

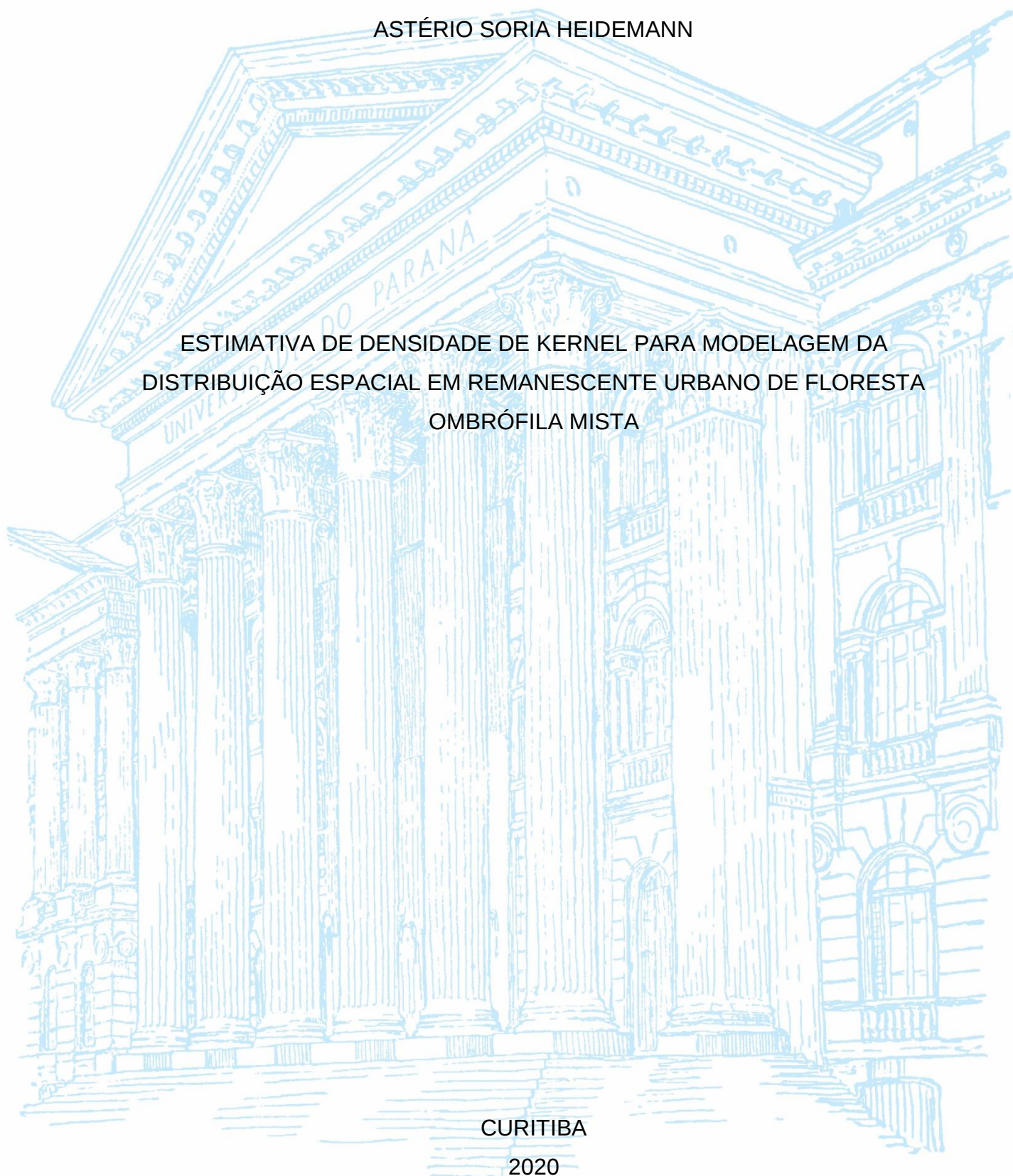
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ASTÉRIO SORIA HEIDEMANN

ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE KERNEL PARA MODELAGEM DA
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA

CURITIBA

2020



ASTÉRIO SORIA HEIDEMANN

ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE *KERNEL* PARA MODELAGEM DA
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Allan Libanio Pelissari

CURITIBA

2020

TERMO DE APROVAÇÃO

ASTÉRIO SORIA HEIDEMANN

ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE *KERNEL* PARA MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL EM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada ao curso de Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Floresta.

Prof(a). Dr(a)./Msc. _____

Orientador(a) – Departamento _____, INSTITUIÇÃO

Prof(a). Dr(a)./Msc. _____

Departamento _____, INSTITUIÇÃO

Prof(a). Dr(a)./Msc. _____

Departamento _____, INSTITUIÇÃO

Curitiba, __ de _____ de 2020.

Aos meus avós.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao povo brasileiro que, por meio da Universidade Federal do Paraná, uma universidade pública, gratuita e de qualidade, investiu na minha formação.

Agradeço ao meu professor orientador Allan Libanio Pelissari pela dedicação ao meu projeto de pesquisa.

Deixo aqui meu profundo agradecimento a minha mãe, Silvana Heidemann Rocha, que sempre me incentivou e apoiou em relação aos estudos, além de me orientar ao longo da vida.

Agradeço ao meu pai, Astério Soria Garcia, por não ter medido esforços para proporcionar a melhor criação possível aos seus filhos.

Gostaria de agradecer a minha companheira, Karin Priscila de Camargo, por me apoiar e incentivar para a conclusão dessa importante etapa de minha vida, além de compreender as inúmeras vezes que estive distante por causa dos estudos.

Deixo aqui o reconhecimento e gratidão por todo o auxílio e orientação prestado por meu padrasto, Altemir José Borges.

Também agradeço ao meu tio, Antônio Soria Garcia e minhas tias, Alice Soria Garcia e Antônia Aparecida Soria Garcia por me darem suporte e investirem de alguma forma na minha formação humana e intelectual.

RESUMO

Fragmentos florestais isolados podem sofrer deterioração de seus habitats e redução de diversidade biológica, assim se tornando mais homogêneos. Logo, a quantificação da diversidade e da estrutura horizontal da floresta pode auxiliar no manejo e conservação dessas áreas. Assim, o presente trabalho teve como objetivo de aplicar e avaliar o método de estimativa de densidade de *Kernel* na composição de mapas temáticos de distribuição espacial de espécies arbóreas em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista, localizado no Campus III da Universidade Federal do Paraná, em Curitiba, Paraná (PR). Utilizou-se de uma base de dados oriunda de um censo florestal realizado na área em 2016 para obter-se informações referentes a estrutura horizontal (densidade, dominância e frequência) e, posteriormente, calcular os índices de diversidade (Shannon, Simpson e Pielou), que permitiriam a comparação com os mapas de estimativa de densidade de *Kernel* desenvolvidos por meio do *software* QuantumGIS. Os resultados mostraram que a *Araucaria angustifolia* é a espécie de maior dominância relativa e valor de importância. Por meio de mapas temáticos em relação aos índices de diversidade pôde-se identificar áreas de grande variabilidade de diversidade, uniformidade e equabilidade entre espécies; o método de estimativa de densidade de *Kernel* permitiu identificar a distribuição espacial das espécies de maior dominância e densidade relativas, assim como da distribuição dos percentis de área basal. Assim, concluiu-se que mapas de densidade de *Kernel* permitem realizar análises visuais intuitivas da estrutura horizontal da floresta, evidenciando que fragmentos florestais urbanos podem apresentar grandes variações entre as áreas que os compõe.

Palavras-chave: Estrutura horizontal. Índices de Diversidade. QuantumGIS. Shannon. Simpson. Pielou.

ABSTRACT

Isolated forest fragments may suffer deterioration of their habitats and present reduced biological diversity, as well as being more homogeneous. Therefore, the quantification of diversity and the horizontal structure of the forest can assist in the management and conservation of these areas. Thus, this study aimed to apply and evaluate the kernel density estimation method in the composition of thematic maps of spatial distribution of tree species in an urban remnant of the Mixed Rain Forest, located on Campus III of the Federal University of Paraná in Curitiba - PR. A database from a forest census conducted in the area in 2016 was used to obtain information related to the horizontal structure (density, dominance and frequency) and, subsequently, to calculate the diversity indexes (Shannon, Simpson and Pielou), which allowed comparisons with kernel density estimation maps created using Quantum Geographic Information System (QuantumGIS). As a result, *Araucaria angustifolia* was found to be the specie with greater relative dominance and importance value in the area. Using thematic maps regarding the diversity indexes, it was possible to identify areas of great variability concerning diversity uniformity and equability between species. The kernel density estimation method made possible to identify the spatial distribution of species of greater dominance and density, as in the distribution of percentiles of basal area. Thus, it is possible to assume that the kernel density maps allow us to perform intuitive visual analyzes of the horizontal structure of the forest, showing that urban forest fragments can exhibit great variations between the areas they are composed of.

Keywords: Horizontal Structure. Diversity Indexes. QuantumGIS. Shannon. Simpson. Pielou.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DO REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	22
FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS NO REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	23
FIGURA 3 - PARÂMETROS PARA INTERPOLAÇÃO IDW	28
FIGURA 4- ANÁLISE DO PADRÃO ESPACIAL DE PONTOS.....	30
FIGURA 5 - DISTÂNCIA PADRÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS	30
FIGURA 6 - JANELA DE PARÂMETROS UM MAPA DE CALOR (KERNEL DENSITY ESTIMATION)	32
FIGURA 7 - MAPAS TEMÁTICOS DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	38
FIGURA 8 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA OS CONJUNTOS DE CINCO ESPÉCIES ARBÓREAS DE MAIOR DENSIDADE RELATIVA E DOMINÂNCIA RELATIVA EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	41
FIGURA 9 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS DE MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	42
FIGURA 10 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓRES MAIS RARAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	44
FIGURA 11 - MAPA DE DENSIDADE DE KERNEL PARA TODAS AS ESPÉCIES EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, COM PESO RELACIONADO A ÁREA BASAL (PERCENTIL)	46

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - PARÂMETROS E ESPÉCIES SELECIONADAS	31
TABELA 2 - ESTRUTURA HORIZONTAL PARA AS DEZ PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	34
TABELA 3 - ESTRUTURA HORIZONTAL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS MAIS RARAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	34
TABELA 4 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	35

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 OBJETIVOS	17
1.1.1 Objetivo geral	17
1.1.2 Objetivos específicos.....	17
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1 ANÁLISES ESPACIAIS EM FLORESTAS NATURAIS	18
2.2 ESTIMADOR DE DENSIDADE DE KERNEL	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1 ÁREA DE ESTUDO	22
3.2 BASE DE DADOS	23
3.3 ESTRUTURA HORIZONTAL	24
3.3.1 Densidade	24
3.3.2 Dominância	24
3.3.3 Frequência	25
3.3.4 Valor de importância.....	25
3.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE.....	25
3.4.1 Diversidade Máxima	26
3.4.2 Índice de Shannon.....	26
3.4.3 Índice de Simpson	26
3.4.3 Índice de Equabilidade de Pielou	27
3.4.4 Análise Espacial dos Índices de Diversidade por Interpolação	27
3.5 MAPAS DE ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE KERNEL.....	28
3.5.1 Mapas de Estimativa de Densidade de Kernel	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 ESTRUTURA HORIZONTAL	33
4.2 ÍNDICES DE DIVERSIDADE.....	35
4.3 MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL	39
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
REFERÊNCIAS.....	49

1 INTRODUÇÃO

As florestas urbanas asseguram um habitat adequado para uma grande diversidade de flora e fauna em meio a paisagem altamente antropizada. Esses fragmentos florestais, no ambiente urbano, são responsáveis pela redução de poluição atmosférica e sonora, conservação de solo e água, amenizam os efeitos das variações climáticas, além de serem reservas de carbono (BIONDI, 2015). Esses fragmentos florestais, por estarem muito próximos a áreas urbanas, podem ser isolados de outros fragmentos florestais, causando a deterioração dos habitats, redução de diversidade biológica, tornando-o mais homogêneo, além de alterar os sistemas hidrológicos, fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (ALBERTI, 2005). Assim, justifica-se o estudo e monitoramento desses fragmentos para verificar o estado de conservação em relação aos parâmetros supracitados.

