Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

2025

Transformações no Uso da Terra e Estrutura da Paisagem na Microrregião do Rio Miranda (MS), 1985–2023

Anelise Coelho Mendonça [a]; Ariel Ortiz Gomes [b]

[a] *Aluna de Graduação em Engenharia Ambiental,* anelise.coelho@ufms.br
[b] *Professor Orientador, Doutor,* ariel.gomes@ufms.br

Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Av. Costa e Silva, s/nº | Bairro Universitário | 79070-900 | Campo Grande, MS, Brasil.

RESUMO

A microrregião do Rio Miranda (MS) tem sido palco de intensas transformações no uso e cobertura da terra desde a década de 1980, motivadas principalmente pela expansão da agropecuária. Este estudo analisou as mudanças no uso e cobertura da terra e seus efeitos sobre a estrutura da paisagem natural, utilizando dados da Coleção 9 do MapBiomas, processados no QGIS por meio de classificação cruzada e métricas de ecologia da paisagem. As classes de uso da terra foram reagrupadas em cinco macrocategorias e avaliadas quanto às transições entre vegetação nativa e usos produtivos. Os resultados revelam um avanço contínuo da agropecuária, acompanhado por expressiva redução das formações florestais (–31%) e dos corpos d'água (–73%), além da fragmentação crescente da paisagem. As métricas indicaram perda de conectividade, aumento no número de fragmentos e queda nos índices de diversidade e equidade. A correlação negativa entre a expansão agropecuária e os índices de diversidade (r = –0,9989) evidenciou o processo de homogeneização da paisagem. Esses efeitos comprometem funções ecológicas essenciais, como regulação hídrica e suporte à biodiversidade, afetando diretamente os modos de vida de comunidades tradicionais. Os resultados apontam para a necessidade de uma reflexão crítica sobre as perdas ambientais e os impactos socioecológicos decorrentes da rápida expansão agropecuária, ressaltando a urgência de estratégias integradas que promovam a conservação dos ecossistemas, o uso sustentável do território e a justiça social.

Palavras-chave: uso e cobertura da terra; expansão agropecuária; ecologia da paisagem; estrutura da paisagem; Cerrado; Pantanal.

ABSTRACT

The microregion of the Miranda River (MS) has undergone intense land use and land cover changes since the 1980s, primarily driven by the expansion of agriculture and livestock activities. This study analyzed land use and cover dynamics and their effects on the structure of the natural landscape, using data from MapBiomas Collection 9, processed in QGIS through cross-classification and landscape ecology metrics. Land use classes were reclassified into five macro-categories and assessed regarding transitions between native vegetation and productive uses. The results reveal a continuous expansion of agricultural activities, accompanied by a significant reduction in forest formations (–31%) and water bodies (–73%), as well as increasing landscape fragmentation. Metrics indicated a loss of connectivity, an increase in the number of fragments, and a decline in diversity and evenness indexes. The strong negative correlation between agricultural expansion and landscape diversity (r = –0.9989) highlighted the process of landscape homogenization. These effects undermine essential ecological functions such as water regulation and biodiversity support, directly impacting the livelihoods of traditional communities. The findings emphasize the need for a critical reflection on environmental losses and the socio-ecological impacts resulting from rapid agricultural expansion, underlining the urgency of integrated strategies that promote ecosystem conservation, sustainable land use, and social justice.

Keywords: land use and land cover; agricultural expansion; landscape ecology; landscape structure; Cerrado; Pantanal.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a intensificação das atividades agropecuárias tem provocado transformações profundas nas paisagens naturais, ameaçando ecossistemas diversos e ambientalmente sensíveis.

A microrregião do Rio Miranda, localizada na porção centro-oeste do estado de Mato Grosso do Sul, é um desses espaços críticos. Sua configuração ambiental é marcada pela confluência de três importantes formações vegetacionais: o Cerrado, o Pantanal e remanescentes da Mata Atlântica, presentes sobretudo na Serra da Bodoquena. Essa sobreposição de biomas confere à região elevada importância ecológica, funcionando como um corredor de biodiversidade e regulador de processos hidrológicos essenciais para a Bacia do Alto Paraguai.

Ao mesmo tempo, essa diversidade ecológica torna o território particularmente sensível aos impactos das atividades humanas, em especial à expansão da pecuária extensiva e da agricultura mecanizada. A partir da década de 1980, esses vetores passaram a moldar de forma intensa a paisagem da microrregião, impulsionados por transformações no modelo de desenvolvimento rural e pelo uso crescente de tecnologias voltadas à produção em larga escala.

Esse processo não se resume à conversão de vegetação nativa em áreas produtivas, mas desencadeia uma série de impactos socioambientais em escala local e regional, como a fragmentação de habitats, a perda de biodiversidade, o comprometimento dos recursos hídricos e a intensificação das mudanças climáticas. Tais efeitos se tornam ainda mais preocupantes em regiões de transição entre biomas — zonas ecotonais — que concentram grande diversidade ecológica e são altamente suscetíveis a distúrbios antrópicos.

Diante desse cenário, compreender as mudanças no uso e cobertura da terra e suas implicações na estrutura e funcionalidade da paisagem torna-se fundamental para subsidiar estratégias de conservação e manejo sustentável do território.

Este estudo analisa as mudanças no uso e cobertura da terra e seus efeitos sobre a estrutura da paisagem natural na microrregião do Rio Miranda ao longo de 38 anos.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1. Políticas públicas e instrumentos de controle ambiental no uso da terra

A intensificação agropecuária e a conversão de vegetação nativa em áreas produtivas têm sido amplamente discutidas na literatura sobre dinâmicas territoriais no Cerrado e no Pantanal. A partir da década de 1970, políticas nacional-desenvolvimentistas impulsionaram a expansão da agricultura moderna no Cerrado, estimulando o uso intensivo de tecnologias e a ocupação de áreas anteriormente consideradas improdutivas (MUELLER, 1993; PIRES, 2000). A criação da Embrapa, em 1973, e os avanços agronômicos associados permitiram a expansão da fronteira agrícola, sobretudo para a produção de soja. Esse avanço ocorreu num contexto de normativas ambientais frágeis, que pouco limitavam a conversão de vegetação nativa em pastagens e lavouras, causando profunda transformação na paisagem e nos ecossistemas naturais associados.

