

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE GOIÁS
CÂMPUS ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS
Licenciatura em Ciências Biológicas

ANA CAROLINA DOS ANJOS BARBOSA

A CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS
NO MUNICÍPIO DE ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS - GO

Águas Lindas de Goiás - GO
Julho, 2025

TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAÇÃO
NO REPOSITÓRIO DIGITAL DO IFG - ReDi IFG

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Digital (ReDi IFG), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IFG.

Identificação da Produção Técnico-Científica

☐	Tese	☐	Artigo Científico
☐	Dissertação	☐	Capítulo de Livro
☐	Monografia - Especialização	☐	Livro
☒	TCC - Graduação	☐	Trabalho apresentado em Evento
☐	Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____		

Nome Completo do Autor: ANA CAROLINA DOS ANJOS BARBOSA

Matrícula: 20211140050156

Título do Trabalho: A CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS
NO MUNICÍPIO DE ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS - GO

Autorização - Marque uma das opções

1. ☒ Autorizo disponibilizar meu trabalho no Repositório Digital do IFG (acesso aberto);
2. ☐ Autorizo disponibilizar meu trabalho no Repositório Digital do IFG somente após a data ____/____/____ (Embargo);
3. ☐ Não autorizo disponibilizar meu trabalho no Repositório Digital do IFG (acesso restrito).

Ao indicar a opção 2 ou 3, marque a justificativa:

☐ O documento está sujeito a registro de patente.

☐ O documento pode vir a ser publicado como livro, capítulo de livro ou artigo.

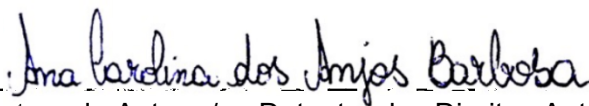
☐ Outra justificativa: _____

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

- i. o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- ii. obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- iii. cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás.

Águas Lindas de Goiás, 20/08/2025



Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

ANA CAROLINA DOS ANJOS BARBOSA

A CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NO MUNICÍPIO DE ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS - GO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto Federal de Goiás - Campus Águas
Lindas, como requisito parcial para a obtenção
do título de graduada em Licenciatura em
Ciências Biológicas.

Orientador: Renato Welmer Veloso

Águas Lindas de Goiás - GO

Julho, 2025

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com
ISBD**

Barbosa, Ana Carolina dos Anjos.

B238c A caracterização dos fragmentos florestais no município de
Águas Lindas de Goiás - GO. [manuscrito] / Ana Carolina dos
Anjos Barbosa. – 2025.
32 f.

Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura em Ciências
Biológicas) – Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia de Goiás, Câmpus Águas Lindas de Goiás.
Orientador: Prof. Renato Welmer Veloso.

1. Geoprocessamento. 2. Sistema de informação geográfica
(SIG). 3. MapBioma. I. Veloso, Renato Welmer. II. Título.

CDD: 910.021

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Myriam Martins Lima – CRB-1:
3582, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Câmpus
Águas Lindas de Goiás.

TERMO DE APROVAÇÃO

ANA CAROLINA DOS ANJOS BARBOSA

CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NO MUNICÍPIO DE ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás – Câmpus Águas Lindas de Goiás como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Licenciado em Ciências Biológicas, sob a orientação do Prof. Dr. Renato Welmer Veloso.

Aprovado em 18 de julho de 2025.

BANCA EXAMINADORA:

(assinado eletronicamente)

Prof. Dr. Renato Welmer Veloso

Orientador

(assinado eletronicamente)

Prof. Dr. Marco Aurelio Ninomia Passos

Docente do Departamento de Áreas Acadêmicas

(assinado eletronicamente)

Dr. Fábio Fernandes Maia

Técnico em Agropecuária da Universidade Federal de Viçosa

Documento assinado eletronicamente por:

- Fábio Fernandes Maia, Fábio Fernandes Maia - 321110 - Técnico agropecuário - Universidade Federal de Viçosa (25944455000196), em 21/07/2025 20:41:25.
- Marco Aurelio Ninomia Passos, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 21/07/2025 11:34:55.
- Renato Welmer Veloso, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 21/07/2025 11:11:02.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 19/07/2025. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifg.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 672345
Código de Autenticação: fba317c342



A CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NO MUNICÍPIO DE ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS – GO

Resumo

A expansão desordenada das atividades agropecuárias e urbanas nas regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil tem alterado o uso do solo, reduzido a cobertura do Cerrado e comprometido seu ciclo hidrológico. Reconhecido como a savana mais biodiversa do mundo, esse bioma abriga nascentes de importantes bacias hidrográficas, reforçando sua relevância socioambiental. Este estudo teve como objetivo descrever a configuração espacial e avaliar a representatividade fisiográfica dos fragmentos florestais presentes no município de Águas Lindas de Goiás, subsidiando estratégias de conservação. Para isso, os fragmentos foram identificados e classificados em categorias de tamanho, e aplicou-se métricas de paisagem em ambiente SIG, tais como densidade e comprimento de borda, dimensão fractal, divisão da paisagem, razão de forma, índice de coesão e área central. Os resultados revelaram 454 fragmentos, que ocupam 30,48% da área do município, com predomínio de formações savânicas (18,28%) e campestres (8,17%); 57% dos fragmentos florestais identificados apresentaram área inferior a 1ha e densidade de borda sete vezes maior que os fragmentos maiores. O Índice de Dimensão Fractal aumentou de 1,05 para 1,22, e apenas dois núcleos centrais ultrapassaram 700 ha (777,7 ha e 1191,9 ha). Dessa forma, embora os grandes remanescentes sejam fundamentais para a conservação ambiental, é fundamental a criação de corredores ecológicos e programas de restauração em fragmentos. Além disso, é necessária a integração dessas ações ao planejamento territorial e à fiscalização do uso do solo no município, a fim de mitigar a fragmentação e assegurar a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Geoprocessamento, Sistema de informação geográfica (SIG), MapBiomas, Conservação de recursos naturais.

CHARACTERIZATION OF FOREST FRAGMENTS IN THE MUNICIPALITY OF ÁGUAS LINDAS DE GOIÁS – GO

Abstract

The unregulated expansion of agricultural and urban activities in the Northern and Central-Western regions of Brazil has altered land use, reduced Cerrado vegetation cover, and compromised its hydrological cycle. Recognized as the most biodiverse savanna in the world, this biome harbors the headwaters of major South American river basins, which underscores its socio-environmental importance. This study aimed to describe the spatial configuration and assess the physiographic representativeness of forest fragments in the municipality of Águas Lindas de Goiás, in support of conservation strategies. To this end, the fragments were identified and classified by size, and landscape metrics were evaluated in a GIS environment, including edge density and length, fractal dimension, landscape division, shape index, cohesion index, and core area. The results revealed 454 fragments occupying 30.48% of the municipal territory, with a predominance of savanna formations (18.28%) and grassland formations (8.17%); 57% of the fragments were smaller than 1 ha and exhibited an edge density seven times higher than that of larger fragments. The Fractal Dimension Index increased from 1.05 to 1.22, and only two core areas exceeded 700 ha (777.7 ha and 1191.9 ha). Thus, although large remnants are essential for conservation, the creation of ecological corridors and restoration programs in smaller fragments is crucial. Furthermore, it is necessary to integrate these actions into territorial planning and land-use monitoring within the municipality to mitigate fragmentation and ensure the maintenance of ecosystem services.

