



Mudanças no uso e ocupação da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Doce: desafios para conservação e restauração

Land Use and Land Cover Changes in the Doce River Basin: Challenges for Conservation and Restoration

Kele Rocha Firmiano^{1,3*}, Danielle de Oliveira Moreira¹, Bruno Moreira Carvalho¹,
Marinez Ferreira de Siqueira^{1,2,4}

¹ Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000, e-mail: kelerocha@gmail.com
Orcid: 0000-0001-7870-5674
daniomoreira@gmail.com,
Orcid: 0000-0002-5968-9573, e-mail: brunomc.eco@gmail.com,
Orcid: 0000-0002-0009-5770, e-mail: marinez@jbrj.gov.br,
Orcid: 0000-0002-6869-0293

² Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (IP-JBRJ), Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 22460-030

³ Rocha Firmiano Serviços Socioambientais Ltda, rua Pitangui, 732, bairro Lagoinha, Belo Horizonte MG. Cep 31110-422

⁴ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

*autor correspondente:
kelerocha@gmail.com

Recebido: 15/07/2025
Aceito: 23/10/2025

Resumo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) abrange os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. A BHRD está inserida em um dos principais hotspots globais de biodiversidade e representa um caso emblemático dos efeitos cumulativos da expansão humana sobre áreas naturais, incluindo desastres como o rompimento de barragens de rejeitos de minério. Este estudo analisou as mudanças no uso e cobertura da terra entre 1985 e 2020, integrando dados do projeto MapBiomas e informações de licenciamento da Agência Nacional de Mineração. As análises por Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs) revelaram perda superior a 50% da vegetação nativa original e predominância de pastagens, que ainda ocupam mais de 40% da bacia, mas vêm sendo substituídas por agricultura e silvicultura. Apesar da redução do desmatamento da vegetação primária, a intensificação da supressão de formações secundárias indica simplificação ecológica e interrupção dos processos de regeneração natural. Paralelamente, observou-se a expansão consolidada e iminente da mineração, ampliando a fragmentação de habitats, a perda de conectividade ecológica e os riscos à segurança hídrica. Por isso, as áreas de maior remanescentes naturais, como o Alto Rio Doce, destacam-se como áreas prioritárias para conservação, enquanto as com maior área de pastagens requerem restauração produtiva com práticas agroecológicas. Em conjunto, esses resultados reforçam a urgência de fortalecer a governança territorial, o monitoramento contínuo e a implementação de políticas integradas de uso do solo, conciliando conservação, produção e restauração ecológica para a gestão sustentável da BHRD.

Palavras-chave: Unidades de Planejamento Hídrico. Sensoriamento remoto. Sucessão. Barragens. Mineração. Licenciamento Ambiental.

Abstract

The Rio Doce River Basin (BHRD), encompassing the states of Minas Gerais and Espírito Santo, lies within one of the world's main biodiversity hotspots and represents an emblematic case of the cumulative effects of human expansion on natural areas, including major environmental disasters such as mining tailings dam failures. This study analyzed land use and land cover changes between 1985 and 2020 by integrating data from the MapBiomass project with mining licensing information from the Brazilian National Mining Agency. Analyses based on Hydrological Planning Units (UPHs) revealed a loss of more than 50% of the original native vegetation and a predominance of pasturelands, which still cover over 40% of the basin but are being gradually replaced by agriculture and silviculture. Although deforestation of primary vegetation has decreased, the intensified suppression of secondary formations indicates ecological simplification and disruption of natural regeneration processes. Simultaneously, consolidated and emerging mining expansion has increased habitat fragmentation, reduced ecological connectivity, and heightened risks to water security. Areas with larger natural remnants, such as the Upper Rio Doce, stand out as natural regeneration and conservation priorities, while pasture-dominated regions require productive restoration through agroecological practices. Overall, these findings highlight the urgent need to strengthen territorial governance, ensure continuous monitoring, and implement integrated land-use policies that reconcile conservation, production, and ecological restoration for the sustainable management of the BHRD.

Keywords: Hydrographic Planning Units. Remote Sensing. Succession. Dams. Mining. Environmental Licensing.

INTRODUÇÃO

A transformação da paisagem natural em áreas antropizadas é um dos principais efeitos da ação humana sobre os ecossistemas (Turner et al., 2007). O processo de uso e ocupação da terra, ainda que necessário ao desenvolvimento das sociedades, gera consequências ecológicas significativas, como perda de biodiversidade, alteração nos regimes hidrológicos e intensificação das mudanças climáticas (United Nations Environment Programme [UNEP], 2021). Em regiões tropicais biodiversas como a Mata Atlântica, tais transformações tornam-se particularmente críticas, dada a elevada riqueza de espécies, muitas delas endêmicas, e que estão sob crescente ameaça de extinção pela ação

antrópica (Bellard et al., 2012; Myers et al., 2000).

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), inserida majoritariamente no bioma Mata Atlântica, constitui um caso emblemático dos efeitos cumulativos da ocupação territorial fundamentada na exploração de recursos naturais. Até o final do século XIX, a região era relativamente pouco povoada (Espíndola, 2015). O ciclo da mineração, a partir do século XVIII, favoreceu a povoação das vilas de Ouro Preto e Mariana em Minas Gerais, enquanto a vinda de imigrantes italianos e alemães no Espírito Santo permitiu a colonização de áreas na região de Santa Maria do Rio Doce até Colatina (Coelho, 2009). A construção da Estrada de Ferro Vitória–Minas em 1904, seguida pela ponte sobre o rio Doce em

Colatina (1928) e pela abertura da BR-101 nas décadas de 1950 e 1960, promoveu a integração da bacia aos circuitos econômicos nacionais, intensificando o desmatamento e a conversão da vegetação nativa (Coelho, 2009; Simonelli, 2007).

Entre 1930 e 1955, a produção de carvão vegetal para as companhias mineradoras de Minas Gerais causou uma drástica destruição e fragmentação da floresta nativa (Fonseca, 1985). Na década de 1950, o desmatamento no Espírito Santo intensificou-se com a exploração madeireira, a extração de lenha e a expansão agrícola (Garay & Rizzini, 2004; Travassos et al., 1964). Posteriormente, as áreas foram convertidas em pastagens e, mais recentemente, em agricultura intensiva e silvicultura (Rosa et al., 2021). Nas últimas décadas, a vegetação nativa da BHRD encontra-se reduzida a pequenos fragmentos isolados e com baixa conectividade, tornando a bacia uma das regiões mais degradadas do sudeste brasileiro (Ribeiro et al., 2020).