Em qualquer ambiente que seja, há espécies abundantes, outras relativamente comuns e as demais – frequentemente a maioria – raras. Assim sendo, a uniformidade, além da dominância, pode ser usada para distinguir comunidades ecológicas (MAGURRAN, 2019). Como há inúmeras formas de salientar as relações de abundância de espécies, há um número igualmente grande de índices de diversidade para representá-las, em que, alguns índices de diversidade populares são: Shannon, Simpson e Pielou. Como a diversidade de plantas nos diversos estratos de uma floresta tem sido relacionada a diversidade de espécies arbóreas que ocorrem nesse mesmo ecossistema, tornando-as um indicativo de biodiversidade (SCHMIT et al., 2005), tais índices baseiam-se nas estatísticas de estrutura horizontal de uma comunidade. Logo, a quantificação da diversidade e pode contribuir para o manejo e conservação de áreas naturais (SANQUETTA et al., 2014).

Diversos autores aplicaram levantamentos fitossociológicos para quantificar e caracterizar a estrutura e a diversidade de espécies arbóreas em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, com destaque para: Sonogo et al. (2007), Kanieski et al. (2010) e Bambolim & Wojciechowski (2017) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul; Souza et al. (2014) em Lages, Santa Catarina.; Rode et al. (2009), Sawczuk et al. (2012) e Corte et al. (2013) na Floresta Nacional de Irati, Paraná; e Parizotto et al. (2019) em Fernandes Pinheiro, região Centro-Sul do Paraná. Contudo, essas pesquisas não consideraram a existência de possíveis padrões espaciais, considerando a estrutura florestal e a diversidade de espécies como

uniforme nas áreas de estudo.

A ferramenta de estimativa de densidade de *Kernel* (*Kernel Density Estimation*), disponível em programas computacionais de sistemas de informações geográficas, permite relacionar unidades amostrais dispersas que estejam a uma determinada distância umas das outras. Dessa forma, essa ferramenta pode ser utilizada para gerar mapas temáticos que permitam análises espaciais em florestas nativas por meio da identificação de relações entre os índices de diversidade e os padrões espaciais de diversidade, densidade, dominância, ou até mesmo área basal.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Aplicar e avaliar o método da estimativa de densidade de *Kernel* para compor mapas temáticos da distribuição espacial de espécies arbóreas em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.

1.1.2 Objetivos específicos

- Calcular os índices de diversidade e da estrutura horizontal do estrato arbóreo;
- Gerar mapas temáticos dos índices de diversidade e das principais espécies arbóreas, de acordo com a análise da estrutura horizontal da floresta; e
- Relacionar os padrões espaciais da diversidade com as espécies arbóreas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ANÁLISES ESPACIAIS EM FLORESTAS NATURAIS

Levantamentos florísticos e índices de diversidade são as ferramentas mais populares para avaliar o estado de conservação de remanescentes florestais, e foram utilizados nas pesquisas de Sonego et al. (2007), Ribeiro et al. (2013) e Polisel et al. (2014). Porém, esses levantamentos e índices se limitam a resultados que não permitem uma avaliação da distribuição espacial da diversidade arbórea. Assim, a ausência de estudos relacionados a distribuição espacial da diversidade arbórea se traduz como uma lacuna no conhecimento sobre ecologia (PELISSARI et al., 2017).

Akhavan et al. (2010) afirma que análises por meio do método de regressão de Kriging, utilizado em geoestatística, foram realizadas para mensurar o estoque florestal de uma florestas tropicais naturais multiâneas e tais estudos indicaram que tal método é mais acurado, para áreas pequenas, em relação ao inventário clássico. Montes et al. (2005) também utilizaram o método de regressão de Kriging para estimar a produção de cortiça na Espanha e concluíram que as variáveis envolvidas (diâmetro, área basal e área de superfície removida) apresentam correlação espacial.

Em um estudo sobre a distribuição espacial da área basal de florestas primárias nos Estados Unidos da América (EUA), Biondi et al. (1994) concluíram que a área basal pode ser usada como uma variável regionalizada, mas que perde sua dependência a distâncias maiores que 30 metros (m). Os autores afirmaram ainda, que modelos geostatísticos permitem quantificar padrões espaciais e processos. Dessa maneira, a identificação de áreas homogêneas, em relação a variável de interesse, permite esquemas de amostragem otimizados e redução de custos de manejo da floresta.

Pelissari et al. (2017) aplicaram modelagem geoestatística nas dinâmicas sucessionais de grupos arbóreos no tempo e no espaço, embasados em uma base de dados de um inventário florestal contínuo de um remanescente da Mata Atlântica. Os autores concluíram que há dependência espacial para os grupos ecológicos, permitindo, por meio de análises geoestatísticas, a obtenção, de forma precisa, de mapas da área basal para diferentes grupos de sucessão.

Aguirre et al. (2003) afirmaram que as características espaciais de uma floresta podem ser avaliadas com base na vizinhança de árvores de referência,

descrevendo a distribuição espacial, densidade, diversidade de espécies e área basal, permitindo uma fácil comparação entre estruturas florestais complexas. Esse método de avaliação foi testado em uma floresta natural no estado de Durango, México, composta primariamente de *Pinus* spp. e *Quercus* spp. Os resultados sugeriram que essa forma de avaliação é mais abrangente do que métodos que representam o padrão da distribuição espacial apenas por meio de pontos, além de poupar tempo e reduzir custos em relação a outros sistemas utilizados para descrever a estrutura espacial da floresta, pois não necessita da posição geográfica das árvores.

Lin et al. (2020) testaram o método de *design* de plotagem aninhada (*nested plot designs*) para avaliar diversidade de espécies e a estrutura espacial de florestas naturais do Panamá, Taiwan e Malásia. Tal método tem como objetivo aumentar a precisão na estimativa do volume total por meio de uma redução do número de árvores pequenas que são medidas. Contudo, os autores afirmaram que esse método não é ideal para caracterizar outros aspectos da estrutura florestal, provando-o menos eficiente para medir riqueza de espécies do que outros métodos que não consideram essa subdivisão.

Wang et al. (2008) estudaram o padrão espacial da diversidade de espécies na floresta temperada de Changbai, localizadas no nordeste da China, para investigar possíveis causas que o justificasse. Para isso, avaliaram as mudanças de relação entre as variáveis de diversidade, riqueza de espécies, abundância e índice de diversidade de Shannon, utilizando-se de semivariogramas para examinar a estrutura espacial da diversidade de espécies. E particionamento da variação da diversidade de espécies em fatores espaciais e ambientais para prever o padrão espacial da floresta. Os autores concluíram que a floresta é levemente anisotrópica, ou seja, varia com a direção, e o padrão espacial da floresta é imprevisível, provavelmente por causa de um alto número de processos que controlam seu desenvolvimento.

Grotti et al. (2019) avaliaram as dinâmicas de espaço e tempo na estrutura e diversidade de uma floresta seminatural no norte da Itália, onde foram realizados inventários e mapeamentos nos anos de 1995, 2005 e 2016. Os resultados do estudo sugerem que medições espaciais devem ser adicionadas aos protocolos de inventários tradicionais para permitir análises mais refinadas sobre os padrões de diversidade, e afirmam, ainda, que poucos estudos foram realizados sobre análises espaciais e temporais de florestas devido ao custo e tempo que requerem para serem realizadas.

2.2 ESTIMADOR DE DENSIDADE DE KERNEL

O método de estimativa da densidade de *Kernel* (KDE) é uma ferramenta de estatística espacial que facilita o processo de análise de intensidade e padrões de pontos, atuando de forma significativa para a avaliação da densidade espacial e enriquecimento da informação por meio da transformação de um *scatter plot* em uma superfície suavizada de densidade (YU; AI, 2014).

Segundo Yu e Ai (2014), o propósito da estimativa de densidade de *Kernel* (KDE) é gerar uma superfície de densidade suave dos pontos de interesse sobre o espaço e computar a intensidade de um determinado evento de interesse. A largura da banda influencia fortemente os resultados gerados por esse método. Se a largura da banda (raio) for muito pequena, a probabilidade de distribuição da densidade estará limitada aos dados observados, gerando um falso pico na estimativa da densidade. Por outro lado, se a largura da banda for muito grande, a estimativa de densidade resultará em uma contribuição da probabilidade de densidade muito distantes, suavizando as características que se pretende observar (LI et al., 2016).

A crescente disponibilidade de ferramentas que trabalham com a estimativa de densidade de *Kernel* em sistemas de informações geográficas, sua acuraria na identificação de *hotspots* e sua estética que permite o fácil entendimento dos resultados gerados são as razões de sua popularidade (HART; ZANDBERGEN, 2014).

Wang et al. (2020) usaram estimativa de densidade de *Kernel* para descrever dados de escaneamentos aéreos a laser (*Airborne Laser Scanning*) relacionados com a bordadura de florestas. Esse método foi utilizado para identificar padrões nos conjuntos de dados das bordas de florestas mistas na Europa nas datas de 2001 e 2014. Os autores afirmam que a KDE é um método vantajoso para estimar distribuições desconhecidas e permite o cálculo de densidade em qualquer forma, sem ser influenciada por efeitos de localização ou tamanho de grade (*grid size*). Justificando o uso da estimativa de densidade de *Kernel* nas mais variadas pesquisas, como detectando e analisando zonas de risco, desenvolvimento urbano e redes ecológicas, baseado na distribuição de informações geográficas.

Flores-Garnica e Macías-Muro (2018) propuseram um método estatístico baseado em informações sobre incêndios florestais em Jalisco, México, entre os anos de 2005 e 2013 para determinar a largura de banda ideal a ser usada no método de

KDE. Contudo, os autores salientam que há uma variação considerável nos valores ideais para KDE, implicando na inexistência de um método universal ao se aplicar tal método. Isso ocorre porque a KDE está sujeita a influência de diferentes fatores, como resolução espacial da informação (*cell size*), largura de banda, número de pontos a serem considerados e outras características próprias do objeto de estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi desenvolvida em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista localizado em Curitiba, estado do Paraná, Brasil, entre as coordenadas $25^{\circ}26'5'' - 25^{\circ}27'33''$ S e $49^{\circ}14'16'' - 49^{\circ}14'33''$ W (Figura 1). O clima do local é classificado como Cfb de acordo com a classificação de Köppen - subtropical úmido mesotérmico, com precipitação média anual de 1.400 mm e temperatura média anual de 17°C (MACHADO et al., 2008). Além do mais, de acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), o remanescente florestal é de Formação Montana por estar entre a uma altitude de aproximadamente 900 metros.

