

Dependence and spatial patterns of tree diversity and successional groups in an urban remnant of the Mixed Ombrophylous Forest

Rafael Grazeke de Oliveira¹* Allan Pelissari¹ Vinicius Cysneiros¹ Sebastião Machado¹

¹Universidade Federal do Paraná, Av. Prof. Lothário Meissner, 632, Jardim Botânico, Campus III, CEP 80210-170, Curitiba, PR, Brasil

Original Article

*Corresponding author:

rafael.grazeke@gmail.com

Keywords:

Geoestatística

Kriging

Spatial patterns

Palavras-chave:

Geoestatística

Krigagem

Padrões espaciais

Received in

2020/08/01

Accepted on

2020/12/15

Published in

2021/01/12



DOI:

<http://dx.doi.org/10.34062/af.s.v7i4.10899>



ABSTRACT: In order to enable the conservation of forest remnants in urban areas, it is necessary to search tools for the spatial patterns' assessment. Therefore, this study aimed to model and correlate the spatial patterns of tree diversity and successional groups in a continuous inventory in an urban remnant of Mixed Ombrophylous Forest in Southern Brazil. The data were obtained in an area of 15.24 ha with 69 sampling units of 50 m x 50 m, in which trees with diameter at 1.3 m above the soil equal to or greater than 10 cm were measured and georeferenced. In each sampling unit, Shannon, Simpson and Pielou indices, as well as the basal areas of succession groups: pioneer, initial and late secondaries and climax were calculated. Semivariograms were fitted to describe the spatial behavior of variables, and interpolated by ordinary kriging to elaborate thematic maps. Cokriging was performed from the variables with spatial dependence by geostatistics. The Mixed Ombrophylous Forest structure presented spatial dependence for Shannon and Simpson indices and succession groups. Thematic maps indicated a strong anthropic influence, with less tree diversity at the edges of forest remnant. Cokriging showed that, with the increase of basal area, the diversity of species also increases. Successional groups showed significant effects on spatial diversity patterns, in which late and climax groups showed the most evident effects. Therefore, the greater coverage by these succession groups leads to an increase in tree diversity.

Dependência e correlação espacial entre a diversidade de espécies e grupos sucessionais em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista

RESUMO: Para viabilizar a conservação dos remanescentes florestais em áreas urbanas, torna-se necessária a busca por ferramentas para o exame de padrões espaciais. Com isso, este trabalho objetivou modelar e correlacionar os padrões espaciais da diversidade arbórea e de grupos sucessionais em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Brasil. Os dados foram obtidos em uma área de 15,24 ha composta por 69 unidades amostrais de 50 m x 50 m, onde os indivíduos arbóreos com diâmetro a 1,3 m do solo igual ou superior a 10 cm foram mensurados e georreferenciados. Em cada unidade amostral, foram calculados os índices de Shannon, Simpson e Pielou, bem como as áreas basais dos grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais e tardias e climáticas. Semivariogramas foram ajustados para descrever o comportamento espacial das variáveis, sendo, em seguida, interpolados por krigagem ordinária para confecção de mapas temáticos. A cokrigagem foi realizada a partir das variáveis que obtiveram a dependência espacial modelável com geoestatística. A estrutura da Floresta Ombrófila Mista apresentou dependência espacial para os índices de Shannon e Simpson e para os grupos sucessionais. Os mapas indicaram forte influência antrópica, com menor diversidade arbórea nas bordas do remanescente florestal. A cokrigagem mostrou que, aumentando a área basal, a diversidade de espécies também aumenta. Os grupos sucessionais apresentaram efeitos significativos nos padrões espaciais de diversidade, em que os grupos tardios e climáticos mostraram os efeitos mais evidentes. Portanto, a maior cobertura por esses grupos sucessionais conduz ao aumento da diversidade arbórea.

1 Introdução

2 Com o aumento populacional na região Sul
3 do Brasil desde o início do século XX, expressiva
4 pressão foi ocasionada sobre as áreas de Floresta
5 Ombrófila Mista, o que resultou na exploração
6 madeireira e na substituição da vegetação natural.
7 Essa desordenada exploração, principalmente dos
8 indivíduos arbóreos de maior valor econômico,
9 deixou muitas espécies em estado de vulnerabilidade
10 na flora brasileira. Os motivos para o desmatamento
11 são variados, mas as ocorrências são
12 predominantemente comerciais, chegando a
13 representar 33%, seguido pela agricultura,
14 representando 24%, e uso do solo para construções
15 civis e reformas com 23% (Schneider et al. 2018).