Entre os diferentes vetores de transformação, destaca-se a mineração, que embora territorialmente restrita, é uma atividade de alto impacto ambiental (Villén-Perez et al., 2018). As áreas destinadas à mineração na BHRD correspondem a menos de 1% do território, mas concentram impactos expressivos sobre a paisagem, como desmatamento, alteração na topografia, contaminação de recursos hídricos e fragmentação de ecossistemas (Salvador, et al., 2020). A intensidade desses impactos é agravada pela ocorrência de desastres de grandes proporções, como o rompimento da barragem de Fundão, na cidade de Mariana em Minas Gerais, ocorrido em 2015 (Pires et al., 2017; Wanderley et al., 2016). O rompimento intensificou a degradação já existente, liberando entre 34 e 44 milhões de m³ de rejeitos (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [IBAMA], 2015; Rose et al., 2023) que impactaram 663 km de cursos d'água e ecossistemas costeiros (Wanderley et al., 2016).

Esse evento expôs a vulnerabilidade da BHRD, hoje considerada um dos territórios mais críticos para a conservação da Mata Atlântica (Rosa et al., 2021).

Atualmente, a vegetação nativa remanescente na BHRD encontra-se distribuída em pequenos fragmentos, pouco conectados, o que compromete sua funcionalidade ecológica e limita o potencial de regeneração natural (Meira-Neto, 2020). Neste contexto, compreender a evolução do uso e da cobertura da terra na BHRD é fundamental para subsidiar ações de conservação e orientar estratégias de planejamento territorial sustentável.

Este estudo teve como objetivo analisar as mudanças no uso e cobertura da terra no período de 1985 a 2020, com base em dados do projeto MapBiomias (Coleção 6) e informações complementares sobre a expansão da atividade minerária na BHRD. Dessa forma, buscou-se identificar os padrões espaciais e temporais dessas transformações, considerando recortes territoriais a fim de subsidiar as ações de conservação e restauração ambiental na BHRD.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) localiza-se na região hidrográfica do Atlântico Sudeste e possui uma área total de drenagem de quase 87 mil km² (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [ANA], 2015). Oitenta e seis por cento de seu território está localizado em Minas Gerais (MG) e 14% no Espírito Santo (ES) (ANA, 2013). As nascentes do rio Doce localizam-se nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, originando-se na confluência dos rios Piranga e do Carmo nas cidades de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado (MG). A foz do rio Doce está localizada na vila de Regência, em Linhares (ES), onde o rio deságua no oceano Atlântico, após percorrer 888 km (ANA, 2013).

A BHRD é caracterizada por um relevo que varia, de leste à oeste, de planícies costeiras, tabuleiros a montanhas (Coelho, 2009). O clima é tropical, com duas estações bem definidas: estação chuvosa (primavera e verão) com temperaturas mais elevadas, e estação seca (outono e inverno) com temperaturas mais amenas (ANA, 2015). A temperatura média é de cerca de 20 °C, e os valores de precipitações anuais podem atingir a ordem de 1.500 mm.

Noventa e oito por cento da área da BHRD está inserida na Mata Atlântica e 2% no Cerrado (ANA, 2013), ambos biomas são considerados hotspots globais de biodiversidade (Myers et al., 2000). Os principais tipos de vegetação (fitofisionomias) encontrados na BHRD são Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual, Formações Savânicas (Cerrado, campos rupestres), Formação Pioneira (restingas, manguezais, vegetação com influência fluvial ou lacustre), Campinarana e áreas de contato (ecótonos e encraves) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2021) (Figura 1). O tipo vegetacional predominante na BHRD é a Floresta Estacional Semidecidual. A formação da Floresta Ombrófila Densa encontra-se, principalmente, na região do Baixo Rio Doce (ao

leste da bacia), enquanto as áreas savânicas localizam-se, principalmente, no Alto Rio Doce (ao oeste da bacia).

Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs)

Utilizou-se a subdivisão de Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs) estabelecida pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) para a BHRD (ANA, 2016) como unidades de análises. As UPHs consistem em subdivisões das bacias hidrográficas em unidades com características geomorfológicas, hidrográficas e hidrológicas mais homogêneas, formadas pelas bacias ou sub-bacias dos rios afluentes, espacialmente contínuos (ANA, 2016). As UPHs possibilitam uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos, uma vez que direcionam ações específicas de gestão dos recursos naturais às particularidades de cada território (ANA, 2016). A BHRD está dividida em nove UPHs (Figura 1). As UPHs Piranga, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande, Caratinga e Manhuaçu estão localizadas em Minas Gerais, enquanto as UPHs Guandu, Santa Maria do Doce e São José estão sob a jurisdição do Espírito Santo.