A partir dos anos 2010, o Brasil consolidou instrumentos importantes de regulação ambiental, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), instituído pelo novo Código Florestal em 2012, e os sistemas de monitoramento via satélite PRODES e DETER, coordenados pelo INPE. Esses mecanismos ampliaram a capacidade de mapeamento, fiscalização e responsabilização por desmatamentos ilegais, tornando-se pilares do controle territorial em biomas ameaçados como o Cerrado e a Amazônia (BRASIL, 2012; INPE, 2023).

Apesar desses avanços institucionais, o modelo de desenvolvimento rural brasileiro permanece fortemente orientado pela lógica do agronegócio, cuja atuação política é expressiva e bem articulada. A chamada "bancada ruralista" no Congresso Nacional tem historicamente desempenhado um papel central na formulação de propostas legislativas que visam flexibilizar a legislação ambiental e reduzir restrições ao uso da terra, especialmente em regiões de expansão agropecuária (FERREIRA, 2019). Em 2025, a aprovação na Câmara dos Deputados do Projeto de Lei n.º 2.159/2021 ilustrou esse cenário ao dispensar o licenciamento ambiental para diversas atividades agropecuárias, reduzindo drasticamente os mecanismos de controle e fiscalização em propriedades rurais.

2.2. Fragmentação e homogeneização da paisagem: contribuições da ecologia da paisagem

A ecologia da paisagem é um campo interdisciplinar que busca compreender a relação entre os padrões espaciais da cobertura do solo e os processos ecológicos associados. Essa abordagem é especialmente útil para analisar as consequências da fragmentação de habitats, perda de conectividade e simplificação da matriz paisagística decorrentes da expansão agropecuária (TURNER et al., 2001).

Segundo Fahrig (2019), a fragmentação excessiva e a homogeneização do uso do solo — especialmente pela expansão de grandes monoculturas — reduzem a conectividade ecológica e comprometem a permanência de espécies especialistas, sensíveis a alterações no habitat. Esse processo também contribui para a simplificação funcional dos ecossistemas, com efeitos diretos sobre a manutenção dos serviços ecossistêmicos, como a regulação climática, a recarga de aquíferos e o controle da erosão. (PARDINI et al., 2019).

Indicadores como o índice de diversidade de Shannon (SHDI) e o índice de equitatividade (SHEI) são amplamente empregados para mensurar a diversidade e o equilíbrio entre as classes de uso e cobertura da terra. A redução desses índices ao longo do tempo sinaliza a substituição de mosaicos paisagísticos diversos por matrizes homogêneas de produção (RIBEIRO et al., 2009).

2.3. Dinâmica ambiental na zona de transição Cerrado–Pantanal

As regiões de transição entre o Cerrado e o Pantanal estão entre as mais vulneráveis às pressões resultantes da expansão agropecuária, no Mato Grosso do Sul.

A substituição de vegetação nativa por pastagens plantadas e monoculturas tem desencadeado impactos ecológicos severos e multifacetados. No Cerrado sul-mato-grossense, esse processo intensifica a erosão dos solos, reduz a infiltração de água e altera os ciclos hidrológicos locais (FUSHIMI; DE LIMA; CAPOANE, 2024).

Essas transformações são particularmente visíveis em áreas sensíveis, como a porção turística da microrregião do Miranda - a bacia do rio Formoso. Entre 2014 e 2016, a rápida expansão da soja foi associada ao aumento da turbidez e à perda de transparência da água, o que afetou diretamente a atratividade turística de Bonito e comprometeu o ecoturismo na região (CHIARAVALLOTI et al., 2022).

Esse mesmo padrão de degradação se propaga da cabeceira para a planície do Pantanal, intensificando a fragilidade ecológica da bacia como um todo. O uso intensivo do solo nas áreas de planalto adjacentes tem promovido o assoreamento dos corpos hídricos, comprometido a conectividade hidrológica e degradado habitats aquáticos. A erosão das encostas facilita o aporte de sedimentos nos rios da planície, o que reduz a transparência, a oxigenação da água e a disponibilidade de nutrientes. Como resultado, diminui-se a capacidade de suporte dos ecossistemas aquáticos e semi-aquáticos, com impactos negativos sobre a reprodução de peixes, a dispersão de sementes e a ciclagem de nutrientes (ALHO, 2008; COLMAN et al., 2019; THOMAZ et al., 2007).