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DO REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

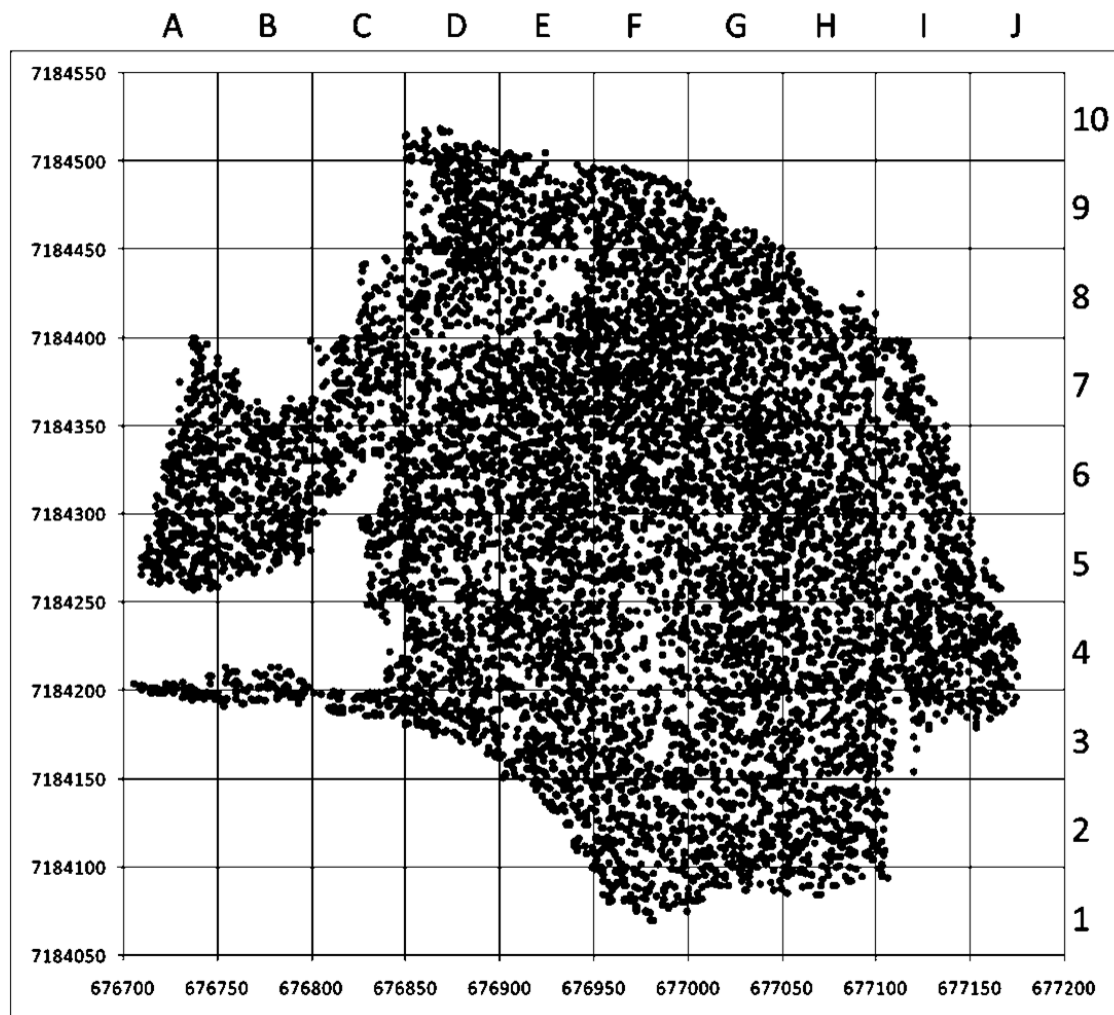


FONTE: O autor (2020).

3.2 BASE DE DADOS

Os dados foram provenientes de um censo florestal realizado em 2016, com a divisão da área de estudo em 70 unidades amostrais de 50 m x 50 m (Figura 2). Nessas unidades amostrais, os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 10 cm foram mensurados, bem como a posição geográfica e a identificação botânica foram coletadas.

FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS NO REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA



- Indivíduo arbóreo contabilizado

FONTE: O autor (2020).

3.3 ESTRUTURA HORIZONTAL

A estrutura horizontal da floresta é dada pelo arranjo geográfico das diferentes espécies que formam uma comunidade (SANQUETTA et al., 2014). Para analisar tal estrutura, foram empregados os seguintes parâmetros: densidade, dominância, frequência e valor de importância.

3.3.1 Densidade

A densidade reflete quantos indivíduos de cada espécie compõem uma comunidade vinculada a área onde são encontradas. A densidade absoluta (1) é dada pelo número total de indivíduos de uma espécie por unidade de área (SANQUETTA et al., 2014) enquanto a densidade relativa (2) manifesta, em percentual, a cota de espécie referente ao total de indivíduos da comunidade.

$$DA_i = n_i \quad (1)$$

$$DR_i = \frac{DA_i}{\sum DA} \times 100 \quad (2)$$

em que: DA_i = Densidade Absoluta (árvores/ha); DR_i = Densidade Relativa (%); e n_i = número de indivíduos de cada espécie por hectare (árvores/ha).

3.3.2 Dominância

A dominância absoluta (3) de uma espécie é dada pelo montante da área basal de todos os seus indivíduos, enquanto a dominância relativa (4) se dá pela razão desse montante pela área basal total da área, levando em conta todas as espécies presentes (SANQUETTA et al., 2014).

$$DoA_i = \sum g_i \quad (3)$$

$$DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum DoA} \times 100 \quad (4)$$

em que: DoA_i = Dominância Absoluta (m²/ha); DoR_i = Dominância Relativa (%); e

$\sum DoA$ = somatório das áreas transversais de cada espécie por hectare (m²/ha).

3.3.3 Frequência

As frequências absolutas (5) e relativa (6) definem a presença de uma determinada espécie em unidades amostrais de uma comunidade. Esses parâmetros estão relacionados com a uniformidade do arranjo das espécies nas unidades amostrais.

$$FA_i = \frac{\text{parcelas com espécie}}{\text{total de parcelas na área}} \times 100 \quad (5)$$

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum FA} \times 100 \quad (6)$$

em que: FA_i = Frequência Absoluta (%); e FR_i = Frequência Relativa (%).

3.3.4 Valor de importância

O valor de importância (7) de uma espécie integra os parâmetros da estrutura horizontal apresentados anteriormente (SANQUETTA et al., 2014).

$$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i \quad (7)$$

em que: VI_i = Valor de Importância; DR_i = Densidade Relativa (%); DoR_i = Dominância Relativa (%); e FR_i = Frequência Relativa (%).

3.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE

Há diversos métodos de destacar distintos aspectos da relação de diversidade de espécies, em que a quantidade de possíveis índices de diversidade é vasto. Apesar da existência de inúmeros índices, cada um necessita ressaltar a riqueza ou a uniformidade da floresta, não possibilitando a existência de um índice plenamente unificado, como afirma Magurran (2019). Neste trabalho, foram utilizados os índices de Diversidade Máxima, Shannon, Pielou e Simpson.

3.4.1 Diversidade Máxima

A diversidade máxima (8) de uma comunidade vegetal pode ser encontrada por meio da seguinte expressão (SANQUETTA et al., 2014):

$$H'_{max} = \ln(S) \quad (8)$$

em que: H'_{max} = diversidade máxima; S = número total de espécies amostradas; e $\ln$ = logaritmo natural.

A diversidade máxima de uma comunidade vegetal ocorre se todas as espécies tiverem abundância igual (MAGURRAN, 2019), ou seja, quando $H' = H'_{max} = \ln(S)$.

3.4.2 Índice de Shannon

O índice de Shannon (9), foi publicado em 1949 por Weaver e Shannon, está fundamentado no argumento de que indivíduos são aleatoriamente amostrados de uma comunidade infinitamente grande, em que todas as espécies possuem representantes (indivíduos) nas amostras (MAGURRAN, 2019). Esse índice foi calculado pela seguinte expressão:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (9)$$

em que: H' = índice de Shannon; e p_i = proporção de indivíduos encontrados na “i-ésima” espécie, ou seja, número de indivíduos amostrados de uma espécie, dividido pelo número total de indivíduos amostrados.

3.4.3 Índice de Simpson

O índice de Simpson (10) calcula a probabilidade de dois indivíduos sorteados de uma comunidade infinitamente grande pertencerem a mesma espécie. Para uma comunidade finita, a forma apropriada para o cálculo desse índice é dada pela expressão 11 (MAGURRAN, 2019):

$$D = \sum p_i^2 \quad (10)$$

$$D = \sum \frac{n_i[n_i - 1]}{N[N - 1]} \quad (11)$$

em que: D = índice de Simpson; p_i = proporção de indivíduos encontrados na “i-ésima” espécie; n_i = número de indivíduos de cada espécie; e N = número total de indivíduos.

3.4.3 Índice de Equabilidade de Pielou

Estabelecendo uma razão entre o índice de Shannon e a Diversidade Máxima, pode-se obter uma medida de uniformidade de comunidades vegetais (SANQUETTA et al., 2014) conhecido como índice de Pielou (12) ou medida de uniformidade de Shannon (MAGURRAN, 2019).

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (12)$$

em que: J' = índice de Pielou; H' = índice de Shannon; H'_{max} = diversidade máxima; S = número total de espécies amostradas; e $\ln$ = logaritmo neperiano.

3.4.4 Análise Espacial dos Índices de Diversidade por Interpolação

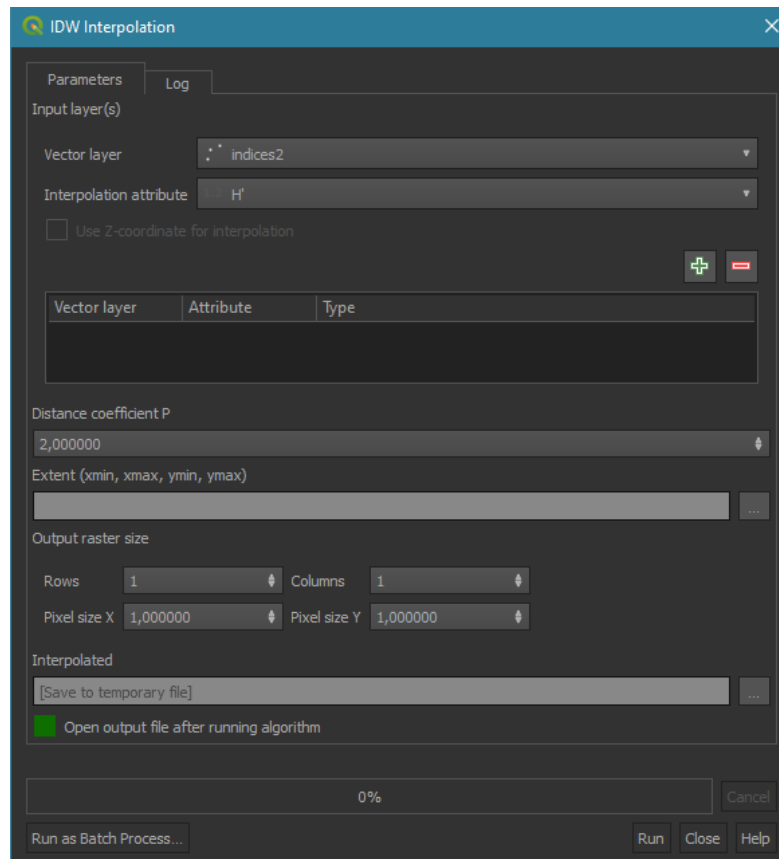
Para realizar uma análise espacial dos índices de diversidade, utilizou-se do método de interpolação conhecido por Inverse Distance Weighted (IDW). Tal ferramenta gera um arquivo *raster*, a partir de um arquivo vetorial de pontos com valores conhecidos, que cobre toda a área., permitindo estimar o valor do índice de diversidade em qualquer local da área de interesse.

A FIGURA 3 apresenta os parâmetros necessários para realizar uma interpolação no QuantumGIS. Esses parâmetros são a camada vetorial contendo as informações sobre os índices de diversidade; o atributo de interpolação, ou seja, o índice propriamente dito; tamanho do pixel em X e Y, que definira a resolução do arquivo a ser gerado. Quanto maior for o tamanho do pixel, menor será a resolução e mais generalizado serão os valores.