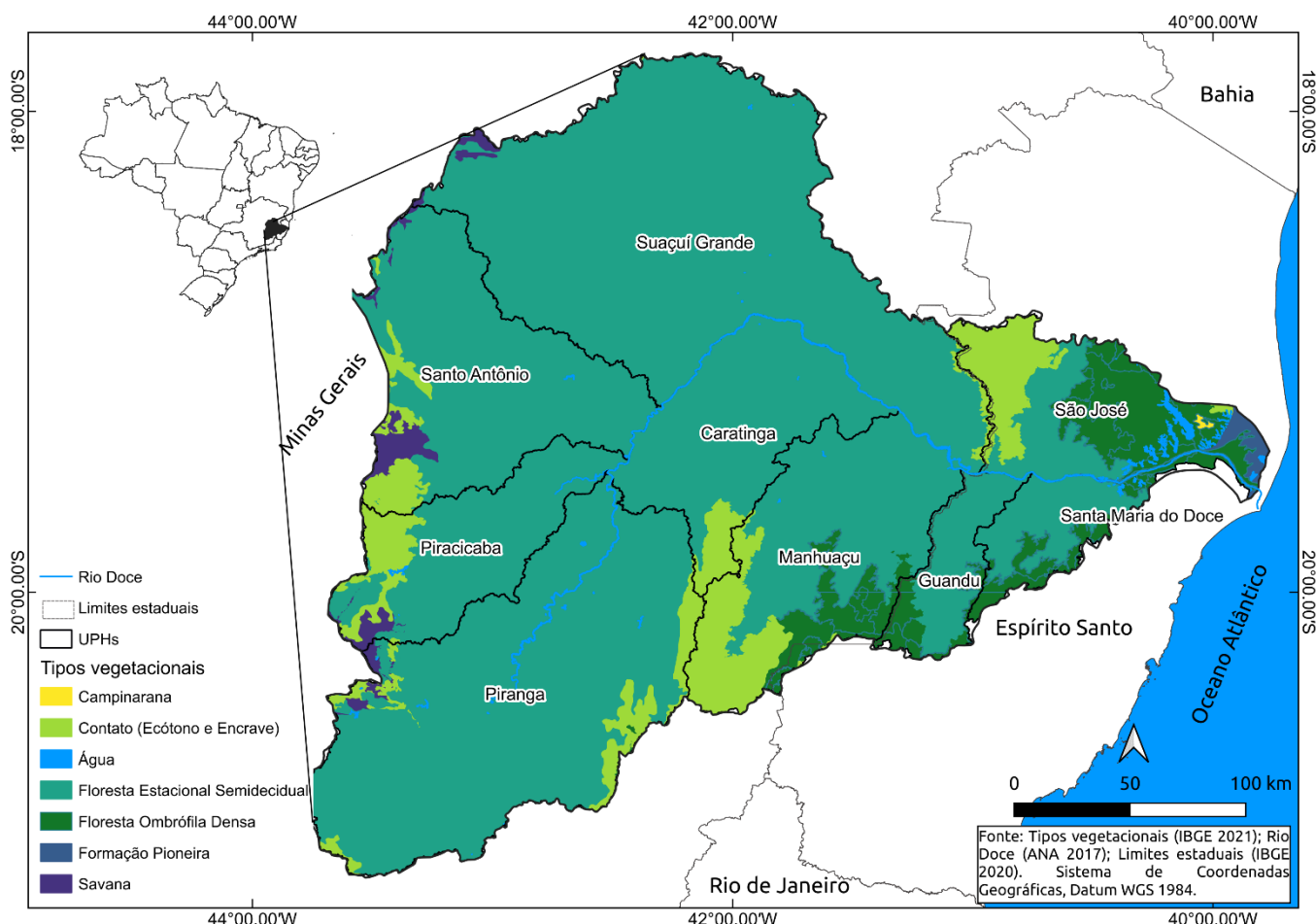


Figura 1. Tipos vegetacionais na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Arquivos georreferenciados: Tipos vegetacionais - IBGE (2021); Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE (2020). Sistema de coordenada geográfica; Datum WGS 1984.

Análises de uso e ocupação da terra

A caracterização do uso e ocupação da terra compreendeu os anos de 1985 e 2020. Foram utilizados os dados do projeto MapBiomas Coleção 6 (2021), em arquivo raster, de resolução espacial de 30 m. Os dados do MapBiomas constituem um sistema de classificação hierárquico com um total de 20 subclasses para a região da BHRD (Figura 2). Por objetividade, para as análises subsequentes das classes de interesse, as subclasses originais foram agrupadas em sete classes superiores: Área Nativa

(Formação Florestal, Formação Savânica, Outras Formações Não Florestais, Formação Campestre, Restinga, Campo Alagado, Área Pantanosa, Dunas, Praias e Afloramento Rochoso), Agricultura (Cana, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Soja, Outras Lavouras Temporárias e Café), Silvicultura, Pastagem, Água (Rio, Lago e Oceano), Área Urbana e Mineração. Optou-se por incluir as subclasses mencionadas anteriormente na categoria “Área Nativa”, por serem constituídas de elementos naturais que contribuem para a diversidade e a funcionalidade ecológica das fitofisionomias analisadas.

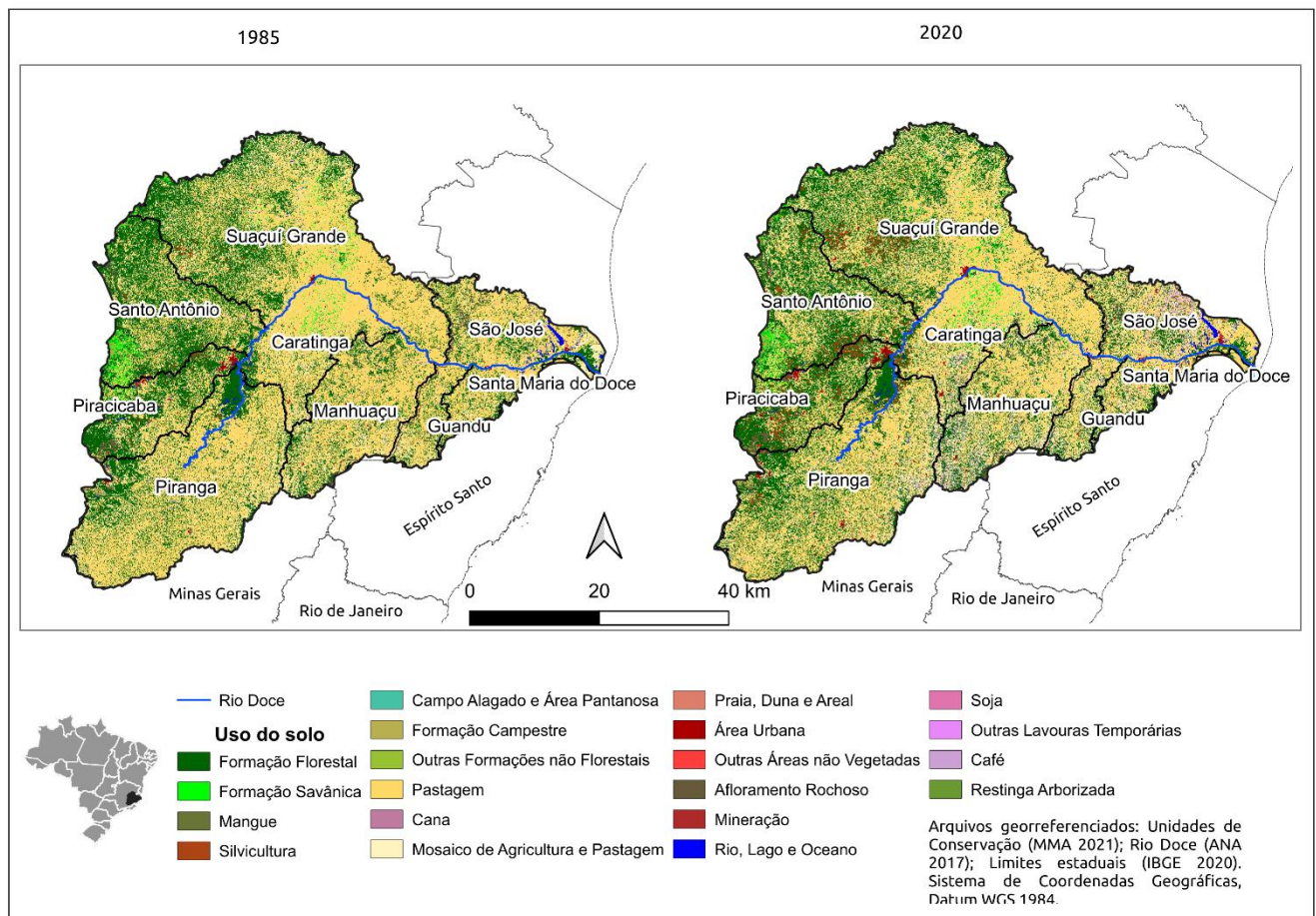


Figura 2. Mapa de uso e cobertura da terra para os anos de 1985 e 2020, mostrando as classes originais definidas pelo MapBiomas Coleção 6 para a Mata Atlântica, na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Arquivos georreferenciados: Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE (2020). Sistema de coordenada geográfica; Datum WGS 1984.