3. MÉTODO

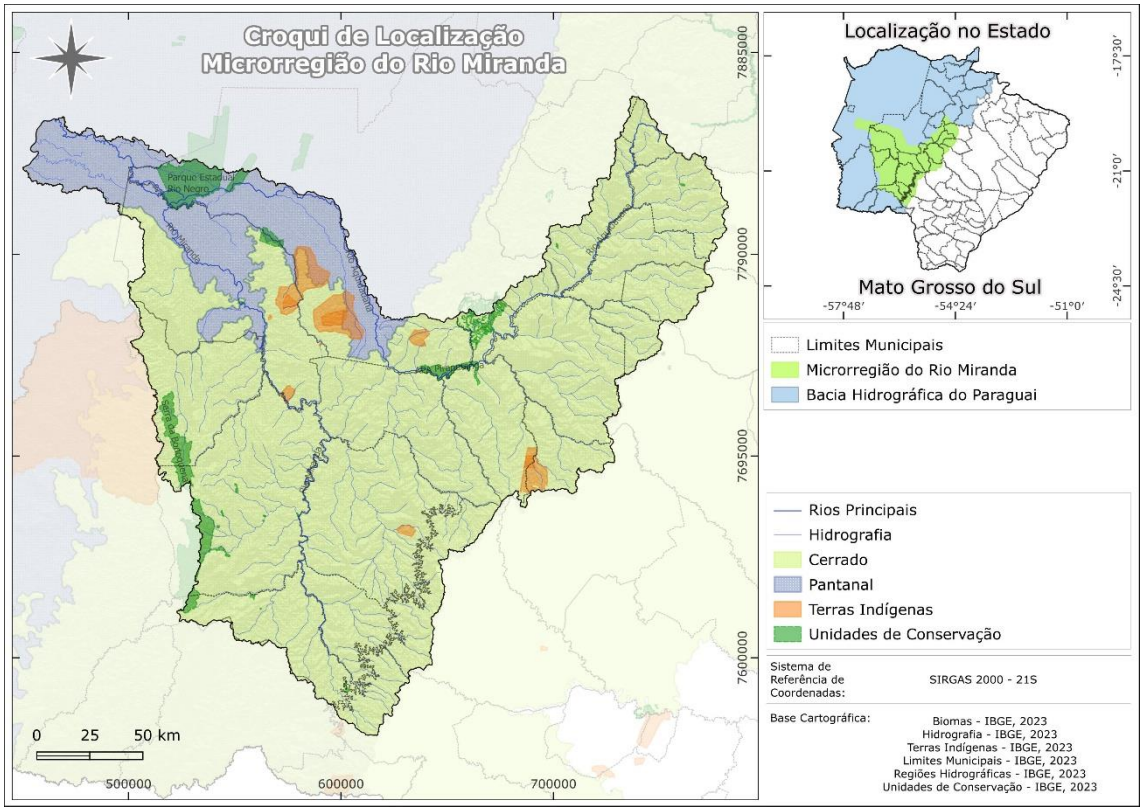
3.1. Área de Estudo

A microrregião hidrográfica do Rio Miranda está localizada na porção centro-oeste do estado de Mato Grosso do Sul, abrangendo uma área de aproximadamente 43.000 km². Inserida na Região Hidrográfica do Paraguai, constitui uma importante zona de transição entre os biomas Cerrado e Pantanal, reunindo elevada diversidade ecológica e significativa sensibilidade ambiental.

O rio Miranda nasce na Serra de Maracaju e percorre cerca de 500 km até sua foz no rio Paraguai, drenando áreas com elevada diversidade ecológica — incluindo formações florestais estacionais, savanas, campos úmidos e áreas alagáveis. Essas paisagens exercem papel fundamental na regulação hídrica da região. O clima é tropical sazonal (Aw, segundo Köppen), com estação chuvosa no verão e seca no inverno. Os solos predominantes são arenosos e vulneráveis à degradação, especialmente em áreas convertidas para atividades agropecuárias.

O recorte espacial adotado neste trabalho segue a delimitação da microrregião conforme estabelecida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017).

Figura 1 - Croqui de Localização - Microrregião do Rio Miranda. Fonte: Autor



3.2. Base de dados e intervalos temporais

Foram utilizados dados da Coleção 9 do Projeto MapBiomas (2024), que gera mapas anuais de uso e cobertura da terra para o Brasil com resolução de 30 metros, a partir de imagens *Landsat* processadas na plataforma *Google Earth Engine*.

Para este estudo, foram selecionados os anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2023, organizados em quatro intervalos temporais: 1985–1995, 1995–2005, 2005–2015 e 2015–2023. A divisão busca capturar transformações graduais e identificar padrões históricos e recentes de conversão do uso da terra.

3.3. Classe de uso e reclassificação por tabela

As 13 classes originais de uso e cobertura do MapBiomas para a região foram reclassificadas em cinco macrocategorias: Floresta, Vegetação Herbácea e Arbustiva, Agropecuária, Área Não Vegetada e Corpo d'Água (Tabela *1*). O objetivo foi simplificar a análise e agrupar classes com características ecológicas e funcionais semelhantes, seguindo critérios como:

- Vegetação nativa × uso antrópico;
- Conservação × produção;

A reclassificação foi executada no QGIS 3.40, utilizando a ferramenta "Reclassificar por Tabela". Uma planilha CSV foi elaborada com os códigos originais e os valores atribuídos às novas categorias. Esse procedimento garantiu consistência analítica e permitiu posterior aplicação de métricas espaciais.

Transições envolvendo a classe "Área Não Vegetada" — que inclui superfícies como áreas urbanizadas, dunas e mineração — foram excluídas, por não representarem cobertura vegetal nem uso produtivo direto, evitando distorções nos resultados focados nas pressões sobre os ecossistemas naturais.

Tabela 1 - Classes de uso da terra da área de estudo. Fonte: Autor

1. Floresta
1.1 Formação Florestal
1.2. Formação Savânica
2. Vegetação Herbácea e Arbustiva
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa
2.2. Formação Campestre
2.4. Afloramento Rochoso
3. Agropecuária
3.1. Pastagem
3.2. Agricultura
3.2.1. Lavoura Temporária
3.2.1.1. Soja

3.4. Análises de transição com classificação cruzada (SCP)

Para identificar as mudanças entre os períodos, foi empregada a ferramenta de classificação cruzada do plugin *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) no QGIS. O método consiste em comparar dois mapas raster — um do ano inicial e outro do final do intervalo — gerando:

- Um novo raster codificado;
- Uma matriz de transição em formato .csv.

As análises focaram nas transições de vegetação nativa para usos agropecuários, consideradas indicativas de conversão antrópica relevante. A Tabela *2* apresenta as denominações atribuídas às principais transições.

Tabela 2 – Classes de transição. Fonte: Autor.

