

DINÂMICA TERRITORIAL METROPOLITANA E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE

Rodrigo Silva Lemos

Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Departamento de Geografia e Planejamento Ambiental – Rio Claro/SP
rodrigo.s.lemos@unesp.br

Kele Rocha Firmiano

Rocha Firmiano Serviços Socioambientais - LTDA
kelerocha@gmail.com

Danilo Marques de Magalhães

Universidade Estadual Paulista (UNESP),
Departamento de Geografia e Planejamento Ambiental – Rio Claro/SP
danilo.magalhaes@unesp.br

Paula Brasil Garcia

Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, MG, Brasil
pbrasilgarcia@gmail.com

RESUMO

A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) tem passado por intensas transformações no uso e cobertura da terra, impulsionadas por processos de urbanização, expansão industrial e atividades minerárias. Essas mudanças afetam diretamente a estrutura da paisagem e fragmentam florestas, comprometendo a conectividade ecológica e a manutenção da biodiversidade. Este estudo analisou a evolução da fragmentação florestal na RMBH entre 1992 e 2022, utilizando dados do MapBiomas e métricas de paisagem extraídas pelo software Fragstats. A metodologia incluiu a reclassificação das classes de uso e cobertura da terra e a aplicação de métricas espaciais para avaliar padrões de fragmentação, como densidade de fragmentos, bordas e conectividade. Os resultados indicam um aumento significativo da urbanização e da conversão de áreas florestadas para usos antrópicos, enquanto as Unidades de Conservação de Proteção Integral apresentaram maior estabilidade ecológica. A análise reforça a necessidade de estratégias de gestão territorial que priorizem a conectividade entre remanescentes florestais e a conservação da biodiversidade na RMBH.

Palavras-chave: Métricas de paisagem. Mudanças na cobertura da terra. Áreas protegidas.

TERRITORIAL DYNAMICS AND CONSERVATION UNITS: LAND USE AND LAND COVER CHANGES AND FOREST FRAGMENTATION IN THE METROPOLITAN REGION OF BELO HORIZONTE

ABSTRACT

The Metropolitan Region of Belo Horizonte (RMBH) has experienced significant changes in land use and land cover driven by urbanization, industrial expansion, and mining activities. These changes directly affect landscape structure, leading to forest fragmentation and compromising ecological connectivity and biodiversity conservation. This study analyzed the evolution of forest fragmentation in the RMBH from 1992 to 2022 using MapBiomas data and landscape metrics extracted using the Fragstats software. The methodology included reclassifying land use and land cover classes and applying spatial metrics to assess fragmentation patterns, including fragment density, edge density, and connectivity. Results showed a significant increase in urbanization and conversion of forested areas into anthropogenic uses, while Integral Protection Conservation Units demonstrated greater ecological stability. The analysis reinforces the need for territorial management strategies that prioritize connectivity among forest remnants and biodiversity conservation within the RMBH.

Keywords: Landscape metrics. Land cover changes. Protected areas.

INTRODUÇÃO

É na modernidade e com o avanço técnico-científico que a capacidade de alteração das dinâmicas naturais por meio da ação antrópica se intensifica, gerando impactos em proporções antes inimagináveis (Sachs, 2000; Leff, 2006). Ao longo do século XX, a percepção dos impactos ambientais impulsionou questionamentos sobre a reprodução do capital e a produção do espaço, evidenciando efeitos sobre diferentes ecossistemas em múltiplas escalas (Acsegrad, 2010; Souza, 2019). Muitas dessas alterações podem ser analisadas por meio da paisagem, uma síntese do ambiente que integra elementos naturais e sociais, perceptíveis em diferentes escalas.

A paisagem (do alemão *landschaft*) resguarda dimensões simbólicas, culturais e políticas, sendo uma síntese das interações entre sociedade e ambiente (Name, 2010). Seu caráter dinâmico permite analisá-la como um palimpsesto, no qual diferentes camadas históricas e ambientais se sobrepõem, refletindo transformações ao longo do tempo. Como destaca Ab'Sáber (2003, p. 9), “a paisagem é uma herança em todo o sentido da palavra: herança de processos fisiográficos e biológicos, e patrimônio coletivo dos povos que historicamente a herdaram como território de atuação de suas comunidades”.

A paisagem é sempre percebida e representada, de forma que existe um distanciamento inerente à concepção de paisagem entre “quem percebe” e “o que é percebido”. Segundo Metzger (2001, p. 2), “a paisagem nunca está no primeiro plano, pois ela é o que se vê de longe, de um ponto alto. Sempre precisamos nos distanciar para observá-la e, de certa forma, a paisagem é o lugar onde não estamos”. A paisagem permite compreender como diferentes escalas organizam e influem em variados processos da produção do espaço em múltiplas dinâmicas territoriais. Essa percepção é moldada por lentes individuais e coletivas, uma vez que cada observador interage com o ambiente de maneira única e complexa (Santos, 1997; Wang; Zhang, 2001).

Metzger (2001) destaca que, a partir do conceito de paisagem, o biogeógrafo Carl Troll criou, em 1939, a proposta da Ecologia da Paisagem (*Landschaftsökologie*), uma abordagem que combina elementos da geografia e da ecologia para a análise e interpretação da organização espacial dos elementos da paisagem e dos ecossistemas, enfatizando a importância dos padrões espaciais na regulação dos processos ecológicos. A ecologia da paisagem articula técnicas de análise espacial a conceitos ecológicos, estabelecendo uma estrutura metodológica para a compreensão das dinâmicas ambientais. Dentre suas múltiplas definições, destaca-se a relação entre a heterogeneidade espacial e os processos ecológicos, permitindo avaliar como a configuração da paisagem influencia os ecossistemas (Turner, 2005). Metzger (2001) identifica duas abordagens principais na ecologia da paisagem: uma que considera a paisagem como síntese da produção do espaço geográfico e outra que foca nos padrões espaciais e suas conexões com processos ecológicos. Apesar das distinções, ambas são complementares e essenciais para compreender a interação entre a estrutura espacial e as funcionalidades ambientais.

A análise da paisagem foi impactada pelo avanço das tecnologias de geoprocessamento e do sensoriamento remoto, que ampliaram a capacidade de observação e monitoramento dos fenômenos geográficos (Furlan et al., 2016). Essas tecnologias possibilitam identificar habitats, quantificar mudanças no uso e cobertura da terra e detectar padrões espaciais e temporais em usos antrópicos e seus impactos sobre a distribuição de espécies e sobre as comunidades ecológicas (Lechner; Foody; Boyd, 2020). Essa análise possibilita a compreensão da estrutura (como a paisagem está organizada) e de suas múltiplas funcionalidades ambientais (ecológicas, hidrológicas, pedológicas etc.) em diferentes escalas e dimensões de análise.

A estrutura da paisagem pode variar quanto ao grau de homogeneidade. Ela é considerada homogênea quando composta predominantemente por uma única classe, como grandes áreas florestais contínuas, e heterogênea quando diferentes usos e coberturas da terra coexistem e interagem espacialmente. Paisagens naturais, ao serem antropizadas, muitas vezes aumentam sua heterogeneidade, caracterizadas pela presença simultânea de fragmentos florestais, áreas urbanizadas, campos agrícolas e diversas infraestruturas e coberturas. A configuração espacial e a conectividade desses elementos influenciam diretamente os processos ecológicos e ambientais (Forman; Godron, 1986).

A conectividade da paisagem é essencial para a manutenção da biodiversidade e a integridade dos ecossistemas, influenciando fluxos ecológicos e a persistência das populações ao regular diferentes processos ambientais, como a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, entre outros (McGarigal; Marks, 1995; Kupfer, 2012; Lin et al., 2020). Além disso, a conectividade reduz os efeitos negativos da fragmentação, como o isolamento de populações e a perda de habitats. Paisagens

florestais fragmentadas apresentam padrões espaciais característicos, como maior densidade de fragmentos e grandes áreas sob efeito de borda, além de manchas menores e menos conectadas (Spies et al., 1991; Riitters et al., 2000; Lechner; Foody; Boyd, 2020). De acordo com Turner (1989, p. 171), “a fragmentação do habitat é geralmente definida como o processo pelo qual uma área de habitat é reduzida em extensão, e a cobertura remanescente é dividida em partes menores e isoladas”.