Em seguida, foram quantificados os remanescentes das áreas nativas em cada fitofisionomia sobrepondo-se o mapa dos tipos vegetacionais da BHRD (Figura 1), à reclassificação do mapa do MapBiomas para o presente estudo, considerando os anos de 1985 e 2020. As áreas sobrepostas de “Área Nativa” foram, então, contabilizadas para cada fitofisionomia. Posteriormente, foi calculada a proporção ocupada por cada classe em relação ao total da bacia e das UPHs, por meio da sobreposição das camadas vetoriais da BHRD e das UPHs. Os arquivos vetoriais foram compilados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2016, 2017), para hidrografia e UPHs, e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), para os limites estaduais (IBGE, 2020).

Complementarmente, foram quantificadas as tendências de supressão das áreas de vegetação primária (remanescentes nativos) e de avanço da vegetação secundária (sucessão natural) na BHRD, com base nos dados da Coleção 6 do MapBiomas, referentes ao período de 1988 a 2020. A vegetação primária corresponde a remanescentes que preservam sua estrutura, composição florística e funcionalidade ecológica originais, sem histórico de supressão desde o ano base (MapBiomas, 2021). Em contraste, a vegetação secundária resulta de processos de regeneração natural ou induzida após distúrbios antrópicos, apresentando distintos estágios sucessionais em anos anteriores (MapBiomas, 2021). A quantificação dessas formações é fundamental para avaliar o estado de conservação dos ecossistemas, compreender as dinâmicas de

uso e cobertura da terra e subsidiar estratégias de restauração e planejamento ambiental.

Todas as análises foram realizadas utilizando os softwares QGIS (QGIS Development Team, 2021) e R (R Core Team, 2025), com uso de bibliotecas específicas para geoprocessamento e manipulação de dados espaciais. Os códigos do fluxo e manipulação dos dados estão disponíveis em <https://github.com/Projeto-BHRD-INMA/Mapbiomas>.

RESULTADOS

Tabela 1. Área natural (em hectares) original dos tipos de vegetação presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, segundo o IBGE (2021), e área de remanescentes para cada tipo vegetacional em 2020, segundo o MapBiomas (2021), e os respectivos valores de porcentagem.

UPH - UF	Fase (Villen-Pérez <i>et al.</i> , 2018)	Área ocupada por Fase (%)	UPH - UF	Fase (Villen-Pérez <i>et al.</i> , 2018)	Área ocupada por Fase (%)
Caratinga MG	NA Existente Planejado	22,69 72,45 4,86	Suaçuí Grande MG	NA Existente Planejado	21,68 72,43 5,89
Manhuaçu MG	NA Existente Planejado	21,66 67,06 11,28	Guandu ES	NA Existente Planejado	14,02 69,76 16,22
Piracicaba MG	NA Existente Planejado	31,22 59,11 9,67	Santa Maria do Doce ES	NA Existente Planejado	9,07 77,06 13,86
Piranga MG	NA Existente Planejado	36,72 57,24 6,03	São José ES	NA Existente Planejado	16,01 69,46 14,53
Santo Antônio MG	NA Existente Planejado	16,01 69,46 14,53			

Em 2020, o uso do solo na BHRD foi predominado por pastagens, que cobriram mais de 40% da área total (Figuras 2 e 3). No entanto, ao considerar o período de 1985 a 2020, observou-se

Uso e ocupação da terra na BHRD

A análise do uso e ocupação da terra na BHRD em 2020 revelou um cenário de expressiva alteração antrópica na região. A maioria das formações vegetais perdeu mais de 50% de sua área original. A exceção foi observada para a Savana, que apresentou redução de 17,97% (Tabela 1). Particularmente crítico foi o caso das Formações Pioneira e Campinarana, que apresentaram reduções drásticas, que perderam 88,40% e 94,52%, respectivamente, de suas coberturas originais na bacia (Tabela 1).

uma redução significativa das áreas de pastagem, onde cerca de 10% foram convertidas principalmente em áreas de silvicultura e agricultura (Figura 3).

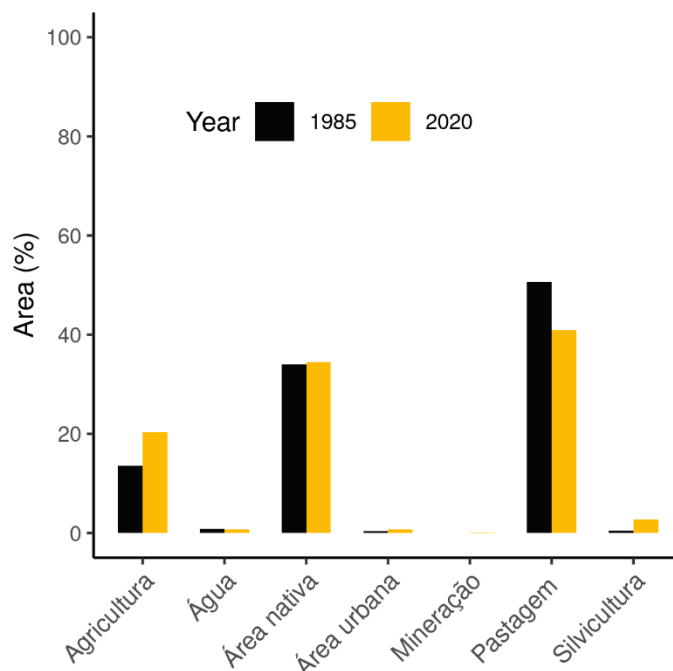


Figura 3. Porcentagem de área para cada classe de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), para os anos de 1985 e 2020, baseado nos dados do MapBiomas Coleção 6.

As áreas naturais mantiveram relativa estabilidade, quando comparadas à 1985, representando 34,53% da cobertura total em 2020 (Figura 3) e concentraram-se no Alto Rio Doce (Figura 2). Contudo, a análise temporal evidenciou um processo contínuo de substituição da vegetação primária por vegetação secundária

(Figura 4). Além disso, nota-se que o desmatamento da vegetação primária diminuiu, enquanto o da vegetação secundária aumentou substancialmente ao longo do período analisado (Figura 5), o que aponta para uma transformação intensa e duradoura na paisagem natural da bacia.

