

Padrões de fragmentação das vegetações florestal e de cerrado no nordeste do Mato Grosso

Raphael Maia Aveiro Cessa¹, Nilton Nélío Cometti², Uirá do Amaral³, Felipe Gimenes Rodrigues Silva⁴

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília – *Campus Planaltina*, Professor, raphael.cessa@ifb.edu.br;

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília – *Campus Planaltina*, Professor, nilton.cometti@ifb.edu.br;

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - *Campus Urutaí*, Professor, uira.amaral@ifgoiano.edu.br;

⁴ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso - *Campus Confresa*, Professor, felipe.silva@cfs.ifmt.edu.br.

Submetido em: 26/12/2021

Aceito em: 13/05/2022

Resumo

O presente trabalho buscou avaliar os padrões de fragmentação das vegetações florestal e de cerrado no nordeste do estado do Mato Grosso. Fez uso de métricas da paisagem após extração dos referidos fragmentos do arquivo *shapefile* de uso e ocupação do solo do estado do Mato Grosso e aplicação sobre o referido arquivo, de um *buffer* negativo de 50,00. Os fragmentos de floresta e cerrado foram agrupados em classes de tamanho em hectares. As métricas de paisagem quantificadas e especializadas foram: área (média da relação perímetro/área, índice de áreas centrais densidade de borda), forma (indicador médio de forma) e proximidade (distância do vizinho mais próximo dada em metro e Índice de Proximidade). O nordeste do estado de Mato Grosso é ocupado por 34,81 % e 27,22 % dos fragmentos de Floresta e Cerrado, respectivamente. A soma das áreas das classes de tamanhos maiores de área (classes >10.000 a 30.000 ha e >30.000 ha) é maior para os fragmentos florestais, o que é indicativo da presença mais expressiva do bioma Amazônico naquela região e uma evidência da maior pressão antrópica sobre a fragmentação do Cerrado. No nordeste do estado de Mato Grosso, os fragmentos de Floresta e Cerrado maiores estão mais protegidos do que aqueles com áreas menores, por possuírem menor relação área interna/área externa, maior percentual de área central e borda menos participativa em relação à área total.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem. Mosaico heterogêneo. Uso e cobertura do solo.

Introdução

Em um conceito mais abrangente, a paisagem pode ser entendida como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo essa heterogeneidade existente por pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação (METZGER, 2001). Ainda de acordo com o autor, o conjunto das unidades interativas de uma paisagem, em geral, é dado por ecossistemas, unidades de cobertura vegetativa ou uso e ocupação do solo, sendo que a escolha em cada umas dessas três formas de representar as unidades da paisagem é feita arbitrariamente pelo observador.

Entre as finalidades principais do estudo de paisagens, a partir da abordagem Ecologia da Paisagem, está o uso e o planejamento do território por meio da compreensão interativa entre sociedade e natureza. Em ecologia de paisagens, a noção básica de paisagem é a espacialidade

e a heterogeneidade do espaço onde o homem atua. Assim, ela considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, tendo em vista que a superfície terrestre não é homogênea, apresenta uma diversidade de formações (paisagens) geradas por processos naturais e moldadas em consequência de processos sociais, econômicos, políticos e culturais (COSTA, 2020). A paisagem, portanto, sob o aspecto espacial e heterogêneo, contempla fatores geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto culturais (AZEVEDO *et al.*, 2021).

Existem dois enfoques que permeiam a ecologia de paisagens: ecologia humana de paisagens (abordagem geográfica), centrada nas interações do homem com seu ambiente, em que a paisagem é o produto da interação da sociedade com a natureza (NAVEH; LIEBERMAN, 1994), e ecologia espacial de paisagens (abordagem ecológica), ocupada

em compreender as consequências do padrão espacial (a forma pela qual a heterogeneidade se expressa espacialmente) nos processos ecológicos (FORMAN; GORDON, 1986; TURNER, 1989; WIENS *et al.*, 1993).

Os limites das unidades interativas da paisagem definem-se por três fatores: ambiente abiótico (formas de relevo, tipos de solo, dinâmica hidro-geomorfológica, parâmetros climáticos, em particular), perturbações naturais (fogo, tornados, enchentes, erupções vulcânicas, geadas, por exemplo) e perturbações antrópicas (fragmentação e alteração de habitats, desmatamento, criação de reservatórios, implantação de estradas, entre outros). Esses três fatores ao inter-relacionarem-se criam padrões (conjuntos interativos) diferenciados no espaço geográfico (METZGER, 2001).

A observação do grau de diferenciação existente numa determinada paisagem está diretamente atrelada à escala de observação, pois processos e padrões no âmbito da paisagem variam no que diz respeito aos seus efeitos ou a sua importância em diferentes escalas espaciais e temporais (ODUM; BARRET, 2008). As escalas de observações que tangem a dimensão espacial podem ser locais (áreas menores de paisagens nas quais se consideram os resultados do autodesenvolvimento interno próprio dos geossistemas), regional (paisagens de grandes extensões territoriais distintas por características morfológicas, edáficas e funcionais) e planetário (RODRIGUEZ *et al.*, 2007).

