

ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JI-PARANÁ, AMAZÔNIA OCIDENTAL

Rodrigo Martins Moreira ¹ 

Jéssica Lauany dos Santos Cesconetto ² 

Destaques:

- A análise da fragmentação da paisagem mostrou um aumento no número de fragmentos < 5 ha.
- Houve aumento no número de áreas nucleares disjuntas para todas as classes de fragmentos.
- Houve aumento da distância entre fragmentos maiores que 100 ha.
- Fragmentos >100 ha apresentaram maiores valores de NDVI.

Resumo: Este estudo analisou a fragmentação florestal por meio de métricas de ecologia da paisagem na bacia Hidrográfica do Rio Ji-Paraná, Estado de Rondônia. Utilizada a classificação do uso e ocupação do solo disponibilizada pelo MapBiomias. As métricas de ecologia da paisagem foram calculadas utilizando o software FRAGSTATS. A fragmentação florestal analisada consistiu em quatro classes de acordo com o tamanho dos fragmentos, sendo as classes: menor que 5 ha, entre 5 e 10 ha, entre 10 e 100 ha e maior que 100 ha, comparando os anos de 1985 e 2019. Ainda, no estudo verificou-se o NDVI anual médio para cada classe de tamanho de fragmento a partir de dados do Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer com 500 metros de resolução espacial e 16 dias de revisita usando a plataforma Google Earth Engine. A análise da fragmentação da paisagem mostrou um aumento no número de fragmentos com tamanho menor que 5 ha de 1985 para 2019. Além disso, apresentou aumento no número de áreas nucleares disjuntas para todas as classes de fragmentos e mostrou um aumento da distância entre fragmentos maiores que 100 ha. Quanto ao NDVI, todos os tamanhos de fragmentos apresentaram diferenças significativas quando comparados aos fragmentos com tamanho maior que 100 ha, que apresentaram os maiores valores.

Palavras-chave: Uso e ocupação do solo; sensoriamento remoto; ecologia da paisagem; NDVI; desmatamento.

ANALYSIS OF FOREST FRAGMENTATION IN THE JI-PARANÁ WATERSHED, WESTERN AMAZON

Abstract: This study analyzed the forest fragmentation through landscape ecology metrics in the Ji-Paraná watershed, Rondônia State. Data from classification of land use and occupation were provided by MapBiomias. Landscape ecology metrics were calculated using FRAGSTATS software. The analysed forest fragmentation consisted of four classes according to fragmente sizes, namely: less than 5 ha, between 5 and 10 ha, between 10 and 100 ha and larger than 100 ha, comparing the years 1985 and 2019. Furthermore, the men annual NDVI for each fragment size class was observed from

¹ Docente do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia (UNIR). E-mail: rodrigo.moreira@unir.br

² Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Rondônia (UNIR). E-mail: cesconetto123jessica@gmail.com

Moderate Resolution Image Spectroradiometer data with a 500-m space resolution and a 16-day revisit using the Google Earth Engine platform. The analysis of landscape fragmentation showed an increase in the number of fragments smaller than 5 ha from 1985 to 2019, as well as an increase in the number of disjoint nuclear areas for all fragment classes. Moreover, it showed an increase in the distance between fragments larger than 100 ha. Regarding the NDVI, all fragment sizes showed significant differences when compared to fragments larger than 100 ha, which presented the highest values.

Keywords: Land use and occupation; remote sensing; landscape ecology; NDVI; deforestation.

ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO JI-PARANÁ, AMAZONÍA OCCIDENTAL

Resumen: Este trabajo analizó la fragmentación del bosque por medio de métricas de la ecología del paisaje en la cuenca del río Ji-Paraná, en el estado de Rondônia. Se utilizó la clasificación de uso y ocupación del suelo proporcionada por MapBiomas. Las métricas de ecología del paisaje se calcularon utilizando el software FRAGSTATS. La fragmentación del bosque analizada consistió en cuatro clases según el tamaño de los fragmentos, a saber, menor que 5 ha, entre 5 y 10 ha, entre 10 y 100 ha y mayor que 100 ha, comparando los años 1985 y 2019. Por otra parte, el trabajo verificó el promedio anual del NDVI para cada clase de fragmentos a partir de datos del Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer con resolución espacial de 500 y un periodo de actualización de 16 días, utilizando la plataforma Google Earth Engine. El análisis de fragmentación del paisaje mostró un aumento en el número de fragmentos menores que 5 ha de 1985 a 2019. Presentaron, además, un incremento en el número de áreas nucleares disjuntas para todas las clases de fragmentos y también un incremento en la distancia entre fragmentos mayores que 100 ha. Con respecto al NDVI, todos los tamaños de los fragmentos presentaron diferencias significativas al compararlos con los fragmentos mayores que 100 ha, que presentaron los valores más altos.

Palabras clave: Uso y ocupación del suelo; detección remota; ecología del paisaje; NDVI; deforestación.

INTRODUÇÃO

O processo de uso e ocupação do Estado de Rondônia, desde a década de 1980, é pautado no modelo de produção agropecuária não conservacionista. Um dos aspectos desse modelo é a supressão da vegetação natural para expansão de áreas produtivas (LOPES; SANTOS; NUNES, 2019). A partir do exposto, tem-se como consequência direta a fragmentação florestal, que por sua vez ocasiona: perda de biodiversidade; comprometimento do fluxo gênico; degradação da qualidade do solo com lixiviação de nutrientes e processos erosivos; comprometimento da qualidade da água com aumento da turbidez e eutrofização cultural, assoreamento dos leitos de corpos hídricos; e alterações nos ciclos hidrológicos (SIQUEIRA; FARIA, 2019).

Segundo Bernacci (2006) a fragmentação florestal é o processo no qual uma grande área é transformada em pequenos pedaços, amenizando sua área total, conseqüentemente sendo isoladas por uma matriz divergente do habitat natural. Conforme Thomazini e Thomazini (2000), essa fragmentação florestal na maioria das vezes contribui para a perda de espécies por conta da destruição do habitat, auxilia também na redução do tamanho da população contribuindo para a redução da migração ou até mesmo inibindo a mesma. Para Dos Santos Abdalla, (2015) o conhecimento da fragmentação florestal ajuda a identificar problemas atuais e auxilia na gestão desse problema procurando a melhor maneira para manejo do local.

Contudo, a fragmentação florestal, como mencionado, causa a diminuição do fluxo gênico, por exemplo, dificultando que populações de plantas interajam com insetos de nicho específico de área de núcleo para a dispersão do pólen e zoocoria (MARTINS, 1987). No mesmo âmbito de causas da fragmentação florestal, pode-se citar também o processo de eutrofização cultural que segundo Cirilo (2008) é um fenômeno que resulta de pressões antrópicas como lançamento de efluentes, urbanização e impermeabilização, atividades agrícolas, entre outras, e é caracterizado pelo enriquecimento da água por nutrientes. A eutrofização cultural como consequência da fragmentação florestal é causada pelo uso não planejado do solo e deve-se ao carreamento de substâncias pela lavagem superficial do solo exposto (STECH *et al.*, 2010). Para mitigação desses impactos negativos, a tomada de decisão deve focar esforços estratégicos nas bacias hidrográficas (TUCCI; MENDES, 2006), como a Bacia do Rio Ji-Paraná, que possui posicionamento estratégico na Amazônia e alto grau de antropização.