Keywords: Geoprocessing, Geographic Information System (GIS), MapBiomass, Natural resource conservation.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1 Caracterização da área de estudo	15
2.2 Descrição da estrutura da paisagem	16
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
3.1 Análise da fragmentação da paisagem	17
3.2 Análise da fragmentação florestal por classe de tamanho	20
3.3 Análise dos maiores fragmentos	24
4 CONCLUSÕES	27
REFERÊNCIAS	28

1 INTRODUÇÃO

A expansão desordenada das atividades agropecuárias e urbanas nas regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil tem gerado graves impactos ambientais, alterado o uso do solo, reduzido a cobertura vegetal e prejudicado o ciclo hidrológico natural (Lima, 2021).

O crescimento urbano desordenado promove uma série de impactos ambientais adversos. A vegetação e o solo superficial atuam como mecanismos fundamentais para a infiltração da água da chuva, funcionando como filtros naturais que absorvem e permitem a infiltração lenta de água no perfil do solo, reduzindo o escoamento superficial, a erosão e o risco de enchentes. Além disso, árvores e plantas mantêm a umidade do solo e recarregam os aquíferos subterrâneos, contribuindo para a sustentabilidade dos recursos hídricos. Ribeiro e Walter (1998) destacam que “a vegetação exerce um papel fundamental na infiltração da água da chuva, pois suas raízes ajudam a manter a estrutura do solo, potencializando a penetração da água e reduzindo o escoamento superficial”.

O Cerrado abriga as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul: Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata. Esse fator confere ao bioma um elevado potencial aquífero e contribui significativamente para sua biodiversidade (MMA, 2024). Reconhecido como a savana mais biodiversa do mundo, o Cerrado possui aproximadamente 11.600 espécies de plantas nativas já catalogadas (MMA, 2024). A diversidade de habitats, que varia entre formações campestres, cerradões e matas de galeria, favorece a variação na composição de espécies entre diferentes fitofisionomias, refletindo a complexidade ecológica do bioma.

Atualmente, somente 8,21% do território do Cerrado está protegido por unidades de conservação. Desse total, 2,85% correspondem a unidades de proteção integral e 5,36% a unidades de uso sustentável, incluindo as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) (MMA, 2024). Essa cobertura ainda é insuficiente para conter os impactos da fragmentação do bioma, resultante da expansão agropecuária, da urbanização, dos incêndios e da exploração madeireira. A fragmentação florestal deste bioma transforma paisagens contínuas em mosaicos

de vegetação, reduzindo a biodiversidade e comprometendo a resiliência ecológica dos remanescentes (Valente, 2001). Nesse contexto, os fragmentos com menos de 10 hectares são considerados críticos para a conservação, devido à escassez de recursos e à maior vulnerabilidade a fatores externos. Já fragmentos superiores a 100 hectares apresentam maior estabilidade ecológica e capacidade de sustentar populações viáveis de diversas espécies (Ferraz *et al.*, 2002).

Desde a década de 1980, o Cerrado brasileiro perdeu mais de 20% de sua vegetação nativa, sendo a expansão agropecuária apontada como um dos principais vetores dessa transformação (MapBiomas, 2023). Dados do Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomas) indicam que, em 1985, aproximadamente 67% do bioma ainda era recoberto por vegetação natural, incluindo formações florestais e campestres (MapBiomas, 2023). Contudo, nas décadas seguintes, o avanço acelerado das atividades agropecuárias, especialmente da monocultura e da pecuária extensiva, resultou na conversão de extensas áreas naturais em pastagens e lavouras.

Essa dinâmica de uso e ocupação do solo no cerrado intensificou os processos de degradação ambiental, promovendo a perda da biodiversidade, o empobrecimento do solo e a redução da recarga hídrica, comprometendo os serviços ecossistêmicos fundamentais prestados por esse bioma. Diante desse cenário, torna-se essencial compreender a evolução do uso e cobertura do solo no Cerrado, com o intuito de subsidiar políticas públicas e estratégias de conservação voltadas ao manejo sustentável do território.

A fragmentação do habitat resulta na formação de uma paisagem em mosaico, composta por manchas ou fragmentos de vegetação, corredores ecológicos e uma matriz predominante. Esta matriz corresponde ao elemento mais extenso da paisagem em termos de área, sendo caracterizada pela maior conectividade entre os componentes e pela influência que exerce sobre os demais elementos do ecossistema. Conforme a Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2013), atualmente restam somente 8,5% de remanescentes florestais da Mata Atlântica com área superior a 100 hectares, considerados representativos para a conservação da biodiversidade.

No Cerrado, a fragmentação do habitat também gera uma paisagem em mosaico, na qual fragmentos de vegetação nativa, corredores ecológicos e uma matriz predominante se intercalam. Contudo, nessa região, a matriz frequentemente é formada por áreas agrícolas, pastagens e monoculturas, que substituem a vegetação original e reduzem a conectividade entre os remanescentes. Esse padrão compromete a dispersão de espécies e o equilíbrio ecológico, fenômeno semelhante ao observado na Mata Atlântica, embora em estágios e intensidades diferentes.

O estudo da paisagem permite desenvolver ferramentas voltadas à mitigação de impactos, recuperação e proteção de áreas de vegetação nativa, além de auxiliar na avaliação dos processos de degradação ambiental. Com o uso de técnicas de mapeamento e métricas espaciais em geoprocessamento, é possível identificar fragmentos florestais prioritários para conservação, apoiando tanto o manejo de unidades já existentes quanto a criação de novas áreas protegidas (Carrion *et al.*, 2024). As abordagens integradas, como planejamento em escala de paisagem, têm demonstrado redução da fragmentação e restabelecimento de conectividade entre habitats, ampliando a eficácia das ações de restauração ecológica (Von Holle *et al.*, 2020). Estas abordagens favorecem uma gestão agroambiental mais eficiente, ao permitirem alinhar as ações humanas com a manutenção das funções ecológicas essenciais desempenhadas pelos fragmentos. A aplicação de indicadores de estrutura, função e conectividade fortalece a base científica de ações conservacionistas, especialmente em cenários de mudanças ambientais. Uma revisão sistemática recente sobre conectividade em florestas europeias identificou como prioridade a integração de medidas estruturais e funcionais, permitindo aproveitar os benefícios de ambas e revelar as relações entre elas. Além disso, o trabalho em questão destaca a importância de abordar a conectividade temporal em relação aos elementos da paisagem (Martínez-Richart *et al.*, 2024).