3.5 MAPAS DE ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE KERNEL

Como afirmam Hart e Zandbergen (2014), a crescente disponibilidade de procedimentos de KDE nos sistemas de informações geográficas (SIG) mais populares, como o QuantumGIS, a acurácia de identificação de áreas mais densas (*hotspots*) e a fácil interpretação dos resultados são os principais motivos para a aplicação desse método em diferentes áreas. Para produzir tal mapa, deve-se calcular o centro da área de estudo e a distância até cada indivíduo de cada espécie arbórea amostrada.

FIGURA 3 - PARÂMETROS PARA INTERPOLAÇÃO IDW



FONTE: O autor (2020).

Antes de calcular a estimativa de densidade de *Kernel*, deve-se estabelecer alguns parâmetros. O primeiro deles é a distância padrão (*standard distance*), que mede a dispersão dos pontos (unidades amostrais) em relação ao centro espacial onde ocorrem (*mean*). Outro parâmetro é a largura de banda ideal (*optimal*

bandwidth), dada pela seguinte expressão 13 (FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON, 2000).

$$h_{opt} = \left[\frac{2}{3n} \right]^{1/4} \sigma \quad (13)$$

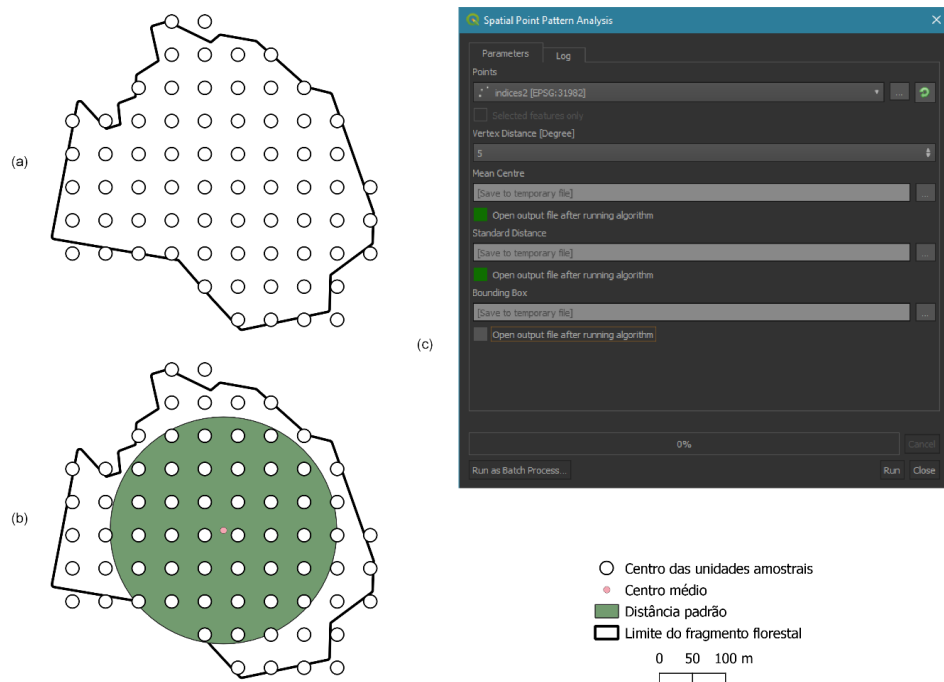
em que: n = número de amostras e σ = distância padrão.

Essa banda ideal deve ser usada como raio nas ferramentas de KDE. Com esses parâmetros, pode-se utilizá-los na ferramenta *Heatmap (Kernel Density Estimation)* do programa QuantumGIS para gerar um mapa de densidade que permite a identificação de áreas de maior ou menor concentração de objetos ou eventos de interesse. Neste trabalho, a largura de banda utilizada foi de 53 metros.

3.5.1 Mapas de Estimativa de Densidade de *Kernel*

Para calcular a largura da banda a ser utilizada no método de estimativa de densidade de *Kernel*, como mostra a equação (13), deve-se estabelecer dois parâmetros: número de amostras e distância padrão das amostras. Na FIGURA 4 estão representados os centros geográficos das unidades amostrais em (a), o centro médio geográfico das unidades amostrais e a distância padrão desses (b) e a janela da ferramenta de análise de padrões espaciais de pontos (*Spatial Point Pattern Analysis*) em (b).

FIGURA 4- ANÁLISE DO PADRÃO ESPACIAL DE PONTOS



FONTE: O autor (2020).

Para obter a distância padrão das unidades amostrais, deve-se selecionar o arquivo de pontos que contenha as coordenadas geográficas do centro dessas unidades, aqui representados por “indices2”. Em seguida, deve-se selecionar as opções *Mean Centre* e *Standard Distance* para gerar dois arquivos que devem conter o centro geográfico médio das unidades amostrais e a distância padrão dessas unidades, respectivamente.

Posteriormente, foi verificada a tabela de atributos do arquivo gerado para a distância padrão para identificar o valor da mesma, como mostra a FIGURA 5. Utilizou-se esse valor na equação (13) para determinar a largura da banda a ser utilizada as estimativas de densidade de *Kernel*.

FIGURA 5 - DISTÂNCIA PADRÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS

STAND_DIST :: Features Total: 1, Filtered: 1, Sele...				
	X_CENTRE	Y_CENTRE	N_POINTS	STDDIST
1	676903,4281300...	7184238,421900...	69,0000000000	171,2600015900

FONTE: O autor (2020).

Para gerar os mapas temáticos, foi necessário plotar os pontos referentes a todas as árvores no programa QuantumGIS e realizar seleção dos grupos de interesse por meio de expressões, como mostra a TABELA 1. Dessa forma, os mapas gerados corresponderam aos parâmetros e espécies da tabela em questão.

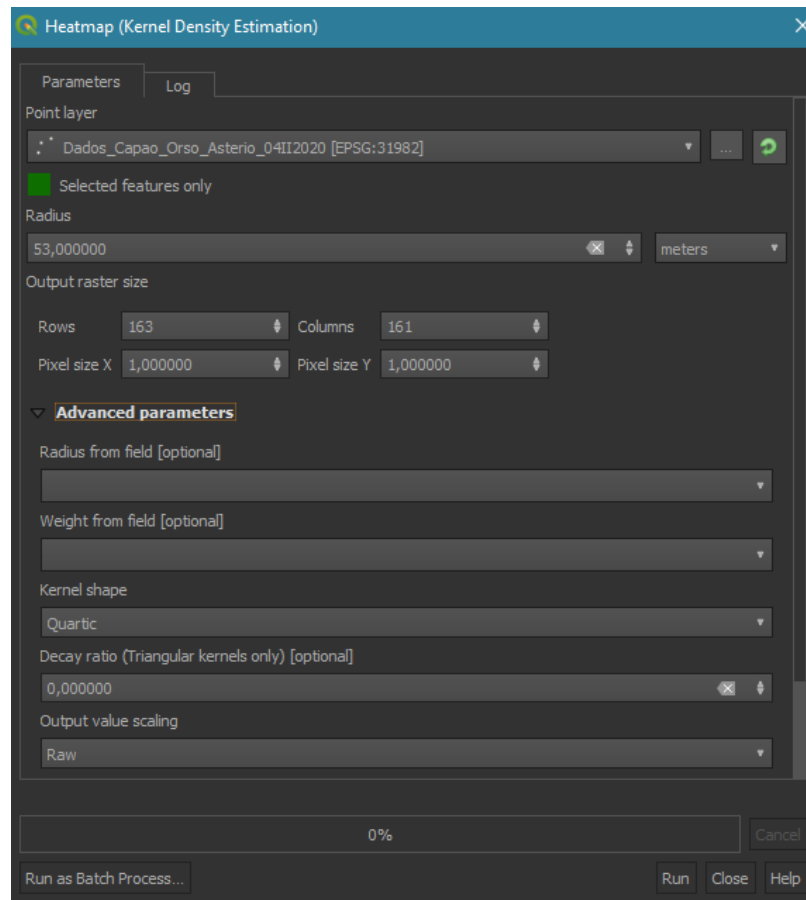
TABELA 1 - PARÂMETROS E ESPÉCIES SELECIONADAS

Parâmetro	Espécies
Maior Valor de Importância	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze; <i>Casearia sylvestris</i> Sw.; <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.; <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
Maior Densidade	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.; <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.; <i>Symplocos tetrandra</i> Mart.; <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi; <i>Jacaranda puberula</i> Cham.
Maior Dominância Relativa	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze; <i>Casearia sylvestris</i> Sw.; <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.; <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees; <i>Cedrela fissilis</i> Vell.
Raridade	<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green; <i>Croton celtidifolius</i> Baill.; <i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth; <i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel
Área Basal (g)	Todas

FONTE: O autor (2020).

Após selecionar as espécies conforme o parâmetro desejado (TABELA 1), pode-se utilizar a ferramenta *Heatmap (Kernel Density Estimation)* para gerar os mapas temáticos. A FIGURA 6 apresenta a janela de parâmetros dessa ferramenta, onde deve-se indicar o arquivo de pontos a ser utilizado, como “Dados_Capao_Orso_Asterio_04II2020” no caso deste trabalho; a opção *Selected features only* deve ser marcada para garantir que apenas as árvores selecionadas sejam consideradas; o tamanho do pixel em relação a X e Y determina a forma do pixel e a resolução do mapa a ser gerado, quanto maior o tamanho do pixel, menor a resolução; a opção *Weight from field [optional]* deve ser marcada apenas quando se tem um parâmetro a mais a ser considerado, além da localização geográfica dos pontos. No presente trabalho, essa opção foi selecionada para gerar o mapa de estimativa de densidade de *Kernel* referente a área basal das árvores.

FIGURA 6 - JANELA DE PARÂMETROS UM MAPA DE CALOR (KERNEL DENSITY ESTIMATION)



FONTE: O autor (2020).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTRUTURA HORIZONTAL

Entre todas as espécies presentes no remanescente florestal, a espécie com maior Valor de Importância (VI igual a 9,88) foi a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (TABELA 2), além de apresentar a maior Dominância Relativa (DoR). Sonogo, Backers e Souza (2007) também observaram, em seus estudos em uma FLONA composta por Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, a *Araucaria angustifolia* como a espécie de maior VI. Contudo, as demais que compõem as dez espécies de maior VI são diferentes dos encontrados no presente trabalho.

Souza et al. (2014) também encontraram *Araucaria angustifolia* como sendo a espécie de maior Valor de Importância e *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Radlk presente entre as dez espécies de maior VI para uma área de Floresta Ombrófila Mista em Lages, Santa Catarina. Negrelle e Silva (1992) também encontraram *Araucaria angustifolia* como espécie de maior VI e *Ocotea puberula* (Rich.) Nees entre as dez espécies de maior VI em um estudo realizado em Caçador, SC. Herrera et al. (2009) também observaram a *A. angustifolia* como espécie de maior VI em uma reserva florestal da Embrapa em Caçador, SC.

Por outro lado, Bambolim e Wojciechowski (2017) apontaram as espécies *Blepharocalyx salicifolius*, *Nectandra Megapotamica* e *Dicksonia sellowiana* como as três espécies de maior Valor de Importância em um remanescente florestal de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula, RS, mas ainda com a presença de *Araucaria angustifolia* entre as dez espécies de maior valor de importância. Klaubert et al. (2010) encontraram a *Dicksonia swallowiana* Hook como espécie de maior VI para um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. Em um estudo, realizado em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Nascimento et al. (2001) observaram a espécie *Matayba elaeagnoides* Radlk. com o maior valor de importância.

Apesar de muitos dos estudos citados apresentarem *A. angustifolia* como a espécie de maior Valor de Importância, as outras nove espécies de maior VI apresentadas neste trabalho não estão presentes entre as dez espécies de maior VI dos trabalhos citados. Ademais, há casos em que *A. angustifolia* está entre as dez espécies de maior VI, mas não encabeça essa lista. Um potencial motivo para isso

seria a presença de espécies de maior Dominância Relativa, Densidade Relativa e Frequência no local.