16 Segundo Durigan et al. (2006), a garantia do
17 fluxo gênico entre as espécies, manutenção da
18 biodiversidade e recursos hídricos é possível por
19 meio da conservação dos remanescentes florestais,
20 bem como da criação de corredores ecológicos de
21 ligação entre os fragmentos existentes. As florestas
22 em áreas urbanas também possuem importância
23 ecológica na mitigação das emissões de carbono em
24 territórios urbanizados. De acordo com Ren et al.
25 (2019), a estocagem de carbono ao longo dos anos
26 diminui em áreas de desmatamento, devido a intensa
27 urbanização, sendo concentradas em regiões com
28 cobertura florestal.

29 Para viabilizar a conservação dos
30 remanescentes florestais em área urbanas, torna-se
31 relevante o estudo dos seus padrões espaciais com
32 fins de restauração e proteção ambiental. Assim, por
33 meio da geoestatística, mapas temáticos são
34 elaborados para definir estratos nas florestas, além
35 de proporcionar o controle da variação espacial nos
36 inventários contínuos (Raimundo et al. 2017). O
37 estudo da variabilidade espacial de espécies nativas
38 pode auxiliar na conservação florestal, em que a
39 descontinuidade da dependência espacial pode
40 indicar um processo de descaracterização da
41 formação arbórea original (Dutra 2014).

42 Para melhor entendimento da dinâmica
43 florestal, é viável o agrupamento das espécies em
44 grupos ecológicos, facilitando a compreensão dos
45 processos de sucessão. Com o decorrer do processo
46 de sucessão florestal, há a tendência de redução da
47 densidade (Machado et al. 2017). Além disso, essa
48 redução está associada ao crescimento da população
49 remanescente, indicando um avanço sucessional
50 (Ebling et al. 2013).

51 Dessa forma, o presente estudo objetivou
52 modelar os padrões espaciais da diversidade arbórea
53 e de grupos arbóreos sucessionais de um
54 remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.
55 Para isso, testou-se as hipóteses: (I) os grupos
56 sucessionais apresentam efeito significativo nos
57 padrões espaciais de diversidade arbórea e (II) esse
58 efeito é alterado conforme o avanço da sucessão, em
59 consenso a teoria ecológica de sucessão florestal.

60 Material e métodos

61 Foram utilizados dados de um inventário
62 florestal executado em 2016 em um remanescente de
63 Floresta Ombrófila Mista localizado em área urbana
64 do município de Curitiba, estado do Paraná, sob as
65 coordenadas 25°26'5'' e 25°27'33'' S e 49°14'16''
66 e 49°14'33'' W e altitude entre 890 e 915 m acima
67 do nível do mar. A região apresenta clima Cfb
68 (Köppen), caracterizado pela ausência de estação
69 seca e presença de verão temperado, com
70 precipitação volumétrica superior a 1.300 mm ao ano
71 e temperatura média anual de 17 °C (Alvares et al.
72 2013).

73 Os indivíduos arbóreos com diâmetro a 1,3 m
74 do solo igual ou superior a 10 cm foram identificados
75 e georreferenciados em 69 unidades amostrais com
76 50 m x 50 m. Em cada unidade amostral, foram
77 calculados, os índices de diversidade de Shannon
78 (1), que considera a proporção que cada indivíduo
79 aparece na área de estudo (Durigan 1999); de
80 Simpson (2), que reflete a probabilidade de dois
81 indivíduos quaisquer, selecionados de forma
82 aleatória de uma comunidade infinitamente grande,
83 pertencerem a mesma espécie (Magurran 2004); e de
84 Pielou (3), que permite representar a uniformidade
85 da distribuição dos indivíduos entre as espécies
86 presentes (Pielou 1966).