O método básico de análise de paisagens em ecologia da paisagem prevê a compreensão das características fisionômicas e estruturais dentro das diversas escalas de análise, o que implica no conhecimento inicial da organização da paisagem, por meio da análise estrutural dela, ou seja, de como se dá seu padrão e organização espacial, além das relações entre os componentes que a formam (RODRIGUEZ *et al.*, 2007).

De acordo com Casimiro (2009), a estrutura da paisagem contempla a matriz (cobertura com maior conectividade e domínio no funcionamento da paisagem e que exerce influência sobre as demais unidades da paisagem), manchas ou fragmentos (áreas relativamente homogêneas que diferem das demais ao seu redor e variam em tamanho, forma, tipo e características de borda, influenciando as relações ecológicas) e corredores (estruturas lineares da paisagem com características diferentes das manchas e que possuem a função de ligar dois ou mais fragmentos anteriormente unidos).

A fragmentação de porções de vegetações nativas ou a ruptura das unidades de paisagens fragilizam os ecossistemas, pois culminam no isolamento entre espécies vegetais e animais que ali habitam, com redução das áreas dos seus habitats e consequências de extinções, acentuando o efeito de borda nas áreas de contato entre a matriz antropizada e o remanescente de vegetação nativa (ETTO *et al.*, 2013; HENTZ *et al.*, 2015; ANDRADE *et al.*, 2020). Portanto, pesquisas a respeito da estrutura da paisagem e do padrão espacial dos fragmentos são necessárias às estratégias de conservação ambiental.

Os padrões da fragmentação de elementos da paisagem podem ser analisados por meio da quantificação e espacialização dos resultados obtidos com a métrica de paisagem, produzindo-se informações referente à quantidade e à qualidade das manchas (SILVA; SOUZA, 2014). O levantamento dos padrões de fragmentos de paisagens para compreensão dos efeitos da fragmentação de vegetação nativa em bacias hidrográficas, municípios e unidades de conservação, ou seja, em escalas regionais, pode ser realizado de forma rápida e relativamente pouco dispendiosa por meio de Sistemas de Informação Geográfica e técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto (CALEGARI *et al.*, 2010; AMORIM *et al.*, 2021).

A fragmentação da vegetação nativa em porções menores no estado de Mato Grosso provém da ação antrópica contínua de uso e ocupação das terras do estado, iniciado por um processo de colonização complexo e governamental de anexo ao projeto denominado “A Marcha para Oeste”, que propunha ocupar as terras da região Centro-Oeste até a Amazônia, perpassando pela tentativa de reforma agrária (LAMERA; FIGUEIREDO, 2008; CALONGA, 2015; ALMEIDA, 2021).

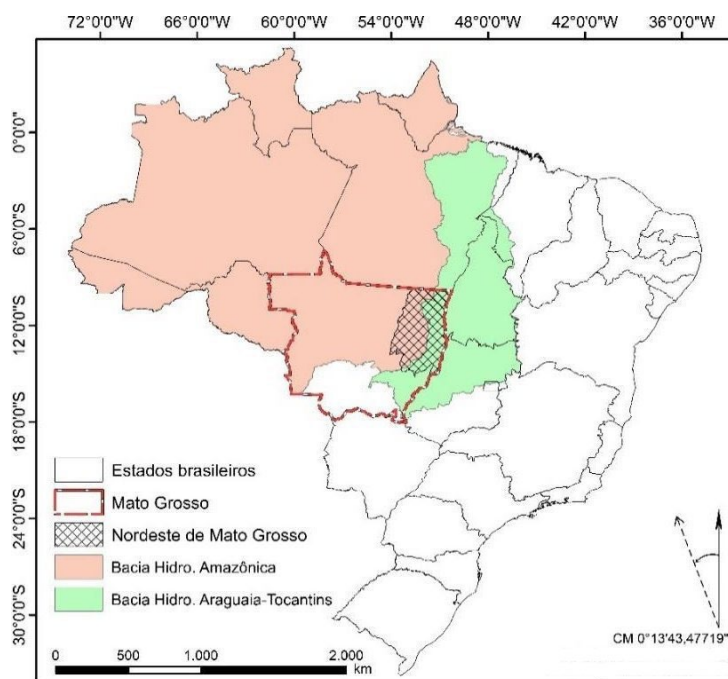
Atualmente, a região nordeste de Mato Grosso é a segunda maior produtora de grãos de soja de acordo com a 8ª estimativa da Safra de Soja – 2020/2021 do Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária (IMEA), consolidando-se entre as principais regiões produtoras desses grãos daquele estado. Indicativo disso são os aumentos contínuos da área cultivada com soja, seja pela substituição das pastagens degradadas, seja pela abertura de novas áreas a partir da fragmentação e supressão da vegetação nativa no nordeste do Mato Grosso.