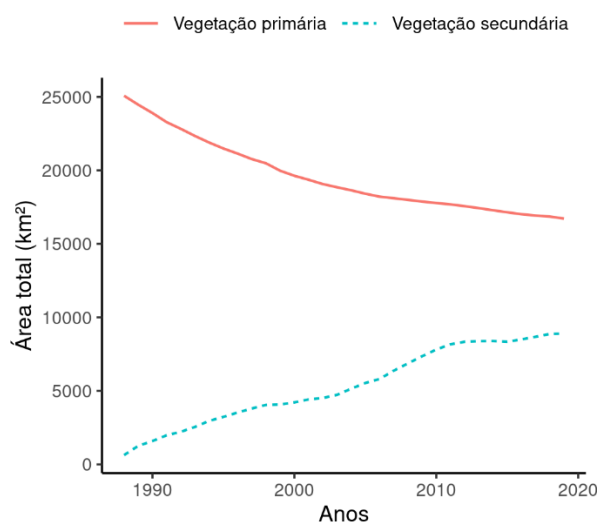


Figura 4. Evolução da área de vegetação primária e secundária na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os anos de 1988 e 2020, baseada nos dados do MapBiomas Coleção 6.

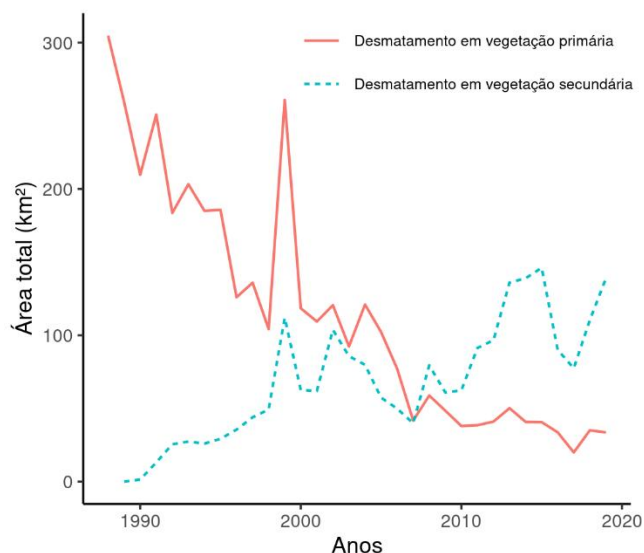


Figura 5. Evolução do desmatamento em áreas nativas no estágio de vegetação primária e de vegetação secundária na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os anos de 1988 e 2020, baseada nos dados do MapBiomias Coleção 6

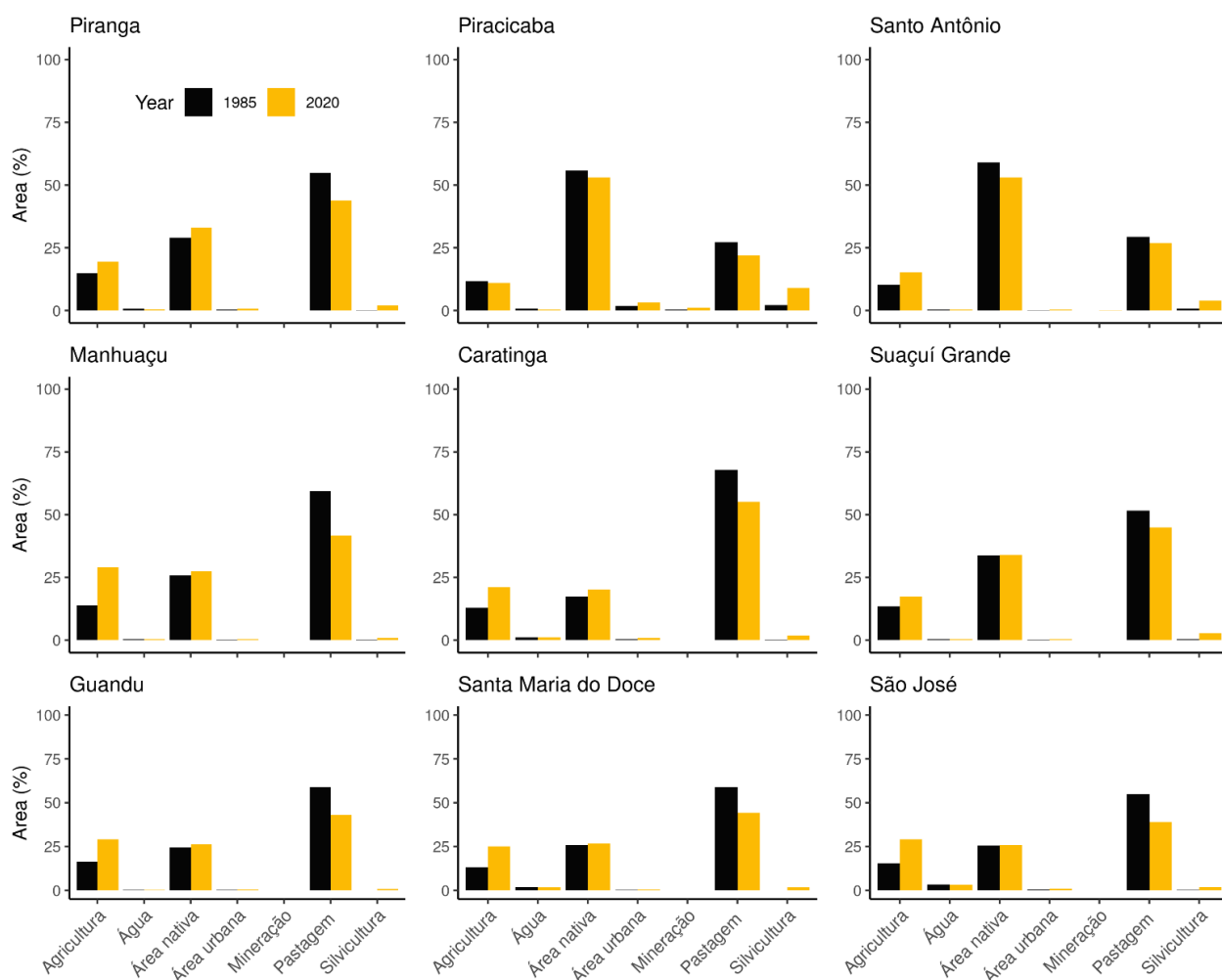


Figura 6. Porcentagem de área para cada classe de uso do solo dentro das diferentes unidades de planejamento hídricas (UPHs), na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), para os anos de 1985 e 2020, baseado nos dados do MapBiomias Coleção 6.