Os fragmentos florestais são porções remanescentes de vegetação nativa resultantes da fragmentação das paisagens naturais, provocada principalmente por atividades humanas, como o desmatamento, a expansão agrícola e a urbanização. Esses fragmentos variam em tamanho e encontram-se isolados por áreas não

florestais, como campos antropogênicos, áreas urbanas ou lavouras (Andrade, *et al.*, 2020). A conectividade entre fragmentos é crucial para evitar extinções locais e preservar os serviços ecossistêmicos que essas áreas oferecem. Segundo Aguiar *et al.* (2023), os fragmentos florestais urbanos mantêm a capacidade de armazenar carbono e interceptar a água da chuva, independentemente da conectividade com outros fragmentos florestais. Isso reforça a importância de ampliar as áreas verdes e promover uma cobertura vegetal contínua nas cidades.

A fragmentação interfere no equilíbrio ambiental ao reduzir a biodiversidade, dificultar a mobilidade de espécies, reduzir o fluxo gênico, alterar significativamente processos ecológicos e, em casos extremos, levar à extinção local de populações. Fragmentos com menos de 10 hectares são considerados críticos para a conservação da biodiversidade, pois geralmente não oferecem recursos suficientes, como alimento e abrigo, para sustentar populações viáveis (Laurence *et al.*, 2024). Além disso, essas áreas são altamente vulneráveis a fatores externos, como invasão de espécies exóticas e ocorrência de incêndios (Carvalho *et al.*, 2022). Adicionalmente, as espécies que dependem de grandes territórios, especialmente mamíferos de médio e grande porte, tendem a desaparecer em ambientes restritos em termos de área.

O crescimento urbano e a expansão de infraestrutura, como estradas, residências e obras, intensificam a perda de áreas naturais e fragmentam os habitats (Andrade *et al.*, 2020). Os incêndios, sejam naturais ou provocados por humanos, também degradam o ambiente (Carvalho *et al.*, 2022). No Cerrado, o fogo é frequentemente utilizado para limpar áreas agrícolas e pastagens. Neste contexto durante a seca, as queimadas se espalham com facilidade, prejudicando a fauna, a flora e as comunidades locais. A extração de madeira de vegetação nativa para a produção de carvão vegetal, amplamente empregada pela indústria, agrava ainda mais a degradação do bioma. Essas ações combinadas aumentam significativamente a vulnerabilidade ambiental do Cerrado (Pivello; Rodrigues, 2011). Ribeiro e Walter (1998) destacam que a fragmentação da vegetação e a redução da cobertura nativa são consequências diretas do avanço humano, comprometendo os processos ecológicos e a conservação da biodiversidade.

Os fragmentos com área entre 10 e 100 hectares podem sustentar uma diversidade relativamente maior de espécies do que fragmentos menores, embora ainda enfrentem problemas significativos associados à fragmentação. Esses fragmentos mantêm níveis relativamente mais altos de interações biológicas essenciais, como mutualismos e antagonismos, em comparação com áreas menores, mas ainda sofrem com efeitos de borda e isolamento ecológico (Chase *et al.*, 2021).

Esses ambientes são mais sensíveis à degradação e à perda de espécies, especialmente quando se encontram isolados. Por isso, a conectividade entre fragmentos é essencial para garantir a sobrevivência e o fluxo gênico das populações a longo prazo. Em fragmentos com mais de 100 hectares, a resiliência é maior, com ecossistemas mais estáveis e maior capacidade de manutenção da biodiversidade. Como demonstrado por Ferraz *et al.* (2007), fragmentos menores apresentam menor riqueza de espécies desde seu isolamento e perdem essa diversidade de forma mais rápida, conforme a relação área-espécies, na qual o fragmento tende a perder essa diversidade de forma mais acelerada, evidenciando sua maior vulnerabilidade à fragmentação.

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) é uma tecnologia de geoprocessamento que integra sensoriamento remoto, digitalização de dados e automação cartográfica, permitindo o tratamento e a manipulação de dados espaciais por meio de programas computacionais. Dessa forma, os SIGs são ferramentas capazes de organizar, operar, combinar, correlacionar e reestruturar dados geográficos, gerando informações relevantes que facilitam a melhor compreensão de aspectos ambientais e tornam as análises espacial e temporal mais claras e objetivas (Santos, 2018). Segundo o autor, o SIG é composto por cinco elementos interdependentes: hardware, software, dados, procedimentos e recursos humanos, utilizado em análises complexas que integram mapas a bancos de dados georreferenciados. Entre suas aplicações destaca-se o mapeamento do uso e cobertura do solo, da vegetação e da geomorfologia, com base em dados de sensoriamento remoto e em critérios como litologia, relevo, drenagem e cobertura vegetal (Santos, 2018).

O Projeto MapBiomass é uma iniciativa colaborativa que utiliza tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento para mapear e monitorar, anualmente, a cobertura e o uso da terra no Brasil. Com base em dados de satélite e em processamento automatizado por meio de inteligência artificial, o projeto produz séries históricas de mapas temáticos em alta resolução, permitindo uma análise detalhada das transformações nas paisagens brasileiras. Trata-se de uma ferramenta essencial para subsidiar estudos sobre mudanças ambientais, desmatamento, conservação da biodiversidade e os impactos das atividades antrópicas nos diferentes biomas do país. Além disso, o MapBiomass disponibiliza dados abertos e acessíveis, permitindo que pesquisadores, gestores públicos e a sociedade civil utilizem essas informações na formulação de políticas ambientais e estratégias de gestão territorial sustentáveis (MapBiomass, 2025).

O presente estudo tem como objetivo analisar os fragmentos florestais do município de Águas Lindas de Goiás por meio de softwares de geoprocessamento e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), para a caracterização do uso e da cobertura do solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de Águas Lindas de Goiás está inserido no bioma Cerrado, entre as latitudes 15°39'33" S e 15°49'24" S e as longitudes 48°12'28" W e 48°22'45" W. Parte de sua área integra a bacia hidrográfica do Rio Descoberto. O município de Águas Lindas de Goiás possui uma área territorial de aproximadamente 191 km². O município apresenta relevo suavemente ondulado, com predominância de latossolos e neossolos, além de contar com diversas nascentes e pequenos cursos d'água que contribuem para a bacia hidrográfica do Rio Descoberto. Águas Lindas de Goiás é marcada por um processo acelerado de urbanização nas últimas décadas, impulsionado por sua proximidade à Brasília, resultando em ocupações irregulares e pressão sobre os recursos naturais. O clima predominante é o tropical de savana (Aw), com duas estações bem definidas: uma

seca, de maio a setembro, e outra chuvosa, de outubro a abril, com temperaturas médias superiores a 18 °C durante todo o ano.

O município de Águas Lindas de Goiás, apresenta predominância de Latossolo Vermelho, que ocupa cerca de 95,6 km², correspondendo a 50,8% da área total do município. Em seguida, destaca-se a presença do Neossolo Litólico, com 70,8 km² (37,6%), e do Cambissolo Háplico, com 26,0 km² (13,8%) (IBGE, 2023). Esses solos refletem as variações geomorfológicas da região, sendo os Latossolos comuns em áreas mais estáveis e profundas, enquanto os Neossolos e Cambissolos predominam em terrenos com relevo mais acidentado e suscetível à erosão.