Neste âmbito, surge a ciência da Ecologia da Paisagem que permite analisar quantitativamente os processos de mudanças ocorridas em uma paisagem, em diversas escalas, como a de bacias hidrográficas. Essas métricas da paisagem são obtidas a partir de índices que possibilitam a comparação, identificação de diferenças e relações entre as dinâmicas funcionais dessas paisagens. Ainda, podem ser classificadas como métricas de composição ou métricas de disposição (METZGER, 2001).

Uma ferramenta chave para os estudos da ecologia e dinâmica da paisagem são plataformas de Sistemas de Informações Geográficas, como a *Landscape Ecology Statistics* (LEcoS) integrada ao programa QGis (2021) e o FRAGSTATS: *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*, que permitem calcular métricas da paisagem a partir de dados matriciais ou vetoriais correspondentes aos fragmentos florestais, exemplos de métricas são: Densidade de Fragmentos; Índice de Maior Fragmento; Área Média do Fragmento; Índice de Forma Ponderado pela Área; entre diversos outros. Essas métricas podem ser aplicadas para estudo específico de fragmentos de vegetação, bem como, analisar a evolução de diferentes tipos de classes, como urbanização, vegetação nativa, agricultura, pastagens (FRAZIER, 2019). Essas métricas são ferramentas chave para análises de territórios que apresentam alta taxa de distúrbios antrópicos (SIQUEIRA; FARIA, 2019), os quais podem ser quantificados intrafragmentos por índices de vegetação a partir de produtos de sensoriamento remoto orbital, como o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI).

Scariot *et al.* (2005), relatam impactos negativos à biodiversidade devido a interferências antrópicas nos fragmentos florestais. Ainda, Ranta *et al.* (1998) afirmam a existência de uma relação negativa entre processos ecológicos, pressões antrópicas e o tamanho do fragmento. Barbosa *et al.* (2018) concluem em seu trabalho uma perda de florestas naturais e aumento de fragmentos com solo exposto de 1985 a 2015 e concluem uma redução na média de NDVI. Para tanto, no sentido de contribuir com o avanço do conhecimento acerca da temática na Bacia Hidrográfica do rio Ji-Paraná, foram calculadas as métricas da paisagem para os anos de 1985 e 2019 de acordo com seu tamanho, ainda, foram obtidos os valores de NDVI de acordo com cada tamanho de fragmentos. Nesse contexto, as perguntas direcionadoras desta pesquisa são: Há alteração nas métricas da paisagem devido à fragmentação florestal? A reflectância espectral do NDVI é alterada conforme o tamanho dos fragmentos? Norteia-se, a partir destes questionamentos, o objetivo desta pesquisa, que é analisar a fragmentação florestal e a resposta espectral dos fragmentos na Bacia Hidrográfica do Rio Ji-Paraná.

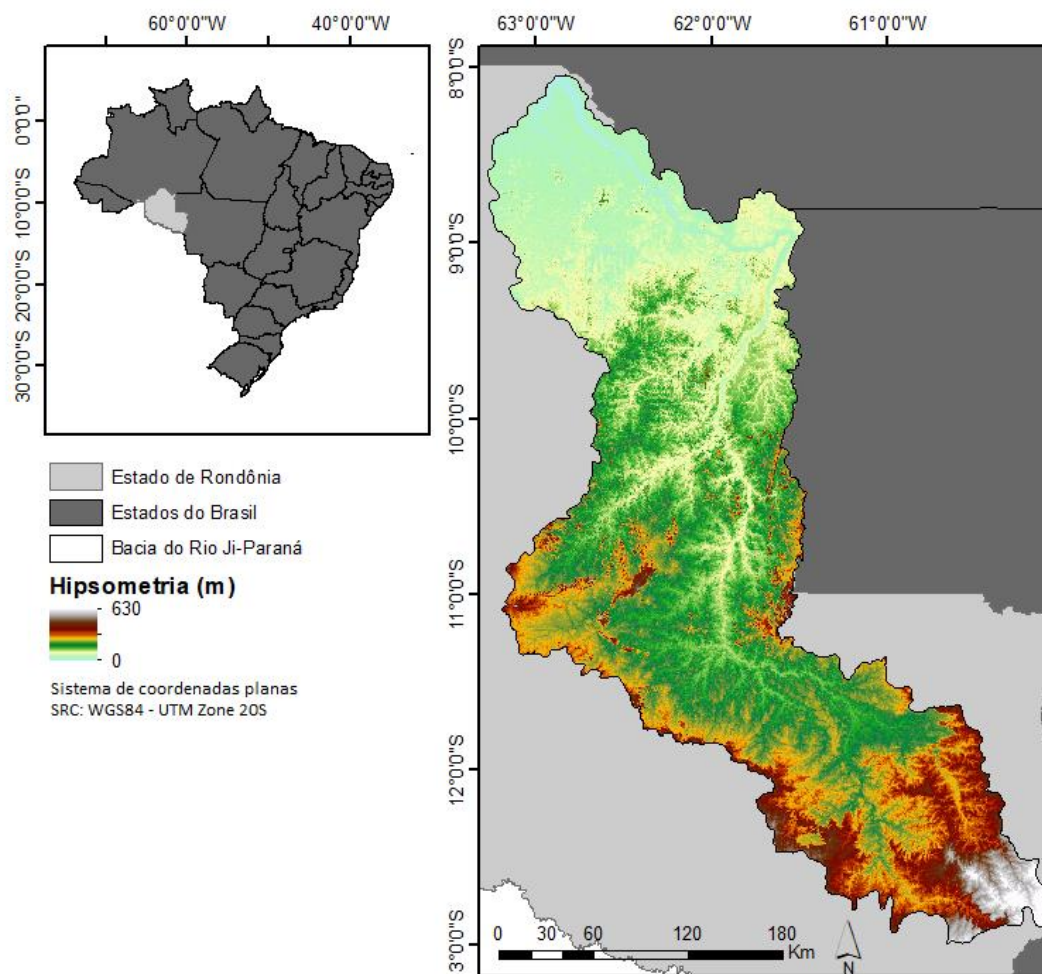
MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

A escala definida para esse estudo foi a de bacia hidrográfica, como proposto por Tucci (2006) e pela Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9433 de 1997 (BRASIL, 1997), é a unidade de integração entre iniciativas de gestão ambiental e recursos hídricos no Brasil.

A Bacia Hidrográfica do rio Ji-Paraná localiza-se no leste do Estado de Rondônia, como mostrado na figura 1, que segundo a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2021) possui uma área de drenagem aproximadamente 33 mil Km². Sua escolha para esse estudo é devido a seu tamanho e posicionamento estratégico como uma das principais contribuintes do Rio Amazonas e intensa expansão de atividades agropecuaristas.