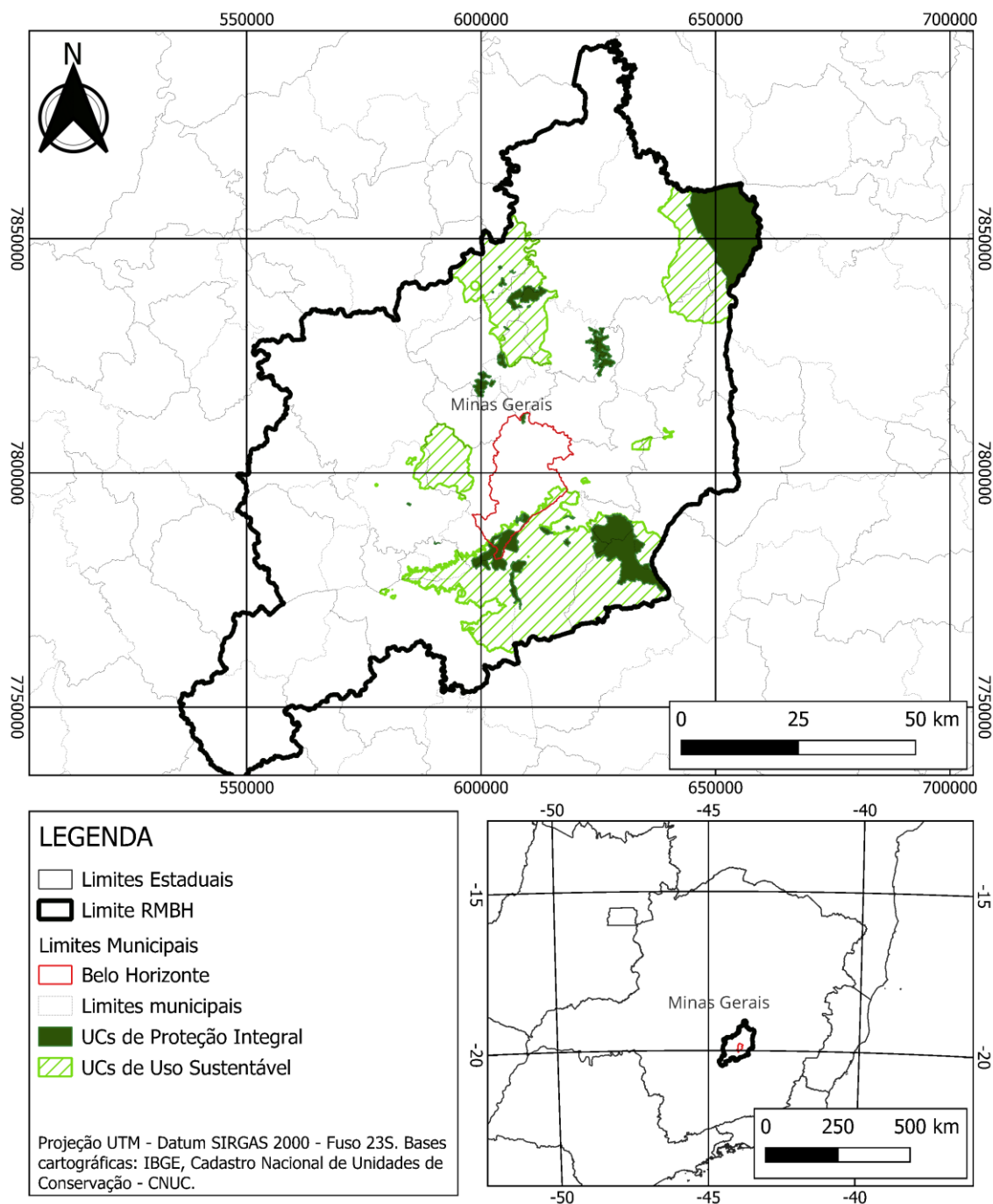
A fragmentação do habitat reduz áreas naturais, altera sua estrutura e compromete processos ecológicos fundamentais à manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Compreender a fragmentação das paisagens e seus impactos é essencial para o planejamento territorial sustentável e para formular estratégias de conservação que reduzam os efeitos negativos das atividades antrópicas sobre os ecossistemas. Esse desafio possui dimensão global e é reconhecido em acordos internacionais como a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O Indicador 15.1.1 – “Superfície florestal em relação à área total”, do ODS 15 – Vida Terrestre, destaca a necessidade da preservação e recuperação de áreas naturais para garantir a conectividade ecológica, a resiliência dos ecossistemas e a manutenção dos serviços ambientais essenciais. Lechner, Foody e Boyd (2020) reforçam a importância da conectividade ecológica e da estrutura espacial da paisagem para mitigar os impactos da fragmentação. Políticas ambientais e instrumentos de planejamento devem priorizar a conservação dos fragmentos remanescentes e o restabelecimento da conectividade entre habitats naturais, especialmente em áreas sob forte pressão pela conversão para usos antrópicos, como agricultura e urbanização.

No Brasil, um dos principais instrumentos jurídicos e de planejamento ambiental voltados à proteção de áreas de relevante interesse ecológico tem sido a criação e gestão de Unidades de Conservação (UCs), estabelecidas com base na Lei nº 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Esse marco normativo define diretrizes para a conservação da biodiversidade, a regulamentação do uso sustentável dos recursos naturais e a delimitação de áreas prioritárias para preservação e recuperação ambiental, conciliando interesses ecológicos e sociais (Fonseca; Silva; Albuquerque, 2019).

Áreas densamente povoadas, como as Regiões Metropolitanas, são reconhecidas como territórios de elevado dinamismo em suas transformações no uso da terra, com intensidades e padrões que refletem a complexidade das interações socioeconômicas e ambientais. Esse dinamismo impõe desafios significativos à implementação e manutenção de áreas protegidas, uma vez que tais territórios frequentemente concentram pressões urbanísticas, industriais e agrícolas que competem com os objetivos de conservação ambiental. Esse processo já foi reconhecido pelos estudos do Plano Metropolitanano da Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH (UFMG, 2011) e pelo Plano Diretor do Rio das Velhas (ECOPLAN, 2015). Trata-se de um desafio para a implementação de áreas protegidas, que, muitas vezes, têm a finalidade de apresentar regras específicas e prioritárias para o uso da terra em áreas nas quais o interesse ambiental coletivo se sobrepõe ao uso privativo da terra, estabelecendo uma função social da propriedade orientada pela dimensão ambiental e ecológica (Sancho; Deus, 2015; Benjamin, 2005).

A conservação ambiental em áreas de alta pressão, como as regiões metropolitanas, é um processo complexo, que demanda diferentes ferramentas, metodologias e articulações políticas e técnicas (Lemos; Magalhães Junior, 2019). A RMBH apresenta um conjunto particularmente desafiador, uma vez que a forte pressão ambiental típica das regiões metropolitanas deve ser compatibilizada com a existência de diversas Unidades de Conservação e áreas de relevância ambiental.

Figura 1 - Localização da área de estudo



Fonte: IBGE, 2023; CNUC, 2025. Elaboração dos autores, 2025.

O objetivo deste artigo foi analisar as mudanças no uso e cobertura da terra na RMBH e nas UCs nela inseridas entre 1992 e 2022, considerando os impactos dessas transformações sobre a fragmentação florestal. Foram definidos como objetivos específicos: (1) identificar as principais alterações entre as classes de uso e cobertura da terra na RMBH e nas áreas das Unidades de Conservação; (2) avaliar a fragmentação florestal por meio de métricas de paisagem; (3) comparar os resultados das análises de fragmentação florestal entre a RMBH e as UCs, destacando a estabilidade ecológica proporcionada pelas áreas protegidas.

Considera-se que esta pesquisa oferece um diagnóstico quantitativo e multitemporal da dinâmica da fragmentação em uma das principais regiões metropolitanas do Brasil, possibilitando a reflexão sobre

a resposta da paisagem às pressões antrópicas. Em uma perspectiva aplicada, os resultados gerados podem subsidiar diretamente a tomada de decisão no âmbito do planejamento e da gestão territorial, fornecendo insumos para a revisão de planos diretores, a definição de estratégias de conservação e a avaliação da efetividade da rede de Unidades de Conservação da RMBH.

MATERIAIS E MÉTODOS

A análise proposta utilizou técnicas de geoprocessamento embasadas em conceitos e métodos da ecologia da paisagem. Foram empregados dados espaciais de uso e cobertura da terra fornecidos pelo projeto MapBiomas, com um horizonte temporal de 30 anos, compreendendo os anos de 1992 e 2022.