Denominação	**Transição**
Supressão de Vegetação Nativa	Floresta → Agropecuária Vegetação Herbácea e Arbustiva → Agropecuária
Regeneração de Vegetação	Agropecuária → Floresta ou Vegetação Arbustiva Corpos d'Água → Floresta ou Vegetação Arbustiva
Formações Vegetais Nativas	Floresta → Floresta Vegetação Herbácea e Arbustiva → Vegetação Herbácea e Arbustiva Floresta ↔ Vegetação Herbácea e Arbustiva
Expansão Agropecuária	Corpo d'água → Agropecuária
Agropecuária Consolidada	Agropecuária → Agropecuária
Água	Qualquer Classe → Corpo d'Água

3.5. Análises das estruturas da paisagem

3.5.1. *Landscape Ecology Statistics*

A estrutura espacial da paisagem foi quantificada por meio do cálculo de métricas ecológicas utilizando o plugin LecoS (*Landscape Ecology Statistics*), integrado ao software QGIS. O LecoS permite a análise de paisagens categóricas com base em mapas raster, sendo amplamente utilizado em estudos de ecologia da paisagem para avaliar padrões de fragmentação, conectividade e diversidade espacial (JUNG, 2016).

Para a aplicação da ferramenta, foram utilizados os mapas raster de uso e cobertura da terra previamente reclassificados.

As métricas calculadas incluíram: (i) Área total (km²), (ii) Proporção na paisagem (%), (iii) Número de fragmentos (*patches*)**,** (iv) Tamanho médio dos fragmentos (km²)**,** (v) Densidade dos fragmentos (nº *patches*/km²), (vi) Índice de diversidade da paisagem (Shannon Diversity Index**)**, e (vii) Índice de equidade (Evenness Index)**.** Fragmentos, neste contexto, referem-se a unidades contíguas de uma mesma classe de uso do solo, delimitadas espacialmente segundo critérios de vizinhança no raster.

Essas métricas foram obtidas para cada classe de uso e cobertura e também para a paisagem como um todo, e possibilitam avaliar o grau de fragmentação, a complexidade espacial, a homogeneização e a perda de conectividade entre os remanescentes naturais, oferecendo uma análise detalhada da estrutura e composição da paisagem. Além disso, complementam as análises de transição ao incorporar uma dimensão ecológica fundamental, ao quantificar padrões espaciais que influenciam processos como dispersão de espécies, fluxo gênico e funcionamento dos ecossistemas (PARDINI et al., 2010).

3.5.1. Análise de Correlação de Pearson

Para verificar a relação entre a expansão da agropecuária e os índices de diversidade da paisagem, foi realizada uma análise de correlação linear simples entre a área ocupada por agropecuária e os valores anuais do índice de diversidade de Shannon (SHDI) e do índice de equidade de Shannon (SHEI). Os cálculos foram realizados no Microsoft Excel, utilizando a função `CORREL`, que retorna o coeficiente

de correlação de Pearson (r), permitindo identificar a direção e a força da associação entre as variáveis.

3.5. Validação dos Dados

A classificação do uso e cobertura da terra utilizada neste estudo foi validada com base na metodologia oficial do projeto MapBiomas, que aplicou uma amostragem estratificada aleatória composta por 85.152 pontos de validação em todo o território nacional. Cada ponto foi interpretado visualmente por três analistas independentes na plataforma TVI *(Temporal Visual Inspection)*, com base em imagens *Landsat*, *Planet*, *Sentinel-2* e *Google Earth*, garantindo elevada confiabilidade na atribuição das classes.

A acurácia global da Coleção 9 foi estimada em 88,5%, com coeficiente Kappa de 0,86. Os pontos foram distribuídos por bioma, declividade e subdivisões cartográficas (supercartas), assegurando erro amostral máximo de 0,5% no nível nacional. (MAPBIOMAS, 2024)

Além dessa base, este estudo realizou validação visual pontual de áreas de transição selecionadas na microrregião do Miranda, utilizando imagens de alta resolução no Google Earth Pro, como forma de reforçar a coerência espacial das classes e subsidiar a leitura crítica dos resultados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A dinâmica do uso e cobertura da terra na microrregião do Rio Miranda (MS), entre 1985 e 2023, evidencia um processo contínuo de intensificação agropecuária e fragmentação da paisagem. A segmentação da análise em quatro períodos (1985–1995, 1995–2005, 2005–2015 e 2015–2023) permitiu identificar marcos espaciais e temporais das principais transições territoriais, revelando padrões de ocupação produtiva.

A Figura *2* ilustra a evolução espacial dessas transições, enquanto a Figura 3 apresenta a síntese quantitativa dos processos de regeneração e supressão de vegetação. Já a Figura 4 mostra a variação das áreas ocupadas pelas principais classes de uso da terra ao longo dos anos.

Figura 2 - Transições de uso e cobertura da terra na microrregião do Rio Miranda (MS). Fonte: Autor.