2.2 Descrição da estrutura da paisagem

A definição de categorias de área para a análise foi baseada nas classes de uso e cobertura do solo da Coleção 8 do MapBiomas, considerando, principalmente, formações naturais, áreas produtivas e modificadas, como: Formação Florestal, Formação Savânica, Silvicultura, Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Pastagem, entre outras. As classes utilizadas e seus respectivos códigos foram: Formação Florestal (3), Formação Savânica (4), Silvicultura (9), Campo Alagado e Área Pantanosa (11), Formação Campestre (12), Pastagem (15), Mosaico de Uso (21), Área Urbanizada (24), Outras Áreas Não Vegetadas (25), Mineração (30), Corpos Hídricos (33), Soja (39) e Outras Lavouras Temporárias (41). Para fins de identificação e análise dos fragmentos florestais, foram consideradas as classes de vegetação nativa: Formação Florestal, Formação Savânica, Campo Alagado e Área Pantanosa, e Formação Campestre.

A análise foi realizada no QGIS Desktop 3.28.5 com o plugin LecoS (Landscape Ecology Statistics) (Jung, 2016), visando caracterizar a estrutura dos fragmentos florestais em Águas Lindas de Goiás. Foram calculados os seguintes índices espaciais para cada fragmento florestal analisado: área total (ha), maior área de fragmento (ha), menor área de fragmento (ha), área do fragmento (ha), número de fragmentos (unidades), densidade de borda (m·ha⁻¹), comprimento de borda (m), proporção da paisagem (%), índice de dimensão fractal, divisão da

paisagem, índice de divisão, índice de coesão de fragmentos, adjacências semelhantes, razão média de forma dos fragmentos, área central total (ha) e índice de área central. Esses indicadores possibilitaram uma compreensão detalhada da configuração espacial dos remanescentes, bem como a avaliação de riscos ecológicos relacionados à perda de habitat, redução do fluxo gênico e fragmentação.

Os fragmentos foram categorizados em seis classes de tamanho: menores que 1 hectare, de 1 a 9,99 ha, 10 a 19,99 ha, 20 a 39,99 ha, 40 a 79,99 ha e maiores que 80 ha. Essa classificação seguiu a proposta metodológica de Vieira (2009), que considera que fragmentos maiores tendem a manter maior estabilidade ecológica e conectividade. Além disso, foi realizada uma análise individual dos onze maiores fragmentos identificados na paisagem, considerando sua relevância para a conservação, o grau de ocupação e o potencial ecológico. Essa abordagem permitiu compreender como a vegetação nativa está distribuída no território e sua relação com os diferentes usos antrópicos do solo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise da fragmentação da paisagem

Os fragmentos florestais foram identificados em 454 unidades, totalizando 30,48% da área do município de Águas Lindas de Goiás (Tabela 1). A vegetação predominante nesses fragmentos foi a formação savânica, com 18,28% da área, seguida pela formação campestre, com 8,17% (Tabela 1). Somente 3,60% da área do município é ocupada por formação florestal.

Tabela 1. Fragmentos florestais classificados segundo formações, florestal, savânica, campestre e campo alagado no município de Águas Lindas de Goiás em 2022

USOS	Área (km ²)	%
		69,5
Outros Usos	133,9	2
		30,4
Fragmentos Florestais	58,7	8
	6,9	3,60

Formação Florestal			
{	Formação Savânica	35,2	18,2 8
	Campo Alagado e/ou Área Pantanosa	0,8	0,43
	Formação Campestre	15,7	8,17

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O número de fragmentos florestais maiores que 40 hectares foi pouco expressivo, com cerca de 4% de frequência. No entanto, estes fragmentos florestais por área corresponderam a 79,9% (Tabela 2 e Figura 1). Estas áreas são importantes para manter espaços florestais com capacidade de sustentar áreas nucleares. As florestas primárias têm sua importância, ao conseguirem produzir e conservar as fontes de águas subterrâneas, que drenam a água da chuva, agem na infiltração e reduzem o escoamento superficial (Rizzi, 1981, apud Pinheiro, 2015). Aproximadamente 57% dos fragmentos florestais têm dimensões inferiores a 1 ha (Tabela 2 e Figura 1), um tamanho insuficiente para manter a maioria das espécies de mamíferos e aves, devido à limitada disponibilidade de habitat central e altas taxas de impacto de borda (Farina, 1998).

Tabela 2 - Distribuição do quantitativo e percentual de áreas relativas nas classes de tamanho dos fragmentos florestais, no município de Águas Lindas de Goiás no ano de 2022.

Classes de Tamanho	Fragmentos	Frequência relativa	Área relativa
menor que 1 ha	258	57%	1,7%
entre 1 e 10 ha	145	32%	6,4%
entre 10 e 20 ha	19	4%	4,5%
entre 20 e 40 ha	14	3%	7,5%
entre 40 e 80 ha	7	2%	5,9%
maior que 80 ha	11	2%	74,0%
Total	454	100%	100%

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

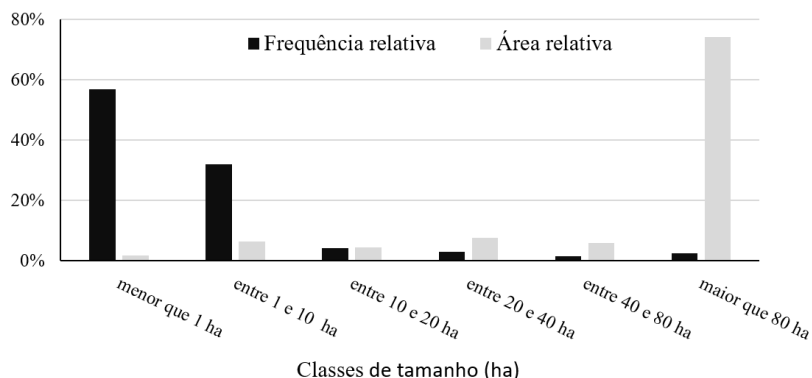


Figura 1 - Distribuição do quantitativo e percentual de áreas relativas nas classes de tamanho dos fragmentos florestais, no município de Águas Lindas de Goiás no ano de 2022.

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A análise da distribuição dos diferentes usos nos fragmentos florestais identificados em Águas Lindas de Goiás revelou padrões bem definidos, com predomínio da formação savânica em todas as classes de fragmentos, com percentuais variando entre 54,7% e 65,5% (Tabela 3). Os fragmentos com área superior a 20 ha apresentaram mais de 60% de sua extensão ocupada por formação savânica, evidenciando a representatividade dessa tipologia vegetal na área de estudo (Tabela 2 e Figura 2). A alta proporção de formação savânica pode implicar em uma maior propensão a incêndios, já que esse tipo de vegetação acumula biomassa seca na estação seca, tornando-se altamente inflamável e sujeita a queimadas recorrentes (Arruda *et al.*, 2024).