Para evitar subdimensionar ou superestimar processos de fragmentação, foi realizada a reclassificação das classes originais, agrupando-as em categorias que representam as dinâmicas de uso e cobertura da terra para a análise da fragmentação de áreas florestais na RMBH.

Inicialmente, observou-se que várias classes originais, como *Formação Florestal* e *Formação Savânica*, compartilhavam uma continuidade de paisagem significativa e, portanto, não representavam rupturas no fluxo ecológico nem evidências claras de fragmentação da paisagem. Dessa forma, a reclassificação considerou e agrupou as classes gerais conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 - Reclassificação de Cobertura da Terra

Categoria	Classes
Floresta	Formação Florestal, Formação Savânica
Formação Natural não Florestal	Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Afloramento Rochoso, Outras Formações não Florestais
Agropecuária	Pastagem, Agricultura, Lavoura Temporária, Soja, Cana, Arroz, Algodão, Outras Lavouras Temporárias, Lavoura Perene, Café, Citrus, Outras Lavouras Perenes, Silvicultura, Mosaico de Usos
Área não Vegetada	Área Urbanizada, Mineração, Outras Áreas não Vegetadas
Corpo Hídrico	Rios, Lagos, Aquicultura

Fonte: Os autores, 2025.

A reclassificação foi realizada no software QGIS 3.34 (QGIS, 2025), utilizando as ferramentas *Reclassify by Table* e *Raster Calculator*, que permitiram a fusão das classes. A seguir, são detalhados os procedimentos para o monitoramento do uso e cobertura da terra e para a análise da fragmentação.

Monitoramento da cobertura da terra para os anos de 1992 e 2022

O monitoramento da cobertura da terra foi realizado com o auxílio do plugin Semi-Automatic Classification (SCP) no QGIS e teve como finalidade identificar e quantificar as mudanças ocorridas, especialmente entre coberturas naturais e usos antrópicos. Essa abordagem permitiu a elaboração de uma matriz de alteração, que aponta as áreas que passaram por conversão de florestas em agropecuária ou áreas urbanizadas, por exemplo.

Análise de fragmentação da paisagem

A análise de fragmentação da paisagem utilizou o software Fragstats, que permite calcular uma ampla gama de métricas de paisagem a partir de mapeamentos de cobertura da terra (Landscape Ecology Lab, 2023). O Fragstats gera aproximadamente 90 parâmetros para análise em nível de paisagem, de classe ou de fragmento (*patch*) (McGarigal; Cushman; Ene, 2015). Essa variedade de métricas fornece informações importantes para estudos sobre fragmentação, conectividade ecológica e planejamento de conservação ambiental (McGarigal; Marks, 1995; Volotão, 1998).

Nesse contexto, é importante reconhecer que a escolha criteriosa dos parâmetros exerce impacto significativo nos resultados das análises e na interpretação das dinâmicas espaciais observadas (Lin et

al., 2020). O *Fragstats* é configurado a partir de três grupos principais de parâmetros: de bordas, de similaridade e de contrastes.

Para este estudo, foi considerada a borda de referência para os fragmentos florestais de 100 metros (Blumenfeld, 2008; Blumenfeld et al., 2016). A definição dessa distância tem como objetivo representar diferenciações microclimáticas e ecológicas típicas de ambientes de borda. A largura de borda utilizada é comumente adotada em estudos sobre métricas de paisagem e conectividade funcional (McGarigal; Cushman; Ene, 2015), contribuindo para a identificação das áreas potencialmente afetadas por processos antrópicos adjacentes aos fragmentos florestais.

A configuração de similaridade avalia o grau de semelhança funcional ou estrutural entre diferentes classes de cobertura, sendo empregada para medir a conectividade funcional e identificar relações ecológicas harmônicas entre fragmentos e manchas. A similaridade é atribuída em uma pontuação de 0 a 1 (McGarigal; Cushman; Ene, 2015), estruturada em uma matriz entre as classes analisadas.

Nas configurações de contraste entre as classes da paisagem e as coberturas naturais, as Áreas Não Vegetadas assumiram um alto contraste, com valor de referência 1, enquanto a agricultura recebeu um contraste intermediário, com valor de 0,5. Dessa forma, foi composta uma matriz de configuração para a avaliação da fragmentação florestal, que considerou pesos e parâmetros (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros de configuração do *Fragstats* - relativa à Categoria Florestas

Parâmetro relativo com a Categoria floresta	Profundidade de borda (m)	Contraste de borda (0 a 1)	Similaridade (0 a 1)
Formação Natural Não Florestal	0,0	0,0	1,0
Agropecuária	100,0	0,5	0,3
Áreas não vegetadas	100,0	1,0	0,0
Corpo Hídrico	0,0	0,0	1,3

Fonte: Os autores, 2025.

Essas configurações foram fundamentais para a interpretação das interações espaciais entre diferentes categorias e para a avaliação de como essas relações afetaram a fragmentação e a conectividade das coberturas naturais. O Quadro 2 apresenta um conjunto de estudos de referência que orientaram a escolha dos parâmetros utilizados para a avaliação da fragmentação da paisagem.

Quadro 2 - Estudos e métricas avaliadas

Métrica	Autores que utilizaram/discutiram	Definição sintética
Área do Fragmento (<i>Patch Area/Size</i>)	Volotão (1998), Midha e Mathur (2010), Kupfer (2012), Blumenfeld et al. (2016), Lin et al. (2020),	Área total do fragmento. Calculada diretamente pela soma das áreas que formam o fragmento e apresentada em hectares.
Forma do Fragmento (<i>Patch Shape</i>)	Volotão (1998), Midha e Mathur (2010), Kupfer (2012), Silva e Souza (2014)	Índice que relaciona perímetro e área, refletindo complexidade da forma do fragmento.
Densidade de Fragmento (<i>Patch Density</i>)	Midha e Mathur (2010), Kupfer (2012)	Número total de manchas dividido pela área total analisada (patches por 100 ha).
Contraste de Borda (<i>Edge Contrast</i>)	Kupfer (2012)	Avalia diferenças estruturais ou funcionais entre classes adjacentes (0-baixo contraste; 1-alto contraste).
Razão Perímetro-Área (<i>Perimeter-Area Ratio</i>)	Volotão (1998), Silva e Souza (2014)	Razão entre perímetro e área do fragmento, indicando a exposição à borda (valores maiores indicam formas alongadas ou irregulares).

Área de Núcleo (<i>Core Area</i>)	Volotão (1998), Midha e Mathur (2010), Silva e Souza (2014), Blumenfeld <i>et al.</i> (2016)	Área interna da mancha não influenciada pelo efeito de borda, calculada definindo-se uma distância fixa (ex: 100 m) da borda externa a partir da definição do usuário.
Distância ao Vizinho Mais Próximo (<i>Nearest Neighbours</i>)	Volotão (1998), Midha e Mathur (2010)	Distância mínima medida entre as bordas de um fragmento focal e a borda do fragmento mais próximo. Reflete o grau de isolamento individual dos fragmentos.
Índice de Diversidade (<i>Diversity Index</i>)	Volotão (1998)	Mede diversidade das classes na paisagem considerando riqueza e proporcionalidade das classes.
Densidade de Borda (<i>Edge Density</i>)	Midha e Mathur (2010), Blumenfeld <i>et al.</i> (2016), Lin <i>et al.</i> (2020)	Soma total da extensão das bordas dos fragmentos dividida pela área total analisada (m/ha).
Número de Fragmentos (<i>Number of Patches</i>)	Lin <i>et al.</i> (2020)	Número total de manchas (fragmentos) presentes na área estudada.
Índice do maior fragmento (<i>Largest Patch Index</i>)	Lin <i>et al.</i> (2020)	Proporção da área ocupada pelo maior fragmento em relação à área total estudada (percentual).

Fonte: Os autores, 2025.

Considerando as referências e o objetivo da pesquisa, o cálculo de métricas no Fragstats foi realizado em nível de classe para áreas florestadas, utilizando de 7 métricas, e em nível de paisagem, com 5 métricas (Quadro 3).