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo

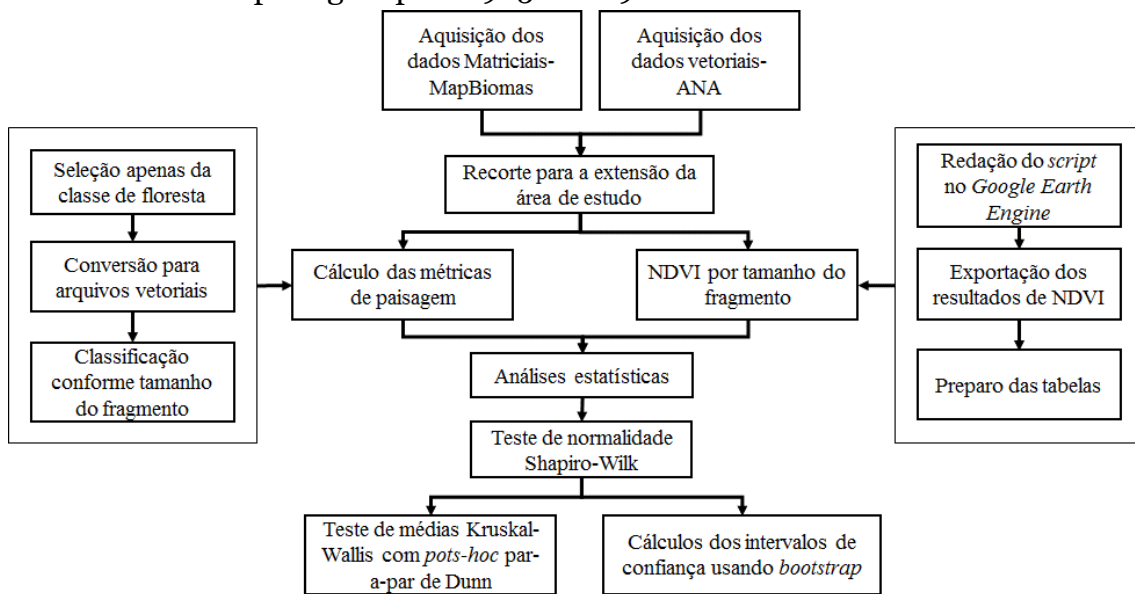


Fonte: Os autores.

Cálculo das métricas da paisagem

As imagens de uso e ocupação do solo foram adquiridas a partir do projeto MapBiomass, com resolução espacial de 30 metros. Um sumário das etapas pode ser encontrado na figura 2.

Figura 2 - Fluxograma das etapas da pesquisa para cálculo das métricas da paisagem para 1985 e 2019 e análise do NDVI



Fonte: Os autores.

Para processamento digital das imagens foram reprojetaadas para projeção plana Universal Transversor Mercator (UTM) Zona 20 Sul, no Sistema de Referências de Coordenadas SIRGAS 2000, as mesmas utilizando o software QGis v.3.10.0 (QGis, 2021), em seguida as imagens passaram pelos processos de separação das classes de floresta formando um arquivo de saída matricial novo, essa separação aconteceu de acordo com os tamanhos dos fragmentos florestais que foram divididos em 4 classes, sendo menor que 5 ha, entre 5 e 10 ha, entre 10 e 100 ha e por último maior que 100 ha.

Posteriormente com as classes separadas por tamanhos foi utilizado o *software* FRAGSTATS, versão 4.2.1 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012) para cálculo das métricas e índices de ecologia da paisagem. As fórmulas são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1- Métricas espaciais utilizados na quantificação da estrutura da paisagem

Métricas	Sigla e intervalo (unidade)	Fórmula e Interpretação
Área e Densidade	Número de fragmentos (NP)	NP = N NP = n _i onde n _i número de manchas em uma paisagem de uma determinada classe i.
	Densidade de fragmentos (PD)	% Mostra a densidade dos fragmentos em relação a área total.
Forma	Índice de forma médio (SHAPE_MN)	SHAPE_MN ≥ 1 Indica o fator de forma do fragmento, onde, maiores valores indicam maior irregularidade de forma.
	Total de bordas (TE)	TE ≥ 0 (m) TE = $\sum_{j=1}^n e_{ij}$ Onde: e _{ij} = comprimento total de borda em uma paisagem com determinada classe i
Bordas	Densidade de Bordas (ED)	ED ≥ 0 (m.ha ⁻¹) A ED Mede o comprimento total das bordas dos fragmentos por hectare.
Área do núcleo	Número de áreas centrais disjuntas (NDCA)	NDCA ≥ 0 (adimensional) Indica a quantidade de áreas de núcleo sem conexão.
	Índice de área dos núcleos (CAI)	0 ≤ CAI_MN ≤ 100 (%) Porcentagem da área da classe reconhecida como área de núcleo.
Vizinhança	Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN)	ENN_MN ≥ 0 (m) h _{ij} = distância (m) do patch ij ao patch vizinho mais próximo do mesmo tipo (classe), com base na distância de ponta a ponta da borda, calculada do centro da célula para o centro da célula.

Fonte: Os autores.

Aquisição de dados NDVI a partir do MODIS

Os dados de NDVI foram coletados de janeiro a dezembro de 2019 a partir do produto MCD43A4_006_NDVI, do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) com 500 metros de resolução espacial e 16 dias de revisita utilizando a plataforma de computação na nuvem *Google Earth Engine* (Apêndice A). Essa plataforma foi escolhida devido a sua capacidade de processamento de grande quantidade de dados em um curto período de tempo. Ainda, é importante ressaltar que o NDVI não foi calculado para o ano de 1985

devido à disponibilidade temporal do produto ser a partir do ano 2000. Os pesquisadores tentaram calcular o NDVI para o ano de 1985 utilizando o sensor *Thematic Mapper* (TM) do *Landsat 4*, no entanto, devido ao amplo tamanho da área de estudo o processo excede o limite memória para processamento de dados do *Google Earth Engine*, mesmo utilizados vários redutores, não se obteve sucesso, ficando assim a recomendação para trabalhos futuros.

O NDVI foi proposto por Rouse *et al.* (1973) e é uma aplicação dos processos de realce por razão entre bandas de produtos de sensoriamento remoto. O cálculo é regido pela equação 1.

$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED} \quad (1)$$

Em que:

NIR = banda correspondente ao infravermelho próximo;

RED = banda correspondente ao vermelho.

O resultado varia de -1 a 1, onde, valores abaixo de zero são considerados áreas não vegetadas e quanto mais próximo de 1, maior a sanidade da vegetação.

Análises estatísticas

Foram realizadas análises estatísticas descritivas, utilizando *bootstrap* com 9999 repetições, e inferenciais com o auxílio do *software* Jamovi versão 1.6 (2021) e o *software* SPSS v26 (IBM Corp., 2019). Para todas as análises utilizou-se α igual a 0,05.

O conjunto de valores para os anos foi testado quanto a sua normalidade usando o teste Shapiro-Wilk. Verificando a não aderência a normalidade, para comparar a existência de diferença entre NDVI para os tamanhos estudados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (1952), amplamente utilizado para testes de hipóteses em dados não paramétricos, rejeitando H_0 .