Os processos antrópicos anteriores ou contemporâneos de uso e ocupação de terras no estado de Mato Grosso promoveram a fragmentação e a supressão da vegetação nativa. Assim, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar padrões de fragmentação das vegetações florestal e de Cerrado no nordeste daquele estado.

Material e métodos

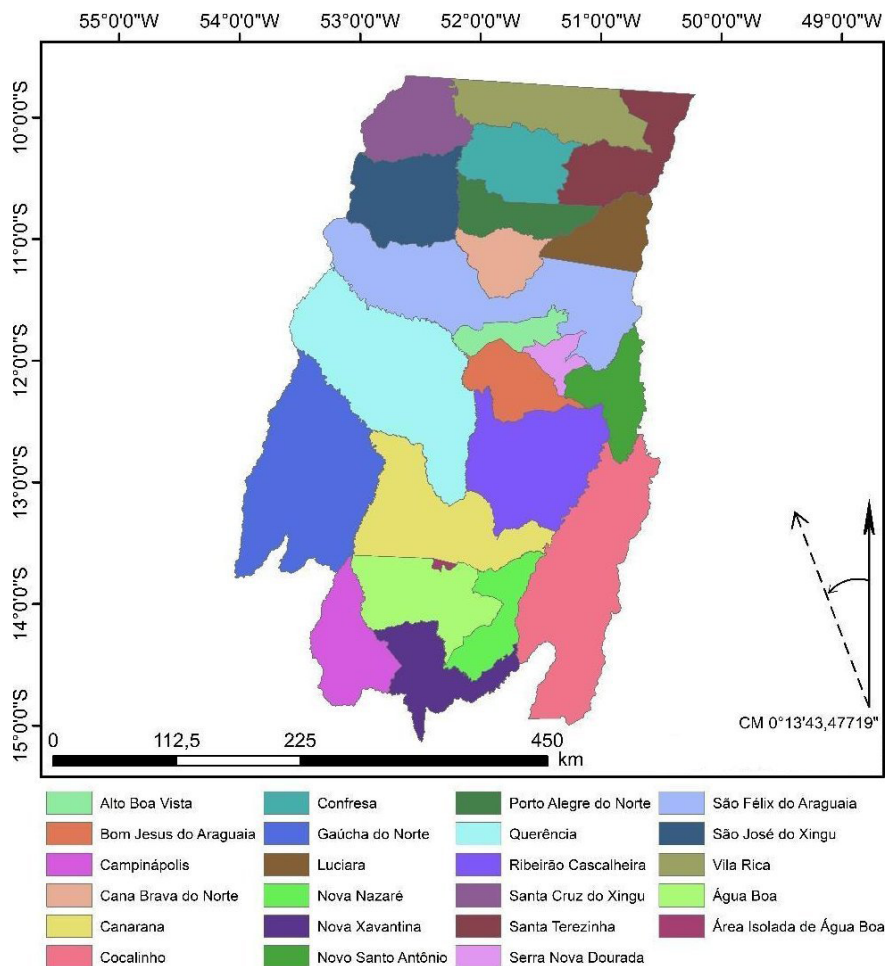
O presente trabalho foi realizado na região nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil (FIGURA 1), localizada entre as coordenadas 13°45'52,48”S, 54°06'9,49”O e 09°50'53,67”S, 50°14'52,8”O. Tal região tem área de 170.093,58 km² e está incluída nas bacias hidrográficas Amazônica e Tocantins-Araguaia. Portanto, a análise dos padrões de fragmentos nativos de vegetação deu-se no âmbito de escala regional, por meio de uma abordagem estrutural do padrão e da organização espacial da paisagem.

Figura 1 – Localização da região nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil.



Fonte: elaborada pelos autores (2022)

Figura 2 – Municípios constituintes da região nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil.