Quadro 3 - Nível de análise da paisagem e métricas

Nível de Análise	Métrica
Classe	Área Total da Classe (<i>Class Area - CA</i>)
	Tamanho Médio do Fragmento (<i>Mean Patch Area - AREA_MN</i>)
	Comprimento Total de Bordas (<i>Total Edge - TE</i>)
	Área de Núcleo Média (<i>Mean Core Area - CORE_MN</i>)
	Densidade de Fragmentos (<i>Patch Density - PD</i>)
	Área Total de Núcleo (<i>Total Core Area - TCA</i>)
	Índice de Contraste de Bordas (<i>Total Edge Contrast Index - TECI</i>)
Paisagem	Número de Fragmentos (<i>Number of Patches - NP</i>)
	Comprimento Total de Bordas (<i>Total Edge - TE</i>)
	Densidade de Bordas (<i>Edge Density - ED</i>)
	Tamanho Médio do Fragmento (<i>Mean Patch Area - AREA_MN</i>)
	Índice de Justaposição e Interposição (<i>Interspersion and Juxtaposition Index - IJI</i>)

Fonte: Os autores, 2025.

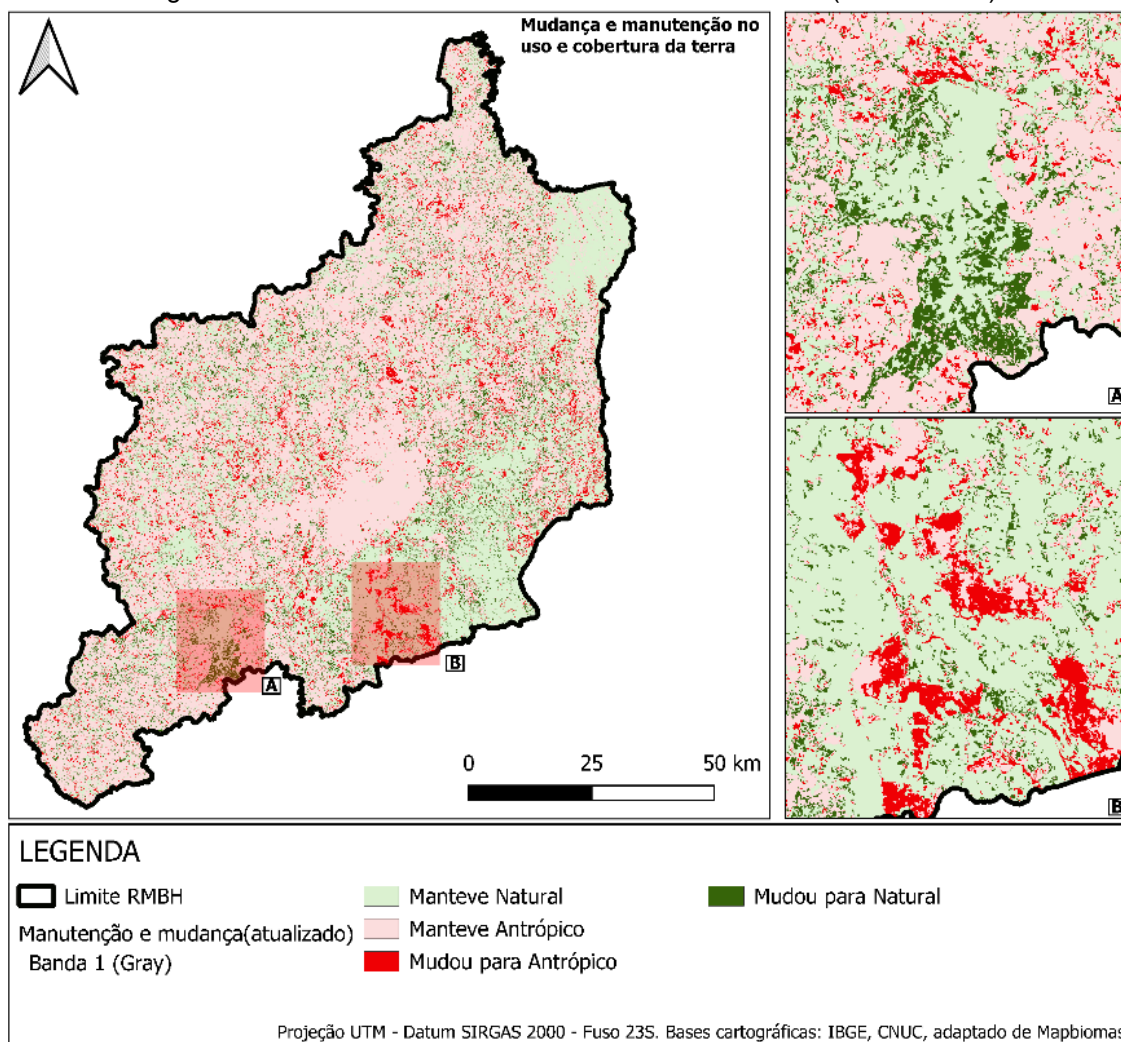
Os resultados são apresentados com dados para toda a RMBH e comparados com resultados específicos das UCs.

RESULTADOS

A análise das transições de cobertura da terra na RMBH entre classes naturais (*Formação Florestal, Formação Natural não Florestal e Corpo Hídrico*) e antrópicas (*Agropecuária e Área não Vegetada*)

indica que aproximadamente 6,77% da área total da RMBH (67.651 ha) sofreu conversão para usos antrópicos entre 1992 e 2022.

Figura 2 - Monitoramento da cobertura da terra na RMBH (1992 – 2022)



Fonte: IBGE, 2023; CNUC, 2025; Adaptado de Mapbiomas, 2025. Elaboração dos autores, 2025.

Por outro lado, 6,13% da área (61.326 ha) foi classificada como mudança para cobertura natural, representando processos de regeneração florestal ou reocupação natural de áreas anteriormente antropizadas.

A Figura 2 mostra que as alterações foram dispersas ao longo do território da RMBH, com dois destaques centrais: A área “A” apresenta uma expressiva mudança nas áreas florestadas próximas ao reservatório de Rio Manso, na bacia do Rio Paraopeba; A área “B” indica grandes manchas de Áreas não Vegetadas associadas à mineração na porção sul da RMBH, com forte concentração no Sinclinal Moeda, uma importante estrutura geológica do Quadrilátero Ferrífero, formada por rochas do Supergrupo Minas, que abriga ricas jazidas de ferro e ouro, além de ecossistemas de elevada relevância ecológica e grande importância para a recarga hídrica dos mananciais dos rios das Velhas e Paraopeba.

A expansão urbana e a mineração são consideradas os principais eixos de pressão ambiental na região sul da RMBH (Zupo, 2025).

As áreas não vegetadas associadas à urbanização tiveram um crescimento expressivo, passando de 4,59% para 9,51%, um aumento de 4,92% do território da RMBH. Destaca-se que, dentro das Unidades

de Conservação de Uso Sustentável, as áreas urbanas também cresceram, passando de 1,15% para 4,68%, um aumento de 3,53%, proporcionalmente mais concentrado do que o observado no conjunto da RMBH. Essa transformação sugere que as áreas protegidas destinadas a usos sustentáveis estão sofrendo pressões urbanas consideráveis, como é o caso da APA Sul, pressionada tanto pela expansão urbana quanto pela mineração (Magalhães; Silva, 2023).

Observa-se que a maior parcela da superfície analisada (cerca de 239.471 ha) manteve-se como Floresta, ou seja, era floresta em 1992 e permaneceu nessa categoria em 2022. Processos de conversão de coberturas antrópicas para naturais foram detectados: aproximadamente 50.144 ha da categoria Agropecuária foram convertidos em florestas em 2022. Por outro lado, cerca de 49.628 ha de florestas foram convertidos para usos agropecuários.

As mudanças para áreas não vegetadas somaram 67.676 ha, evidenciando a coexistência de processos de conservação e de forte pressão antrópica sobre o território da RMBH.

Monitoramento de alteração de cobertura e uso da terra

O monitoramento do uso e cobertura da terra foi realizado a partir da análise comparativa entre dados de 1992 e 2022. Esse processo possibilitou a construção de matrizes de transição, permitindo identificar permanências e mudanças entre as categorias analisadas e os recortes territoriais indicados.

A Tabela 2 apresenta as alterações de uso para a RMBH. Os valores na diagonal principal indicam áreas que mantiveram seu uso original e estão destacados em **negrito**.

Tabela 2 - Alterações de uso (1992-2022) a partir da reclassificação na RMBH (em km²).

Categoria de referência (1992)	Categoria atual (2022)				
	Florestas	Agropecuária	Formação Natural não Florestal	Áreas não vegetadas	Corpo Hídrico
Florestas	2.394,7	496,3	12,3	56,4	1,5
Agropecuária	501,4	4.056,6	95,5	429,4	6,6
Formação Natural não Florestal	7,9	38,1	677,7	68,9	0,9
Áreas não vegetadas	1,6	8,6	6,6	511,9	1,5
Corpo Hídrico	6,0	9,8	8,5	6,9	56,4

Fonte: Os autores, 2025.

