusão)

Percentagem da área (%)	Intervalos de Precipitação (mm ano ⁻¹)						
Uso e cobertura no ano de 2018	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
Agricultura	0,00	0,78	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00
Mosaico	1,01	5,00	6,14	4,57	1,94	0,22	0,05
Agricultura/Pastagem							
Área Antrópica	0,01	0,15	0,28	0,06	0,16	0,06	0,02
Rio, Lago e Oceano	0,01	0,33	0,17	0,01	0,02	0,01	0,00
Total	3,03	26,22	32,46	21,88	14,00	1,92	0,49

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

R. Áreas das classes de uso e cobertura do solo (moda), em percentagem, nos intervalos de da temperatura

Uso e cobertura do solo	Intervalos de Temperatura (°C)						
	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25
Floresta Natural	0,00	0,01	0,10	0,90	8,35	8,82	4,75
Floresta Plantada	0,00	0,00	0,00	0,05	1,37	0,36	1,05
Área Natural não florestal	0,00	0,00	0,05	0,28	0,37	0,25	0,44
Pastagem	0,00	0,00	0,01	0,44	12,06	18,71	28,9
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Mosaico	0,01	0,01	0,03	0,47	3,23	3,78	4,00
Agricultura/Pastagem							
Área Antrópica	0,00	0,00	0,00	0,04	0,18	0,12	0,23
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,51
Total	0,01	0,02	0,20	2,18	25,58	32,08	39,93

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

S. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 1985, em percentagem, nos intervalos de temperatura

(continua)

Percentagem da área (%)	Intervalos de Temperatura (°C)						
Uso e cobertura no ano de 1985	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25
Floresta Natural	0,00	0,01	0,11	0,90	8,69	9,31	5,21
Floresta Plantada	0,00	0,00	0,00	0,04	0,76	0,21	0,86
Área Natural não florestal	0,00	0,00	0,02	0,17	0,24	0,19	0,40
Pastagem	0,00	0,00	0,01	0,52	12,15	18,11	28,24
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Mosaico	0,01	0,01	0,06	0,52	3,59	4,14	4,50
Agricultura/Pastagem							

(conclusão)

Percentagem da área (%)	Intervalos de Temperatura (°C)						
Uso e cobertura no ano de 1985	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25
Área Antrópica	0,00	0,00	0,00	0,04	0,13	0,09	0,19
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03	0,52
Total	0,01	0,02	0,20	2,18	25,58	32,08	39,93

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

T. Áreas das classes de uso e cobertura do solo em 2018, em percentagem, nos intervalos de temperatura

Percentagem da área (%)	Intervalos de Temperatura (°C)						
Uso e cobertura no ano de 2018	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25
Floresta Natural	0,00	0,01	0,10	0,86	8,27	8,56	4,54
Floresta Plantada	0,00	0,00	0,00	0,12	2,12	0,85	1,59
Área Natural não florestal	0,00	0,00	0,05	0,31	0,44	0,29	0,38
Pastagem	0,00	0,00	0,01	0,32	9,56	15,98	24,06
Agricultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	1,32
Mosaico	0,01	0,01	0,03	0,53	4,94	6,19	7,22
Agricultura/Pastagem							
Área Antrópica	0,00	0,00	0,01	0,03	0,21	0,16	0,33
Rio, Lago e Oceano	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04	0,49
Total	0,01	0,02	0,20	2,18	25,58	32,08	39,93

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

U. Área do número de usos por pixel (variety), em percentagem, por intervalo de altitude

Varie ty	Intervalos de Altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
1	0,71	8,00	15,14	9,52	14,72	4,44	0,83	1,81
2	0,54	5,81	9,35	5,22	6,66	1,99	0,74	1,68
3	0,29	2,75	3,96	1,26	1,51	0,58	0,27	0,66
4	0,05	0,40	0,37	0,06	0,28	0,07	0,07	0,17
5	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	1,60	16,98	28,83	16,07	23,18	7,09	1,92	4,33