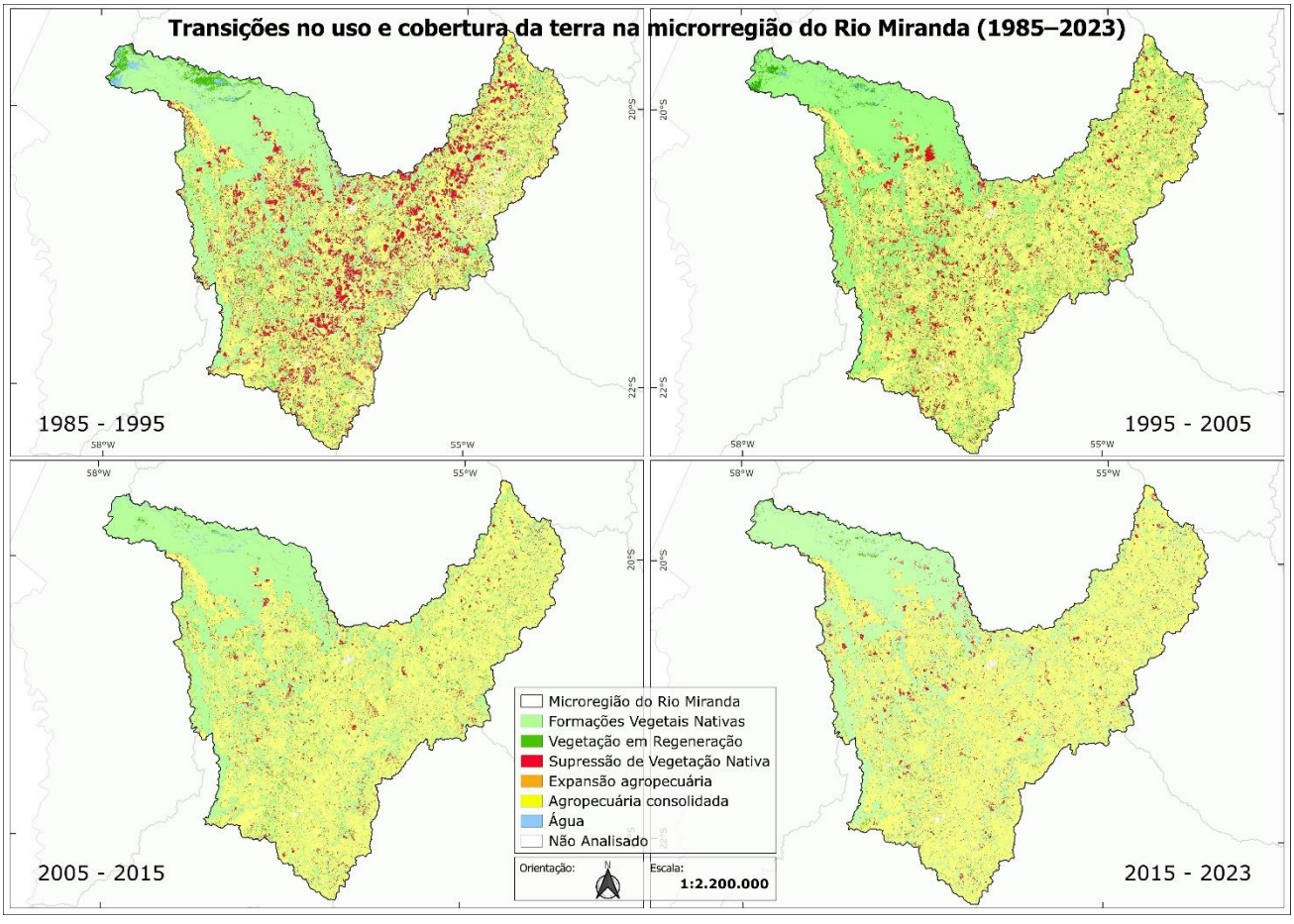


Figura 3 - Regeneração e supressão de vegetação nativa na microrregião do Rio Miranda. Fonte: Autor

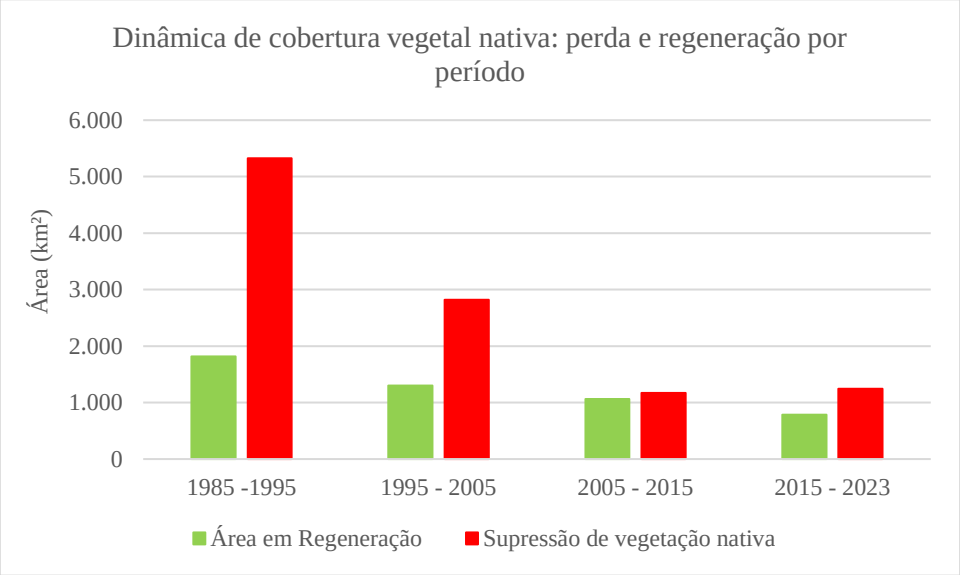
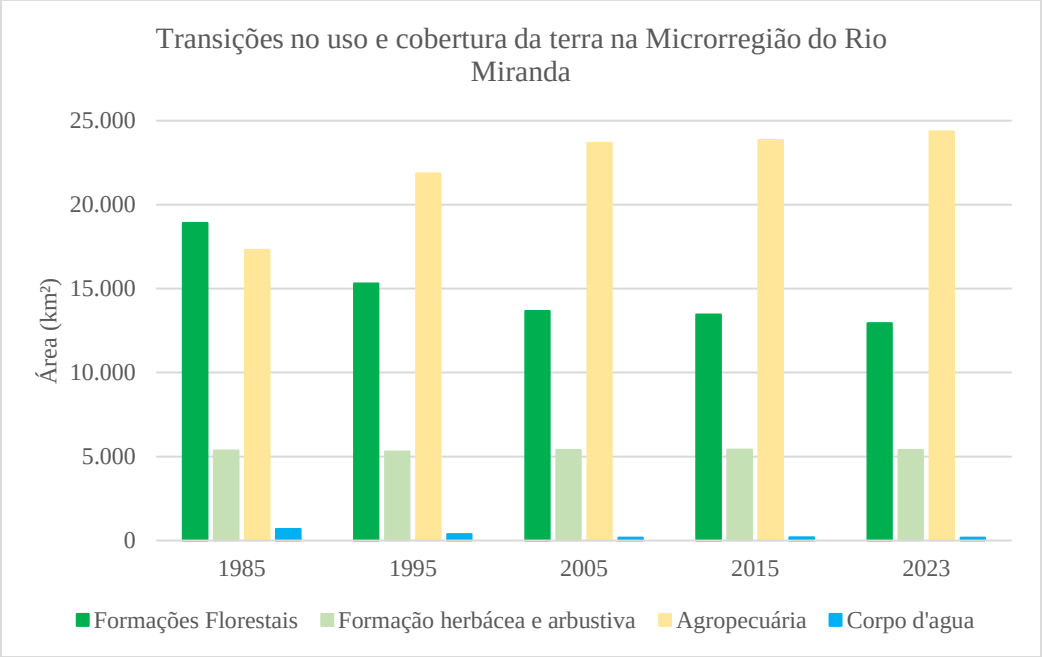