Para toda a RMBH, 2.394,7 km² permaneceram como áreas Florestadas, mas houve uma conversão expressiva de 496,3 km² para Agropecuária. Isso demonstra que a expansão das atividades agrícolas ocorreu em áreas que antes eram Florestas. A maior parte das terras dedicadas à Agropecuária em 1992 (4.056,6 km²) permaneceu assim em 2022. No entanto, 501,4 km² de Agropecuária foram convertidos em Florestas. Houve também uma conversão significativa para Áreas Não Vegetadas (429,4 km²), principalmente associadas às dinâmicas urbanas. A Formação Natural não Florestal permaneceu relativamente estável (677,7 km²), com pequenas quantidades sendo convertidas para outras categorias, como Agropecuária (38,1 km²) e Áreas Não Vegetadas (68,9 km²).

A maior parte das Áreas Não Vegetadas manteve a cobertura original (511,9 km²), mas houve pequenas conversões para Florestas (1,6 km²) e Agropecuária (8,6 km²). Áreas de corpos hídricos mostraram poucas alterações, com a manutenção de 56,4 km², embora tenham sido percebidas pequenas conversões para Agropecuária e Áreas Não Vegetadas, principalmente próximas a reservatórios.

A Tabela 3 apresenta os resultados referentes às Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UC-US). Os valores na diagonal principal indicam áreas que mantiveram seu uso original e estão destacados em **negrito**.

Tabela 3 - Alterações de uso (1992-2022) a partir da reclassificação nas UCs de Uso Sustentável inseridas na RMBH (em km²).

Categoria de referência (1992)	Categoria atual (2022)				
	Florestas	Agropecuária	Formação Natural não Florestal	Áreas não vegetadas	Corpo Hídrico
Florestas	568,5	52,1	4,8	15,8	0,3
Agropecuária	63,9	459,2	35,6	48,1	0,4
Formação Natural não Florestal	1,5	10,9	526,6	45,3	0,2
Áreas não vegetadas	0,4	2,2	2,7	60,5	0,7
Corpo Hídrico	1,2	1,7	2,9	2,4	11,8

Fonte: Os autores, 2025.

Os dados da Tabela 3 destacam uma relativa estabilidade das áreas de Florestas nas UC-US, com 568,5 km² mantidos como florestas. Observa-se ainda uma conversão de 63,9 km² de áreas Agropecuárias para Florestas, o que sugere iniciativas de recuperação ambiental nessas áreas. Em contraste, 52,1 km² de Florestas foram convertidos em áreas agropecuárias, o que aponta para a contínua pressão de atividades produtivas mesmo em áreas protegidas.

A metodologia empregada no mapeamento do uso e cobertura da terra utiliza apenas dados obtidos por sensores remotos e, portanto, não permite discutir outras qualidades ambientais das áreas, como aspectos sociopolíticos e de governança, que podem ajudar a explicar essas alterações — trata-se de um processo inerente à metodologia.

Por isso, é importante destacar que, embora haja um aparente equilíbrio entre supressão e regeneração vegetal, acredita-se que esse processo possa impactar negativamente a qualidade ambiental, pois as áreas de regeneração natural recente tendem a apresentar estágios sucessionais menos avançados e, consequentemente, menor biodiversidade associada.

Outro ponto relevante é a transformação de áreas de Agropecuária, que, embora em sua maioria tenham permanecido inalteradas (459,2 km²), tiveram 48,1 km² convertidos em Áreas Não Vegetadas. Essa transição pode estar associada a diferentes coberturas e usos, com destaque para a expansão urbana, mineração e infraestrutura (estradas e rodovias).

A Formação Natural não Florestal também permaneceu predominantemente estável, com 526,6 km² mantidos, mas sofreu uma conversão de 45,3 km² para Áreas Não Vegetadas, associada principalmente à mineração, além de usos urbanos, com alta concentração no Quadrilátero Ferrífero, localizado na porção sul da RMBH.

A Tabela 4 apresenta os resultados do monitoramento para as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UC-PI). Os valores na diagonal principal indicam áreas que mantiveram seu uso original e estão destacados em **negrito**.

A Tabela 4 evidencia a efetividade das UCs de Proteção Integral na manutenção da cobertura florestal. Foram preservados 126,3 km² de área florestal, com pequenas conversões para outras categorias, como 3,4 km² para áreas agropecuárias, valor percentual reduzido em relação à área total. Isso indica que as áreas de Proteção Integral têm sido eficazes em conservar as formações vegetais nativas, apresentando resistência às tendências de alteração diante das crescentes pressões de uso da terra na RMBH.

Tabela 4 - alterações de uso (1992-2022) a partir da reclassificação nas UCs de Proteção Integral inseridas na RMBH (em km²)

Categoria de referência (1992)	Categoria atual (2022)				
	Florestas	Agropecuária	Formação Natural não Florestal	Áreas não vegetadas	Corpo Hídrico
Florestas	126,3	3,4	1,9	0,1	0,1
Agropecuária	9,1	53,5	8,9	0,5	0,0
Formação Natural não Florestal	0,4	0,9	227,2	1,7	0,1
Áreas não vegetadas	0,0	0,1	0,4	1,4	0,0
Corpo Hídrico	0,2	0,7	0,6	0,1	1,3

Fonte: Os autores, 2025.

A manutenção de 227,2 km² de Formação Natural não Florestal também evidencia a capacidade dessas áreas de conter mudanças antrópicas de alto impacto, como as associadas à mineração e aos usos urbanos.

Da mesma forma, as áreas agropecuárias dentro das UC-PI mostraram conversão para Florestas (9,1 km²), o que pode indicar processos de regeneração ou iniciativas de restauração em curso (Strassburg et al., 2017).

A baixa alteração das Áreas Não Vegetadas e dos Corpos Hídricos reflete uma maior efetividade no controle do uso da terra, reforçando a função essencial dessas UCs na preservação de habitats críticos, principalmente em áreas de alta pressão ambiental.

Essa estabilidade geral reforça a importância de políticas de proteção contínuas e a necessidade de monitorar possíveis ameaças futuras, considerando as dinâmicas regionais da RMBH.

Existe uma aparente estabilidade nos percentuais gerais de uso da terra para a RMBH; contudo, é importante destacar como essas mudanças impactaram a integridade e a conectividade da paisagem. Os resultados indicam que muitas áreas apresentaram padrões de alteração na estrutura da paisagem no período analisado, decorrentes de um alto dinamismo de mudanças de uso, potencializando uma menor estabilidade ecológica.

Fragmentação das áreas florestadas na RMBH

Os resultados das métricas utilizadas para a avaliação da fragmentação da paisagem mostraram diferenças marcantes nas dinâmicas temporais entre as paisagens da RMBH, das UC-US e das UC-PI. A Tabela 5 apresenta os resultados gerados para a análise das métricas em nível de paisagem, com a finalidade de avaliar as dimensões estruturais entre as categorias na composição integral da paisagem nas áreas de análise.

A Tabela 5 mostra que as unidades de análise (RMBH, UC-US e UC-PI) apresentaram resultados distintos, os quais evidenciam o processo de alteração da paisagem e sua consequente fragmentação. O Número de Fragmentos (NP) na RMBH, em 2022, foi de 39.928, representando uma redução em relação a 1992, que apresentava 40.170. Essa diminuição de 0,6% indica uma leve fusão ou extinção de fragmentos menores.

Tabela 5 - Métricas de paisagem em nível de paisagem nos períodos de 1992 e 2022

Métrica	RMBH - 1992	RMBH - 2022	UC-US - 1992	UC-US - 2022	UC-PI - 1992	UC-PI - 2022
Número de Fragmentos (NP)	40.170,0	39.928,0	10.268,0	9.722,0	2.847,0	2.739,0
Bordas Totais (TE) - em km.	62.018,7	63.690,1	13.131,8	12.839,2	2.998,23	2.849,8
Densidade de Bordas (ED)	31,7	32,5	68,4	66,9	68,3	64,9
Área Média do Fragmento (ha) (AREA_MN)	48,8	49,1	18,7	19,7	15,4	16,0
Índice Médio de Forma (SHAPE_MN)	1,6	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6
Índice de Justaposição e Interposição (IJI)	44,6	48,4	54,8	58,0	47,9	48,6

Fonte: Os autores, 2025.