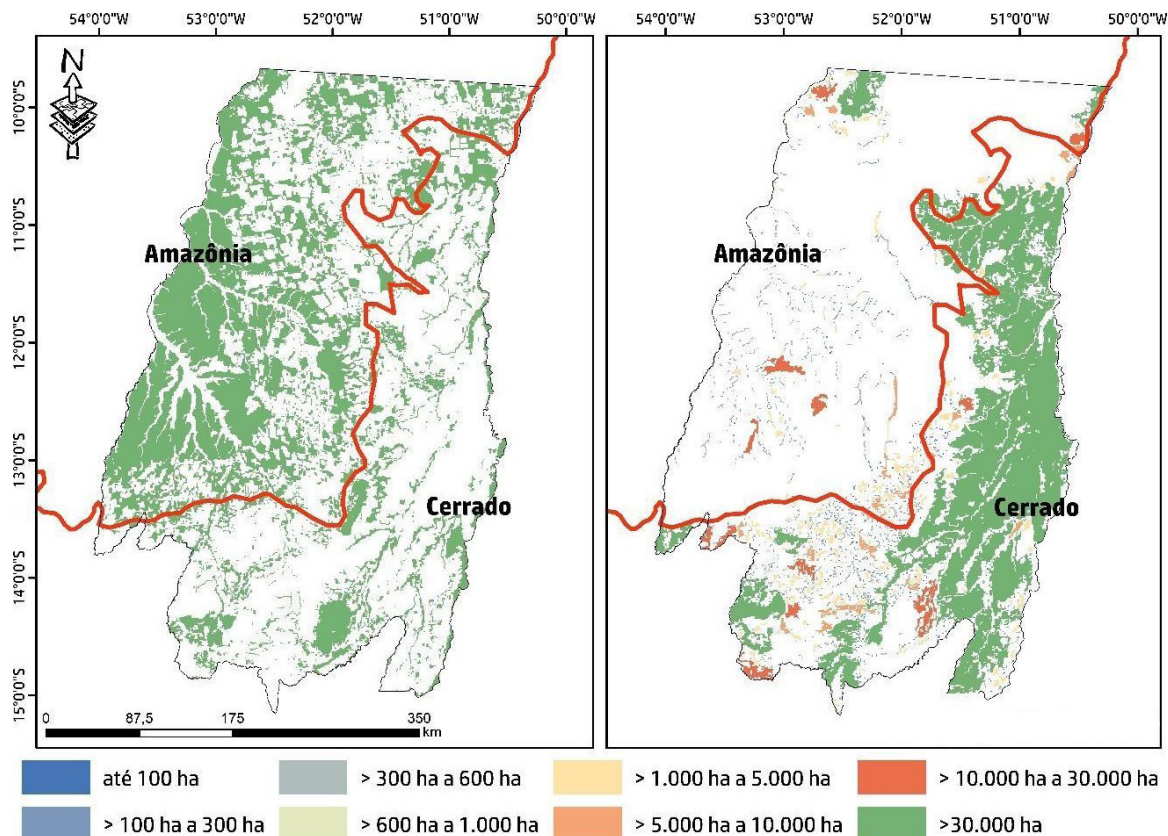
Fonte: elaborada pelos autores (2022)

A estimativa das métricas da paisagem no nordeste de Mato Grosso referente aos fragmentos das coberturas de vegetação florestal e de Cerrado contidos nos biomas Amazônico e Cerrado deu-se em um arquivo vetorizado na extensão *shapefile* referente ao uso e à ocupação do solo do estado de Mato Grosso (IBGE, 2018), após aplicação sobre o referido arquivo, de um *buffer* negativo de 50,00 m.

Os fragmentos vegetativos de Floresta e Cerrado (FIGURA 3) foram agrupados em classes de tamanho de área (até 100,00 ha; >100,00 ha a 300,00 ha; >300,00 ha a 600,00 ha; >600,00 ha a 1.000,00 ha; >1.000,00 ha a 5.000,00 ha; >5.000,00 ha a 10.000,00 ha; >10.000,00 ha a 30.000,00 ha; >30.000 ha). As métricas de paisagem foram quantificadas e

especializadas segundo as teorias descritas em Volotão (1998), Luz *et al.* (2018) e Silva e Souza (2014), sendo elas: de área, como o índice de áreas centrais (IAC), sendo a porcentagem média de área central de cada fragmento vegetativo para cada classe de tamanho de área e densidade de borda (ED) expressa em $m\ ha^{-1}$; de forma, como a média da relação perímetro/área (MPAR) expressa em $m\ m^{-2}$ e indicador médio de forma (MSI), sendo a razão média perímetro/área de todas as manchas divididas pelo quadrado da área da classe; de proximidade: distância do vizinho mais próximo (MDVP) dada em metro, em que, na escala de Almeida (2008), tem-se baixo isolamento (distância até 60,00 m de borda a borda da mancha), médio isolamento (distância até 120,00 m), alto

Figura 3 – Fragmentos vegetativos de Floresta (imagem à esquerda) e Cerrado (imagem à direita) existentes no nordeste do estado de Mato Grosso, classificados com base nas suas áreas em hectares (ha). À esquerda da linha vermelha, tem-se o bioma Amazônico, e à direita, o bioma Cerrado.



Fonte: elaborada pelos autores (2022)

isolamento (distância até 200,00 m) e muito alto isolamento (distância acima de 200,00 m) e o índice de proximidade (PROX_2000), o qual atribui um valor de conectividade para cada fragmento de interesse, considerando a proximidade (distância) e o tamanho (área) de todos os fragmentos cujas bordas se encontrarem inseridas em um raio de busca (2.000 m), determinado a partir do fragmento de interesse. O cálculo das métricas de paisagem foi realizado pelo aplicativo computacional ArcMap 10.5, por meio da extensão V-LATE.