Em seguida, para analisar a existência de diferença de valores de NDVI de acordo com o tamanho dos fragmentos, foi aplicado o teste par-a-par de Dwass-Steel-Chritchlow-Fligner, descritos por Dwass (1960), Steel (1960; 1961) e Douglas e Michael (1991), onde:

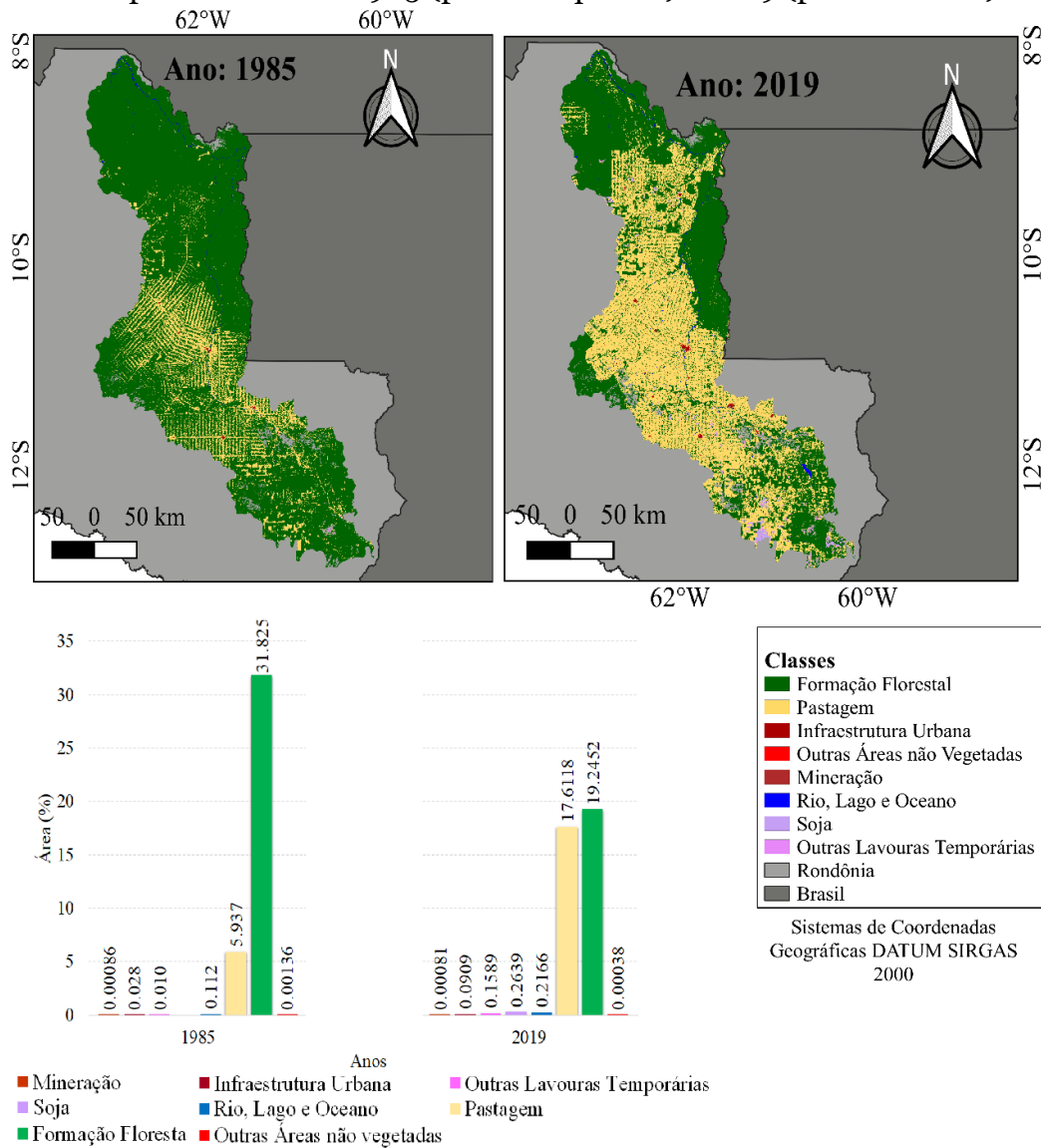
$$\left\{ \begin{array}{l} H_0: \text{Os dados não apresentam diferença significativa} \\ H_1: \text{Os dados apresentam diferença significativa} \end{array} \right.$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise das métricas da paisagem

As figuras 3 e 4 apresentam a mudança no uso e ocupação do solo na área de estudo, em que pode-se perceber um alto grau de antropização pela conversão de florestas nativas em pastagens.

Figura 3 - Mapa com o uso e ocupação do solo para a bacia do Rio Ji-Paraná para os anos de 1985 (painel esquerdo) e 2019 (painel direito)



Fonte: Os autores.

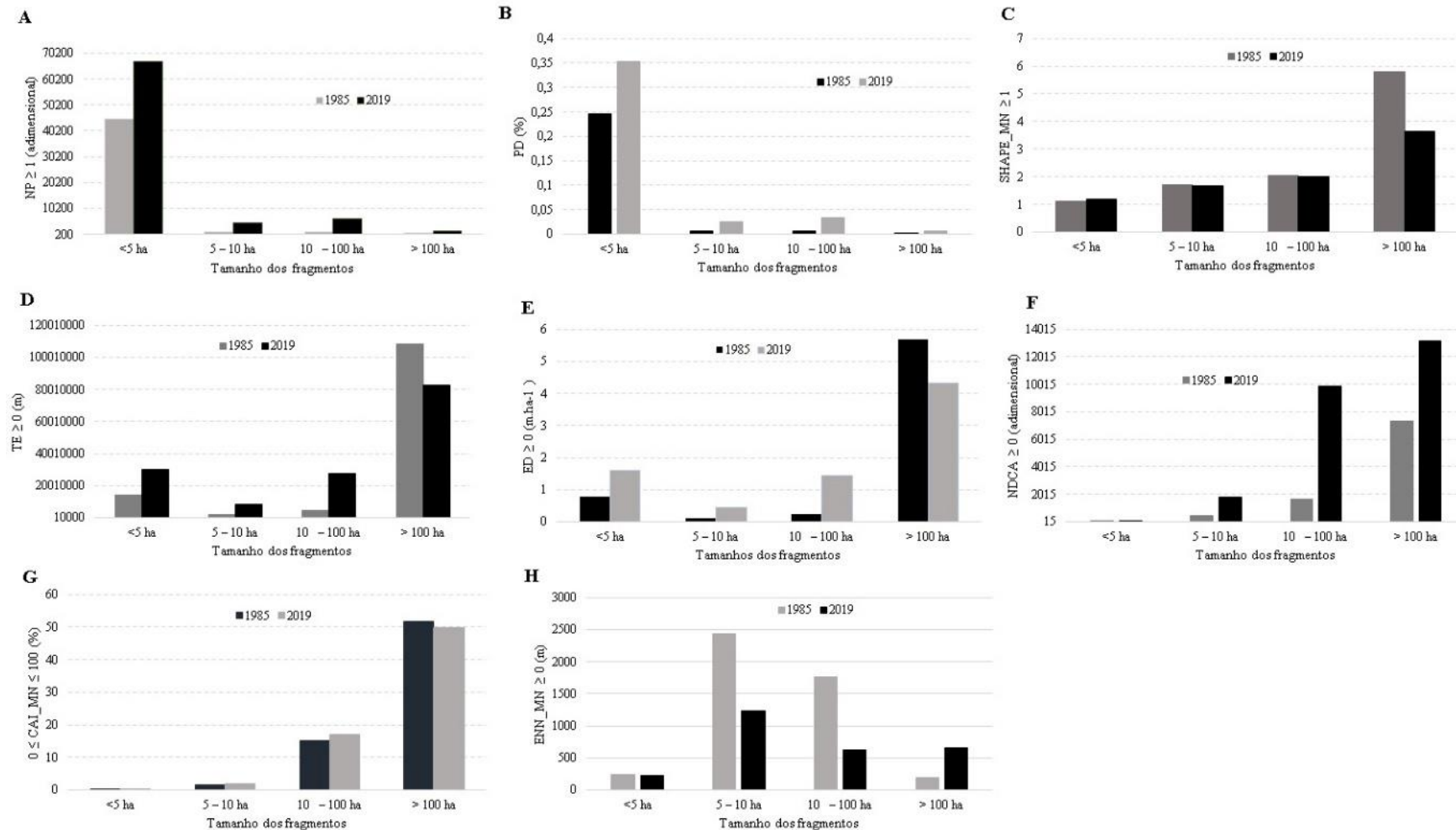
Os resultados dos cálculos das métricas de ecologia da paisagem são apresentados na tabela 2, para os anos 1985 a 2019. Esses mesmos dados estão graficamente representados na figura 5, no qual cada métrica está representado por ordem alfabética.