Em comparação com as áreas protegidas, observa-se a mesma tendência, contudo, com intensidades diferentes. Nas UC-US, o NP diminuiu de 10.268, em 1992, para 9.722, em 2022, representando uma redução de 5,3%, também indicando uma diminuição de fragmentos e sugerindo um processo similar, porém mais acentuado do que na RMBH. Por outro lado, nas UC-PI, houve uma redução discreta, de 2.847 fragmentos em 1992 para 2.739 em 2022, correspondendo a uma variação de 3,8% no NP.

A Figura 3 apresenta as alterações percentuais das métricas analisadas.

Figura 3 - Variação percentual para as métricas em nível de paisagem (1992-2022)



Fonte: Os autores, 2025.

A métrica de Bordas Totais (TE) na RMBH aumentou de 62.018,68 km, em 1992, para 63.690,07 km, em 2022 — um crescimento de 1.671,40 km (2,7%). Esse surgimento de maior quantidade de bordas indica áreas menos contínuas e mais fragmentadas.

Nas UC-US, o TE apresentou uma diminuição de 292,60 km, passando de 13.131,83 km para 12.839,23 km (-2,2%), o que pode estar relacionado à consolidação de fragmentos maiores. Por sua vez, nas UC-PI, a redução foi ainda mais expressiva, passando de 2.998,29 km, em 1992, para 2.849,80 km, em 2022 (-5,0%), refletindo maior estabilidade e menor interferência antrópica nesses ambientes protegidos.

As métricas Densidade de Bordas (ED), Área Média do Fragmento (AREA_MN) e Índice de Justaposição e Interposição (IJI) evidenciaram dinâmicas distintas entre a RMBH, as UC-US e as UC-PI.

Na RMBH, a ED aumentou de 31,7 para 32,5 (+2,8%), indicando maior fragmentação e complexidade espacial, enquanto o tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) apresentou um leve aumento de 48,8 ha para 49,1 ha (+0,6%), possivelmente refletindo fusões ou regeneração de áreas adjacentes.

Em contraste, nas UCs — tanto as de Uso Sustentável quanto as de Proteção Integral — observou-se queda no ED e aumento na AREA_MN, demonstrando maior efetividade na preservação e recuperação de áreas fragmentadas.

O IJI, que mede a distribuição espacial dos fragmentos, também aumentou em todas as áreas, com maior variação na RMBH (8,5%), refletindo maior dispersão dos fragmentos; nas UC-US (5,8%) e UC-PI (1,5%), as alterações foram menos intensas, sugerindo uma distribuição mais equilibrada e conectada.

Resultados da avaliação da fragmentação da cobertura florestal

Os resultados obtidos por meio da análise de fragmentação das áreas florestadas na RMBH demonstraram uma dinâmica relevante em relação à integridade ecológica da paisagem entre os anos de 1992 e 2022. Os resultados da Tabela 6 estão associados às análises realizadas para a categoria “Floresta”.

Tabela 6 - Resultados de fragmentação para cobertura florestal (1992-2022)

Métrica	RMBH - 1992	RMBH - 2022	UC-US - 1992	UC-US - 2022	UC-PI - 1992	UC-PI - 2022
Área Total da Classe (<i>Class Area</i> – CA) em ha	296.102,3	291.145,0	64.135,6	63.550,0	13.168,8	13.598,0
Densidade de Fragmentos (<i>Patch Density</i> - PD)	0,95	0,89	0,38	0,37	0,04	0,04
Comprimento Total de Bordas (<i>Total Edge</i> - TE) em km	48.851,9	49.125,3	9.176,7	9.155,2	2.093,0	2.072,2
Tamanho Médio do Fragmento (<i>Mean Patch Area</i> - AREA_MN) em ha	15,9	16,6	20,2	21,1	15,2	15,5
Área Núcleo Total (<i>Total Core Area</i> - TCA)	104.381,1	106.344,1	34.573,7	36.583,8	8111,1	9.453,7
Área de Núcleo Média (<i>Mean Core Area</i> - CORE_MN)	5,6	6,1	10,9	12,1	9,3	10,8
Índice de Contraste de Bordas (<i>Total Edge Contrast Index</i> - TECl)	43,8	44,0	30,5	30,0	18,4	15,6

Fonte: Os autores, 2025.

A Figura 4 apresenta as alterações percentuais de mudanças entre 1992 e 2022 para as métricas analisadas para a categoria “Floresta” nos recortes de referência.

A Área Total da categoria Floresta (CA) apresentou variações entre as áreas analisadas. Na RMBH, observou-se que o total passou de 296.102,3 ha, em 1992, para 291.144,9 ha, em 2022, indicando uma diminuição de 4.957,3 ha (ou 1,67%). Nas UC-US, a redução foi menos acentuada, passando de 64.135,6 ha para 63.549,9 ha (585,6 ha, ou 0,91%), indicando maior estabilidade em áreas protegidas. Já nas UC-PI, a área total da categoria Floresta aumentou de 13.168,8 ha para 13.597,9 ha, representando um ganho de 429,2 ha (3,26%).

A Densidade de Fragmentos (PD) também apresentou alterações relevantes. Na RMBH, houve uma redução de 0,95 fragmentos/ha, em 1992, para 0,89 fragmentos/ha, em 2022, indicando uma diminuição de 0,06 fragmentos/ha (6,25%). Nas UC-US, a densidade de fragmentos caiu de 0,38

fragmentos/ha para 0,37 fragmentos/ha (redução de 0,01 fragmentos/ha, 5,07%), enquanto, nas UC-PI, o valor permaneceu praticamente estável, com um leve aumento de 0,0444 fragmentos/ha, em 1992, para 0,0448 fragmentos/ha, em 2022 (0,9%).

Figura 4 - Variação percentual para as métricas para a Categoria Floresta



Fonte: Os autores, 2025.

A métrica de Bordas Totais (TE) na RMBH passou de 4.885,1 km, em 1992, para 4.912,5 km, em 2022, indicando um aumento de 273,4 km, o que corresponde a um crescimento de 0,56%. Nas UC-US, houve uma redução de 9.176,69 km, em 1992, para 9.155,17 km, em 2022, representando uma diminuição de 21,52 km (0,23%). Nas UC-PI, a redução foi mais significativa, passando de 2.092,97 km para 2.072,17 km, o que representa uma queda de 20,79 km (0,99%).

O Índice de Contraste de Bordas Totais (TECI) apresentou tendências semelhantes. Na RMBH, o TECI aumentou de 43,79%, em 1992, para 44,03%, em 2022 (0,24%), indicando maior contraste entre os fragmentos e a matriz circundante. Nas UC-US, o índice permaneceu quase estável, com uma redução de 30,51% para 30,41% (0,10%). Nas UC-PI, o TECI diminuiu de 18,42% para 15,55% (2,87%), destacando menor contraste e maior integração com a matriz florestal.

A Área Média dos Fragmentos (AREA_MN) apresentou aumento em todas as áreas analisadas. Na RMBH, a área média cresceu de 15,85 ha, em 1992, para 16,63 ha, em 2022 (0,78 ha, ou 4,92%). Nas UC-US, o aumento foi mais significativo, passando de 20,21 ha para 21,10 ha (0,89 ha, ou 4,4%). Já nas UC-PI, a área média subiu de 15,15 ha para 15,50 ha (0,35 ha, ou 2,31%), refletindo uma consolidação de fragmentos nessas áreas.

O Índice Médio de Forma (SHAPE_MN) também apresentou variações. Na RMBH, o SHAPE_MN aumentou de 1,65, em 1992, para 1,72, em 2022 (0,07, ou 4,24%), indicando tendência de maior irregularidade nas formas dos fragmentos florestais. Nas UC-US, o índice subiu de 1,69 para 1,71 (0,02, ou 1,18%), representando leve alteração nas formas, ainda com certa regularidade estrutural. Já nas UC-PI, o SHAPE_MN praticamente não variou, reduzindo de 1,73 para 1,72 (0,01, ou 0,58%), sugerindo maior estabilidade e regularidade nas formas dos fragmentos nessas áreas. A Área Total de Núcleo (TCA) aumentou ligeiramente na RMBH, de 104.381,18 ha, em 1992, para 106.344,08 ha, em 2022 (1.962,9 ha, ou 1,88%). Nas UC-US, o aumento foi mais expressivo, de 34.573,72 ha para 36.583,81 ha (2.010,09 ha, ou 5,81%). Nas UC-PI, o crescimento foi de 8.111,09 ha para 9.453,67 ha (1.342,58 ha, ou 16,55%).