Ao analisar a transformação da ocupação e uso do solo nas UPHs da BHRD, constatou-se

que a classe Pastagem foi predominante na maioria delas, exceto nas UPHs de Piracicaba e

Santo Antônio (Alto Rio Doce), onde prevaleceu a Área Nativa (Figura 6). De modo geral, a área de Pastagem diminuiu em todas as UPHs, enquanto a Agricultura se expandiu, com exceção de Piracicaba, onde não houve crescimento agrícola expressivo. A UPH Caratinga destacou-se por manter mais de 50% de sua área ocupada por Pastagem em 2020, apesar de ter registrado uma redução expressiva de 12% desde 1985. Já Santo Antônio e Piracicaba, mesmo sendo as UPHs com maior porcentagem de Área Nativa da bacia, também apresentaram perdas dessa classe, de 5,94% e 2,62%, respectivamente.

Discussão

A BHRD passou por transformações intensas na paisagem, marcada por três processos centrais: a redução expressiva das formações vegetais nativas, com perda superior a 50% de sua área original; o declínio das áreas de pastagem entre 1985 e 2020, que ainda ocupam mais de 40% do território, mas vêm sendo convertidas em agricultura e silvicultura; e o avanço persistente da mineração (Box 1). Esses padrões confirmam tendências históricas de pressão antrópica e ressaltam desafios constantes para a gestão integrada do território (Fonseca, 1985; Rosa et al., 2021).

A análise espacial por UPHs evidenciou situações críticas, mesmo em áreas com maior proporção de vegetação nativa remanescente. Entre 1985 e 2020, a redução das pastagens foi acompanhada pela expansão da silvicultura e da agricultura, indicando intensificação produtiva em vez de recuperação ecológica. Observou-se ainda a sobreposição entre áreas naturais e projetos minerários em operação ou fase de planejamento, intensificando processos de degradação ambiental como a fragmentação de habitats, perda de conectividade ecológica e impactos na segurança hídrica (Pires et al., 2017; Wanderley et al., 2016). Apesar da redução do desmatamento de vegetação primária, o avanço sobre formações secundárias indica simplificação

estrutural e funcional da paisagem, interrupção da regeneração natural e maior vulnerabilidade ambiental (Meira-Neto, 2020; Ribeiro et al., 2020; Rosa et al., 2021). Nesse contexto, as UPHs com maiores extensões de vegetação nativa, como as do Alto Rio Doce (Piracicaba e Santo Antônio), desempenham papel essencial na conservação e na restauração da BHRD, ao promoverem a conectividade, a dispersão e a regeneração natural (Ribeiro et al., 2020). Por outro lado, as UPHs com predominância de pastagens e alta fragmentação, como Caratinga, demandam estratégias de restauração produtiva, integrando práticas agroecológicas e sistemas silvipastoris (Ribeiro et al., 2020). Assim, os padrões observados reforçam a necessidade de políticas de planejamento territorial orientadas pela restauração da paisagem, capazes de conciliar a conservação dos remanescentes florestais com o controle da expansão minerária e agropecuária de forma integrada na bacia (Coelho, 2009; Villén-Pérez et al., 2018).

A integração das séries temporais do uso da terra do MapBiomias com dados de licenciamento minerário da ANM permitiu diferenciar impactos já consolidados de áreas com risco de conversão iminente. A forte conversão da vegetação natural em pastagens e a expansão de áreas agrícolas e minerárias reforçam a necessidade de diretrizes claras para o uso múltiplo do solo (Pires et al., 2017). Adicionalmente, a predominância de projetos de mineração em operação confirma que grande parte dos impactos diretos da conversão da cobertura da terra encontram-se consolidados na bacia, impondo desafios para mitigar passivos ambientais acumulados (Salvador et al., 2020; Howe et al., 2023). A expansão dessas áreas acentua a pressão sobre remanescentes naturais, aumentando a fragmentação de habitats e os riscos à segurança socioambiental, situação que reflete o histórico de ocupação mineral em Minas Gerais desde o período colonial (Villén-Pérez et al., 2018; Wanderley et al., 2016).

Diante do histórico de desastres, como o rompimento da Barragem de Fundão na UPH Piracicaba, torna-se essencial monitorar constantemente as barragens de rejeitos e adotar sistemas de contenção adequados (Brasil, 2020). Para aprimorar o diagnóstico, recomenda-se que estudos futuros incluam a análise de fases do licenciamento com a tipologia mineral, além de realizarem auditorias independentes e promoverem maior transparência junto às comunidades potencialmente impactadas (Salvador et al., 2020; Villén-Pérez et al., 2018).

Nesse contexto, destaca-se a importância de políticas públicas integradas, apoiadas em instrumentos de monitoramento em múltiplas escalas. A conjugação de dados do MapBiomas com informações detalhadas do licenciamento mineral amplia a compreensão sobre áreas efetivamente convertidas e zonas de expansão potencial, subsidiando decisões mais eficazes para fiscalização, contenção de riscos e recuperação ambiental (Villén-Pérez et al., 2018).

Em síntese, este trabalho evidencia a necessidade de uma governança territorial integrada, apoiada em diagnósticos espaciais consistentes, como ferramenta essencial para equilibrar desenvolvimento econômico, conservação ambiental e segurança socioambiental das comunidades expostas aos impactos da mineração na BHRD.

CONCLUSÕES

O presente estudo integrou séries temporais de uso e ocupação da terra com dados de projetos de mineração na BHRD. Os resultados evidenciaram uma tendência crescente de impactos, destacando que mitigar passivos acumulados e conter novas frentes de degradação demanda uma governança territorial eficaz, mesmo em uma bacia hidrográfica historicamente impactada como a BHRD. Políticas públicas integradas, fiscalização contínua, transparência de informações e planejamento baseados no potencial de regeneração são fundamentais para

equilibrar conservação, uso sustentável do solo e segurança socioambiental das comunidades diretamente expostas aos riscos da mineração na BHRD.

Status da mineração e suas implicações para a conservação e restauração da BHRD

O projeto MapBiomas utiliza imagens de satélites, como o Landsat, para mapear anualmente as áreas efetivamente convertidas, identificando a superfície aberta pela atividade minerária. Essa abordagem capta apenas as lavras em operação visíveis na paisagem, e, portanto, é limitada para avaliar o impacto da mineração sobre a paisagem em sua totalidade (Howe et al., 2023). No Brasil, o licenciamento ambiental para a mineração envolve fases sucessivas tais como, requerimento de pesquisa, autorização para pesquisa, requerimento de lavra e concessão de lavra. Assim, grandes extensões territoriais podem estar sob direito minerário formalizado, mas ainda sem abertura visível, mantendo-se, portanto, invisíveis no mapeamento por satélite (Villén-Pérez et al., 2018).