Tabela 3. Distribuição dos usos e ocupação do solo nos fragmentos florestais nas classes de tamanho dos fragmentos florestais

Formação Vegetal	Tamanho dos fragmentos florestais											
	menor que 1 ha		entre 1 e 10 ha		entre 10 e 20 ha		entre 20 e 40 ha		entre 40 e 80 ha		maior que 80 ha	
	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%
Formação Florestal	10,0	10,2	58,1	15,5	51,3	19,4	74,4	16,9	59,2	17,0	440,9	10,1
Formação Savânica	57,9	59,1	205,2	54,7	153,3	58,0	267,5	60,6	227,6	65,5	2610,1	60,1
Campo Alagado e	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	0,7	1,2	0,3	78,6	1,8

Área Pantanosas												
Formação Campestre	29,9	30,5	111,7	29,8	59,6	22,6	96,1	21,8	59,4	17,1	1216,4	28,0
TOTAL	97,9	100, 0	374, 9	100, 0	264, 2	100, 0	441, 3	100, 0	347, 4	100, 0	4346,0	100, 0

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A formação campestre apresentou uma cobertura entre 17,1% e 30,5%, com maior representatividade nos fragmentos entre 1 e 10 ha, entre 29,8 e 30,5%. Enquanto isso, os campos alagados e áreas pantanosas ocorreram principalmente em fragmentos com mais de 20 ha e menores que 1 ha (Tabela 3).

A formação florestal apresentou baixa proporção tanto nos fragmentos menores que 1ha quanto naqueles com mais de 80 ha, correspondendo a 10,2 e 10,1%, respectivamente (Tabela 3 e Figura 1A), enquanto nos fragmentos entre 10 e 20 ha esse valor foi de 19,4% (Tabela 3). Com base na distribuição observada nos fragmentos avaliados, constatou-se uma relativa homogeneidade na presença das diferentes coberturas vegetais, revelando padrões similares entre unidades de distintos tamanhos. Em todos os fragmentos analisados, a escassez de vegetação arbórea própria da formação florestal limita a manutenção das áreas nucleares e fragiliza a integridade ecológica, com impactos mais intensos nos fragmentos menores. A redução das zonas centrais dos fragmentos, conhecidas como “core areas”, e o aumento da proporção de bordas expostas intensificam efeitos de microclima alterado, perda de espécies sensíveis e interrupção de processos ecológicos críticos, como a dispersão de sementes e o fluxo gênico (Didham; Lawton, 1999). Além disso, a heterogeneidade de ocupação em grandes fragmentos florestais pode afetar negativamente a composição e a conectividade ecológica das comunidades biológicas (Willrich *et al.*, 2019).

(A)

(B)

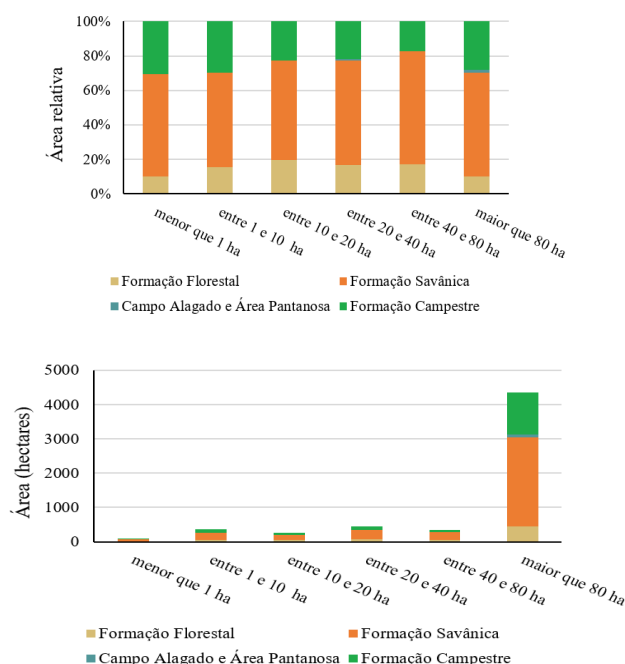


Figura 2- (A) Distribuição e (B) distribuição relativa dos usos e ocupação dos solos nos fragmentos florestais nas classes de tamanho dos fragmentos florestais no município de Águas Lindas de Goiás
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

3.2 Análise da fragmentação florestal por classe de tamanho

Os dados da Tabela 4 revelam que a densidade de borda atinge 720 m ha^{-1} nos fragmentos menores que 1 ha, reduzindo-se para 114 m ha^{-1} nos fragmentos maiores ($> 80 \text{ ha}$), o que indica que as unidades de menor porte apresentam uma proporção de borda aproximadamente sete vezes maior que os grandes fragmentos (Tabela 4). Esse padrão pode exercer influência no microclima dos fragmentos florestais de menor tamanho, resultando em maiores temperaturas, redução da umidade relativa, aumento da incidência de ventos, maior susceptibilidade a invasões biológicas, elevação da mortalidade da vegetação arbórea e instabilidade das populações vegetais (Didham; Lawton, 1999; Ribeiro *et al.*, 2011).

Tabela 4 - Índices de estrutura da paisagem das classes de tamanho dos fragmentos florestais no município de Águas Lindas de Goiás

	Métrica	Unidade	Tamanho dos fragmentos florestais					
			< 1 ha	1 e 10 ha	10 e 20 ha	20 e 40 ha	40 e 80 ha	> 80 ha
1	Área Total	ha	97,92	374,94	264,15	441,27	347,40	4.346,01
2	Maior área de fragmento	ha	0,99	9,09	19,35	38,25	54,90	1.589,31
3	Menor área de fragmento	ha	0,09	1,08	10,53	0,54	45,27	83,79
4	Número de fragmentos	unid.s	219	139	19	15	7	11
5	Densidade de borda	m.ha ⁻¹	720	373	224	176	177	114
6	Índice de Dimensão Fractal	ad.	1,05	1,08	1,12	1,13	1,17	1,22
7	Divisão da paisagem	ad.	1,66E-06	6,39E-06	4,50E-06	7,52E-06	5,92E-06	7,40E-05
8	Índice de coesão de fragmentos	ad.	6,51	8,43	9,19	9,46	9,56	9,88
9	Índice de divisão	ad.	510754,34	23709,95	9053,77	2404,30	1985,70	8,14
10	Índice de área central	ad.	2700	613800	1078200	2299500	1758600	29280600

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O Índice de Dimensão Fractal (IDF) dos fragmentos florestais apresentou crescimento contínuo, variando de 1,05 para 1,22. Esse aumento indica que os contornos dos fragmentos se tornaram progressivamente mais complexos e irregulares, o que geralmente reflete uma maior pressão antrópica sobre a cobertura vegetal, como avanço da urbanização no município. Os fragmentos com valores de IDF próximos de 1 tendem a apresentar formas mais simples, como círculos ou polígonos regulares, enquanto valores mais elevados, como os observados neste estudo, revelam formas mais recortadas, com maior razão de perímetro por área. Essa maior complexidade pode intensificar os efeitos de borda, impactando negativamente a estabilidade ecológica dos fragmentos e sua capacidade de sustentar populações sensíveis (Pardini *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009).