Resultados e discussão

De acordo com os valores descritos na Tabela 1, tem-se que 34,81 % e 27,22 % dos fragmentos de Floresta e Cerrado ocupam

o território do nordeste do Mato Grosso, respectivamente. Ainda, observa-se que a soma das áreas das classes de tamanhos maiores de área (classes >10.000 a 30.000 ha e >30.000 ha) é maior para os fragmentos Florestais, o que é indicativo da presença mais expressiva do bioma Amazônico naquela região, além de ser uma evidência da maior pressão antrópica sobre a fragmentação do Cerrado.

Na Tabela 2, os valores de MSI são crescentes entre a classe de tamanho de área menor para a maior nos fragmentos Floresta e Cerrado. O principal aspecto da forma é a relação com o efeito de borda (VOLATÃO, 1998). Assim, e de acordo com o referido autor, valores de MSI mais afastados e maiores que 1,0 sugerem distanciamento da forma quadrada perfeita (padrão) do fragmento vegetativo, relacionados,

Tabela 1 – Soma total de áreas (hectares) por classes de tamanho dos fragmentos de vegetações Florestal e de Cerrado no nordeste* do estado de Mato Grosso, Brasil.

Classes	Floresta	Cerrado
até 100 ha	96.697,03	104.024,95
>100 a 300 ha	133.409,97	99.799,86
>300 a 600 ha	122.561,71	80.342,82
>600 a 1.000 ha	124.026,02	68.589,72
>1.000 a 5.000 ha	488.327,39	220.574,65
>5.000 a 10.000 ha	285.162,65	151.421,82
>10.000 a 30.000 ha	548.526,55	238.402,94
>30.000 ha	4.122.774,99	366.6182,64
SOMA	5.921.486,31	4.629.339,40

*A área territorial estimada do nordeste do Mato Grosso foi de 17.009.358,21 hectares.

Fonte: elaborada pelos autores (2022)

Tabela 2 – Métricas de forma¹, tamanho² e proximidade³ para avaliação dos fragmentos de vegetação Florestal e Cerrado no nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil.

Classes	MPAR ¹	MSI ¹	IAC ²	ED ²	PROX_2000 ³	MDVP ³
até 100 ha	0,011	1,16	80,45	41,39	2,01	3.523,16
>100 a 300 ha	0,003	1,24	85,99	28,91	0,73	4.973,92
>300 a 600 ha	0,002	1,45	88,45	23,56	2,33	7.874,84
>600 a 1.000 ha	0,002	1,58	90,37	19,53	0,95	10.177,26
>1.000 a 5.000 ha	0,002	1,90	92,80	14,53	5,90	5.935,11
>5.000 a 10.000 ha	0,001	2,34	95,08	9,90	6,62	20.646,35
>10.000 a 30.000 ha	0,001	2,87	96,06	7,92	11,37	19.921,31
>30.000 ha	0,001	5,80	97,68	4,65	2521,19	12.752,10
MÉDIA	0,003	2,29	90,86	18,78	318,89	10.725,51
até 100 ha	0,018	1,17	80,59	41,05	1,19	2.574,98
>100 a 300 ha	0,003	1,23	85,78	29,37	0,51	5.197,82
>300 a 600 ha	0,002	1,42	88,30	23,89	0,56	9.782,71
>600 a 1.000 ha	0,002	1,59	90,21	19,86	0,24	15.236,29
>1.000 a 5.000 ha	0,002	1,87	92,80	14,53	6,94	8.859,63
>5.000 a 10.000 ha	0,001	2,53	94,47	11,11	0,00	17.969,01
>10.000 a 30.000 ha	0,001	3,07	95,92	8,18	0,00	58.088,87
>30.000 ha	0,001	6,01	98,03	3,95	143,20	22416,63
MÉDIA	0,004	2,36	90,76	18,99	19,08	17.515,74

MPAR: média da relação perímetro/área ($m\ m^{-2}$); **IAC:** índice de áreas centrais, sendo a porcentagem média de área central de cada fragmento vegetativo para cada classe de tamanho de área; **ED:** densidade de borda, expressa $m\ ha^{-1}$; **MSI:** indicador médio de forma, sendo a razão média perímetro/área de todas as manchas dividida pelo quadrado da área da classe; **MDVP:** distância do vizinho mais próximo dada em metro (m); **PROX_2000:** Índice de Proximidade, o qual atribui um valor de conectividade para cada fragmento de interesse, considerando a proximidade (distância) e o tamanho (área) de todos os fragmentos cujas bordas se encontrarem inseridas em um raio de busca (2.000 m), determinado a partir do fragmento de interesse.