Para superar essa lacuna metodológica, foram utilizados os dados da Agência Nacional de Mineração (ANM) para mapear as fases do processo de licenciamento minerário na BHRD até o ano de 2020. Em seguida as fases foram agrupadas em três categorias maiores de projetos, conforme abordagem de Villén-Pérez et al. (2018). Essa classificação permitiu estimar não apenas a ocupação minerária capturada pelo MapBiomas, mas também o potencial de expansão da atividade em diferentes estágios de formalização do processo de licenciamento (Figura 7). A categoria Projeto Potencial compreendeu empreendimentos em estágio preliminar, normalmente restritos à fase de pesquisa mineral, ou ainda aqueles que não apresentaram informações suficientes para confirmação do avanço do licenciamento. Nessa condição, as fases indicam apenas a possibilidade de exploração futura, sem garantia de instalação

efetiva da atividade minerária. Estão incluídas nessa categoria as fases de pesquisa mineral, pesquisa em andamento e situações com dados insuficientes para definição clara da etapa. A categoria de Projeto Planejado reuniu áreas com intenção formal de exploração, refletida em requerimentos protocolados na ANM, mas que ainda não possuem licença ou autorização definitiva para lavra. Esses projetos representam uma pressão iminente sobre a cobertura do solo, uma vez que sua aprovação pode resultar na abertura de novas frentes de extração. Foram incluídas nesta categoria as fases de requerimento

de lavra, requerimento de concessão de lavra, requerimento de registro de extração e requerimento de licenciamento. Por fim, a classe Projeto Existente englobou empreendimentos efetivamente consolidados, com título minerário ativo e extração mineral em operação. Essas áreas exercem impacto direto sobre o território, uma vez que o uso da terra já foi convertido para fins minerários. Compuseram essa categoria as fases de autorização de lavra garimpeira, concessão de lavra, licença de operação, licença de instalação, registro de extração e licenciamento.

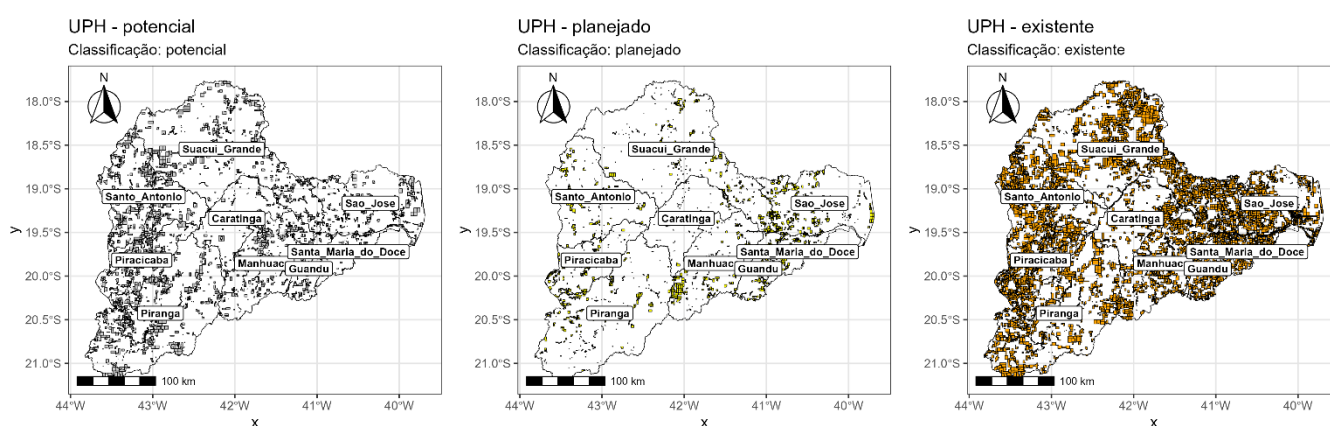


Figura 7. Fases de projetos de mineração mapeados para as UPHs da BHRD. Projeto potencial (painel à esquerda), projeto planejado (painel ao centro), projeto existente (painel à direita).

A atividade minerária na BHRD apresentou um estágio de exploração majoritariamente consolidado, com a maior parte da área minerária em fases avançadas do processo de licenciamento (Figura 7). Os projetos de mineração existentes foram os mais representativos em todas as UPHs analisadas (Figura 8). Destacaram-se as UPHs Santa Maria do Doce, Caratinga, Suaçuí Grande, Guandu, São

José e Manhuaçu, onde mais de 60% de seus territórios já foram convertidos nessa classe. Os projetos planejados foram mais expressivos em Guandu (16,22%) e São José (14,53%). Entre os projetos potenciais, os maiores percentuais foram observados em Piranga (36,72%), Santo Antônio (31,91%) e Piracicaba (31,22%), evidenciando a existência de áreas ainda não consolidadas.