O índice de Divisão da Paisagem apresentou valores crescentes conforme os fragmentos aumentam de tamanho, partindo de $1,66 \times 10^{-6}$ em fragmentos < 1 ha até $7,40 \times 10^{-5}$ em fragmentos > 80 ha. Este índice expressa a probabilidade de dois pontos aleatórios estarem em polígonos distintos, de modo que valores maiores indicam maior fragmentação estrutural interna. A elevação do índice nas unidades de maior área reflete a presença de múltiplos polígonos isolados no interior desses fragmentos, ou seja, maior heterogeneidade interna. Em termos ecológicos, essa fragmentação interna reduz a conectividade, aumenta a proporção de bordas e pode comprometer processos como dispersão de sementes e fluxo gênico, mesmo em fragmentos extensos (Jaeger, 2000).

O aumento observado para os fragmentos maiores reflete um aumento na fragmentação interna, assim, surgindo múltiplos polígonos isolados. Isso pode indicar uma dispersão interna da paisagem, mesmo em áreas de maior extensão. Jaeger (2000) demonstrou que o índice de Divisão da Paisagem aumenta de forma contínua e previsível à medida que a fragmentação se agrava, desde a abertura de estradas até o isolamento completo dos fragmentos. Assim, o índice apresenta crescimento monotônico diante do aumento de cortes ou divisões na paisagem, característica que assegura sua confiabilidade para monitorar mudanças no grau de fragmentação ao longo do tempo. No contexto de Águas Lindas de Goiás, a diminuição deste índice indica a necessidade de ações voltadas a promover a reconexão paisagística e integração entre fragmentos, não apenas a proteção de grandes manchas, mas o fortalecimento da coerência espacial e conexões ecológicas entre elas (Moser; Jaeger *et al.*, 2007).

O índice de coesão aumentou de 6,51 para 9,88, indicando potencial elevação na conectividade dos fragmentos com o aumento das áreas. Assim, os valores mais altos nesse índice denotam uma paisagem no qual os fragmentos estão mais integrados, e isso diminui o potencial de extinção local, uma vez que populacionais isolados têm menor probabilidade de persistência. De acordo com Opadam *et al.* (2003), o índice de coesão representa um indicador robusto de coerência espacial, pois ele combina a percepção de diversas espécies sobre a paisagem e atender às fases ecológicas da conectividade. Portanto, esse aumento observado no índice sugere que os fragmentos estudados em Águas Lindas de Goiás estão se tornando ambientes mais resilientes, não somente pela conservação da área total, mas também pela qualidade da conexão entre suas unidades.

O índice de divisão evidencia que fragmentos com menos de 1 ha apresentam um valor extremamente alto (510754,34), enquanto nas classes acima de 40 ha oscila entre 1985,70 e 8,14. Esse contraste reforça a discussão anterior do grande número de pequenos fragmentos compondo um mosaico altamente pulverizado, resultante na divisão intensiva e isolamento espacial. Conforme Jaeger (2000), valores elevados do índice de divisão refletem cenários de fragmentação avançada, caracterizados por muitas unidades pequenas espalhadas. Já as faixas

maiores, apesar de menos divididas, ainda mantêm múltiplos polígonos isolados, sugerindo riscos à continuidade ecológica. Isso implica que, mesmo áreas maiores precisam de estratégias voltadas à reconexão dos fragmentos internos, garantindo fluxos biológicos e processos ecológicos em larga escala.

Essa configuração complexa influencia diretamente os demais elementos da paisagem e interrompe a continuidade dos processos ecológicos fundamentais, como o deslocamento das espécies e o fluxo genético, comprometendo, assim, a integridade e funcionamento dos ecossistemas (Metzger, 2000, citado por Ribeiro *et al.*, 2011).

A análise do índice de área central revela que fragmentos maiores apresentam proporções superiores de área interior preservada. Enquanto os fragmentos menores que 1 hectare, foram registradas 2700 unidades, os fragmentos entre 1 e 10 hectares apresentaram 613800. O valor mais elevado, 29280600, foi observado nos fragmentos maiores que 80 hectares. Esses dados indicam que, à medida que o tamanho dos fragmentos aumenta, a área central, menos influenciada pelos efeitos de borda, torna-se mais expressiva. De acordo com Périgo e Cemin (2006), quanto maior for o efeito da borda em um fragmento, menor será a sua área interna protegida. Isso faz com que o fragmento tenha mais contato com o ambiente ao redor (a matriz), o que, com o passar do tempo, pode afetar negativamente a qualidade e a estrutura do ecossistema (como alterações microclimáticas, maior mortalidade de árvores e perda de diversidade estrutural, comprometendo a integridade ecológica dos remanescentes). Assim, fragmentos pequenos não apenas perdem área total, mas também qualidade ecológica, já que grande parte de sua extensão está sujeita à influência direta das bordas.

Metzger (1997) demonstrou que, na Floresta Estacional Semidecidual, fitofisionomia do Bioma Mata Atlântica, fragmentos devem ter pelo menos 25 ha para que o seu funcionamento ecológico e composição florística se estabilizem adequadamente. Para McGarigal e Marks (1995), para analisar a qualidade de uma área deve-se observar a área nuclear de um fragmento, sendo um indicativo mais eficaz e precioso do que analisar a área total. Mesmo fragmentos relativamente extensos, com áreas superiores a 80 hectares, podem abrigar várias espécies; contudo, sua capacidade de manter populações sólidas depende de uma área

nuclear adequada. Quando esses fragmentos não dispõem de um núcleo interno suficientemente amplo, tornam-se incapazes de sustentar a diversidade original de espécies, comprometendo a integridade da estrutura natural (Turner; Gardner, 1990). A área nuclear adequada corresponde a parte interna de um fragmento florestal, suficientemente afastada dos efeitos de borda, sendo pouco afetada por variações microclimáticas ou interferência de espécies invasoras, garantindo condições mais estáveis para a manutenção das comunidades nativas (Öhman; Eriksson, 2011). A forma dos fragmentos também influencia no grau do impacto do efeito de borda, incluindo os fluxos bióticos e abióticos (Farina, 1998). Quanto menor o fragmento ou mais alongado, maior será o efeito de borda, pois a razão área interior/perímetro diminuiu (Primack; Rodrigues, 2001).

3.3 Análise dos maiores fragmentos

Dentre os fragmentos florestais de maior tamanho (Área > 80,0 há), o menor deles, com 83,79 há, apresentou a maior densidade de borda, com 209,8 m/ha. Enquanto o maior fragmento, com 1.589,3 ha, apresentou a menor densidade, 85,4 m/ha, o que representa uma redução de aproximadamente 60% (Tabela 5). Esse padrão reforça a tendência de que o aumento da área dos fragmentos promove a diluição da borda ativa, reduzindo a exposição a estresses microclimáticos (Laurance; Curran, 2008). Embora o comprimento de borda individual varie de 17,6 km a 135,8 km, o total para os 11 maiores fragmentos atinge 495,2 km. No entanto, mesmo com esse extenso perímetro, a densidade média de borda entre eles foi relativamente baixa (139,55 m/ha), o que confirma que maiores áreas contínuas mantêm uma maior proporção de núcleo florestal e menor influência de borda (Haddad *et al.*, 2015; Pinheiro, 2015).