Fonte: elaborada pelos autores (2022)

portanto, a fragmentos vegetativos menores e com formatos diferentes em função de “recortes”. A alteração da forma dos fragmentos (vegetativo) diverge, portanto, do padrão de círculo perfeito, indicada à sua conservação (FORMAN, 1995), conferindo-lhe maior susceptibilidade ao efeito de borda (MCGARIGAL *et al.*, 2002).

Os valores de MPAR são inferiores a 1,0 para todas as classes de tamanho de áreas, sendo o comportamento de tal característica decrescente no sentido das classes de menor tamanho de área para aquelas com maior tamanho de área. Valores de MPAR abaixo de 1,00 têm relação com maior proteção do fragmento vegetativo e quanto menores forem, maior será a proteção de tal por haver menor relação de sua área interna com a área externa (SILVA; SOUZA, 2014). Ainda, considerando o sentido da menor para a maior classe de tamanho de área observou-se aumento nos valores de IAC, expressando maiores valores percentuais das áreas centrais nesses fragmentos e redução dos valores de ED (maior participação da área central no fragmento).

Sobre o PROX_2000, observa-se um valor relativamente alto entre todas as classes de tamanho de área e a classe de tamanho de área >30.000 ha para os fragmentos de Floresta e Cerrado, ou seja, maior grau de conectividade para essa última (classe) (TABELA 2). No entanto, tal conectividade é meramente comparativa, uma vez que, sobre os valores de MDVP para todas as classes de tamanho de área, ficou estabelecido grau de isolamento “muito alto” na escala de Almeida (2008): baixo isolamento - distância até 60,00 m de borda a borda da mancha; médio - distância até 120,00 m; alto - distância até 200,00 m; muito alto - distância acima de 200,00 m.

No nordeste do estado de Mato Grosso, os fragmentos maiores de Floresta e Cerrado estão, comparativamente com áreas menores, mais protegidos, por possuírem menor relação área interna/área externa, maior percentual de

área central e borda menos participativa em relação à área total. Esses fatos são pertinentes à importância de manter preservadas grandes áreas que ainda não foram “abertas” (desmatadas), recaindo sobre a conservação da vegetação nativa. As áreas menores na referida região nordeste daquele estado estão mais susceptíveis ao efeito de borda por possuírem formas mais recortadas e menor conectividade com grau de isolamento “muito alto”. Ressalta-se que o isolamento de fragmentos de vegetação natural promove a redução das espécies florestais neles contidos, uma vez que estão submetidas aos efeitos do tamanho pequeno do fragmento – e dos efeitos das suas bordas – e da perda de hábitat (MORAES *et al.*, 2015).

Pesquisando métricas de paisagens na Amazônia, sob a perspectiva temporal, Pereira *et al.* (2001) verificaram crescimento dos valores de densidade de borda, passando de 3,00 m ha⁻¹ para 25,00 m ha⁻¹ entre os anos de 1973 a 1997 em fragmentos de Floresta, o que implica maior degradação desse ambiente. Também houve aumento do índice de forma (5 para 30) para o referido período de fragmento vegetativo, demonstrando aumento da complexidade das formas das manchas. Por fim, os citados autores atribuíram aos fatos descritos expressiva diminuição da percentagem da área central dos fragmentos florestais.

Andrade *et al.* (2020) associaram o comprimento elevado das bordas ao alto grau de fragmentação da vegetação arbórea e verificaram índice de forma dos fragmentos de 1,56, sugerindo formas mais irregulares de fragmento, reforçando que o aumento de bordas favorece desequilíbrios nas relações ecológicas entre espécies de fauna e flora, principalmente pela possibilidade de elevação da temperatura do ar e o déficit de pressão de vapor no interior do fragmento vegetal. A conectividade dos fragmentos de vegetação arbórea encontrados pelos autores citados anteriormente foi de

0,40, ou seja, baixa, trazendo isolamento entre fragmentos e dificuldade de deslocamento de determinadas espécies, sugerindo a implantação de corredores ecológicos.