Figura 4 - Área das principais classes de uso e cobertura da terra na microrregião do Rio Miranda. Fonte: Autor



A classe de formações florestais, que ocupava cerca de 18 mil km² em 1985, foi reduzida para aproximadamente 12 mil km² em 2023 — uma perda de 31%.

Essa transformação foi mais intensa no primeiro período (1985–1995), em consonância com a intensificação da expansão agropecuária no Centro-Oeste brasileiro, impulsionada por políticas de incentivo à ocupação produtiva do território e pela valorização das commodities agrícolas no cenário internacional.

A partir de 1995, observa-se uma redução gradual da supressão, sugerindo os efeitos de medidas como a criação de áreas protegidas e o fortalecimento dos mecanismos de monitoramento ambiental. No entanto, entre 2015 e 2023, a tendência de queda na supressão foi revertida, indicando um novo avanço sobre áreas nativas e possível fragilização institucional.

A regeneração manteve-se em patamares relativamente constantes ao longo das últimas décadas, mas insuficientes para reverter o saldo negativo acumulado. Além disso, vale ressaltar que, neste estudo, a transição da classe “corpos d’água” para “formação herbácea” foi considerada como regeneração, o que pode inflar parcialmente os

valores totais, sobretudo em áreas sazonalmente alagadas, onde variações no regime hídrico expõem temporariamente o solo e favorecem a ocupação por vegetação herbácea, sem que isso represente, de fato, um processo de recomposição ecológica.

Do ponto de vista espacial, a figura 2 demonstra que a supressão vegetal apresenta ampla dispersão territorial, percorrendo a porção central de norte a sul. A partir de 2005, observa-se uma expansão sobre áreas remanescentes, sobretudo nos limites das formações vegetais preservadas na transição Cerrado - Pantanal. Em contraste, a regeneração apresenta distribuição esparsa e fragmentada, com maior concentração nas bordas de remanescentes florestais e em regiões de menor pressão econômica. Essa configuração espacial sugere uma dinâmica predominantemente passiva, frequentemente associada ao abandono temporário de áreas improdutivas ou à ausência de uso intensivo da terra. Além disso, parte da regeneração identificada, principalmente no extremo oeste da bacia, está relacionada a respostas sazonais em ambientes úmidos.

A consolidação da agropecuária como o principal uso da terra na região é confirmada pela figura 3, que mostra o crescimento contínuo da classe, de cerca de 17 mil km² para mais de 24 mil km² entre 1985 e 2023. Essa trajetória de expansão é ininterrupta e ocorre mesmo nos períodos em que as taxas de desmatamento diminuíram, o que indica que a consolidação agropecuária não cessou, mas tornou-se mais direcionada a áreas já modificadas ou em processo de regeneração.

Embora a vegetação herbácea e arbustiva tenha se mantido relativamente estável em termos de área total, essa aparente estabilidade esconde possíveis mudanças qualitativas significativas, como alterações na composição e estrutura da cobertura vegetal. Essa degradação se insere em um contexto mais amplo de transformação ambiental, marcado também pela expressiva redução dos corpos d'água, que passaram de 680 km² em 1985 para apenas 180 km² em 2023 — uma perda de 73%.

Esses processos de alteração do uso e cobertura da terra na microrregião do Rio Miranda desencadeiam uma série de impactos secundários que transcendem as perdas quantitativas diretas. A conversão de áreas naturais prejudica a integridade dos ecossistemas e diminui sua capacidade de manter funções essenciais - como a regulação microclimática, a infiltração e retenção hídrica, o controle da erosão e do assoreamento e o suporte à biodiversidade.

A fragmentação e simplificação da paisagem agravam esses impactos ao reduzir a conectividade ecológica e a complexidade estrutural dos habitats, enfraquecendo sua resiliência e comprometendo funções como o fluxo gênico, o deslocamento de espécies e o equilíbrio dos ciclos naturais.

As métricas de ecologia da paisagem (Tabela *3* e Tabela *4*) revelam uma acentuada tendência de fragmentação ecológica na microrregião do Miranda. Ao longo dos anos, as formações florestais perderam conectividade, com aumento no número de fragmentos e diminuição de seu tamanho médio. Em contrapartida, a expansão agropecuária resultou na consolidação de grandes blocos homogêneos.

A área de corpos d'água apresentou queda no número de fragmentos e redução na área média, indicando perda de conectividade hídrica, associada a alterações no regime hidrológico, drenagem de áreas úmidas, ou represamento de cursos d'água.

Tabela 3 – Métricas de ecologia da paisagem para a microrregião do Rio Miranda, 1985 – 2023. Fonte: Autor.