Tabela 2- Resultados das métricas espaciais utilizados na quantificação da estrutura da paisagem. Adimensional (Ad.)

Métricas	< 5 ha		5 a 10 ha		10 a 100 ha		> 100 ha	
	1985	2019	1985	2019	1985	2019	1985	2019
NP \geq 1 (ad.)	44.599	66.846	1.139	4.578	1.104	6.280	218	1.276
PD (%)	0,2456	0,3528	0,0066	0,0247	0,0061	0,0334	0,0011	0,0067
SHAPE_M N \geq 1	11,237	1,193	17,195	16,846	20,312	20,163	57,855	36,452
TE \geq 0 (km)	14.313,84	30.000	2.000	8.000	4.532,16	27.342,06	10.8315,3	82.757
ED \geq 0 (m.ha ⁻¹)	0,7883	15,928	0,123	0,4511	0,2517	14,542	5,669	43,315
NDCA \geq 0 (ad.)	16	101	441	1.834	1.662	9.895	7.360	13.153
0 \leq CAI_MN \leq 100 (%)	0,0008	0,0035	15,805	17,635	14,99	171,495	51,677	499,361
ENN_MN \geq 0 (m)	232,6863	228,201	2.430,4	1.227	1.764,16	631,25	198,12	650,005

Fonte: Os autores.

Figura 4- Resultados das métricas utilizadas na quantificação da fragmentação florestal para a Bacia do Rio Ji-Paraná nos anos de 1985 e 2019



Fonte: Os autores.

Os fragmentos cujo tamanho constatado na figura 4A são menores que 5 ha, representam maiores valores em relação aos demais tamanhos. Para o ano de 1985 esse valor foi de 44.599 fragmentos, representando 94,77 % do total desse ano, entretanto para em 2019 houve um aumento de 22.247 fragmentos, com isso encontrou 66.840 para o ano de 2019. As porções com medidas superiores a 100 ha revelaram um valor de 218 para o ano de 1985 e 1.276 para o ano de 2019. Essa relação reflete um grande aumento na quantidade de fragmentos, onde Laurance e Vasconcelos (2009) menciona que um maior número de fragmentos leva ao empobrecimento das comunidades ali presentes.

A figura 4B também compõe os resultados da métrica PD, uma variável importante para analisar o equilíbrio de um ecossistema. Neste cenário o efeito de fragmentação é visível se o número de manchas aumentar enquanto a área do total da classe diminui. A mudança histórica no tamanho e densidade dos fragmentos podem ser diretamente relacionadas a riqueza de espécies em áreas agrícolas, ainda, áreas agrícolas recuperadas apresentam maior diversidade taxonômica, filogenética e funcional de acordo com seu tamanho (MATOS *et al.*, 2020). Ainda, de acordo com a teoria de biogeografia de ilhas, proposta por MacArthur e Wilson (1967), a riqueza de espécies diminuirá proporcionalmente à diminuição da área e ao aumento do isolamento dos fragmentos, conforme Figura 4B.

De acordo com a figura 4B, para os fragmentos menores que 5 ha o valor de PD para o ano de 2019 foi de 0,3528% sendo o valor mais elevado. Em seguida vem o ano de 1985, com um valor de 0,2456%. Já para os tamanhos entre 5 e 10 ha exibem valores de 0,0066% e 0,0247% para os anos de 1985 e 2019 respectivamente. Neste contexto, ressalva-se que a paisagem pode sofrer alterações nos padrões espaciais. Dentre as variáveis que implicam nessa afirmação, têm-se os processos antropogênicos e naturais, por exemplo, urbanização, agropecuária e aspectos topográficos (FAHRIG, 2003).

O Índice de forma médio do fragmento (SHAPE_MN) representado na figura 4C demonstra a relação entre a área e o perímetro dos fragmentos, sendo que quanto maior for o valor, mais disformes são os fragmentos e maior a área de contato com a matriz da paisagem (JESUS *et al.*, 2019). Nesta mesma ocasião, os maiores valores da métrica foram para os fragmentos com tamanho

superior a 100 ha, sendo de 5,7855 para 1985 e 3,6452 para o ano de 2019. Marques (2004) destaca que com valores da métrica pequenos a paisagem é altamente modificada pela ação antrópica, pois a paisagem é caracterizada com manchas de limites retilíneos.

O total de bordas e densidade de bordas são dois índices importantes que mostram o processo de fragmentação florestal que vem se intensificando durante os anos. Essa progressão é consequência do aumento de pequenos fragmentos na evolução temporal mostrados nas figuras 4D e 4E. Para Rusca *et al.* (2017), quanto maior a quantidade de pequenos fragmentos, maior a redução do hábitat e a extensão dos remanescentes florestais, implicando no decréscimo populacional existente que abrange espécies vegetais e animais.

Jesus *et al.* (2019) também encontrou os maiores valores da métrica TE para Caatinga densa na classe de fragmentos acima de 100 ha. Quanto maior a área de borda, maior sua influencia sobre os processos ecológicos. Fragmentos com área entre 10 e 100 ha expuseram valores de 4532,16 km para o ano de 1985 e 27.342,06 km para 2019. No mais, fragmentos com área maiores que 100 ha tiveram os valores de 108.315,3 km para o ano de 1985 e 82.756,98 km para o ano de 2019. Contudo, o maior valor de TE foi para o ano de 1985 no tamanho de fragmento maior que 100 ha com - 108.315,3 km.