V. Área do número de usos por pixel (variety), em percentagem, por intervalo de declividade

Variety	Intervalos de Declividade (graus)						
	70 - 83	45 - 70	15 - 45	10 - 15	5 - 10	2 - 5	0 - 2
1	0,01	0,34	25,74	10,22	9,40	4,29	5,17
2	0,00	0,16	14,41	5,74	5,40	2,53	3,76
3	0,00	0,05	4,98	2,13	1,98	0,88	1,27
4	0,00	0,01	0,53	0,26	0,27	0,14	0,27
5	0,00	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	0,01	0,55	45,68	18,35	17,06	7,85	10,51

W. Área do número de usos por pixel (variety), em percentagem, por intervalo de precipitação

Variety	Intervalos de Precipitação (mm/ano)						
	1036 - 1100	1100 - 1200	1200 - 1300	1300 - 1400	1400 - 1500	1500 - 1600	1600 - 1729
1	1,61	16,55	17,71	11,29	7,00	0,83	0,20
2	1,24	7,59	10,61	7,23	4,51	0,64	0,17
3	0,17	1,83	3,57	3,06	2,14	0,38	0,11
4	0,00	0,22	0,51	0,31	0,34	0,07	0,02
5	0,00	0,02	0,03	0,01	0,01	0,00	0,00
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	3,03	26,21	32,45	21,88	14,00	1,93	0,49

X. Área do número de usos por pixel (variety), em percentagem, por intervalo de temperatura

Variety	Intervalos de Temperatura (°C)							
	10 - 12	12 - 14	14 - 16	16 - 18	18 - 20	20 - 22	22 - 25	Total
1	0,01	0,01	0,13	0,95	12,80	17,65	23,64	55,19
2	0,00	0,01	0,05	0,78	8,53	10,21	12,40	31,99
3	0,00	0,00	0,02	0,38	3,76	3,88	3,22	11,26
4	0,00	0,00	0,00	0,06	0,48	0,33	0,61	1,48
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,05	0,08
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	0,01	0,02	0,20	2,18	25,58	32,08	39,93	100,00

Y. Área das sub-bacias da BHRD, em percentagem, por unidade de mapeamento do mapa de solos

Classes de Solos	Sub-bacias									
	São José	Caratinga	Guandu	Manhuaçu	Piracicaba	Piranga	Santo Antônio	Santa Maria	Suaçu grande	Total
AR	0,8	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,2	1,82
Cha	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,05
CHd	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,45
CXbd	0,0	0,0	0,4	0,2	0,4	0,7	0,0	0,2	1,2	3,02
CXbe	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,7	2,91
CYbe	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3	0,0	1,19
EKg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,06
EKo	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,12
Gjo	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,77
LAd	3,3	0,5	1,0	0,0	0,3	1,3	0,1	1,6	0,0	8,06
LAdx	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	1,35
LAW	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,17
LVAd	0,5	3,5	0,0	7,4	4,3	11,0	2,4	0,6	10,2	39,99
LVd	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4	1,8	6,8	0,0	3,0	12,21
NVe	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,48
PAdx	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	3,11
PVAd	0,5	0,0	0,2	1,1	0,1	0,2	0,3	0,0	0,1	2,57
PVAe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,2	0,0	0,0	0,4	4,02
PVd	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,5	0,0	0,3	1,52
PVe	0,0	2,4	0,7	0,9	0,0	0,7	0,5	0,1	7,5	12,73
RLd	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,2	1,3	0,0	0,0	1,79
RLde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01
RLdh	0,0	0,2	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,74
RLh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,10
RQq	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,60
SM	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01

Legenda das classes de solos: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo -

GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO ácrico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico) RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