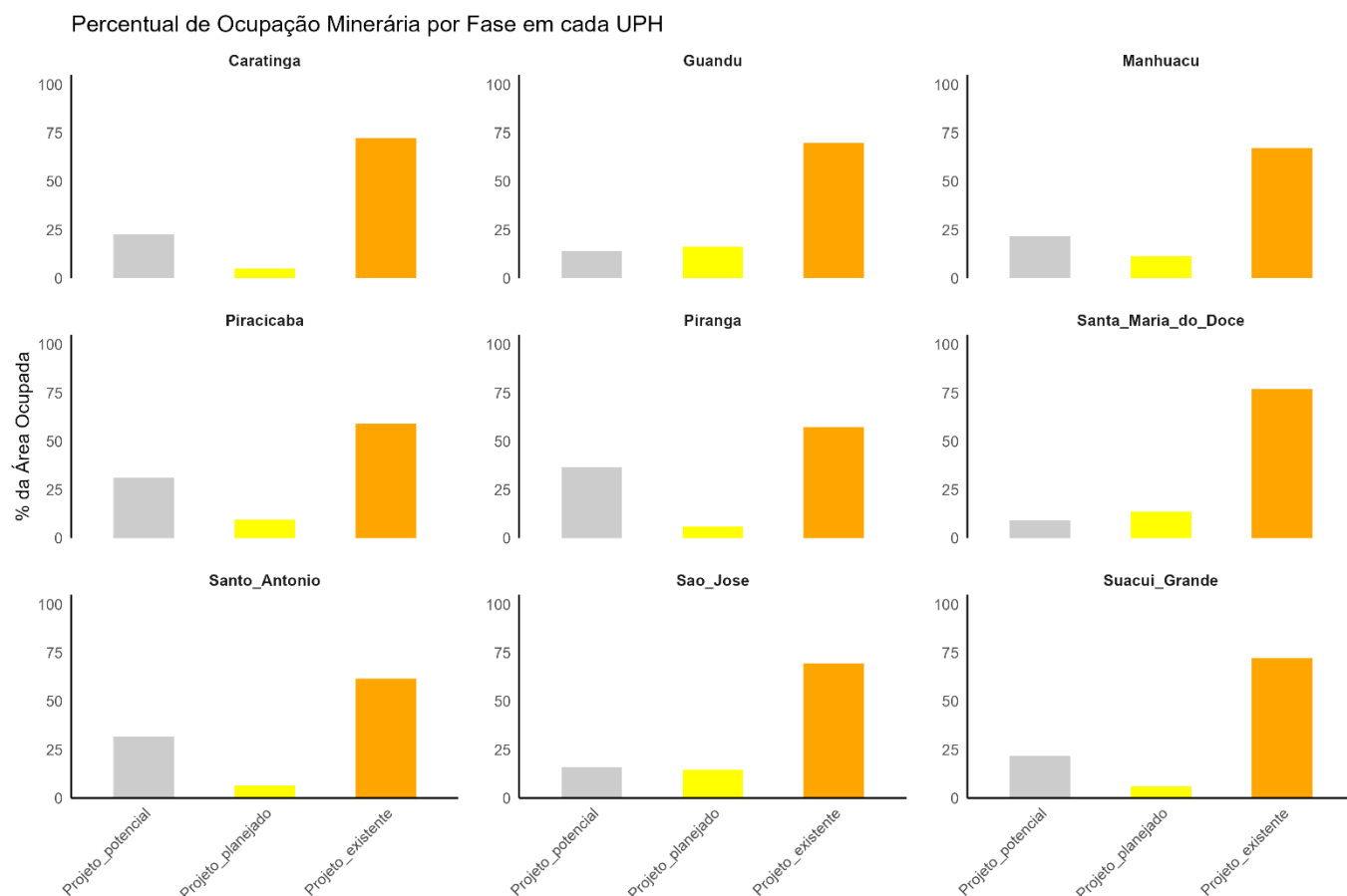


Figura 8. Área ocupada (% da área total da UPH) por cada categoria de projetos de mineração em cada UPH da BHRD.

ASPECTOS ÉTICOS E LEGAIS

Não há conflito de interesse relacionado à elaboração e publicação deste estudo.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2013). *Plano integrado de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce: Relatório executivo*. ANA. <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CED/OC/Catalogo/2013/planoIntegradoDeRecursosHidricosDaBaciaHidrograficaDoRioDoce.pdf>
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2015). *Regiões hidrográficas brasileiras: Edição especial*. ANA. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2016). *Unidades de Planejamento Hídrico* [Vetor]. ANA.

<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/a/pi/records/df48de18-753b-4789-964d-7f0967c53d08>

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2017). *Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce 1:50.000/1:100.000* [Mapa]. ANA. <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/p/or/catalog.search#/metadata/96c91888-6888-466f-8b1e-f43921d169c7>

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

Brasil. (2020). Lei n. 14.066, de 30 de setembro de 2020. *Diário Oficial da União*, Seção 1, p. 3. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14066.htm

Coelho, A. L. N. (2009). *Bacia hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Uma análise socioambiental*

- integrada. *Revista Geografares*, 7, 131–146.
<https://doi.org/10.7147/GEO7.156>
- Espíndola, H. S. (2015). Vale do rio Doce: Fronteira, industrialização e colapso socioambiental. *Fronteiras*, 4(1), 160–206.
- Fonseca, G. A. B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34(1), 17–34.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90055-2)
- Garay, I. & Rizzini C. M. (2004). *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Vozes.
- Howe, L., Johnston, S., & Côte, C. (2023). Mining-related environmental disasters: A High Reliability Organization (HRO) perspective. *Journal of Cleaner Production*, 417, 137965.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137965>
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2015). *Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais*. IBAMA.
https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemfundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). *Malha municipal digital da divisão político-administrativa brasileira: Unidades da Federação (UF), 2020* [Mapa]. IBGE.
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=downloads>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). *Vegetação Brasil escala 250 mil, versão 2021* [Mapa]. IBGE.
https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil/
- MapBiomas. (2021). *Projeto MapBiomas – Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil*.
<https://Mapbiomas.org/>
- Meira-Neto, J. A. A. (2020). Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *Forest Ecology and Management*, 472, 118247.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Pires, A. P. F., Rezende, C. L., Assad, E. D., Loyola, R., & Scarano, F. R. (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 187–193.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.003>
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System* (Version 3.22.4-Białowieża) [Computer software]. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- R Core Team (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.R-project.org/>
- Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7(4), eabc4547.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>
- Rose, R. L., Mugi, S. R., & Saleh, J. H. (2023). Accident investigation and lessons not learned: accimap analysis of successive tailings dam collapses in Brazil. *Reliability Engineering & System Safety*, 236, 109308.
<https://doi.org/10.1016/j.ress.2023.109308>
- Ribeiro, S. M. C., Rajão, R., Nunes, F., Assis, D., Neto, J. A., Marcolino, C., Lima, L., Rickard, T., Salomão, C., & Filho, B. S. (2020). A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. *Science of The Total Environment*, 744, 140647.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>

Salvador, G. N., Leal, C. G., Brejão, G. L., Pessali, T. C., Alves, C. B. M., Rosa, G. R., Ligeiro, R., & Montag, L. F. de A. (2020). Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(2), 139–144. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>

Simonelli, M. (2007). Diversidade e Conservação das Florestas de Tabuleiros no Espírito Santo. In L. F. T. Menezes, F. R. Pires, O. J. Pereira (Eds.), *Ecossistemas de Costeiros do Espírito Santo: Conservação e Restauração*. EDUFES.

Travassos, L., Freitas, J. F. T. & Mendonça, J. M. (1964). Relatório da excursão do Instituto Oswaldo Cruz ao Parque de Reserva e Refúgio Soóretama, no estado do Espírito Santo, em outubro de 1963. *Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão*, 23,1-26. http://boletim.sambio.org.br/pdf/zo_023.pdf

Turner, B. L., Lambin, E. F., & Reenberg, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20666–20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>

United Nations Environment Programme. (2021). *Becoming Generation Restoration: Ecosystem restoration for people, nature and climate*. UNEP. <https://www.unep.org/resources/ecosystem-restoration-people-nature-climate>

Villén-Pérez, S., Mendes, P., Nóbrega, C., Gomes Córtes, L., & De Marco, P. (2018). Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil. *Environmental Conservation*, 45(1), 96–99. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000376>

Wanderley, L. J., Mansur, M. S., Milanez, B., & Pinto, R. G. (2016). Desastre da Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce: Aspectos econômicos, políticos e socioambientais. *Ciência e Cultura*, 68(3), 30–35. <https://doi.org/10.21800/2317-66602016000300009>