DISCUSSÃO

Os resultados quantitativos da análise multitemporal da paisagem revelaram um processo de transformação na RMBH entre 1992 e 2022. Observou-se clara tendência de expansão de usos antrópicos (Urbano, Mineração e Agropecuária), resultando na conversão de áreas com coberturas naturais. Esse processo é disperso por todo o território da RMBH, assim como a coalescência – junção de áreas próximas – a partir do uso antrópico. Esse padrão é amplamente documentado em estudos

de dinâmica de paisagens sob forte influência humana (Turner, 1989; França, 2014; Lechner; Foody; Boyd, 2020), como era o diagnóstico inicial considerando as dinâmicas metropolitanas.

A análise das métricas de configuração espacial corrobora a intensificação da fragmentação da paisagem a partir de uma dinâmica dual e complexa. As coberturas antrópicas, no período, tornaram-se mais contínuas e adensadas. Esse resultado sugere um processo de coalescência de usos antrópicos em três principais padrões: 1) núcleos urbanos que se expandem e se unem, gerando adensamento e concentração urbana; 2) crescimento de áreas de uso agropecuário que conectou diferentes fragmentos menores; 3) a mineração, que avançou como uma frente contínua e com alta rigidez locacional, principalmente no Sinclinal Moeda. Essa “fusão de pequenos fragmentos” antrópicos em manchas maiores e mais contínuas percebe-se também na diminuição do número total de fragmentos na paisagem como um todo.

O Comprimento Total de Bordas (TE) na RMBH aumentou, mostrando fragmentação crescente e dispersa em todo o território. Este padrão é referência no processo de fragmentação da paisagem (McGarigal; Marks, 1995; Turner, 1989). Esse cenário muda ao analisar os resultados para as áreas protegidas. A métrica de Comprimento Total de Bordas diminuiu nas UC-US (-2,2%) e nas UC-PI (-4,9%). Na RMBH, percebe-se o crescimento comparativo da Densidade de Borda (ED), enquanto, nas UC-US e UC-PI, esse valor diminuiu. Esses resultados mostram que, no interior das UCs, há diminuição das bordas entre diferentes coberturas de uso, indicando processos de ocupação em consolidação e com menores alterações que em outras áreas da RMBH.

A dinâmica de substituição de coberturas naturais por coberturas antrópicas, impulsionada por vetores de urbanização e extração mineral, compromete diretamente a integridade ecológica regional, ao passo que gera alta concentração de usos antrópicos em áreas mais homogêneas. Tal processo de fragmentação da paisagem é amplamente reconhecido como um dos principais fatores de alteração que resultam na perda de habitat e na consequente degradação dos serviços ecossistêmicos (Turner, 1989; Furlan et al., 2016; Strassburg et al., 2017). Ao longo do período analisado, a paisagem resultante da RMBH tornou-se estruturalmente mais heterogênea — reflexo da dispersão de mudanças de uso — mas, simultaneamente, presenciou a consolidação dos usos antrópicos em manchas de paisagem mais homogêneas. Essa aparente contradição configura um cenário complexo que impõe desafio significativo para a conservação da biodiversidade, especialmente para a manutenção da conectividade entre remanescentes isolados.

Embora a área florestal total tenha mostrado relativa estabilidade no período de 1992 a 2022, os processos internos de conversão e regeneração, especialmente associados a mudanças para usos antrópicos, indicaram uma paisagem dinâmica e em constante modificação. Os resultados da fragmentação das áreas florestadas mostram que, para toda a RMBH, houve redução na densidade de fragmentos da paisagem total (de 0,95 fragmentos/ha, em 1992, para 0,89 fragmentos/ha, em 2022, totalizando 0,06 fragmentos/ha — 6,25%). Apesar da redução, destaca-se que a paisagem das áreas florestadas na RMBH se mantém bastante fragmentada, o que fica evidente ao comparar os resultados com os das áreas protegidas. Nas UC-US, a densidade de fragmentos caiu de 0,38 para 0,37 fragmentos/ha (-0,01 fragmentos/ha; 5,07%), enquanto, nas UC-PI, o valor teve leve aumento de 0,9%.

A análise conjunta da Área Total (CA) e do Comprimento Total de Borda (TE) da cobertura florestal revela dinâmicas marcadamente distintas entre a escala metropolitana e o interior das Unidades de Conservação (UCs), fornecendo evidências do processo de fragmentação. Para a RMBH como um todo, observa-se redução expressiva de mais de 46.000 hectares de floresta, acompanhada por aumento de 273 km na extensão total de suas bordas. Este padrão é um sintoma clássico da intensificação da fragmentação: mesmo com a perda de área, os remanescentes florestais estão sendo subdivididos em formas mais complexas e com uma borda ainda maior que a anterior, o que amplia sua exposição à matriz antrópica circundante (Turner, 1989). Em contrapartida, as UCs de Uso Sustentável e, principalmente, as de Proteção Integral, demonstraram maior estabilidade, com perdas muito reduzidas nas áreas florestadas e ligeira redução no comprimento total de suas bordas. Essa estabilidade sugere que as áreas protegidas atuaram como barreiras eficazes contra a supressão de vegetação e a criação de novas bordas em seu interior, mantendo maior integridade estrutural em comparação com a paisagem geral da RMBH. Ainda em relação às áreas florestadas, observou-se que o contraste de borda diminuiu significativamente nas UC-PI, revelando menor exposição frente às coberturas antrópicas. Esses resultados são consistentes com a literatura que enfatiza a importância das métricas de borda como indicadores da intensidade de fragmentação e dos efeitos de vizinhança sobre a estabilidade ecológica (McGarigal; Marks, 1995, p. 15; Riitters et al., 2000, p. 235).

É importante destacar que as métricas de Área Núcleo Total e Área de Núcleo Média para as áreas florestadas mostram tendência de fortalecimento — ambas aumentaram no período. Nas UCs, o comportamento foi similar, com a TCA e a CORE_MN também apresentando crescimento; essas métricas estão diretamente relacionadas à disponibilidade de habitat interior e à redução dos efeitos de borda (McGarigal et al., 2015, p. 7; Lin et al., 2020, p. 10). Esses resultados sugerem maior estabilidade estrutural das áreas-núcleo nas UCs em comparação a toda a paisagem da RMBH. Isso indica também que as áreas florestadas apresentam algumas áreas mais contínuas — fato percebido em áreas que tiveram recuperação ambiental (pastagem para área florestada, por exemplo) interiores a áreas florestadas, mas também associadas principalmente às Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água e reservas legais de propriedades rurais. Esses resultados indicam que os fragmentos de áreas florestadas na RMBH estão se tornando mais irregulares devido à intensificação de processos de fragmentação, enquanto os fragmentos localizados nas UCs, especialmente nas de Proteção Integral, apresentaram formas mais compactas e menos suscetíveis a alterações. Isso é ecologicamente relevante, pois formas mais regulares tendem a minimizar os impactos de borda e a oferecer melhores condições para o interior dos fragmentos, favorecendo a biodiversidade e a resiliência ecológica (Silva; Souza, 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo se propôs a analisar a evolução da fragmentação florestal na RMBH entre 1992 e 2022. Os resultados permitiram concluir que a RMBH vivencia um processo de fragmentação da paisagem que também impacta seus remanescentes florestais. A dinâmica territorial, impulsionada pela expansão urbana e pela atividade minerária, emergiu como o principal vetor de transformação da paisagem, resultando em cobertura florestal mais subdividida, isolada e vulnerável aos efeitos de borda.

A análise integrada das métricas de paisagem aponta para um cenário de progressiva fragmentação na RMBH, com usos antrópicos cada vez mais condensados e homogêneos e coberturas naturais com remanescentes de formas mais complexas e estruturalmente mais isolados, resultando em perda de conectividade entre coberturas naturais. Ainda que as Unidades de Conservação (UCs) representem refúgios importantes, os resultados mostram que essas áreas protegidas sofrem fortes pressões ambientais em seu entorno, mas apresentam bons resultados em suas dinâmicas internas, principalmente as UC-PI.

A contribuição central deste trabalho reside na quantificação da alteração da paisagem por meio de métricas e análise comparativa multitemporal. Foi possível demonstrar não apenas os impactos para toda a paisagem da RMBH, mas também comparar esses resultados com Unidades de Conservação. Considera-se a utilização de métricas de paisagem para análises temporalmente comparativas como ferramenta possível para a discussão sobre os efeitos da fragmentação florestal.