Z. Área das unidades de mapeamento do mapa de solos, em percentagem, por intervalo de altitude da BHRD

Classe de Solo	Intervalo de altitude							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
AR	0,67	0,32	0,05	0,19	0,32	0,23	0,00	0,00
CHa	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CHd	0,14	0,28	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CXbd	0,15	1,10	0,75	0,61	0,36	0,01	0,00	0,00
CXbe	0,00	0,00	0,06	0,08	1,47	1,27	0,04	0,00
CYbe	0,00	0,00	0,01	0,00	0,45	0,05	0,04	0,62
EKg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
EKo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12
GJo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79
LAd	0,01	0,41	0,50	0,83	3,61	2,38	0,31	0,06
LAdx	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,78	0,35	0,14
LAw	0,00	0,01	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
LVAd	0,08	8,98	17,59	7,45	5,39	0,43	0,07	0,02
LVd	0,10	3,84	7,08	1,04	0,16	0,02	0,00	0,00
NVe	0,00	0,05	0,08	0,18	0,16	0,01	0,00	0,00
PAdx	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,33	1,02	1,77
PVAd	0,00	0,00	0,47	0,33	1,13	0,58	0,02	0,00
PVAe	0,00	0,07	0,48	2,48	0,98	0,02	0,00	0,00
PVd	0,02	0,33	0,33	0,45	0,38	0,00	0,00	0,00
PEve	0,00	0,07	0,76	2,24	8,60	0,98	0,06	0,00
RLd	0,25	1,27	0,31	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
RLde	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RLdh	0,01	0,25	0,19	0,17	0,11	0,01	0,00	0,00
RLh	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RQg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,59
SM	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Total	1,61	16,99	28,82	16,07	23,18	7,09	1,91	4,19

Legenda das classes de solos: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO ácrico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - - NITOSSOLO VERMELHO

eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico) RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

AA. Área das classes de uso e cobertura da BHRD, em percentagem, por unidade de mapeamento do mapa de solos

(continua)

Classes de solos	Uso e cobertura do solo							
	Floresta natural	Floresta plantada	Natural não Florestal	Pastagem	Agricultura	Mosaico Agricultura /Pastagem	Antropizada	Corpos d'água
AR	0,535	0,004	0,455	0,489	0,000	0,229	0,066	0,003
CHa	0,021	0,000	0,007	0,005	0,000	0,017	0,000	0,000
CHd	0,148	0,001	0,007	0,157	0,000	0,111	0,000	0,000
CXbd	0,904	0,047	0,042	1,327	0,000	0,616	0,038	0,004
CXbe	0,097	0,017	0,004	2,476	0,000	0,186	0,047	0,092
CYbe	0,343	0,065	0,001	0,652	0,003	0,073	0,006	0,030
EKg	0,007	0,000	0,012	0,034	0,000	0,004	0,000	0,002
EKo	0,013	0,004	0,016	0,048	0,000	0,034	0,005	0,001
GJo	0,021	0,005	0,031	0,599	0,000	0,120	0,000	0,012
LAd	1,676	0,514	0,093	4,795	0,000	0,862	0,099	0,072
LAdx	0,154	0,010	0,004	1,079	0,000	0,069	0,000	0,015
LAW	0,018	0,003	0,001	0,140	0,000	0,013	0,000	0,000
LVAd	9,175	1,252	0,132	24,234	0,000	5,062	0,111	0,040
LVd	4,939	0,393	0,113	5,608	0,000	1,087	0,085	0,013
NVe	0,089	0,000	0,008	0,278	0,000	0,098	0,000	0,000
PAdx	0,801	0,272	0,026	1,692	0,026	0,153	0,025	0,130
PVAd	0,391	0,007	0,015	1,839	0,000	0,265	0,005	0,007
PVAe	0,651	0,043	0,006	2,835	0,000	0,465	0,019	0,016
PVd	0,437	0,037	0,004	0,874	0,000	0,149	0,003	0,004
PE	1,266	0,130	0,045	9,801	0,000	1,424	0,024	0,027
RLd	0,958	0,033	0,239	0,335	0,000	0,229	0,038	0,005