TABELA 2 - ESTRUTURA HORIZONTAL PARA AS DEZ PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Espécie	DA	DR	DoA	DoR	VI
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	26,60	2,87	7,61	24,30	9,88
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	138,34	14,94	2,23	7,12	8,26
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	65,08	7,03	2,57	8,19	5,97
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	37,06	4,00	2,10	6,70	4,49
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	42,18	4,55	1,13	3,62	3,46
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	45,80	4,95	0,81	2,58	3,12
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	37,69	4,07	0,81	2,58	2,99
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Radlk.	34,55	3,73	0,46	1,46	2,57
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	16,76	1,81	1,19	3,80	2,56
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	28,17	3,04	0,64	2,03	2,44

Em que: DA = densidade absoluta (árvores/ha); DR = densidade relativa (%); DoA = dominância absoluta (m²/ha); DoR = dominância relativa (%); e VI = valor de importância em porcentagem (%).

FONTE: O autor (2020).

As quatro espécies mais raras no fragmento florestal estão listadas na TABELA 3, todas com apenas um indivíduo cada. Essas espécies apresentaram valores baixos para densidades absoluta e relativa, além de possuírem os menores valores para dominâncias absoluta e relativa e valor de importância. Kanieski et al. (2010) também encontraram *Myrceugenia glaucescens* (Cambess.) D.Legrand & Kausel como uma das espécies mais raras em um estudo quantitativo da diversidade na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, no Rio Grande do Sul, com apenas um representante da espécie.

TABELA 3 - ESTRUTURA HORIZONTAL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS MAIS RARAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Espécie	DA	DR	DoA	DoR	VI
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	0,08	0,01	0,00	0,00	0,02
<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	0,08	0,01	0,01	0,02	0,03
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	0,08	0,01	0,00	0,00	0,02
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0,08	0,01	0,02	0,08	0,05

Em que: DA = densidade absoluta (árvores/ha); DR = densidade relativa (%); DoA = dominância absoluta (m²/ha); DoR = dominância relativa (%); e VI = valor de importância em porcentagem (%).

FONTE: O autor (2020).

Rode et al. (2009) relataram a presença de *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de Irati, no centro-sul do Paraná, porém não informaram o número de indivíduos encontrados dessa espécie. Adicionalmente, Sawczuk et al. (2012) encontraram 227 indivíduos de *Ocotea diospyrifolia* na FLONA de Irati no ano de 2002, mas em outro levantamento realizado em 2007 haviam 222 indivíduos.

Por outro lado, as espécies *Chionanthus filiformis* (Vell.) P.S.Green e *Croton celtidifolius* Baill. não foram encontradas nos levantamentos de Rode et al. (2009), Kanieski et al. (2010), Sawczuk et al. (2012), Sonego et al. (2012), Corte et al. (2013), Souza et al. (2014), Bambolim e Wojciechowski (2016) e Parizotto et al. (2019). Assim, corroborando para o entendimento de raridade dessas espécies em Florestas Ombrófilas Mistas.

Espécies raras, como são representadas por poucos indivíduos, tem o risco de extinção local aumentado devido ao isolamento do fragmento florestal, que limita a presença de polinizadores e dispersores de outras áreas (CIELO FILHO e SANTIN, 2002).

4.2 ÍNDICES DE DIVERSIDADE

A TABELA 4 apresenta as estatísticas sobre diversidades mínima, média e máxima referentes aos índices de diversidade de Shannon, Simpson e Pielou do remanescente florestal. Os valores médios dos índices de Shannon e Pielou apontaram para a diversidade moderada no remanescente florestal, além da moderada uniformidade entre as comunidades vegetais dessa área.

TABELA 4 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Índice	x_{min}	$\bar{x}$	$x_{máx}$	s_x	$cv\%$
Shannon	1,116	2,754	3,375	0,522	19,1%
Simpson	0,040	0,107	0,357	0,066	62,0%
Pielou	0,239	0,585	0,722	0,112	19,2%

Em que: x_{min} = valores mínimos; $\bar{x}$ = valores médios; $x_{máx}$ = valores máximos; s_x = desvio padrão; e $cv\%$ = coeficiente de variação.

FONTE: O autor (2020).

Os valores referentes ao índice de Shannon (H') obtidos são similares aos encontrados por Pelissari et al. (2017) para um remanescente de Floresta Ombrófila Mista com a ausência de perturbações antrópicas por aproximadamente 60 anos. Contudo, o valor de x_{min} encontrado é maior do que 0,85 observado por Pelissari et al. (2017), assim como $\bar{x}$ e x_{max} são maiores que os valores 2,56 e 3,18, respectivamente, encontrados pelos autores. O valor médio do índice de Shannon (H') deste trabalho foi inferior ao encontrado por Bambolim e Wojciechowski (2016), de 3,18. Corte et al. (2013) também observaram valores superiores para Shannon, variando entre 3,44 e 3,59. Kanieski et al. (2010) obtiveram valores semelhantes para o índice de Shannon, 2,79 e 3,40, assim como Parizotto et al. (2019), que obteve média de 2,59.

Por outro lado, Rode et al. (2009) encontraram valores relativamente inferiores para Shannon, com variação entre 2,48 e 3,10. Sawczuk et al. (2012) obtiveram valor de 3,57, sendo muito superior à média encontrada no remanescente florestal alvo deste estudo. Outro valor superior, mas próximo do encontrado neste trabalho, foi o de 2,83, de acordo com o critério de inclusão de DAP maior que 10 cm, encontrado por Sonego et al. (2007), assim como o valor de 2,98 obtido por Souza et al. (2014).

Para o índice de Pielou (J'), Bambolim e Wojciechowski (2016) encontraram valor de 0,84, sendo maior que a média de 0,585 deste trabalho. Kanieski et al. (2010) também obtiveram valores superiores, variando de 0,68 a 0,84, assim como Rode et al. (2009), que encontraram valores entre 0,74 e 0,81, e Sawczuk et al. (2012), com 0,75. Souza et al. (2014) e Sonego et al. (2007) obtiveram 0,79 e 0,80, respectivamente.

O índice de Simpson do presente trabalho variou de 0,040 a 0,357, com uma média de 0,107. Kanieski et al. (2010) encontraram uma variação entre 0,05 e 0,16. Por outro lado, Corte et al. (2013) encontraram o valor de 0,04 para o censo realizado em seus estudos. Sawczuk et al. (2012) encontraram valores entre 0,043 e 0,044 para medições nos anos de 2002, 2005 e 2008 para um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Irati, PR.

Os valores médios do índice de Shannon estão dentro do esperado, uma vez que, segundo Durigan (1999), esses valores devem estar situados entre 1,50 e 3,50 de forma geral e raramente acima de 4,50. Os valores do índice de Shannon, Pielou e Simpson indicam que o remanescente florestal, objeto de estudo do presente

trabalho, está em condições de conservação inferiores em relação aos demais remanescentes anteriormente citados.

Com base nos resultados obtidos para os índices de Shannon, Simpson e Pielou, pôde-se criar, com o auxílio de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas, os mapas temáticos para cada um desses índices (FIGURA 7). A FIGURA 7A revela que as áreas de maior diversidade estão concentradas no Centro-Oeste e Sul da área de estudo.

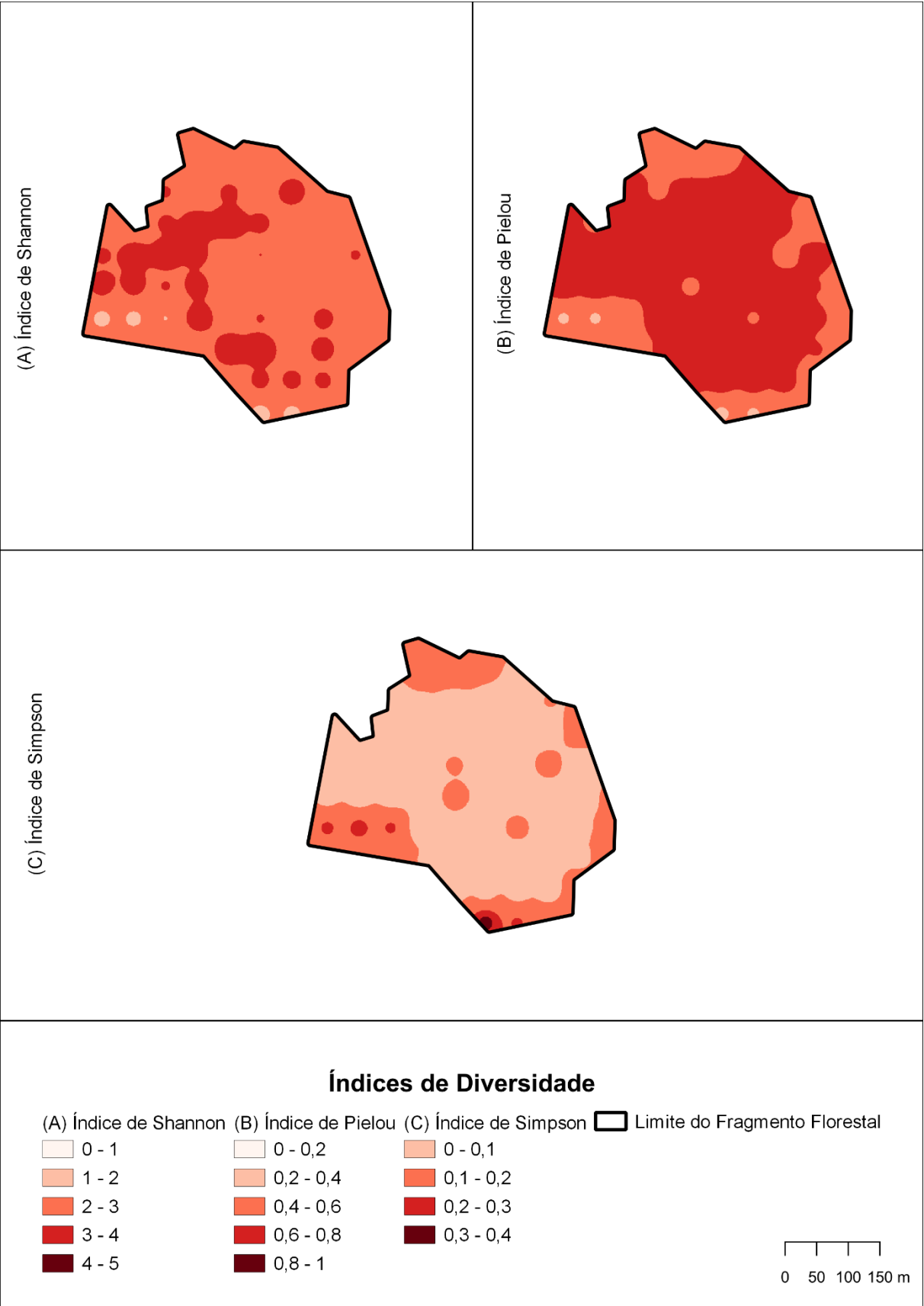
No entanto, a FIGURA 7B, que representa o índice de Pielou, ou seja, a uniformidade de espécies na área de estudo, coloca em evidência a menor uniformidade nas regiões mais periféricas do fragmento florestal em relação as regiões internas.

A distribuição espacial do índice de Simpson é apresentada na FIGURA 7C, e evidencia a distribuição da uniformidade de espécies no fragmento florestal. Assim, corroborando como as áreas localizadas próximo ao limite do fragmento florestal apresentam menor uniformidade e a maior dominância de uma ou mais espécies.

Nota-se que onde o índice de Pielou é maior, indicando maior uniformidade de espécies, o índice de Simpson é menor, demonstrando a menor dominância de espécies. Por outro lado, quando o índice de Pielou é menor, implicando em uma menor uniformidade de espécies, o índice de Simpson é maior, indicando que há uma maior dominância entre as espécies da área em questão.