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \ln(p_i) \quad (1)$$

$$D' = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2 \quad (2)$$

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (3)$$

88 H' é o índice de Shannon, D' é o índice de
89 Simpson, J' é o índice de Pielou, p_i é n_i/n_t , n_i é o
90 número de i -ésimo indivíduo, n_t é o número de
91 indivíduos totais e S é a riqueza de espécies.

92
93 Para a estratificação em grupos sucessionais,
94 as espécies arbóreas foram associadas à tolerância ao
95 sombreamento, conforme Budowski (1965): 1)
96 Pioneira (intolerância alta); 2) Secundária Inicial
97 (intolerância); 3) Secundária Tardia (tolerância em
98 estágio juvenil); e 4) Clímax (tolerância). Essa
99 classificação foi aplicada para toda a amostra,
100 considerando a área basal de cada grupo sucessional
101 como a variável aleatória a ser especializada.

102 Os índices de diversidade e as áreas basais
103 dos grupos sucessionais por unidade amostral foram
104 submetidos à análise exploratória dos dados, por
105 meio de estatísticas descritivas e normalidade pelo
106 teste de Shapiro-Wilk ao nível de probabilidade de
107 5% ($\alpha = 0,05$). Posteriormente, a modelagem
108 geoestatística consistiu no cálculo das
109 semivariâncias (4) e no ajuste dos modelos Esférico
110 (5), Exponencial (6), Gaussiano (7) e Pentasférico

111 (8) com o auxílio e o pacote geoR (Ribeiro 2001) do
 112 programa computacional R (R Core Team 2020).
 113

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \{[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2\} \quad (4)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1,5 \left(\frac{h}{a}\right) - 0,5 \left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] \quad \text{se } h < a \quad (5)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{se } h \geq a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right] \quad \text{se } h < a \quad (6)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{se } h \geq a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right)^2 \right] \quad \text{se } h < a \quad (7)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{se } h \geq a$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[\frac{15}{8} \left(\frac{h}{a}\right) - \frac{5}{4} \left(\frac{h}{a}\right)^3 + \frac{3}{8} \left(\frac{h}{a}\right)^5 \right] \quad \text{se } h < a \quad (8)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad \text{se } h \geq a$$

114 $\gamma(h)$ é a semivariância de $Z(x_i)$, h é a
 115 distância (m), $N(h)$ é o número de pares de pontos
 116 medidos $Z(x_i)$ e $Z(x_i + h)$ separados por uma
 117 distância h , C_0 é o efeito pepita, C é a variância *a*
 118 *priori*, $C_0 + C$ é o patamar e a é alcance (m).

119 Os semivariogramas foram compostos pelos
 120 parâmetros de efeito pepita (C_0), correspondente à
 121 semivariância para a distância zero; o patamar ($C_0 +$
 122 C), que representa a estabilização dos valores
 123 próxima à variância dos dados; e o alcance (a),
 124 definido pela distância onde o semivariograma
 125 alcança o patamar (Wikle et al. 2019).

126 A avaliação e a seleção dos melhores ajustes
 127 foram baseadas nos menores valores dos critérios de
 128 Informação de Akaike (AIC) e Bayesiano (BIC), ao
 129 passo que a interpolação e a espacialização foram
 130 efetuadas por meio da krigagem (9) e da cokrigagem
 131 ordinária pontual (10), com os pesos (λ_i)
 132 determinados pela técnica de multiplicadores de
 133 Lagrange (Webster e Oliver 2007). Para a
 134 cokrigagem, semivariogramas cruzados foram
 135 modelados com o pacote gstat (Pebesma 2004) do
 136 programa R, considerando os índices de diversidade
 137 como variáveis primárias e as áreas basais dos
 138 grupos sucessionais como variáveis secundárias.
 139

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i [Z(x_i)] \quad (9)$$

$$Z_1^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_{ij} [Z(x_{ij})] \quad (10)$$

$$+ \sum_{i=1}^n \lambda_{(i+1)j} [Z(x_{(i+1)j})]$$

140 Z^* é o estimador de krigagem ordinária, Z_1^* é
 141 o estimador de cokrigagem, λ_i é o peso, n é o número
 142 de dados, λ_{ij} é peso de interpolação da variável

143 principal, $\lambda_{(i+1)j}$ é o peso de interpolação da variável
 144 secundária, $Z(x_i)$ são os dados experimentais,
 145 $Z(x_{ij})$ são os dados experimentais da variável
 146 principal e $Z(x_{(i+1)j})$ são os dados experimentais da
 147 variável secundária.
 148