(conclusão)

Classes de solos	Uso e cobertura do solo							
	Floresta natural	Floresta plantada	Natural não Florestal	Pastagem	Agricultura	Mosaico Agricultura /Pastagem	Antropizada	Corpos d'água
RLde	0,001	0,000	0,000	0,007	0,000	0,002	0,000	0,000
RLdh	0,130	0,002	0,021	0,432	0,000	0,160	0,000	0,000
RLh	0,079	0,000	0,002	0,014	0,000	0,020	0,000	0,000
RQq	0,042	0,015	0,121	0,316	0,000	0,085	0,006	0,009
SM	0,006	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000
Total	22,90	2,85	1,40	60,07	0,03	11,54	0,58	0,48

Legenda das classes de solos: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - EPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAw - LATOSSOLO AMARELO álico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico) RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

BB. Área das unidades de mapeamento do mapa de solos, em percentagem, em áreas da BHRD com e sem alteração na classe de uso do solo

(continua)

Classe de solo	Área (%)		
	Sem alteração	Com alteração	Total
AR	0,797	0,984	1,781
CHa	0,031	0,018	0,049
CHd	0,202	0,223	0,425
CXbd	1,581	1,397	2,978
CXbe	2,137	0,782	2,919
CYbe	0,620	0,553	1,173

(conclusão)

Classe de solo	Área (%)		
	Sem alteração	Com alteração	Total
EKg	0,019	0,039	0,058
EKo	0,027	0,093	0,120
GJo	0,250	0,538	0,788
LAd	4,279	3,833	8,112
LAdx	0,623	0,710	1,333
LAW	0,087	0,088	0,175
LVAd	21,872	18,133	40,006
LVd	6,401	5,837	12,238
NVe	0,278	0,196	0,474
PAdx	1,242	1,883	3,126
PVAd	1,538	0,990	2,528
PVAe	2,520	1,516	4,035
PVd	0,859	0,648	1,508
PVe	8,152	4,564	12,717
RLd	0,868	0,970	1,838
RLde	0,005	0,005	0,010
RLdh	0,385	0,361	0,746
RLh	0,084	0,032	0,115
RQg	0,193	0,401	0,594
SM	0,005	0,004	0,009
Total (%)	55,153	44,847	100

Legenda das classes de solos: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocóeso, LAW - LATOSSOLO AMARELO árico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - – NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico) RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQg - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

CC. Área das unidades de mapeamento do mapa de solos, em percentagem, por número de usos por pixel (variety)

Classes de solos	Variety				
	1	2	3	4	5
AR	0,80	0,58	0,34	0,06	0,00
CHa	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00
CHd	0,20	0,17	0,05	0,00	0,00
CXbd	1,58	1,08	0,28	0,04	0,00
CXbe	2,14	0,63	0,13	0,02	0,00
CYbe	0,62	0,33	0,16	0,06	0,00
EKg	0,02	0,03	0,01	0,00	0,00
EKo	0,03	0,05	0,03	0,01	0,00
GJo	0,25	0,36	0,13	0,04	0,01
LAd	4,28	2,63	0,99	0,21	0,01
LAdx	0,62	0,48	0,19	0,04	0,00
LAW	0,09	0,05	0,03	0,00	0,00
LVAd	21,87	13,08	4,63	0,41	0,01
LVd	6,40	3,86	1,76	0,22	0,01
NVe	0,28	0,16	0,04	0,00	0,00
PAdx	1,24	1,23	0,49	0,14	0,02
PVAd	1,54	0,70	0,27	0,02	0,00
PVAe	2,52	1,16	0,32	0,03	0,00
PVd	0,86	0,47	0,16	0,02	0,00
PVe	8,15	3,78	0,72	0,06	0,00
RLd	0,87	0,58	0,33	0,06	0,00
RLde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RLdh	0,38	0,27	0,08	0,01	0,00
RLh	0,08	0,02	0,01	0,00	0,00
RQq	0,19	0,26	0,11	0,03	0,00
SM	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	55,05	31,97	11,27	1,47	0,08