Nota-se também, que o índice de Shannon embasa a justificativa dos valores relativamente altos do índice de Simpson em algumas áreas. Pode-se notar que nas porções Sul e Sudoeste do fragmento florestal há focos onde ocorrem os valores mais altos do índice de Simpson. Nessas mesmas áreas, ocorrem os menores valores para o índice de Shannon. Assim, pode-se afirmar que nessas áreas a diversidade de espécies é reduzida em relação ao resto do capão e que há uma maior dominância entre espécies localmente, mesmo que essas não estejam entre as mais dominantes do fragmento florestal como um todo.

FIGURA 7 - MAPAS TEMÁTICOS DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA



FONTE: O autor (2020).

4.3 MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL

O mapa de estimativa de densidade apresentado na FIGURA 8A mostra a concentração maior de indivíduos arbóreos das cinco espécies de maior densidade relativa nas regiões central, Norte e Sudeste da área de estudo. A FIGURA 8B apresenta a distribuição espacial do conjunto de cinco espécies de maior dominância na área de estudo. A estimativa de densidade para esse parâmetro se dá de forma semelhante ao da figura anterior, com concentração maior nas regiões Central, Norte e Sudeste da área de estudo.

Ambos os mapas apresentam uma concentração maior de indivíduos na porção Central e Norte da área de estudo. Essa semelhança pode ser explicada pelo fato das espécies *Casearia sylvestris* Sw. e *Luehea divaricata* Mart. & Zucc serem as espécies de maior densidade na área, bem como a segunda e a terceira mais dominantes, respectivamente.

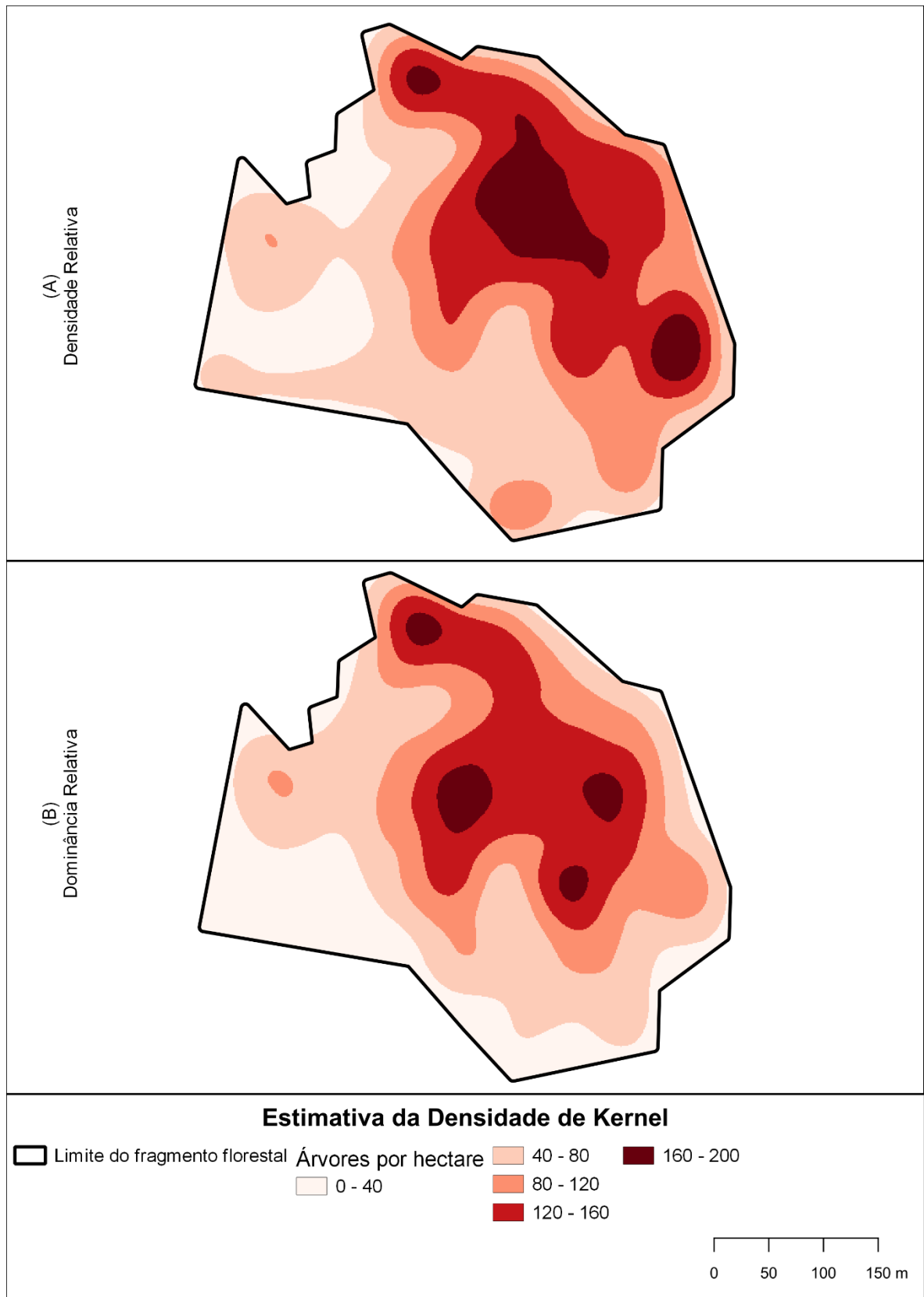
A FIGURA 9 apresenta os mapas para quatro das espécies arbóreas de maior Valor de Importância (VI) na área de estudo. Ao analisar a distribuição espacial das espécies *Casearia sylvestris* Sw (FIGURA 9B) e *Luehea divaricata* Mart. & Zucc (FIGURA 9C), e comparando-as com a FIGURA 8A, pode-se notar a contribuição da primeira para uma maior densidade de *Kernel* para indivíduos arbóreos na porção Central e Norte do fragmento florestal, enquanto a segunda tem maior influência sobre a porção Centro-Leste. Dentre as cinco espécies de maior densidade relativa (DR), *Casearia sylvestris* tem maior influência sobre o resultado de estimativa de densidade de *Kernel* (KDE), representado pela FIGURA 8A, por ter entre 96 e 120 indivíduos por hectare, enquanto a segunda espécie de maior densidade, *Luehea divaricata*, apresentou no máximo entre 56 e 70 indivíduos por hectare.

As quatro espécies representadas na FIGURA 9 apresentaram a maior dominância relativa (DoR) na área em estudo. Ao analisar a FIGURA 8B, pode-se notar que as áreas com maior concentração de árvores, pertencentes a espécies de grande dominância relativa, ocorrem no Centro, Centro-Leste e Norte do fragmento florestal. Isso ocorre porque é justamente nessas porções onde há sobreposição das maiores densidades observadas na FIGURA 9.

A porção Oeste e Sul do fragmento florestal, representado pela FIGURA 8B, apresentam uma densidade de indivíduos arbóreos muito menor do que as porções anteriormente analisadas. Isso ocorre porque as porções Oeste e Sul são mais

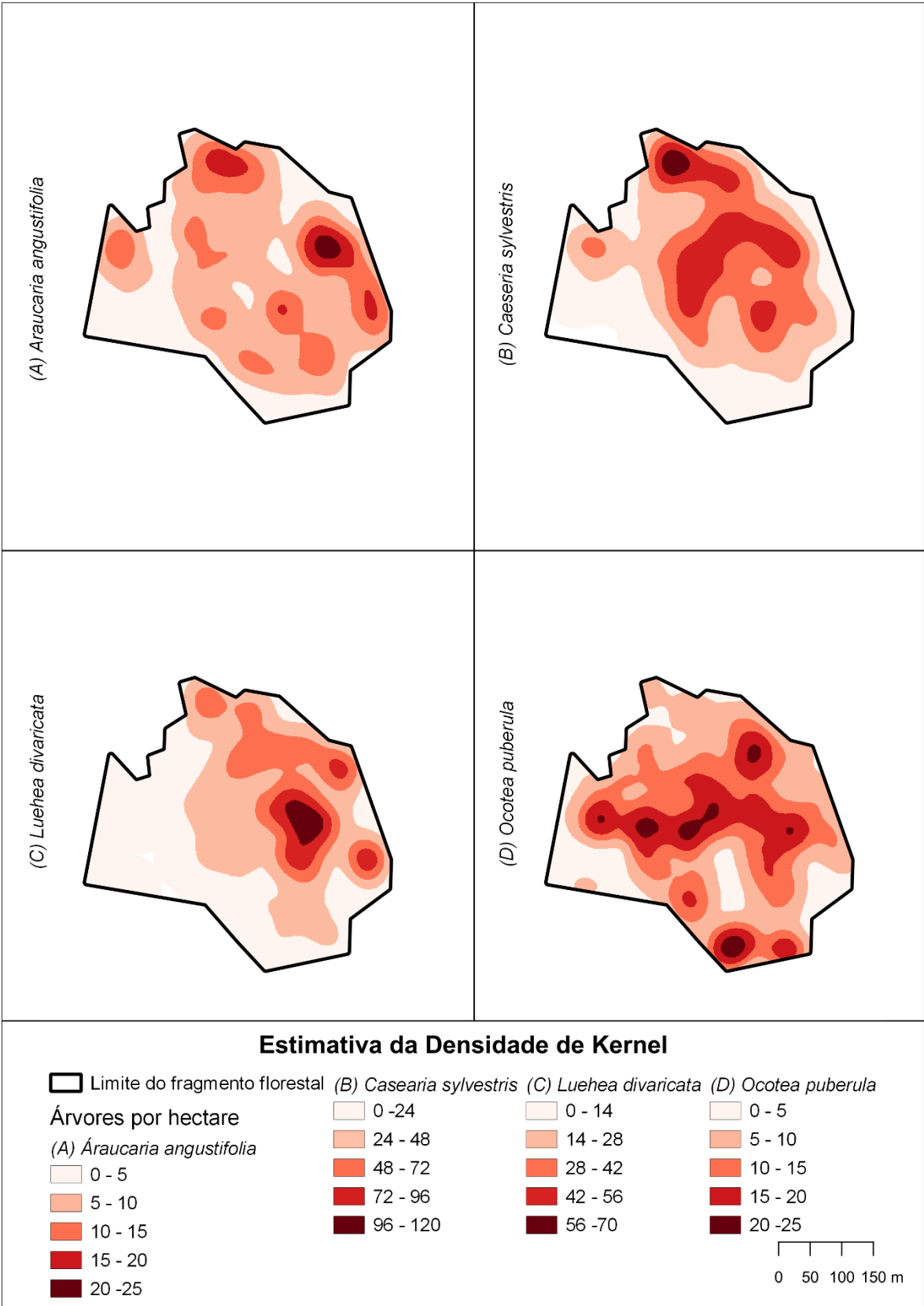
influenciadas pelas espécies *Araucaria angustifolia* e *Ocotea puberula* e em concentrações menores do que nas demais regiões do fragmento florestal. Nota-se também que as espécies *Casearia sylvestris* e *Luehea divaricata* ocorrem em menores concentrações nas porções Leste e Sul da área em questão, em especial próximo aos limites do fragmento florestal nessas porções. Isso ocorre porque *C. sylvestris* é menos frequente em áreas em que o solo seja úmido constantemente por conta de áreas pluviais (LORENZI, 1992), como na porção sudoeste do fragmento florestal. As menores concentrações de *Luehea divaricata* próximo aos limites da área de estudo é devido a menor presença de terrenos rochosos e íngremes ou de áreas que sofreram algum distúrbio que favorecesse formações secundárias (LORENZI, 1992).