149 O efeito dos grupos sucessionais na
 150 diversidade de espécies foi testado por meio de
 151 regressão linear simples (11). Para isso, os índices de
 152 diversidade foram inseridos nos modelos como
 153 variáveis de resposta. Nesse sentido, os valores de
 154 área basal dos grupos sucessionais representaram as
 155 variáveis preditivas. Por meio do teste *t*, foi avaliada
 156 a significância dos coeficientes da regressão (β_i),
 157 considerando nível de probabilidade de 5% ($\alpha =$
 158 0,05). A significância da regressão foi verificada por
 159 meio do teste F ($\alpha = 0,05$). A qualidade dos ajustes
 160 foi verificada por meio do coeficiente de
 161 determinação (R^2).
 162

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon_i \quad (11)$$

163 Y é a diversidade de espécies representada
 164 pelos índices de Shannon e Simpson, X são os
 165 valores da área basal dos grupos sucessionais, β_0 e
 166 β_1 são os coeficientes estimados para a regressão
 167 linear e ε_i representa o erro aleatório.
 168

169 Resultados e discussão

170 Os resultados obtidos por meio do índice de
 171 Shannon (Tabela 1) no presente estudo foram
 172 superiores aos encontrados por Roderjan (2003) na
 173 região centro-sul do estado do Paraná, o que indicou
 174 alta diversidade de espécies. O índice de Simpson
 175 (Tabela 1) apresentou valores superiores aos
 176 encontrados por Kanieski et al. (2010) na Floresta
 177 Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do
 178 Sul, o que mostrou baixa dominância de espécies. O
 179 índice de Pielou mostrou alta equabilidade de
 180 espécies, semelhantes aos valores encontrados por
 181 Cordeiro & Rodrigues (2007) no Parque Municipal
 182 das Araucárias, Paraná.
 183

184 Os valores de área basal (Tabela 1) para as
 185 Pioneiras foram superiores aos encontrados por
 186 Callegaro et al. (2016). Por outro lado, as espécies
 187 Climácias mostraram valores inferiores aos de
 188 Callegaro et al. (2015). Esses resultados podem
 189 indicar um inferior estado de conservação do
 190 remanescente avaliado, uma vez que, por estar
 191 localizado em um centro urbano, sofre maior
 192 influência antrópica (Laurance et al. 2012). Os
 193 maiores valores para as espécies Pioneiras, bem
 194 como os menores para as Climácias, podem ser um
 195 indicativo da maior presença de clareiras e da
 196 influência do efeito de borda no remanescente
 197 florestal que favorecem o desenvolvimento das
 198 Pioneiras (Hartshorn 1980, Rigueira et al. 2012,
 Parizotto et al. 2019).

200 Tabela 1. Estatística descritiva dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo sucessional em um
 201 remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.

Variável	Mínimo	Média	Máximo	cv%	W
Índice de Shannon	1,12	2,75	3,46	19,0	0,889*
Índice de Simpson	0,60	0,89	0,96	8,3	0,766*
Índice de Pielou	0,66	0,88	1,96	17,6	0,539*
Pioneiras (m ² ha ⁻¹)	0,44	5,54	13,97	53,5	0,974 ^{ns}
Secundárias Iniciais (m ² ha ⁻¹)	0,14	6,83	14,19	54,9	0,971 ^{ns}
Secundárias Tardias (m ² ha ⁻¹)	0	8,21	22,54	68,5	0,956*
Climácicas (m ² ha ⁻¹)	0	2,07	8,13	104,6	0,842*

202 cv% é o coeficiente de variação em porcentagem, W é o teste de normalidade de Shapiro-Wilk, ns é não
 203 significativo ao nível de 5% de probabilidade e * é significativo ao nível de 5% de probabilidade.