Legenda das classes de solos: AR - AFLORAMENTO ROCHOSO, CHa - CAMBISSOLO HÚMICO álico, CHd - CAMBISSOLO HÚMICO distrófico, CXbd - CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, CYbe - CAMBISSOLO FLÚVICO Tb Eutrófico, EKg - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Hidromórfico espessoarênico, EKo - ESPODOSSOLO HUMILÚVICO Órtico espessoarênico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocoeso, LAW - LATOSSOLO AMARELO ácrico, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, NVe - – NITOSSOLO VERMELHO eutrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVd - ARGISSOLO VERMELHO distrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico, RLde - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico (e eutrófico) RLdh - NEOSSOLO LITÓLICO, RLh - NEOSSOLO LITÓLICO húmico, RQq - NEOSSOLO QUARTZARÊNICO, SM = solos indiscriminados de mangue, manguezal e campo halófilo.

DD. Área dos intervalos de precipitação, em percentagem, por intervalos de altitude da BHRD

Precipitação (mm ano ⁻¹)	Altitude (m)							
	1200 - 2617	800 - 1200	600 - 800	400 - 600	200 - 400	100 - 200	60 - 100	Abaixo de 60
1036 - 1100	0,000	0,005	0,345	0,989	1,679	0,015	0,000	0,000
1100 - 1200	0,000	0,325	0,922	3,083	13,46	6,071	1,381	0,960
1200 - 1300	0,000	1,034	8,903	9,608	8,009	1,005	0,536	3,356
1300 - 1400	0,102	7,566	11,99	2,201	0,027	0,000	0,000	0,000
1400 - 1500	0,364	6,809	6,647	0,181	0,000	0,000	0,000	0,000
1500 - 1600	0,688	1,222	0,017	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1600 - 1729	0,449	0,041	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Nota: negrito corresponde às maiores proporções de área.

DE. Distribuição das três principais classes de solos das sub-bacias da BHRD

Sub-bacia	Classes de solos (% da área na bacia)		
	1º	2º	3º
São José	LAd (3,3)	PAdx (3,0)	LAdx (1,0)
Caratinga	LVAd (3,5)	PVe (2,4)	CXbe (1,1)
Guandu	LAd (1,0)	PVe (0,7)	NVe (0,5)
Manhuaçu	LVAd (7,4)	PVAd (1,1)	PVe (0,9)
Piracicaba	LVAd (4,3)	LVd (0,4)	PVAe (0,4)
Piranga	LVAd (11,0)	PVAe (3,2)	LVd (1,8)
Santo Antônio	LVd (6,8)	LVAd (2,5)	RLd (1,3)
Santa Maria	LAd (1,6)	LVAd (0,7)	LAdx (0,4)
Suaçuí grande	LVAd (10,2)	PVe (7,5)	LVd (2,8)

Nota: O número em parêntese () representa a percentagem em relação à área total da BHRD. Legenda: LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocóeso,, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico PVAd - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, Pve - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, CXbe - CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, Nve - NITOSSOLO VERMELHO eutrófico

DF – Distribuição das duas principais classes de solo por intervalos de altitude da BHRD

Intervalo de Altitude (m)	Classes de solos (% de área na bacia)	
	1º	2º
1.200 - 2.617	AR (0,67)	RLd (0,25)
800 - 1.200	LVAd (8,98)	LVd (3,84)
600 - 800	LVAd (17,59)	LVd (7,08)
400 - 600	LVAd (7,45)	PVAe (2,48)
200 - 400	PVe (8,60)	LVAd (5,39)
100 - 200	LAd (2,38)	CXbe (1,27)
60 - 100	PAdx (1,02)	LAdx (0,35)
Abaixo de 60	PAdx (1,77)	GJo (0,79)