FIGURA 8 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA OS CONJUNTOS DE CINCO ESPÉCIES ARBÓREAS DE MAIOR DENSIDADE RELATIVA E DOMINÂNCIA RELATIVA EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA



FONTE: O autor (2020).

FIGURA 9 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS DE MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA



FONTE: O autor (2020).

A representação individual da estimativa de densidade para as quatro espécies mais raras da área de estudo está representada na FIGURA 10. Como essas espécies foram compostas por um único indivíduo cada, a representação da estimativa de densidade de *Kernel* (KDE) ocorreu por um círculo de raio igual ao da largura de banda previamente definida de 53 m. Dessa maneira, torna-se difícil a visualização da influência dessas espécies para a composição de mapas de densidade de *Kernel* ou para os índices de diversidade, pois não há indivíduos suficientes para estabelecer um padrão da distribuição espacial de tais espécies, uma vez que, segundo Silverman (1999), são necessários pelo menos quatro indivíduos para permitir a análise de densidade de *Kernel*.

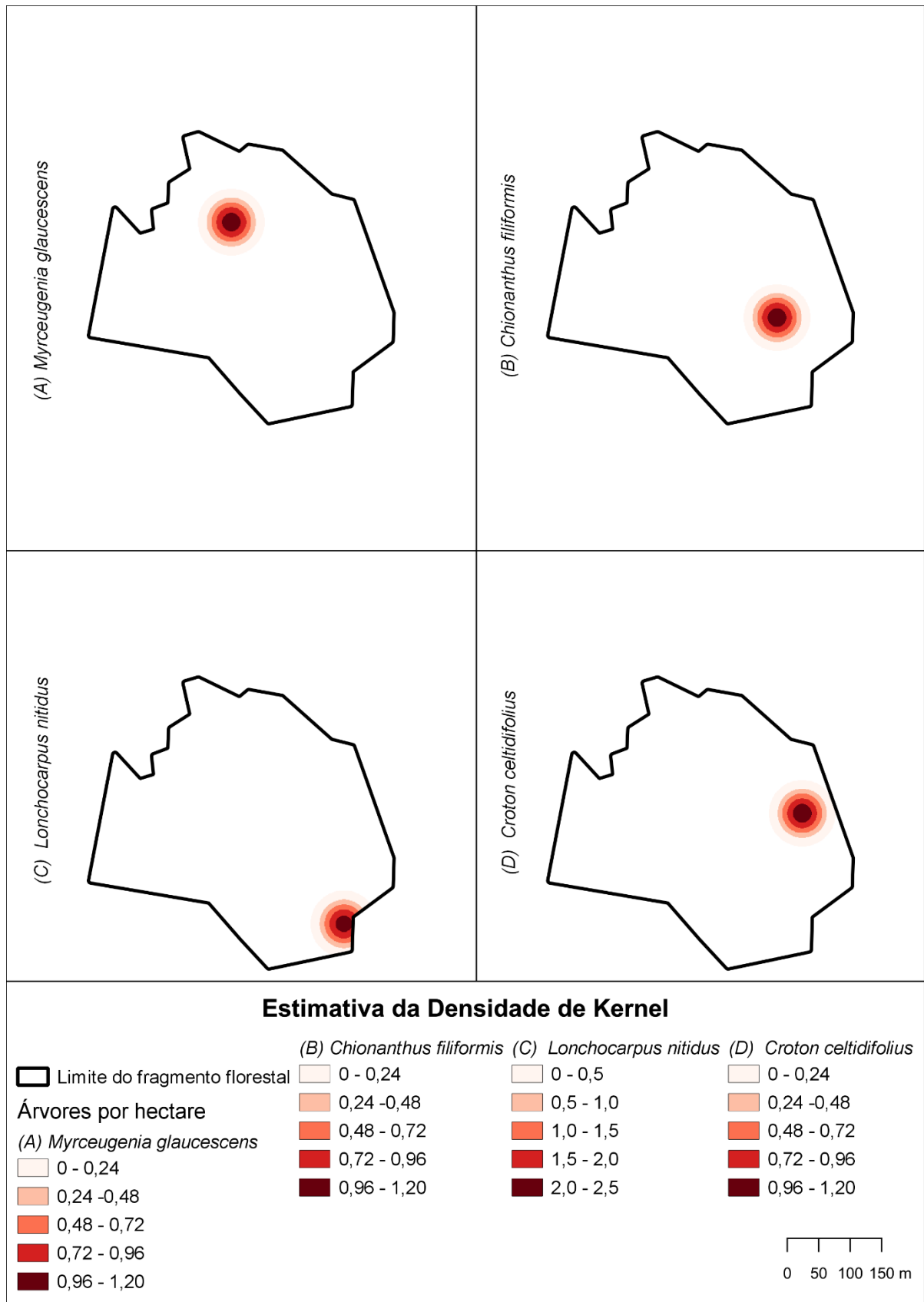
Dentre as quatro espécies mais raras representadas na FIGURA 10, todas são não pioneiras, com exceção da espécie *Croton celtidifolius*. Apesar das espécies *Lonchocarpus nitidus* e *Croton celtidifolius* ocorrerem próximas aos limites do fragmento florestal, como mostram as FIGURAS 10C e 10D, apenas a última é uma espécie pioneira (CARVALHO, 2008).

A espécie *Myrceugenia glaucescens*, do grupo sucessional secundária tardia (FERREIRA et al., 2013), ocorreu em um local onde são observados os valores mais altos para os índices de Shannon e Pielou e baixos valores para o índice de Simpson. Indicando, assim, que o local é altamente diversificado, com uma alta equabilidade e uniformidade entre as espécies que ali ocorrem.

No entanto, o indivíduo de *Chionanthus filiformis*, também secundária tardia (POLISEL e FRANCO, 2010), ocorreu em uma área de transição entre média e alta diversidade, com parâmetros do índice de Shannon variando entre 2 e 4 para o local de ocorrência. Os valores entre 0,6 e 0,8 para o índice de Pielou indicam que esse local apresenta uma alta equabilidade. Contudo, a espécie esteve presente em uma área de transição do índice de Simpson, variando entre 0 e 0,4, indicando que a uniformidade de espécies é espacialmente variável.

Por outro lado, o indivíduo de *Lonchocarpus nitidus*, do grupo das espécies climax (SCIPIONI et al., 2013), ocorre no limite sudeste do fragmento florestal, em um local onde o índice de Shannon é moderado, variando entre 2 e 3, e indicando uma moderada variedade de espécies. O índice de Pielou se situou entre 0,4 e 0,6, sugerindo uma moderada equabilidade entre as espécies. Contudo, o índice de Simpson apontou para uma alta variação na uniformidade entre as espécies que ocorrem no local, pois seu valor variou entre 0,4 e 1 para as áreas próximas.

FIGURA 10 - MAPAS DE DENSIDADE DE KERNEL PARA AS QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS MAIS RARAS EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA



FONTE: O autor (2020).

No local de ocorrência de *Croton celtidifolius*, nota-se que o índice de Shannon apresentou valores entre 2 e 3, indicando que não se trata de um local de alta diversidade. O índice de Pielou apontou esse local como sendo de relativa equabilidade entre espécies, com valores entre 0,6 e 0,8. O índice de Simpson indicou que essa região é relativamente uniforme entre as espécies que ali ocorrem, com valores entre 0 e 0,1. Como essa espécie é pioneira, é esperada sua presença em áreas com parâmetros inferiores aos descritos, sugerindo que ela esteja em processo de extinção local.

Para apontar onde ocorrem os maiores diâmetros por unidade de área no fragmento florestal em estudo, utilizou-se a área basal (g) de cada indivíduo arbóreo como peso para gerar um mapa de estimativa de densidade de *Kernel* (KDE). Como mostra a FIGURA 11, é possível identificar que as maiores áreas basais ocorreram próximas a região mais central e com focos na porção Norte, Leste, Oeste e Sul, enquanto as áreas mais periféricas e a região sudoeste apresentam menores áreas basais. Essa diferença se dá pela região central e mais interna da área de estudo ser composta por uma comunidade vegetal mais velha e já estabelecida, enquanto as regiões periféricas são compostas por indivíduos mais jovens que são responsáveis pelo avanço do fragmento florestal sobre áreas abertas.

Ao comparar a FIGURA 9A com a FIGURA 11, pode-se notar que as grandes áreas basais na porção Leste são influenciadas fortemente pela espécie *Araucaria angustifolia*. Essa espécie também contribui para a concentração de indivíduos arbóreos de grandes áreas basais na porção Norte e Oeste do fragmento florestal, porém, em menor grau.

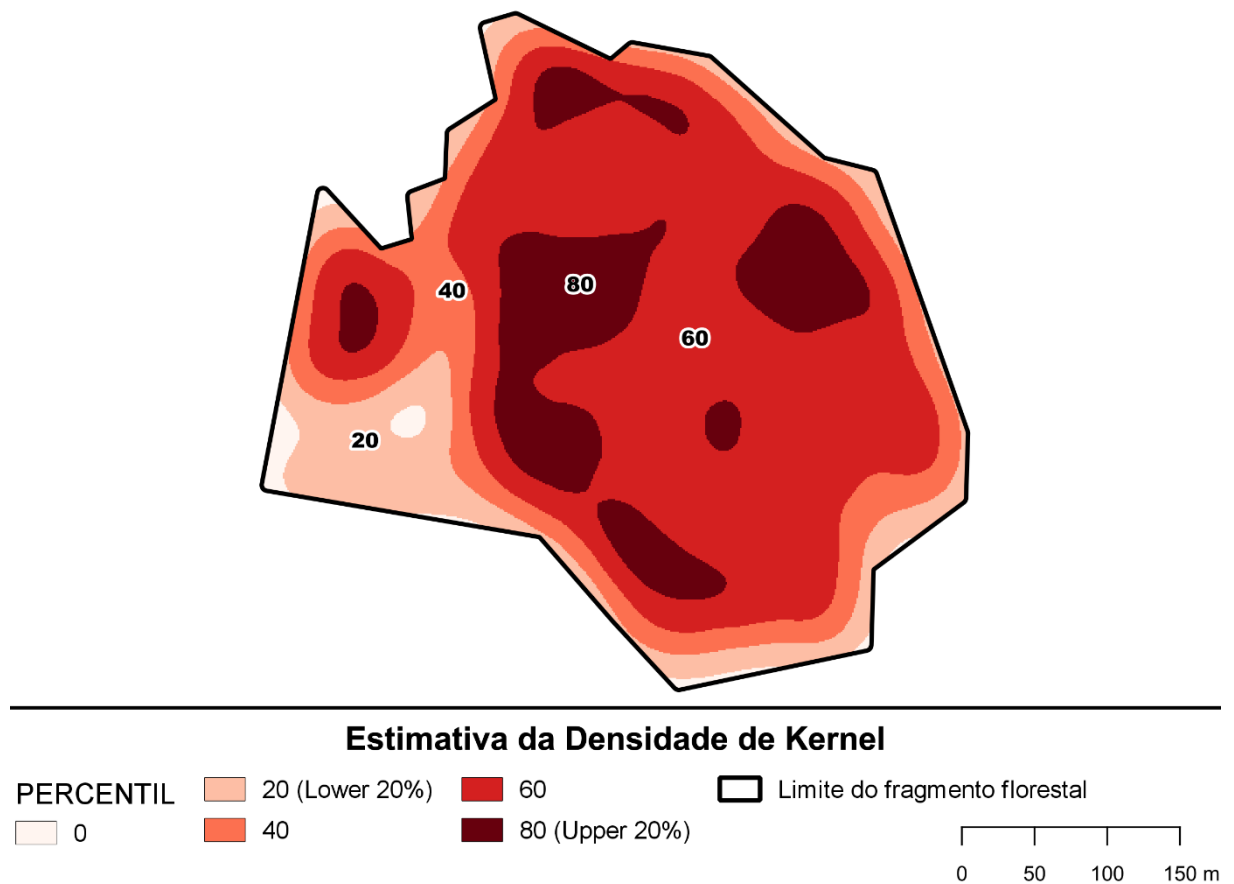
Assim como *Araucaria angustifolia*, ao comparar a FIGURA 9B com a FIGURA 11, nota-se que os indivíduos de *Casearia sylvestris* contribuem para a concentração de grandes áreas basais na porção Leste e Centro, e fortemente na porção Norte do fragmento florestal.