A análise feita na figura 4E mostra um acréscimo no valor de ED de acordo com o aumento no tamanho dos fragmentos e uma diminuição no mesmo quando esses ultrapassam 100 ha. Com relação aos anos de 1985 e 2019 esses valores foram de 5,669 e 4,3315 respectivamente. Em concordância com Calegari *et al.* (2010) quanto maior esse valor maior a interferência no efeito de borda e maior a fragmentação da paisagem. Pirovani *et al.* (2014) também diz em seu estudo que quanto maior essa relação maior será a borda e quanto menor a relação, menor também será a borda, com relação direta sobre os efeitos negativos que ela tem sobre a biodiversidade dos fragmentos. Conforme Scariot (2005), impactos negativos à biodiversidade em decorrência à fragmentação aumentam com relação direta a perturbações antrópicas, que tem relação com o aumento da densidade de bordas dos fragmentos florestais implica diretamente em prejuízos à conservação da biodiversidade, pois, causa estresse sobre eles.

McGarigal e Marks (1995) concluem em seu artigo que para melhor indicar a qualidade dos fragmentos deve-se observar a área central, ou área de núcleo, e sua distância de outras áreas centrais, pois este é um indicativo mais qualificado do que sua área total, uma vez que a área de núcleo pode ser afetada diretamente pela borda e forma dos fragmentos. Na figura 4F mostra-se os valores encontrados para os respectivos anos estudados e tamanho dos fragmentos.

Ao considerar a figura 4F, nota-se que a bacia hidrográfica do rio Ji-Paraná apresentou valores crescentes para os anos e também com relação ao tamanho dos fragmentos, tendo os menores valores para fragmentos menores que 5 ha com 16 áreas de núcleos disjuntas para o ano de 1985 e 101 áreas de núcleos para o ano de 2019 e com os maiores valores para os tamanhos do fragmento entre 10 e 100 para o ano de 2019 de 9.895 e o tamanho do fragmento maior que 100 com o valores de 13.153 também para o ano de 2019. Esses valores mostram que quanto maior o fragmento, mais suas áreas nucleares estarão distantes umas das outras, dificultando a conservação da biodiversidade. Tal situação corrobora com o alerta de Fahrig (2003), onde a perda de habitat em paralelo à fragmentação da paisagem traz consequências severas à biodiversidade devido à distância entre fragmentos.

Os valores da métrica CAI_MN apresenta o índice de áreas nucleares, calculados para área de estudo estão presentes na figura 4G. A figura 4G demonstra aumento nos valores da área de núcleos com relação ao tamanho dos fragmentos quanto em relação aos anos estudados. Os fragmentos maiores que 100 ha apresentaram os valores mais elevados, sendo 1985 igual a 51,677% e 2019 igual a 49,9361%. Em conformidade com Nascimento *et al.* (2006) que fez estudo similar, a redução da área nuclear torna os fragmentos mais sujeitos ao efeito de borda. O efeito de borda é o processo onde as árvores das bordas dos fragmentos ficam expostas aos parasitas, clima e fatores químicos e biológicos que afetam a vida da planta tornando-as menos saudáveis e fazendo com que elas morram lentamente. Ainda de acordo com o estudo citado acima, verificou-se que conforme o efeito de borda aumenta, em pioneiras, a medida de biomassa Diâmetro a Altura do Peito (DAP) diminuiu.

A distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) também conhecida como o grau de isolamento dos fragmentos representada na figura 4H é a métrica que segundo Cemin, Perico e Rempel (2009) quanto maior esse valor maior é o grau de isolamento dos fragmentos interferindo na sua qualidade, por afetar na movimentação de organismos e na dispersão das espécies. A teoria da metapopulações, (HANSKI, 1994; HANSKI *et al.*, 2000) também prevê que a probabilidade de uma espécie de um habitat específico ameaçado ser extinta aumenta conforme a área de seu habitat diminui e o isolamento entre fragmentos aumenta.

Percebe-se uma mudança entre os fragmentos de tamanho 5 – 10 ha e 10 – 100 ha, onde se observa uma redução na distância entre esses fragmentos, isso pode ser devido à característica do uso e ocupação da bacia, ocasionado pela supressão de áreas contínuas para fins agropecuários. O parcelamento das glebas de terra a serem distribuídas eram feitas a partir das chamadas linhas, que são estradas vicinais a partir das rodovias principais. Então, a partir do parcelamento das glebas no Estado de Rondônia, os ocupantes desmatavam a vegetação da parte anterior da gleba para o fundo. Assim, as áreas de Reservas Legais, ficam, geralmente no fundo das glebas. Trazendo, assim, uma aproximação dos fragmentos florestais. No entanto, houve um aumento da distância entre fragmentos maiores que 100 ha, que enquadram as áreas de Unidades de Conservação e Terras Indígenas, as principais estruturas na paisagem para manutenção da biodiversidade.

Análise do NDVI de acordo com o tamanho dos fragmentos florestais em 2019

De acordo com a tabela 3, podemos observar os valores de NDVI de acordo com o tamanho dos fragmentos para os doze meses de 2019, onde são apresentados os diversos parâmetros de estatística descritiva.

Tabela 3 - Estatística descritiva com valores de NDVI de acordo com o tamanho dos fragmentos para os doze meses de 2019. Inferior (Inf.), Superior (Sup.)

	< 5ha	Bootstrap		5 - 10 ha	Bootstrap		10 - 100 ha	Bootstrap		> 100 ha	Bootstrap	
		Inf.	Sup.		Inf.	Sup.		Inf.	Sup.		Inf.	Sup.
N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Mínimo	0,53			0,51			0,52			0,66		
Máximo	0,77			0,76			0,76			0,81		
Média	0,70	0,66	0,75	0,69	0,64	0,74	0,70	0,65	0,74	0,76	0,74	0,79
Erro padrão	0,08	0,06	0,13	0,08	0,06	0,14	0,08	0,06	0,14	0,05	0,04	0,08
Shapiro-Wilk W	0,79			0,80			0,79			0,80		
p-valor	0,01			0,01			0,01			0,01		

Fonte: Os autores.

Para fragmentos de tamanhos menores que 5 ha para o ano de 2019, foi encontrado um valor médio de NDVI igual a 0,70 [0,66; 0,75]. Para os fragmentos de tamanho entre 5 e 10 ha, foi encontrado um valor médio de 0,69 [0,64; 0,74]. Para os fragmentos de tamanho entre 10 e 100 há foram encontrados valores médios de 0,70 [0,65; 0,74]. Para os fragmentos de tamanho acima de 100 ha, foram encontrados valores médios de 0,76 [0,74; 0,79].

A tabela 4, mostra o teste de médias comparando os valores médios de NDVI para os diferentes tamanhos de fragmentos, onde todas as classes - apresentaram diferença estatística significativa quando comparadas com fragmentos de tamanho acima de 100 ha, classe esta que apresentou valor médio de NDVI igual a 0,76 [0,74; 0,79].