Tabela 5 - Índices de estrutura da paisagem para os maiores fragmentos florestais (maior que 80 ha) no município de Águas Lindas de Goiás

	Métrica	Unidade	Fragmento Florestal										
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	Área do fragmento	ha	83,8	98,6	103,2	112,2	208,9	214,2	225,7	249,4	284,6	1176,1	1589,3
2	Densidade de borda	m ha ⁻¹	209,8	141,2	171,5	164,1	108,6	153,5	119,9	132,1	130,7	118,2	85,4
3	Comprimento de borda	ha	17,6	13,9	17,7	18,4	22,7	32,9	27,1	32,9	37,2	139,0	135,8
4	Proporção da paisagem	%	0,4	0,5	0,5	0,6	1,1	1,1	1,2	1,3	1,5	6,1	8,2
5	Divisão da paisagem	ad.	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9
6	Adjacências semelhantes	ad.	0,73	0,81	0,77	0,78	0,85	0,79	0,84	0,82	0,82	0,84	0,88
7	Razão média da forma dos fragmentos	ad.	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,5	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1
8	Área central total	ha	121,1	149,1	1191,9	59,3	178,6	143,7	53,1	36,3	777,7	60,6	156,8
9	Índice de coesão dos fragmentos	%	9,78	9,78	9,91	9,68	9,81	9,78	9,69	9,66	9,90	9,70	9,79

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A participação de cada fragmento na paisagem sobe gradualmente, de 0,4% para 8,2%, fazendo com que os três maiores núcleos somem mais de 16% da cobertura florestal total (Tabela 5). Segundo Jaeger (2000), os valores acima de 5% para o maior fragmento já conferem efeito de ancoragem, estabilizando processos ecológicos no mosaico. Mesmo assim, o índice de divisão permanece próximo de 1,00 para praticamente todos os fragmentos, sugerindo que, apesar do ganho de área interior, a paisagem ainda é altamente compartimentada e depende de conectividade funcional via corredores ou stepping stones (Ribeiro *et al.*, 2011).

Os coeficientes de adjacência elevados (0,728–0,880) indicam que os grandes fragmentos mantêm contato predominante com formações do mesmo bioma (Cerrado), ainda que incluam vegetação florestal, savânico e campestre, favorecendo a continuidade ecológica. Essa condição pode favorecer a dispersão da fauna e o fluxo de propágulos (Ewers; Didham, 2007). No entanto, a razão média de forma (entre 0,1 e 0,5) e o alto índice de complexidade fractal observados nos dois maiores blocos evidenciam formas irregulares, com bordas sinuosas, o que pode ampliar a exposição ao fogo e ao vento (Taubert *et al.*, 2018), especialmente em áreas com maior proporção de formações savânicas e campestres. Além disso, a área de núcleo variou de 36,3 ha no menor fragmento até 1191,9 ha no maior (Tabela 5), indicando diferenças na proteção contra os efeitos de borda entre os maiores remanescentes florestais. Dos onze fragmentos analisados em Águas Lindas de Goiás, apenas dois ultrapassam 700 ha de núcleo preservado (777,69 ha e 1191,87 ha), reforçando que somente esses grandes blocos oferecem interior florestal suficiente para sustentar espécies estritamente dependentes de ambientes contínuos (Laurance *et al.*, 2012). A maioria dos

fragmentos apresenta núcleo inferior a 200 ha (variando de 36,27 ha a 178,56 ha), o que compromete sua estabilidade ecológica.

O índice de coesão dos fragmentos variou de 9,66 a 9,91 (Tabela 5), o que, em uma escala que vai de 0 a 100, indica que todos os remanescentes apresentam baixo grau de conectividade interna (aproximadamente 10% do valor máximo) . Esse baixo nível de coesão reforça a problemática discutida anteriormente da movimentação de espécies nos fragmentos e redução da eficácia de processos ecológicos internos. Ao calcular o ENN (distância média ao fragmento mais próximo para os 11 maiores fragmentos (> 80 ha), obteve-se um valor médio de 4.258,9 m, evidenciando um isolamento espacial significativo. Quando cada fragmento é analisado isoladamente, (McGarigal *et al.*, 2002) Esse índice qualitativo de isolamento é considerado elevado e pode limitação na conectividade funcional reforçam que mesmo grandes núcleos florestais isolados não garantem manutenção da diversidade a longo prazo (Haddad *et al.*, 2015).

4 CONCLUSÕES

A análise integrada da paisagem em Águas Lindas de Goiás evidenciou um mosaico florestal altamente fragmentado: 454 fragmentos cobriram pouco mais de 30 % do território, mas somente uma fração mínima desses remanescentes possuía área suficiente para manter núcleos ecológicos estáveis. Uma proporção expressiva ($\approx 57\%$) dos fragmentos tinha menos de 1 ha, exibindo densidade de borda e complexidade fractal elevadas, fatores que ampliaram efeitos de borda e reduziram a qualidade do habitat. Embora os grandes fragmentos (> 80 ha) tenham concentrado mais de três quartos da área florestal remanescente, eles apresentam formas irregulares, baixa coesão interna ($\approx 10\%$ da escala possível) e isolamento entre estes.

Os índices de divisão da paisagem e de área central confirmaram que, em todas as classes de tamanho, houve perda substancial de interior florestal, especialmente nos fragmentos pequenos, onde a área central foi praticamente inexistente. A predominância de formações savânicas em todas as classes indicou propensão a queimadas, o que elevou ainda mais a vulnerabilidade desses remanescentes. Além disso, a distribuição dos fragmentos foi fortemente condicionada pela urbanização acelerada, com ocupações irregulares que pressionaram Áreas de Preservação Permanente e comprometeram a conectividade funcional.

Diante desse quadro, torna-se evidente que a conservação dos grandes remanescentes necessita ser acompanhada pela criação de corredores ecológicos, que reduzam o isolamento, além de programas de restauração em fragmentos médios, que podem funcionar como elementos de ligação entre manchas maiores.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, A. S.; RIBEIRO, S. C. A.; PEREIRA, B. W. F.; BRANDÃO, V. V. P. **Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará.** *Ciência Florestal*, [S. l.], v. 30, n. 2, p. 406–420, 2020. DOI: 10.5902/1980509835074. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/35074>. Acesso em: 26 jun. 2025.
- ARRUDA, V. L. da S. *et al.* **Assessing four decades of fire behavior dynamics in the Cerrado biome (1985 to 2022).** *Fire Ecology*, v. 20, n. 1, art. 64, 2024. doi:10.1186/s42408-024-00298-4.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 25 maio 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Unidades de Conservação no Bioma Cerrado.** Brasília: MMA, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/areas-protegidas/unidades-de-conservacao>. Acesso em: 25 jun. 2024.
- CARMO, M. S.; BOAVENTURA, G. R.; OLIVEIRA, E. C. **Geoquímica das águas da bacia hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil.** *Química Nova*, v. 28, n. 4, p. 565–574, ago. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v28n4/25097.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2024.
- CARRION, M. O.; TOPPA, Rogério Hartung; KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; MARTINES, M. R. **Análise dos fragmentos florestais para a seleção de áreas prioritárias para conservação.** *Revista de Estudos Ambientais*, [S. l.], v. 24, n. 1, p. 78–92, 2024. DOI: 10.7867/1983-1501.2022v24n1p78-92. Disponível em: <https://ojsrevista.furb.br/ojs/index.php/rea/article/view/1101>
- CARVALHO, L. Z. G.; MASSI, K. G.; COUTINHO, M. P.; MAGALHÃES, V. D. **Fire effects on Atlantic Forest sites from a composition, structure and functional perspective.** *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, v. 82, 2022. DOI: 10.1590/1519-6984.268185. Acesso em: 26 jun. 2025.
- CHASE, J. M. *et al.* **A global meta-analysis of the impacts of forest fragmentation on mutualistic and antagonistic species interactions.** *Conservation Biology*, Malden, v. 35, n. 3, p. 776–787, 2021. DOI: 10.1111/cobi.14206. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.14206>. Acesso em: 26 jun. 2025.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. **Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments.** *Biotropica*, Lawrence, v. 31, n. 1, p. 17–30, mar. 1999. Disponível em: <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/1999Biotr..31...17D/abstract>. Acesso em: 27 jun. 2025.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Quantifying the influence of fragment shape on species persistence in habitat patches.** *Conservation Biology*, v. 21, n. 4, p. 926-936, 2007. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2007.00700.x>. Acesso em: 27 jun. 2025.