Nota: O número em parêntese () representa a percentagem em relação à área total da BHRD. Legenda: AR – Afloramento Rochoso, CXbe- CAMBISSOLO HÁPLICO eutrófico, GJo - GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico, LAd - LATOSSOLO AMARELO distrófico, LAdx - LATOSSOLO AMARELO distrocioso,, LVAd - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, LVd - LATOSSOLO VERMELHO distrófico, PAdx - ARGISSOLO AMARELO distrófico, PVAe - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico, PVe - ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, RLd - NEOSSOLO LITÓLICO distrófico.

CONCLUSÃO GERAL

A análise espaço-temporal do uso e cobertura do solo de uma bacia hidrográfica de domínio federal e de grande extensão, como é o caso da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), com um histórico de uso e ocupação marcado por diversos períodos de exploração e como uma diversidade de ambientes e atividades, é uma tarefa desafiadora, principalmente, quando se considera apenas um recorte no tempo. A avaliação anual da dinâmica dos 34 anos de uso e cobertura do solo mostrou que a pastagem predominou durante todo o período e, juntamente com a agricultura, correspondeu a aproximadamente 70% da bacia. Além disso, ainda que a BHRD esteja em grande parte inserida no bioma Mata Atlântica, a floresta natural, que representou a segunda classe principal de uso e cobertura do solo da bacia, apresentou balanço líquido final de diminuição de área. As maiores conversões da floresta natural ocorreram para as classes pastagem, mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada. Os maiores ganhos líquidos de área ocorreram nas classes mosaico agricultura/pastagem e floresta plantada. Já a agricultura (externa ao mosaico) apresentou aumento em relação a sua área inicial. Mais da metade da bacia não sofreu mudanças na classe de uso, principalmente para as classes floresta natural e pastagem. Contudo, as mudanças ocorreram de forma distinta nas sub-bacias, com diferenças marcantes entre elas, no que se refere às proporções de cada uso.

A relação do uso do solo com as variáveis ambientais mostrou que houve variação espaço-temporal na distribuição das classes de uso e em relação às variáveis ambientais, com a floresta natural predominando em altitudes, declividades e precipitações maiores, em relação à pastagem. A agricultura exterior ao mosaico apareceu nas menores altitudes e declividades. Os solos influenciaram o padrão de uso e cobertura do solo e a presença ou ausência de conversões de classes de uso do solo, com diferenças entre as sub-bacias e entre as classes de uso do solo. O maior percentual de áreas sem mudanças na classe de uso do solo foi encontrado em áreas de Argissolos, em relação aos Latossolos.

O uso do banco de dados do projeto Mapbiomas mostrou-se uma ferramenta importante para a avaliação da dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo. A análise anual permitiu a avaliação das flutuações e tendências nas mudanças de uso, com melhor compreensão das modificações ocorridas. Os aprimoramentos nas classificações e nas particularidades regionais podem ser aperfeiçoados com as atualizações efetuadas constantemente, por meio das coleções, e pelo uso desse banco de dados em um maior número de pesquisas.

Os fatores que determinam o uso e cobertura do solo, assim como suas mudanças, são complexos e inter-relacionados e podem se modificar no tempo e no espaço. Porém, a análise da dinâmica do uso do solo na BHRD, e suas particularidades regionais, permitiu contribuir com essa compreensão, sugerindo-se que esse tipo de análise seja considerado em ações e direcionamentos para a segurança e governança dos recursos ambientais e integrada aos esforços de gestão dessa bacia. Sugere-se, ainda, o constante monitoramento das mudanças e conversões do uso, aprofundamento das características e diversidades existentes na bacia, em relação às mudanças no uso e cobertura do solo e dos fatores que as influenciam, mas também na ausência de mudanças, e sua relação com a degradação do solo.