Pode-se notar, também, ao comprar a FIGURA 8B e FIGURA 11, que as maiores concentrações de indivíduos das cinco espécies de maior dominância ocorreram justamente nas áreas com os maiores percentis para área basal. Isso deve-se ao uso da área basal no cálculo de dominância de uma espécie. Contudo, a FIGURA 11 apresenta que há na porção Sul do remanescente florestal uma área pertencente ao percentil 80 para a estimativa de densidade de *Kernel* em relação a área basal, mas que não está representada na FIGURA 8B. Isso pode ocorrer por

causa da espécie *Ocotea puberula*, que tem uma baixa representação na FIGURA 8B, devido ao baixo número de indivíduos quando comparado com as demais espécies usadas para compor tal mapa temático.

A menor área basal nos limites do fragmento florestal pode estar relacionada com a alta atividade antrópica nas mediações, pois há um fluxo grande de pessoas, além de podas e capinas para impedir que tal fragmento florestal avance sobre as vias de acesso da universidade, estacionamento, construções e o próprio gramado.

FIGURA 11 - MAPA DE DENSIDADE DE KERNEL PARA TODAS AS ESPÉCIES EM UM REMANESCENTE URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, COM PESO RELACIONADO A ÁREA BASAL (PERCENTIL)



FONTE: O autor (2020).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho observou a *Araucaria angustifolia* como a espécie de maior dominância relativa e maior valor de importância entre as espécies arbóreas presentes no fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista. Por outro lado, as espécies mais raras encontradas foram *Chionanthus filiformis*, *Croton celtidifolius*, *Myrceugenia glaucescens* e *Ocotea diospyrifolia*, com um indivíduo cada. Além disso, os valores médios encontrados para os índices de Shannon, Simpson e Pielou foram de 2,754, 0,107 e 0,585, respectivamente, indicando que o fragmento de forma geral apresenta uma situação de conservação inferior a outros fragmentos de Floresta Ombrófila Mista.

Ao utilizar o método de IDW (*Inverse Distance Weighted*), pôde-se identificar a distribuição espacial dos índices de diversidade de Shannon, Pielou e Simpson no remanescente florestal, permitindo a identificação de áreas com valores maiores ou menores para diversidade, equabilidade e uniformidade de espécies. Esses resultados contribuem para a justificativa de que o fragmento florestal não é espacialmente homogêneo, apresentando variabilidade de diversidade, uniformidade e equabilidade entre espécies.

Ao utilizar o método de estimativa de densidade de *Kernel*, foi possível identificar que as cinco espécies de maior densidade relativa ocorrem nas porções central, Norte e Sudeste dessa área, assim como as espécies de maior dominância relativa. Essa semelhança de localização espacial para as concentrações de indivíduos que compõe tais parâmetros pode ser explicada devido a *Casearia sylvestris* e a *Luehea divaricata* serem as espécies que apresentam a maior densidade relativa na área, bem como entre as cinco espécies mais dominantes. Além disso, nota-se que os menores valores de áreas basais ocorrem próximos às bordas do fragmento florestal, o que podem estar relacionados com a elevada atividade antrópica nas mediações, enquanto as maiores áreas basais ocorrem em focos nas porções central, Norte, Leste, Oeste e Sul.

O método de estimativa de densidade de *Kernel* permite a análise visual e intuitiva da estrutura horizontal da floresta, evidenciando que o fragmento de floresta urbana, mesmo apresentando uma área reduzida, não é espacialmente homogêneo, apresentando grandes variações em relação a diversidade, uniformidade e equabilidade de espécies, além da estrutura horizontal do componente arbóreo.

Contudo, verificou-se que não se deve utilizar esse método para espécies com baixa frequência, como as espécies mais raras deste trabalho, pois, nesses casos, são geradas apenas representações pontuais de onde ocorrem tais indivíduos. Isso ocorre devido à ausência de objetos de interesse (árvores) próximos para aplicar o método utilizado na pesquisa.

Em trabalhos futuros, recomenda-se gerar mapas de estimativa de densidade de *Kernel* com peso para área basal individualizada por espécie e para cada índice de diversidade, tendo como peso os valores desses índices.

Fica evidente que o método KDE permite a categorização de áreas de acordo com a diversidade ou estrutura horizontal da floresta, permitindo uma maior eficiência no planejamento e aplicação de ações de manejo e elaboração de políticas de conservação ambiental.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, O.; HUI, G.; VON GADOW, K.; JIMÉNEZ, J. An analysis of spatial forest structure using neighborhood-based variables. **Forest Ecology and Management**, v. 183, n. 1-3, p.137-145, 2003.
- AKHAVAN, R.; AMIRI, G. Z.; ZOBEIRI, M. Spatial variability of forest growing stock using geostatistics in the Caspian region of Iran. **Caspitan Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 1, p.43-53, 2010.
- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International Regional Science Review**, v. 28, n. 2, p. 168-192, 2005.
- BAMBOLIM, A.; WOJCIECHOWSKI, J. C. Composição florística e fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 1, p. 28-35, 2017.
- BIONDI, D. **Floresta urbana**. Curitiba: Edição do Autor, 2015. 202 p.
- BIONDI, F.; MYERS, D.; AVERY, C. Geostatistically modelling stem size and increment in an old-growth forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 24, p. 1354-1368, 1994.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras, v. 3. Colombo: Embrapa Florestas, 2008. 593 p.
- CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano: Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 291-301, 2002.
- CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PEREIRA, T. K.; BEHLING, A. Desempenho de métodos e processos de amostragem para avaliação de diversidade em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 43, n. 4, p. 579-582, 2013.
- DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) -Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.
- FERREIRA, P. I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Espécies potenciais para recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 2, p. 173-182, 2013.
- FLORES-GARNICA, J. G.; MACÍAS-MURO, A. Bandwidth selection for kernel density estimation of forest fires. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, v. 24, n. 3, p. 313-327, 2018.
- FOTHERINGHAM, A. S.; BRUNSDON, C.; CHARLTON, M. **Quantitative geography: perspectives on spatial data analysis**. Trowbridge: The Cromwell Press Ltd., 2000.

GROTTI, M.; CHIANUCCI, F.; PULETTI, N.; FARDUSI, M. J.; CASTALDI, C.; CORONA, P. Spatio-temporal variability in structure and diversity in a semi-natural mixed oak-hornbeam floodplain forest. **Ecological Indicators**, v. 104, p. 576-587, 2019.

HART, T.; ZANDBERGEN, P. Kernel density estimation and hotspot mapping. **Policing: An International Journal of Police Strategies & Management**, v. 37, n. 2, p. 305-323, 2014.

HERRERA, H. A. R.; ROSOT, N. C.; ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. Análise florística e fitossociológica do componente arbóreo da floresta ombrófila mista presente na reserva florestal embrapa/epagri, Caçador, SC - Brasil. **Floresta**, v.39, n. 3, p.485-500, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: 2012. 275 p.

LI, P.; LV, Y.; ZHANG, C.; YUN, W.; YANG, J.; ZHU, D. Analysis and planning of ecological networks based on kernel density estimations for the Beijing-Tianjin-Hebei Region in Northern China. **Sustainability**, v. 8, n. 11, p. 1094, 2016.

LIN, H-T.; LAM, T. Y.; VON GADOW, K.; KERSHAW, J. A. Effects of nested plot designs on assessing stand attributes, species diversity, and spatial forest structures. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117658, 2020.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 88, p. 567-577, 2010.

KLAUBERG, C.; GIOVANI, F. P.; ROSELI, L. C. B.; ADELAR, M. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 1, p.35-47, 2010.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 385 p.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 2019. 261 p.

MONTES, F.; HERNÁNDEZ, M. J.; CAÑELLAS, I. A geostatistical approach to cork production sampling estimation in *Quercus suber* forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 35, n. 12, p. 2787-2796, 2005.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, v.11, p.105-119, 2001.

NEGRELLE, R. R. B.; SILVA, F. C. Fitossociologia em um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze no município de Caçador, SC. **Boletim de**

Pesquisas Florestais, v. 24/25, p. 37-54, 1992.

PARIZOTTO, A.; MUSSIO, C. F.; RUIZ, E. C. Z.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N. Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 2-9, 2019.

PELISSARI, A. L.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PÉLLICO NETTO, S.; EBLING, A. A.; ROVEDA, M.; SANQUETTA, C. R. Geostatistical modeling applied to spatiotemporal dynamics of successional tree species groups in a natural Mixed Tropical Forest. **Ecological Indicators**, v. 78, p.1-7, 2017.

POLISEL, R. T.; FRANCO, G. A. D. C. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Juquitiba, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n. 4, p. 691-718, 2010.

POLISEL, R. T.; IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C.; SHEPHERD, G. J.; YAMAMOTO, K. Structure of the understory community in four stretches of Araucaria forest in the state of São Paulo, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 1, p. 86-101, 2014.

RIBEIRO, T. M.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; POLISEL, R. T.; SANTOS, R. L. R.; MIRANDA NETO, A. Mixed rain forest in southeastern Brazil: tree species regeneration and floristic relationships in a remaining stretch of forest near the city of Itaberá, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 1, p. 71-86, 2013.

RODE, R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F.; MACHADO, S. A. Comparação florística entre uma Floresta Ombrófila Mista e uma vegetação arbórea estabelecida sob um povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos. **Cerne**, v. 15, n. 1, p. 101-115, 2009.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; RODRIGUES, A. L.; WATZLAWICK, L. F. **Inventários florestais: planejamento e execução**. 3. ed. Curitiba: Multi-graphic Gráfica e Editora, 2014. 406 p.

SAWCZUK, A. R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; WATZLAWICK, L. F.; STEPKA, T. F. Alterações na estrutura e na diversidade florística no período 2002-2008 de uma Floresta Ombrófila Mista Montana do Centro-Sul do Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 1, p. 1-10, 2012.

SCHMIT, J. P.; MUELLER, G. M.; LEACOCK, P. R.; MATA, J. L.; WU, Q.; HUANG, Y. Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. **Biological Conservation**, v. 121, n. 1, p. 99-110, 2005.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **FLORESTA**, v. 43, n. 2, p. 241-254, 2013.

SILVERMAN, B. W. **Density estimation for statistics and data analysis**. Nova Iorque: Chapman & Hall, 1999. 175 p.

SONEGO, R. C.; BACKES, A.; SOUZA, A. F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 943-955, 2007.

SOUZA, K.; FAXINA, T. C.; SILVA, J. O.; DIAS, R. A. R.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Análise fitossociológica de trilha ecológica em Floresta Ombrófila Mista. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 13, n. 3, p. 266-274, 2014.

WANG, X; HAO, Z; YE, J.; ZHANG, J.; LI, B.; YAO, X. Spatial pattern of diversity in an old-growth temperate forest in Northeastern China. **Acta Oecologica**, v. 33, n. 3, p.345-354, 2008.

WANG, Z.; GINZLER, C.; WASER, L. T. Assessing structural changes at the forest edge using kernel density estimation. **Forest Ecology and Management**, v. 456, p. 117639, 2020.

YU, W.; AI, T. The visualization and analysis of urban facility pois using network kernel density estimation constrained by multi-factors. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 20, n. 4, p.902-926, 2014.