FARINA, A. *Principles and methods in landscape ecology*. London: Chapman & Hall Ltd, 1998.

FERRAZ, G. *et al.* **Rates of species loss from Amazonian forest fragments.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Washington, v. 100, n. 24, p. 14069–14073, 2003. DOI: 10.1073/pnas.2336195100.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2011–2012.** São Paulo: SOS Mata Atlântica/INPE, 2013. Disponível em: <https://mapas.sosma.org.br/dados/>. Acesso em: 25 jun. 2024.

HADDAD, N. M. *et al.* **Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems.** *Science Advances*, v. 1, n. 2, e1500052, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 27 jun. 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html>. Acesso em: 26 jun. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base cartográfica do Brasil**. Brasília: IBGE, 2023.

JAEGER, J. A. G. **Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation.** *Landscape Ecology*, v. 15, n. 2, p. 115-130, 2000. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008129329289>. Acesso em: 27 jun. 2025.

JAEGER, J. *et al.* **Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem.** *Landscape Ecology*, (em prensa), 2007. Disponível em:

https://www.concordia.ca/content/dam/artsci/geography-planning-environment/docs/jaeger/publications/20Moser_Jaeger_et_al._2007_Landsc_Ecol.pdf . Acesso em: 27 jun. 2025.

JUNG, M. **LecoS – A Python plugin for automated landscape ecology analysis**. *Ecological Informatics*, v. 31, p. 18–21, jan. 2016. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2015.11.006. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>. Acesso em: 26 jun. 2025.

LAURANCE, W. F. *et al.* **Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas**. *Nature*, v. 489, p. 290-294, 2012. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature11318>. Acesso em: 27 jun. 2025.

LAURANCE, W. F.; CURRAN, T. J. **Forest edges have global impacts on forest vertebrates: edge effects disrupt core area integrity and biodiversity**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 1, p. 377-378, 2008. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0700008105>. Acesso em: 27 jun. 2025.

LIMA, S. M. S. A.; LOPES, W. G. R.; FAÇANHA, A. C. **Alterações na cobertura do solo em Teresina, Piauí, Brasil**. *Sociedade & Natureza*, v. 33, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/SN-v33-2021-58922>. Acesso em: dez. 2023.

MAPBIOMAS. **Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. [S.l.]: MapBiomass, 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org>. Acesso em: 25 jun. 2024.

MAPBIOMAS. **O que é o MapBiomass?** Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/faq/o-que-e-o-mapbiomas/>. Acesso em: 7 jun. 2025.

MARTÍNEZ-RICHART, A. I.; ZOLLES, A.; OETTEL, J.; PETERMANN, J. S.; ESSL, F.; LAPIN, K. **A review of structural and functional connectivity studies in European forests**. *Landscape Ecology*, Cham: Springer, v. 40, art. 10, p. 1–21, dez. 2024. DOI: 10.1007/s10980-024-02028-2. Acesso em: 26 jun. 2025.

McGARIGAL, K. *et al.* **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. *Computer software program*. Amherst: University of Massachusetts, 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland, OR: USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, 1995.

MOSER, B. M.; JAEGER, J. A. G.; TAPPEINER, U.; TASSER, E.; EISELT, B. **Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation**

to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, v. 22, n. 3, p. 447–459, 2007. DOI: 10.1007/s10980-006-9023-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9023-0>. Acesso em: 2 jul. 2025.

ÖHMAN, K.; ERIKSSON, L. O. **Forest planning with consideration to spatial relationships**. Umeå: Swedish University of Agricultural Sciences – SLU, 2001. 198 p. Tese (Doutorado) – Department of Forest Resource Management and Geomatics. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/30072280_Forest_Planning_with_Consideration_to_Spatial_Relationships.

PÉRICO, E.; CEMIN, G. **Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs)**. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, n. 70, p. 9-21, 2006.

PINHEIRO, J. A. C. **Análise da paisagem e áreas prioritárias para restauração florestal em uma microbacia da Zona da Mata Mineira**. 2015. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

PIVELLO, V. R.; RODRIGUES, R. R. **The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil (Past and Present)**. *Fire Ecology, Champaign*, v. 7, n. 1, p. 31–40, 2011. DOI: 10.4996/fireecology.0701024. Disponível em: <https://fireecology.springeropen.com/articles/10.4996/fireecology.0701024>. Acesso em: 26 jun. 2025.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Versão 3.28. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 16 jun. 2025.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. p. 89-166.

RIBEIRO, M. C. *et al.* **The Brazilian Atlantic Forest: how landscape fragmentation influences forest attribute change**. *Biological Conservation*, v. 144, n. 5, p. 117–131, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320711001257>. Acesso em: 27 jun. 2025.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. **The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed?** *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2011. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709004796>. Acesso em: 27 jun. 2025.

SANTOS, A. T. L. M. dos. **Análise temporal dos impactos socioambientais das barragens de rejeito na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena – PA**, 2018. Dissertação (Mestrado em Segurança de Barragem e Gestão Ambiental) – Universidade Federal do Pará, Tucuruí, 2018.

TAUBERT, F. *et al.* **Global patterns of tropical forest fragmentation**. *Nature*, v. 554, p. 519-522, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature25508>. Acesso em: 27 jun. 2025.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VON HOLLE, B.; YELENIK, S.; GORNISH, E. S. **Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change**. *Current Landscape Ecology Reports*, Cham: Springer, v. 5, p. 85–97, jul. 2020. DOI: 10.1007/s40823-020-00056-7. Acesso em: 26 jun. 2025.

WILLRICH, G.; LIMA, M. R.; ANJOS, L. dos. **The role of environmental heterogeneity for the maintenance of distinct bird communities in fragmented forests**. *Austral Ornithology*, v. 116, n. 2, p. 205–222, 2019.