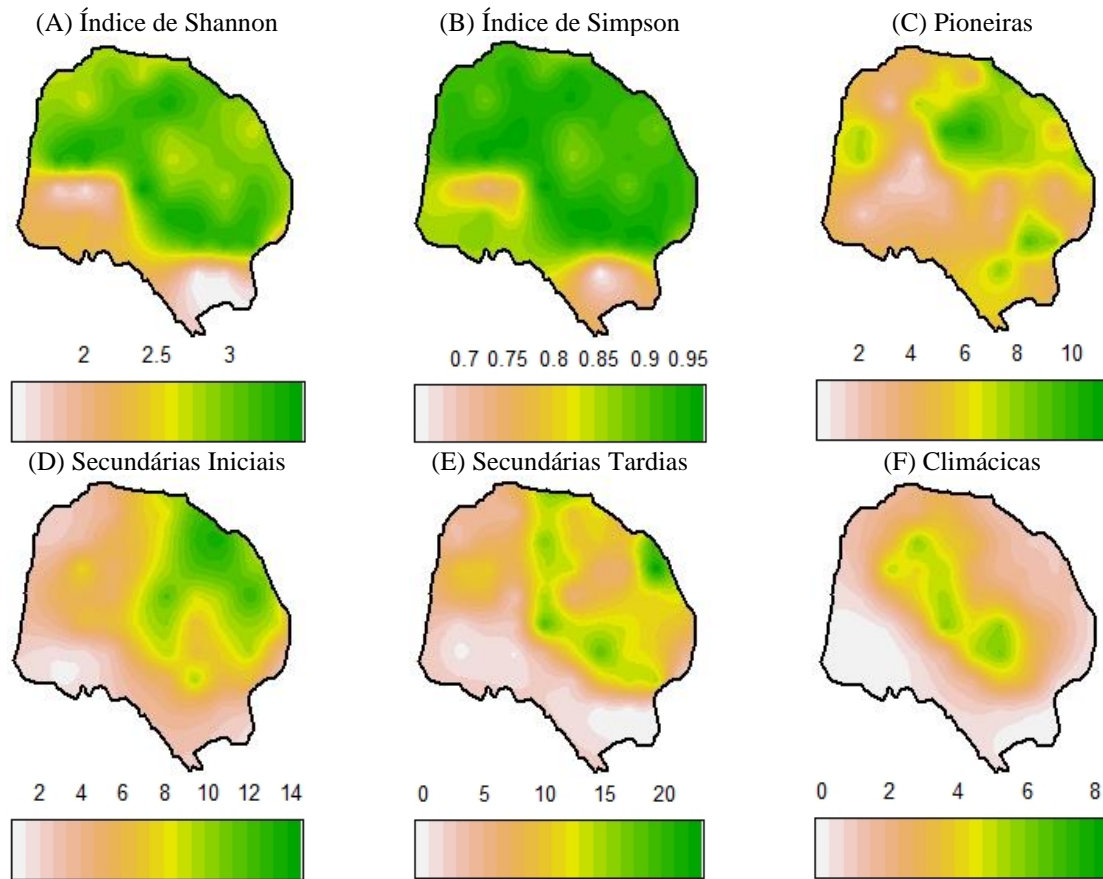
204
 205 A normalidade avaliada pelo teste de 223 tendeu a aumentar com o avanço da sucessão, com
 206 Shapiro-Wilk foi constatada apenas para a área basal 224 menores valores para Pioneiras e maiores para
 207 das espécies Pioneiras e Secundárias Iniciais (Tabela 225 Climácicas. Isso é um indicativo de que a presença
 208 1). Embora a normalidade não seja uma suposição 226 de espécies dos grupos sucessionais mais avançados
 209 necessária para a aplicação da análise geoestatística, 227 ocorre em menor frequência no remanescente
 210 Pelissari et al. (2017) citam que a transformação 228 florestal (Machado et al. 2017), havendo
 211 logarítmica dos dados pode ser uma alternativa para 229 predominância dos estágios médios que
 212 evitar a influência dos poucos valores altos nos 230 caracterizam os mosaicos sucessionais de florestas
 213 estimadores lineares da Krigagem. No entanto, como 231 secundárias (Siminski et al. 2011).
 214 objetivo do presente estudo foi compreender a 232 Os parâmetros estatísticos para os modelos
 215 relação espacial entre a diversidade de espécies e os 233 selecionados são apresentados na Tabela 2. O efeito
 216 grupos sucessionais, as variáveis foram mantidas em 234 pepita puro foi constatado apenas para a
 217 sua escala original. 235 espacialização do índice de Pielou. Nesse sentido,
 218 Os índices de diversidade apresentaram 236 esse efeito demonstra a ausência de dependência
 219 coeficientes de variação (cv%) inferiores a 30%, 237 espacial, inviabilizando as análises geoestatísticas
 220 mostrando baixa variabilidade, ao passo que os 238 (Pelissari et al. 2017). Portanto, esse índice foi
 221 valores do cv% apresentaram alta variabilidade para 239 excluído das análises posteriores.