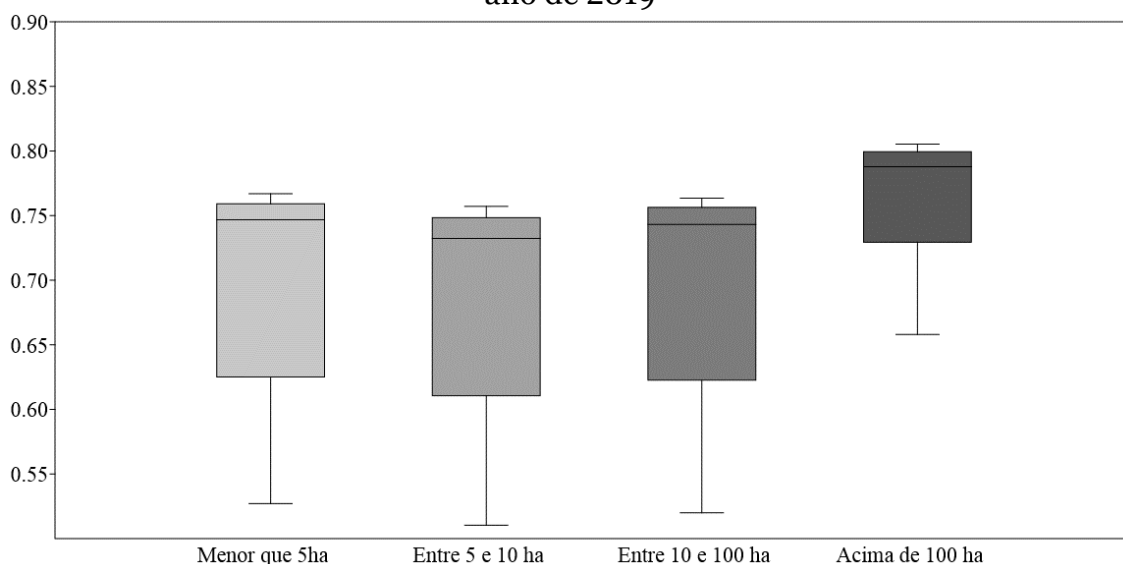
Tabela 4 - Teste de médias dos valores de NDVI com o teste Dwass-Steel-Chritchlow-Fligner comparando o tamanho dos fragmentos ($\alpha = 0,05$)

	Menor que 5ha	Entre 5 e 10 ha	Entre 10 e 100 ha	Acima de 100 ha
Menor que 5 ha	-	0,351	0,716	0,019
Entre 5 e 10 ha		-	0,570	0,001
Entre 10 e 100 ha			-	0,007
Acima de 100 ha				-

Fonte: Os autores.

A figura 5 mostra um acréscimo dos valores de NDVI para o ano de 2019 de acordo com os tamanhos dos fragmentos. Pode-se observar que os maiores valores são encontrados para fragmentos com tamanho acima de 100 ha, tanto em sua mediana como em seu terceiro quartil. Isso deve-se ao fato de fragmentos maiores possuírem maiores áreas de núcleo, e essas sofrerem menos os impactos do efeito de borda causados por pressões antrópicas em seus limites. Isso corrobora com as conclusões de Agarez *et al.* (2001), onde estudando comparando tipos diferentes de fragmentos florestais, foram encontrados maiores índices de diversidade e valores de NDVI para os fragmentos referentes a Reserva Biológica de Sooretama e Fazenda Pasto Novo, ambos com as maiores áreas de mata nativa.

Figura 5 - Valores de NDVI de acordo com o tamanho dos fragmentos para o ano de 2019



Fonte: Os autores.

Os resultados encontrados nesse trabalho corroboram com os de Wen *et al.* (2017), que concluem que fatores antropogênicos, como densidade populacional, restauração ecológica feita pelo homem e urbanização, têm impactos notáveis nas variações de NDVI.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo para a Bacia Hidrográfica do Rio Ji-Paraná é apresentada uma análise multitemporal de fragmentação da vegetação, que possui vários aspectos ecológicos, espaciais, econômicos, culturais e sociais. Os

valores das métricas mostram que houve um aumento no valor de NP da bacia, sendo assim aumentando a quantidade de fragmentos florestais, onde os mesmos são divididos em 4 classes para os dois anos aonde ao total da soma dessas classes se teve um valor de 47055 para o ano de 1985 e 78980 para o ano de 2019 tendo um aumento de 31925 de fragmentos durante 34 anos.

Para os índices de área dos núcleos (CAI) os fragmentos com tamanhos maiores que 100 ha mostraram maiores valores para ambos os anos de estudo, tendo valores de 49,9361% para o ano de 2019 e 51,677% para o ano de 1985. Tendo em vista os aspectos observados, fica de suma importância a utilização e integração entre Sistemas de Informações Geográficas à métricas da Ecologia da Paisagem para auxiliar no estudo da área e na análise das alterações na fragmentação da paisagem na mesma. Ainda, os valores de NDVI apresentaram valores mais elevados para fragmentos com tamanho acima de 100 ha.

Por isso tudo, para melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos poderiam ser tomadas algumas medidas como estabelecimento de áreas de recuperação, corredores ecológicos e ações de manejo e zoneamento de áreas protegidas e áreas prioritárias a conservação, sendo essas inseridas no Plano de Recurso Hídricos da Bacia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal de Rondônia, ao Departamento de Engenharia Ambiental e ao Laboratório de Geomática e Estatística pela infraestrutura disponibilizada. Agradecemos também à equipe do Projeto MapBiomass e ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística pela disponibilização dos dados matriciais e vetoriais.

REFERÊNCIAS

AGAREZ, F. V., VICENS, R. S., CRUZ, C. M., NOGUEIRA, C. R.; GARAY, I.R.E.N.E. Utilização de Índice de vegetação na classificação integrada de fragmentos florestais em Mata Atlântica de Tabuleiros no Município de Sooretama, ES. **Anais do X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 1499-1507, 2001.

ATHAYDE, S. *et al.* Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. **Energy Policy**, v. 132, p. 265-271, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.05.003> . Acesso em: 11 nov. 2020.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **HidroWeb**: sistemas de informações hidrológicas. Brasília. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>. Acesso: 01 mar. 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Política Nacional de Recursos Hídricos. 1997. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-derecursos-hidricos>. Acesso em: 11 nov. 2020.

BARBOSA, S. G. *et al.* Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22311-y>. Acesso em 20 fev. 2021.

BARROS, F. A. **Efeito de borda em fragmentos de floresta montana**. Nova Friburgo-RJ, 2006.

CABRAL, D. C.; FREITAS, S. R.; FISZON, J. T. Combining sensors in landscape ecology: imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 69-87, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132007000200005>. Acesso em 20 fev. 2021.

CALEGARI, L. *et al.* Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>. Acesso em: 11 nov. 2020.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622009000400013>. Acesso em 20 fev. 2021.

CIRILO, J. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos avançados**, v. 22, p. 61-82, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200005>. Acesso em 20 fev. 2021.