Classe	Área (km²)	Área (%)	Densidade (fragmentos/km²)	Nº de Fragmentos	Área Média dos Fragmentos (km²)
Ano: 1985					
Formações Florestais	18.904,27	43,9	0,92	39.699	0,48
Vegetação Herbácea/Arbustiva	5.360,89	12,5	0,92	39.740	0,13
Agropecuária	17.303,78	40,2	0,69	29.719	0,58
Corpos d'água	679,48	1,6	0,13	5.402	0,13

Classe	Área (km²)	Área (%)	Densidade (fragmentos/km²)	Nº de Fragmentos	Área Média dos Fragmentos (km²)
Ano: 1995					
Formações Florestais	15.311,64	35,6	1,08	46.320	0,33
Vegetação Herbácea/Arbustiva	5.307,86	12,3	0,77	33.177	0,16
Agropecuária	21.865,33	50,8	0,51	22.118	0,99
Corpos d'água	391,33	0,9	0,15	6.669	0,06
Ano: 2005					
Formações Florestais	13.663,97	31,7	1,00	43.078	0,32
Vegetação Herbácea/Arbustiva	5.390,18	12,5	0,68	29.331	0,18
Agropecuária	23.673,92	55,0	0,39	16.914	1,40
Corpos d'água	180,76	0,4	0,10	4.288	0,04
Ano: 2015					
Formações Florestais	13.461,96	31,3	1,02	44.063	0,31
Vegetação Herbácea/Arbustiva	5.408,12	12,6	0,75	32.462	0,17
Agropecuária	23.851,24	55,4	0,38	16.241	1,47
Corpos d'água	201,85	0,5	0,10	4.405	0,05
Ano: 2023					
Formações Florestais	12.942,25	30,1	1,01	43.567	0,30
Vegetação Herbácea/Arbustiva	5.397,83	12,5	0,80	34.457	0,16
Agropecuária	24.359,88	56,6	0,37	15.909	1,53
Corpos d'água	180,77	0,4	0,11	4.687	0,04

Tabela 4 – Índice de diversidade e equidade de Shannon para a microrregião do Rio Miranda. Fonte: Autor.

Ano	Índice de Diversidade (SHDI)	Índice de Equidade (SHEI)
1985	1,13	0,70
1995	1,03	0,64
2005	0,99	0,62
2015	0,99	0,62
2023	0,99	0,61

A tendência de homogeneização da paisagem foi confirmada estatisticamente pela correlação negativa extremamente forte entre a área ocupada por agropecuária e os índices de diversidade (SHDI) e equidade (SHEI) da paisagem (Figura 5 e Figura 6), ambos com r = –0,9989. Esse resultado evidencia que, à medida que a agropecuária se expande, há redução acentuada na diversidade e no equilíbrio entre as classes de uso e cobertura, refletindo uma paisagem cada vez mais dominada por um único uso.

Figura 5 - Correlação de Pearson: agropecuária x índice de diversidade. Fonte: Autor.

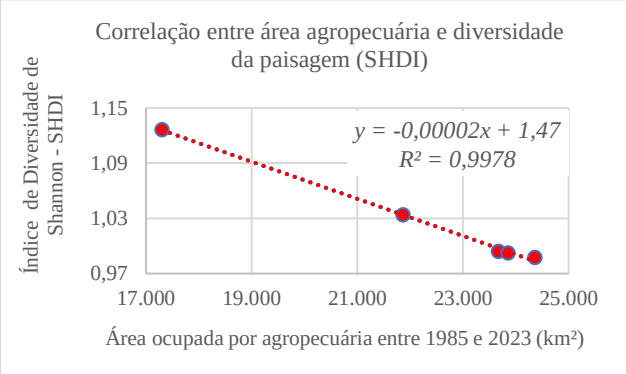
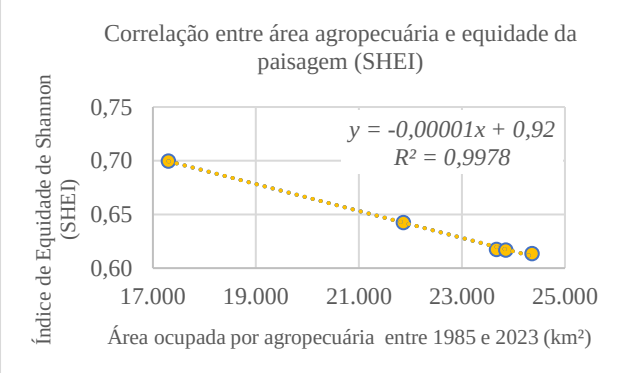


Figura 6 - Correlação de Pearson: agropecuária x índice de equidade. Fonte: Autor.



Esses efeitos em cascata enfraquecem a resiliência socioambiental da região, aumentando a vulnerabilidade frente a eventos climáticos extremos e comprometendo a segurança hídrica — especialmente para comunidades tradicionais, que dependem diretamente dos ciclos naturais para sua subsistência, cultura e permanência no território. Ao afetar a qualidade e disponibilidade de água, a fertilidade dos solos e a diversidade de espécies, a degradação ambiental restringe modos de vida baseados na pesca, no extrativismo e na agricultura familiar, acentuando desigualdades socioambientais e ameaçando direitos territoriais historicamente conquistados.

5. CONCLUSÃO

A análise multitemporal da microrregião do Rio Miranda (MS) demonstrou que, entre 1985 e 2023, a paisagem passou por profundas transformações associadas à consolidação do uso agropecuário. Entre 1985 e 2023, observou-se uma acentuada retração da cobertura florestal e dos corpos hídricos na região, acompanhada pela estagnação das áreas em processo de regeneração natural. Ainda que os índices de supressão direta da vegetação nativa tenham diminuído ao longo do período, os valores registrados permanecem elevados, evidenciando a persistência de pressões antrópicas significativas sobre os ecossistemas naturais. Paralelamente, a classe agropecuária expandiu-se de forma contínua e tornou-se progressivamente mais homogênea, com substituição de áreas ambientalmente complexas por grandes blocos de uso produtivo, o que reduziu a diversidade e a equidade entre as classes de uso e cobertura da terra.