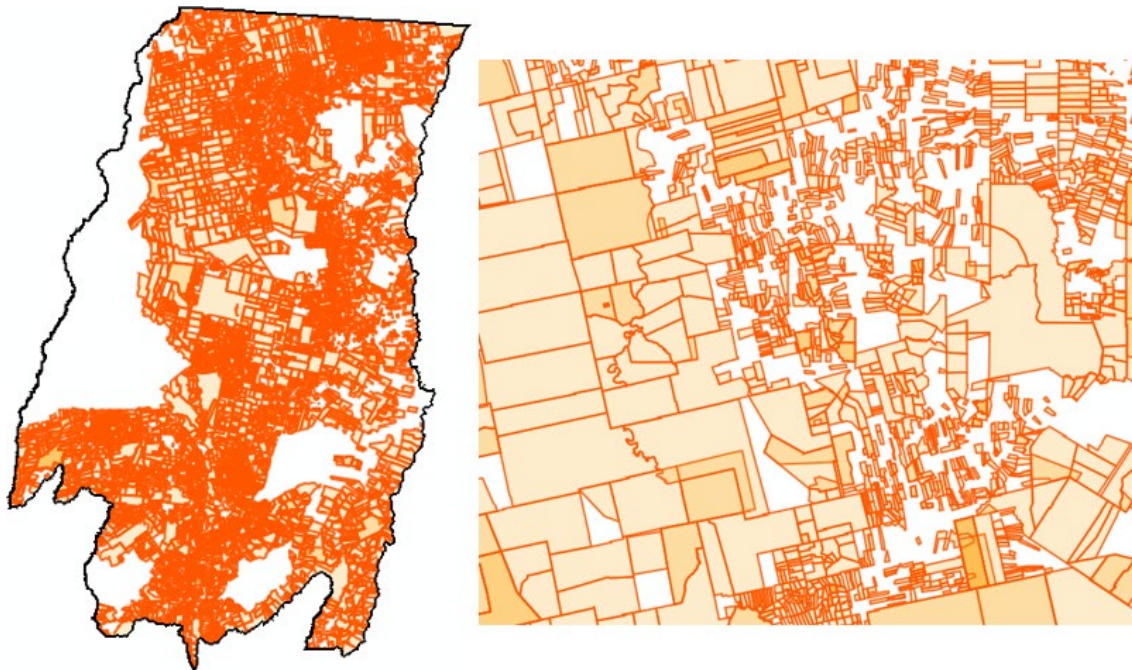
Fernandes *et al.* (2017) verificaram para fragmentos de vegetação nativa elevados valores de densidade de borda ($94,50 \text{ m ha}^{-1}$) e de fragmentos com baixo valor da área média. No estudo desses autores, o índice de área central da mata nativa foi 0,8 e, portanto, considerado muito baixo, consequência do expressivo efeito de borda. Ainda, verificaram que os fragmentos da vegetação nativa têm boa conectividade (índice de proximidade 775,50) e baixo valor de distância do vizinho mais próximo (29,60 m), o que permite melhor locomoção da fauna silvestre entre os fragmentos e um maior fluxo de pólen e sementes.

O “cenário de campo” em visitas ao nordeste de Mato Grosso revela, entre outras inúmeras belezas naturais, grandes rodovias federais e estaduais, asfaltadas ou não (“estradões”),

bem como inúmeras estradas não asfaltadas pelas áreas rurais. Essas vias de locomoção são produtos de um longo e complexo processo de colonização das terras de Mato Grosso, iniciado com o projeto governamental “A Marcha para Oeste”, no ano de 1938 com a proposta de ocupar as terras da região Centro-Oeste até a Amazônia, perpassando pela tentativa de reforma agrária (LAMERA; FIGUEIREDO, 2008; CALONGA, 2015; ALMEIDA, 2021). Ainda nesse cenário, podem ser observadas parcelas menores de terras chamadas de “posse” por habitantes locais, bem como extensas áreas de agricultura com cultivo em sucessão de soja e milho.

Sobre a fragmentação de áreas de vegetação nativa no nordeste de Mato Grosso, considerando os elementos de paisagem observados tem-se que o parcelamento de terras é proveniente respectivamente: da antropização das áreas para uso e ocupação do solo, oriunda do processo de colonização territorial, e que associa-se a porções menores de terras, iniciado a partir do

Figura 4 – Polígonos representando os Cadastros Ambientais Rurais (CAR) em análise pela Secretaria de Meio Ambiente do estado de Mato Grosso (SEMA-MT), para a região nordeste do estado e um “zoom” de uma porção aleatória da imagem.



Fonte: elaborada pelos autores (2022)

esquadrejamento de grandes polígonos regulares de vegetação nativa; da expansão da sojicultura (colonização privada) a partir do ano de 2009 (BAMPI *et al.*, 2017), culminando na abertura de novas áreas agrícolas por meio da fragmentação de áreas de maior superfície pela supressão de vegetação de áreas já fragmentadas.

A Figura 4 refere-se aos Cadastros Ambientais Rurais solicitados à Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso e ilustra a dimensão espacial do parcelamento das terras no nordeste daquele estado, o qual traz consequências diretas à fragmentação de áreas naturais em porções cada vez menores. Na Figura 5, há exemplos de um grande fragmento natural e vegetativo “recortado” por vias de locomoção, proveniente do processo inicial de colonização ou parte de ações antrópicas contemporânea de colonização privada e contínua, além de fragmentos naturais pequenos existentes em propriedades rurais menores, produto de um processo longo de colonização e parcelamento de terras.