CORRY, R. C. How measures of agricultural landscape patterns are affected by crop rotation dynamics. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 9, p. 2159-2167, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00823-w>. Acesso em 20 fev. 2021.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, v. 24, n. 1, p. 109-137, 2004.

DOUGLAS, C. E.; MICHAEL, F. A. On distribution-free multiple comparisons in the one-way analysis of variance. **Communications in Statistics-Theory and Methods**, v. 20, n. 1, p. 127-139, 1991. <https://doi.org/10.1080/03610929108830487>. Acesso em 20 fev. 2021.

DOS SANTOS ABDALLA, L.; MADUREIRA, C. Análise de Fragmentação Florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 1, 2015.

DWASS, M. Some k-sample rank-order tests. **Contributions to probability and statistics**, 1960.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em 20 fev. 2021.

FAO. **The State of Food and Agriculture 2001**. Food & Agriculture Org., 2001.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, v. 35, n. 1, p. 1-19, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0100-3>. Acesso em 20 fev. 2021.

FRAZIER, A. E. Emerging trajectories for spatial pattern analysis in landscape ecology. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 9, p. 2073-2082, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00880-1>. Acesso em 20 fev. 2021.

GUISARD, D. M. P.; KUPLICH, T. M.; MORELLI, A. F. Análise da cobertura florestal do município de São José dos Campos entre 1973 e 2004 utilizando sensoriamento remoto e ecologia de paisagem. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis**, Brasil, p. 21-26, 2007.

HANSKI, I. A practical model of metapopulation dynamics. **Journal of animal ecology**, p. 151-162, 1994. <https://doi.org/10.2307/5591>. Acesso em 20 fev. 2021.

HANSKI, I.; ALHO, J.; MOILANEN, A. Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations. **Ecology**, v. 81, n. 1, p. 239-251, 2000. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0239:ETPOSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0239:ETPOSA]2.0.CO;2). Acesso em 20 fev. 2021.

JESUS, J. B. *et al.* Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, 2019. <http://dx.doi.org/10.4336/2019.pfb.39e201801683>. Acesso em 20 fev. 2021.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>. Acesso em 20 fev. 2021.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, 2009. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>. Acesso em 20 fev. 2021.

LOPES, J. M. A.; DOS SANTOS, A. M.; NUNES, F. G. Análise do desmatamento nas áreas de influência da BR-421 e as pressões sobre áreas especiais no Oeste de Rondônia. **Sociedade e Território**, v. 31, n. 2, p. 282-304, 2019. <https://doi.org/10.21680/2177-8396.2019v31n2ID19527MACARTHUR>. Acesso em 20 fev. 2021.

ROBERT H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princetonuniversity press, 2001.

WILSON, E. O.; MACARTHUR, R. H. **The theory of island biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.

MAPBIOMAS. O projeto. Map Biomas, São Paulo, 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org/o-projeto>. Acesso em 20 fev. 2021.

MARGULIS, S. Causas do desmatamento da Amazônia brasileira. 2003.

MARQUES, A. J. Mapeamento de Fragmentos de Mata no Município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem. 2004.

MARTINS, Paulo Sodero. Estrutura populacional, fluxo gênico e conservação in situ. **IPEF**, v. 35, p. 71-78, 1987.

MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological conservation**, v. 66, n. 3, p. 185-194, 1993. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90004-K](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90004-K). Acesso em 20 fev. 2021.

MATOS, F.A.R. et al. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. **Global change biology**, v. 26, n. 2, p. 509-522, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.14824>. Acesso em 20 fev. 2021.

MCGARIGAL, K., SA CUSHMAN, ENE, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats>. Acesso em 20 fev. 2021.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. **US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**, p. 1-122, 1995. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>. Acesso em 20 fev. 2021.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens. **Biota Neotropica**. V. 1, n. 1. 2001.

NASCIMENTO, H. EM; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de

- isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.
<https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>. Acesso em 20 fev. 2021.
- PFAFF, A. Impactos de estradas na Amazônia Brasileira. **Cedeplar**, Belo Horizonte, p. 101-116, 2009.
- PIROVANI, D. B. *et al.* Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>. Acesso em 20 fev. 2021.
- QGIS (2021). **Sistema de Informações Geográficas QGIS. Projeto da Fundação Geoespacial de Código Aberto.**
<https://www.osgeo.org/projects/qgis/>. Acesso em 20 fev. 2021.
- RANTA, P. *et al.* The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.
- RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, p. 63-74, 2006.
<https://doi.org/10.1590/2175-7860200657105>. Acesso em 20 fev. 2021.
- ROUSE, J.W., R.H. HAAS, J.A. SCHELL, D.W. Deering, 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, *In*: S.C. Freden, E.P. Mercanti, and M. Becker (eds) **Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium**. Volume I: Technical Presentations, NASA SP-351, NASA, Washington, D.C., pp. 309-317.
- RUSCA, G. G., DE MORAES, M. C. P., VALENTE, R. A., PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, n. 44, p. 85-94, 2017.
- SCARIOT, A. *et al.* Vegetação e flora. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas**. 2. ed. Brasília: MMA/SBF, 2005. p. 103 - 123, 2005
- SILVA, K. G. *et al.* Análise da dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015. <https://doi.org/10.1590/01047760201521021562>. Acesso em 20 fev. 2021.
- SIQUEIRA, M. N.; FARIA, K. M. S. Análise da dinâmica da paisagem no município de Rio Verde, Goiás, Brasil: uma ferramenta para a escolha de áreas prioritárias para a conservação. **Sociedade & Natureza**, v. 31, 2019.
<https://doi.org/10.14393/SN-v31-2019-38832>. Acesso em 20 fev. 2021.

- STEEL, R. G. D. A rank sum test for comparing all pairs of treatments. **Technometrics**, v. 2, n. 2, p. 197-207, 1960. <https://doi.org/10.1080/00401706.1960.10489894>. Acesso em 20 fev. 2021.
- STEEL, R. G. D. Some rank sum multiple comparison tests. **Biometrics**, v. 17, p. 539-552, 1961. <https://doi.org/10.2307/2527854>. Acesso em 20 fev. 2021.
- STECH, J. L. *et al.* Integração de dados do Sistema de Monitoramento Automático de Variáveis Ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do reservatório da UHE funil. **Geografia**, v. 35, n. 3, p. 641-660, 2010.
- THE JAMOVI PROJECT (2021). **jamovi. (Version 1.6) [Computer Software]**. Retrieved from <https://www.jamovi.org>. Acesso em 20 fev. 2021.
- THOMAZINI, M. J.; THOMAZINI, A. P. B. W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, 2000.
- TUCCI, C. EM; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. Piracicaba: USP, 2001.
- WEN, Z.; WU, S.; CHEN, J.; LÜ, M. NDVI indicated long-term interannual changes in vegetation activities and their responses to climatic and anthropogenic factors in the Three Gorges Reservoir Region, China. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 947-959, 2017.

Recebido em 20 de Agosto de 2021
Aceito em 14 de Março de 2022