Considera-se que a efetividade da conservação ambiental, em especial em UCs, depende criticamente da paisagem em que estão inseridas. Portanto, é relevante que os instrumentos de planejamento ambiental e territorial transcendam a proteção de áreas isoladas e adotem uma perspectiva multiescalar, visando à criação de uma rede de infraestrutura ecológica funcional da paisagem. Recomenda-se, para futuras pesquisas, a investigação da conectividade da paisagem e a modelagem de cenários de integrações possíveis, que possam subsidiar a tomada de decisão e a implementação de estratégias de restauração ecológica na RMBH. Isso reforça a importância de incorporar os princípios da ecologia da paisagem no planejamento territorial, visando não apenas a proteção de fragmentos isolados, mas a gestão da paisagem mais conectada, menos fragmentada e sensivelmente mais funcional a diferentes variáveis ambientais e ecológicas.

Apontam-se alguns desdobramentos possíveis a partir dos resultados apresentados: incorporar, nos instrumentos metropolitanos e municipais de gestão territorial (planos diretores, planos de manejo, plano metropolitano e afins), limiares e metas vinculadas a indicadores de conectividade e de área-núcleo; priorizar a conservação de remanescentes florestais estratégicos com potencial para formação de corredores ecológicos, especialmente aqueles que se conectam às UCs; e instituir um protocolo de atualização periódica das métricas (séries anuais), permitindo avaliar a efetividade de medidas de conservação e restauração ao longo do tempo. Essas ações podem modificar a estratégia vigente de conservação — muitas vezes percebida como associada à proteção isolada de fragmentos florestais — para uma gestão integrada da paisagem, contribuindo para um ordenamento territorial pautado em políticas efetivas de conservação ambiental.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ACSELRAD, H. Ambientalização das lutas sociais: o caso do movimento por justiça ambiental. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 103-119, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100008>.
- BENJAMIN, A. H. O meio ambiente na Constituição Federal de 1988. **Desafios do direito ambiental no século XXI: estudos em homenagem a Paulo Affonso Leme Machado**. São Paulo: Malheiros, p. 363-398, 2005.
- BLUMENFELD, E. C. **Relações entre vizinhança e efeito de borda em fragmento florestal**. 2008. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/763709>. Acesso em: 5 de maio de 2025.
- BLUMENFELD, E. C.; SANTOS, R. F.; THOMAZIELLO, S. A.; RAGAZZI, S. Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1301-1316, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509825150>.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC)**. 2025. Disponível em: <http://cnuc.mma.gov.br>. Acesso em: 30 ago. 2025.
- ECOPLAN. **Plano Diretor de Recursos Hídricos do Rio das Velhas** - PDRH Rio das Velhas. Relatório Final 01A-REV3. CBH Rio das Velhas, 2015. Disponível em <https://cbhvelhas.org.br/plano-diretor-cbh-velhas/>. Acesso em: 26 jul. 2025.
- FONSECA, A. J. da S.; SILVA, H. P. de B.; ALBUQUERQUE, R. C. L. Reflexões sobre a criação das unidades de conservação no Brasil e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 36, n. 2, p. 1–16, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/239824>. Acesso em: 27 jul. 2025.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.
- FRANÇA, D. G. M. **Métricas de paisagem aplicadas à análise da urbanização dispersa no Vale do Paraíba**. 2014. Trabalho Final de Monografia (Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2014.
- FURLAN, S. A.; FÁVERO, O. A.; TONETTI, E. L.; PINHEIRO, L. Biogeografia: reflexões sobre temas e conceitos. **Revista da ANPEGE**, v. 12, n. 18, p. 97–115, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5418/RA2016.1218.0006>.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases cartográficas contínuas** - Brasil. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html>. Acesso em: 30 ago. 2025.
- KUPFER, J. A. Landscape ecology and biogeography: rethinking landscape metrics in a post-Fragstats landscape. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 36, n. 3, p. 400-420, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1177/0309133312439594>.
- LANDSCAPE ECOLOGY LAB –. **Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**. Amherst: University of Massachusetts: 2023. Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/>. Acesso em: 5 maio 2025.
- LECHNER, A. M.; FOODY, G. M.; BOYD, D. S. Applications in remote sensing to forest ecology and management. **One Earth**, [S.l.], v. 2, n. 5, p. 405–412, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.001>.
- LEFF, E. **Racionalidade ambiental: a reapropriação social da natureza**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006.
- LEMONS, R. S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Da fragmentação à desintegração da gestão territorial: perspectivas a partir das águas na bacia do alto Rio das Velhas – MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 20, n. 72, p. 487–505, 23 dez. 2019.

LIN, J.; LI, X.; WEN, Y.; HE, P. What is the influence of landscape metric selection on the calibration of land-use/cover simulation models? **Environmental Modelling & Software**, v. 129, 104719, 2020.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104719>

MAGALHÃES, D. M. de; SILVA, D. L. C. e. **Análise da evolução da fragmentação da paisagem na Área de Proteção Ambiental Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APASUL-RMBH) com auxílio de métricas de paisagem**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2023. DOI:

<https://doi.org/10.22533/at.ed.5042216092>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. (General Technical Report PNW-GTR-351). Disponível em:

https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf. Acesso em: 5 maio 2025.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **Fragstats v4**: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Amherst: University of Massachusetts, Landscape Ecology Lab, 2015. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 28 jan. 2025.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, 2001.

DOI: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100006>.

MIDHA, N.; MATHUR, P. K. Assessment of forest fragmentation in the conservation priority Dudhwa landscape, India using Fragstats computed class level metrics. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 38, n. 3, p. 487-500, 2010. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s12524-010-0034-6>. Acesso em: 5 maio 2025.

NAME, L. J. **A paisagem e o meio ambiente**: uma abordagem geográfica. Curitiba: Juruá, 2010.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. MapBiomass, ago. 2023. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 05 maio 2025.

QGIS: Sistema de Informação Geográfica. **Open Source Geospatial Foundation Project**, 2025.

Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 30 ago. 2025.

RIITTERS, K. H.; O'NEILL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; WICKHAM, J. D.; YANKEE, D. H.; TIMMINS, S. P.; JONES, K. B.; JACKSON, B. L. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics.

Landscape Ecology, v. 15, n. 1, p. 23-39, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1008196419827>.

SACHS, I. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Garamond, 2000.

SANCHO, A.; DEUS, J. A. S. de. Áreas protegidas e ambientes urbanos: novos significados e transformações associados ao fenômeno da urbanização extensiva. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 223-238, maio/ago. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-451320150203>

SANTOS, M. **A natureza do espaço**: técnica e tempo, razão e emoção. 4. ed. São Paulo: Hucitec, 1997.

SILVA, J. V. O.; SOUZA, R. A. S. de. Padrões espaciais de fragmentação florestal na FLONA do Ibura – Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, set./dez. 2014. DOI:

<https://doi.org/10.4215/RM2014.1303.0009>.

SOUZA, M. L. O que é a Geografia Ambiental? **AMBIENTES: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 1, n. 1, p. 14-14, 2019.

SPIES, T. A.; FRANKLIN, J. F. The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-fir forests. In: SPIES, T. A.; FRANKLIN, J. F. (Ed.). **Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests**. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1991. p. 91-109. (General Technical Report PNW-GTR-285). Disponível em:

https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr285.pdf. Acesso em: 5 maio 2025.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, 0099, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989. DOI:

<https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319-344, 2005. DOI:
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>.

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais. **Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado da Região Metropolitana de Belo Horizonte** – PDDI-RMBH. Produto 4 – V.1. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

VOLOTÃO, C. F. de S. **Métricas do Fragstats**: trabalho de análise espacial. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 1998. (INPE-7113-RPQ/709). Disponível em: <http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18%4080/2007/11.19.17.28/doc/INPE-7113-RPQ-709.pdf>. Acesso em: 5 de maio de 2025.

WANG, W.-C.; ZHANG, Y. The significance of landscape connectivity on ecology and biodiversity. **Journal of Landscape Ecology**, v. 5, n. 1, p. 15-27, 2001.

ZUPO, A. **Vulnerabilidade à contaminação de aquíferos no Sinclinal Moeda**: impactos da expansão urbana e atividades minerárias. 2024. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2024. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/78568/3/Alice_2024_Disserta%C3%A7%C3%A3o_Vulnerabilidade_Final.pdf. Acesso em: 26 ago. 2025.

Recebido em: 06/05/2025

Aceito para publicação em: 05/09/2025