Conclusões

O nordeste do estado de Mato Grosso é ocupado por 34,81 % e 27,22 % dos fragmentos de Floresta e Cerrado, respectivamente. A soma das áreas das classes de tamanhos maiores de área (classes >10.000 a 30.000 ha e >30.000 ha) é maior para os fragmentos Florestais, o que pode ser indicativo da presença mais expressiva do bioma Amazônico naquela região e uma evidência da maior pressão antrópica sobre a fragmentação do Cerrado.

No nordeste do estado de Mato Grosso, os fragmentos de Floresta e Cerrado maiores estão mais protegidos do que aqueles com áreas menores, por possuírem menor relação área interna/área externa, maior percentual de área central e borda menos participativa em relação à área total. Ressalta-se que, o uso de métricas de paisagens na interpretação da evolução da fragmentação vegetativa natural deve ser utilizada com cautela, uma vez que tais métricas não são espacialmente explícitas.

Figura 5 – Grande e pequenos fragmentos natural(is) e vegetativo(s) “recortado” por vias de locomoção no nordeste de Mato Grosso.



Fonte: elaborada pelos autores (2022)

Referências

- ALMEIDA, L. S. Significados locais da colonização interna no norte mato-grossense. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos**, v. 23, n. 1, p. 1-22, 2021.
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P.; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do ribeirão da boa vista. **Revista Formação** (online), v. 28, n. 53, p. 625-642, 2021.
- ANDRADE, A. S.; RIBEIROI, S. C. A.; PEREIRAI, B. W. F.; BRANDÃO, V. V. P. Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 406-420, 2020.
- AZEVEDO, J. C. PÉREZ-RODRIGUÉZ, F.; SILVA, G. M. Da.; LANA, J. **Ordenamento e planeamento florestal em Portugal**. In: RIBEIRO, S. M. C.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. Ecologia da paisagem no contexto Luso-Brasileiro: volume II. Curitiba: Appris, 2021. p. 53-76.
- BAMPI, A. C.; DUTRA, M. M.; SILVA, C. A. F. DA.; ARANTE, A.; SROCZYNSKI, C. I. Expansion of the capitalist agricultural frontier in the Baixo Araguaia Brasileiro (MT): environmental amendments and socio-territorial conflicts. **Revista de Geografia**, v. 1, n. 21, p. 29-45, 2017.
- CALEGARI, L.; MARINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 4, n. 5, p. 871-880, 2010.
- CALONGA, M. D. A Marcha para Oeste e os intelectuais em Mato Grosso: política e identidade. **Revista Espaço Acadêmico**, v. 14, n. 168, p. 126-132, 2015.
- CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista portuguesa de estudos regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009.
- COSTA, I. C. N. P. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de Geografia**, v. 38, n. 1, p. 91-105, 2020.
- ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras – Campinas-SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013.
- FERNANDES, M.; FERNANDES, M., ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. Da. S.; GONÇALVES, F. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. 1, p. 1-9, 2017.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley & Sons Ed., 1986. 620p.
- FORMAN, R. T. **Land mosaics: the ecology of landscape and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 656p.
- HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu – PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11 n. 21, p. 2842-2858, 2015.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil: Cobertura e Uso da Terra, Mato Grosso – 2018**. Disponível em:

https://www.ibge.gov.br/apps/monitoramento_cobertura_uso_terra/v1/. Acesso: 12 dez. 2021.

IMEA (Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária). **8ª Estimativa da Safra de Soja – 2020/21**. Disponível em: file:///C:/Users/rapha/Downloads/Estimativa%20de%20Safra%20-%20Soja%20-%202020_21%20(4).pdf. Acesso: 23 dez. 2021.

LAMERA, J. A.; FIGUEIREDO, A. M. R. Os assentamentos rurais em Mato Grosso. In: Congresso Brasileiro de Economia, Administração e Sociologia rural – SOBER, 46, 2008, Rio Branco-Acre. **Anais...** Rio Branco: [S.n.]. CD-ROOM.

LUZ, N. B. da; MARAN, J. C.; GARRASTAZÚ, M. C.; ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. de; FRANCISCON, L.; FREITAS, J. V. De. **Manual de análise da paisagem**: vol. 3: procedimento para a geração de índices espaciais das unidades amostrais de paisagem. Colombo: Embrapa Florestas, 2018. v. 3: 93p.

MECGARIGAL, 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. 122p.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001.

MORAES, M. C. P; MELLO, K.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 39, n. 2, p. 1-8, 2015.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**.

New York: 2. ed., Springer-Verlag, 1994. 387p.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008. 632p.

PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M.; GOELDI, M. P. E.; ROBERTS, D. A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n. 1, p. 59-90, 2001.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. P. B. **Geoecologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Fortaleza: 3. ed., Universidade Federal do Ceará, 2007. 225p.

SILVA, M. do. S. F. da; SOUZA, R. M. e. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

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

VOLATÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial: Métricas do Fragstats**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. 48p.

WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369-380, 1993.