A análise multitemporal e o uso de métricas de ecologia da paisagem evidenciaram uma tendência clara de fragmentação ecológica: o aumento no número de fragmentos, a diminuição de seu tamanho médio e a perda de conectividade são indicativos de um enfraquecimento estrutural dos ecossistemas naturais. Essa configuração compromete a integridade ambiental da região e limita a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação hídrica, a proteção do solo e o suporte à biodiversidade.

Além das implicações ambientais, os efeitos dessas transformações recaem de maneira desigual sobre as populações locais. A degradação da paisagem impacta diretamente os modos de vida baseados na pesca, na agricultura familiar e no extrativismo, restringindo o acesso aos recursos naturais e ampliando as vulnerabilidades sociais. Comunidades tradicionais, que dependem dos ciclos naturais para sua subsistência e reprodução cultural, enfrentam riscos crescentes diante da perda de território e da instabilidade ecológica.

Metodologicamente, a integração entre o QGIS e os dados do MapBiomas demonstrou-se uma ferramenta eficaz para a detecção de padrões espaciais e temporais de mudança no uso e cobertura da terra, oferecendo uma base consistente para análises ambientais e territoriais em escala regional. Contudo, é importante reconhecer as limitações inerentes ao uso de dados com resolução espacial média, que podem subestimar alterações em áreas de pequeno porte, com uso misto ou transições sutis. Além disso, a simplificação adotada na reclassificação das

categorias originais pode ocultar nuances relevantes dos processos em curso. Tais restrições reforçam a necessidade de complementar as análises geoespaciais com dados de campo, estudos socioeconômicos e informações fundiárias, a fim de aprofundar a compreensão dos vetores de mudança e das dinâmicas locais.

Por fim, para a construção de estratégias de desenvolvimento territorial sustentáveis, recomenda-se o fortalecimento de abordagens integradas que articulem indicadores ambientais, climáticos, hidrológicos e socioeconômicos às análises de uso do solo. Além disso, é imprescindível fomentar uma reflexão crítica sobre as significativas perdas ambientais e os impactos socioecológicos que resultam dessas transformações. Só assim será possível avançar em práticas que conciliem desenvolvimento econômico, conservação ambiental e justiça social.

6. AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul e à Faculdade de Engenharia, pelo espaço de formação acadêmica que me permitiu construir este percurso.

Ao meu orientador, professor Dr. Ariel Ortiz Gomes, pela generosidade intelectual e presença ao longo desta caminhada.

À minha família e aos amigos, pelo apoio constante e pelo amor incondicional. Eu nada seria sem vocês.

Por fim, agradeço também às diferentes expressões da natureza, que me tocam, me ensinam e seguem sendo fonte de motivação e sentido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALHO, C. J. R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 957–966, nov. 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500005.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Regiões Hidrográficas Brasileiras. Brasília, DF: ANA, 2017.

BONELLI, F.; FERNANDES, A. S. A.; CAVALCANTE, P. L. C. The active dismantling of environmental policy in Brazil: paralysis and setbacks of the deforestation inspection and control. **Sustainability in Debate**, v. 14, n. 1, p. 58–80, 2023. DOI: https://doi.org/10.18472/SustDeb.v14n1.2023.44277.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 maio 2012.

CHIARAVALLOTI, R. M. et al. Rapid land use conversion in the Cerrado has affected water transparency in a hotspot of ecotourism, Bonito, Brazil. **Tropical Conservation Science**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 1-15, 2022. DOI: https://doi.org/10.1177/19400829221127087.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1.

FAHRIG, L. Habitat fragmentation: a long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 1–13, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/geb.12839.

FERREIRA, P. F. de A. N. Economia política do meio ambiente: identificação da bancada ruralista e outras bancadas temáticas no Congresso Nacional com análise de redes. 2019. 194 f. Tese (Doutorado em Economia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2019. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/35440/1/2019_PedroFernandodeAlmeidaNeryFerreira.pdf, acesso em: 15 mai. 2025.

HARRIS, M. B. et al., Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. **Conservation Biology**, 19: 714-720. 2005. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00708.x

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e intermediárias. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

INSTITUTO SOS PANTANAL. Análise e riscos das mudanças no uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Miranda. Campo Grande: Instituto SOS Pantanal, 2024.

JUNG, M. LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, [S. l.], v. 31, p. 18–21, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006.

MARENGO, J. A. et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: characterization, causes, and impacts. Frontiers in Water, v. 3, p. 639204, 2021. DOI: https://doi.org/10.3389/frwa.2022.942068.

MATO GROSSO DO SUL. Lei nº 6.740, de 10 de janeiro de 2024. Institui a Política Estadual de Gestão e Proteção do Bioma Pantanal. Diário Oficial do

Estado de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 11 jan. 2024.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p. (General Technical Report PNW-GTR-351). Disponível em: https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/3064. Acesso em: 05 mai. 2025.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 5, n. 10, p. e13666, 2010. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666.

PIRES, M. O. PROGRAMAS AGRÍCOLAS NA OCUPAÇÃO DO CERRADO. Sociedade e Cultura, Goiânia, v. 3, n. 1, 2007. DOI: https://doi.org/10.5216/sec.v3i1.459.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. 2024. Disponível em: https://data.mapbiomas.org/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.58053/MapBiomas/XXUKA8. Acesso em: 10 out. 2024.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation, [S. l.], v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021.

SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas da Mata Atlântica. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2025. Disponível em: https://sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica. Acesso em: 13 jan. 2025.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer, 2001.

VALE, M. M. et al. The COVID-19 pandemic as an opportunity to weaken environmental protection in Brazil. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108994, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108994.