240
 241 Tabela 2. Parâmetros geoestatísticos da krigagem ordinária dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo
 242 sucessional em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.

Variável	Modelo	C ₀	C+C ₀	A	AIC	BIC
Índice de Shannon	Exponencial	0	2,2958	134,90	88,1175	97,0539
Índice de Simpson	Exponencial	0	0,8470	102,40	-175,1362	-166,1998
Índice de Pielou	Efeito pepita puro					
Pioneiras (m ² ha ⁻¹)	Exponencial	1,2413	5,2996	52,07	340,3232	349,2596
Secundárias Iniciais (m ² ha ⁻¹)	Exponencial	2,9467	3,0370	162,81	362,3297	371,2661
Secundárias Tardias (m ² ha ⁻¹)	Exponencial	0	4,8130	73,72	428,5061	437,4426
Climácicas (m ² ha ⁻¹)	Exponencial	1,2972	0,9549	113,57	288,7265	297,6629

243 C₀ é o efeito pepita, C + C₀ é a variância a priori, a é o alcance (m), AIC é o Critério de Informação de Akaike e
 244 BIC é o Critério de Informação Bayesiano.

245
 246 O mapa temático do índice de Shannon indica 261 apresentam distribuição mais ampla, com evidente
 247 maior diversidade de espécies ao centro do 262 dominância nas bordas do fragmento. Notadamente,
 248 remanescente (Figura 1A). No mesmo sentido, o 263 as espécies Pioneiras e Secundárias Iniciais possuem
 249 índice de Simpson revelou menor dominância de 264 maior capacidade de adaptação nos locais mais
 250 espécies nos mesmos locais (Figura 1B). Em 265 abertos e sujeitos à maior luminosidade (Budowski
 251 conjunto, esses resultados comprovam o melhor 266 1965), explicando, assim, a dominância desses
 252 estado de conservação e de diversidade de espécies 267 grupos no fragmento, que apresenta extensa área de
 253 arbóreas no interior do fragmento florestal, em 268 borda (Machado et al. 2015). Esse resultado expõe o
 254 detrimento às bordas (Fontoura et al. 2006). 269 efeito da antropização devido ao contato direto com
 255 A distribuição das espécies de grupos 270 as vias públicas, comum às bordas dos fragmentos
 256 ecológicos mais avançados, como as Secundárias 271 urbanos (Hentz et al. 2017, Machado et al. 2017).
 257 Tardias (Figura 1E) e Climácicas (Figura 1F), 272
 258 também são mais frequentes ao centro do 273
 259 remanescente. Ao contrário das Pioneiras (Figura 274
 260 1C) e Secundárias Iniciais (Figura 1D), que



275 Figura 1. Mapas temáticos dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo sucessional em um remanescente
 276 urbano de Floresta Ombrófila Mista.

277

278 Os semivariogramas cruzados para os índices
 279 de Shannon e Simpson apresentaram dependência
 280 espacial positiva em relação as áreas basais dos
 281 grupos sucessionais (Figura 2). Com o aumento da
 282 área basal dos grupos, há diminuição da dominância
 283 e aumento da diversidade de espécies. Para ambos os
 284 índices, as espécies Climácicas e Secundárias
 285 Tardias apresentaram dependência espacial mais
 286 forte (Figuras 2C, 2D, 2G e 2H), com observações
 287 aderentes à curva do semivariograma. Por outro
 288 lado, as Pioneiras e Secundárias Iniciais
 289 demonstraram fraca dependência espacial, com o
 290 maior espalhamento das semivariâncias em torno da
 291 linha média (Figuras 2A, 2B, 2E e 2F), indicando
 292 que esses fenômenos tendem a se estruturar

307

308

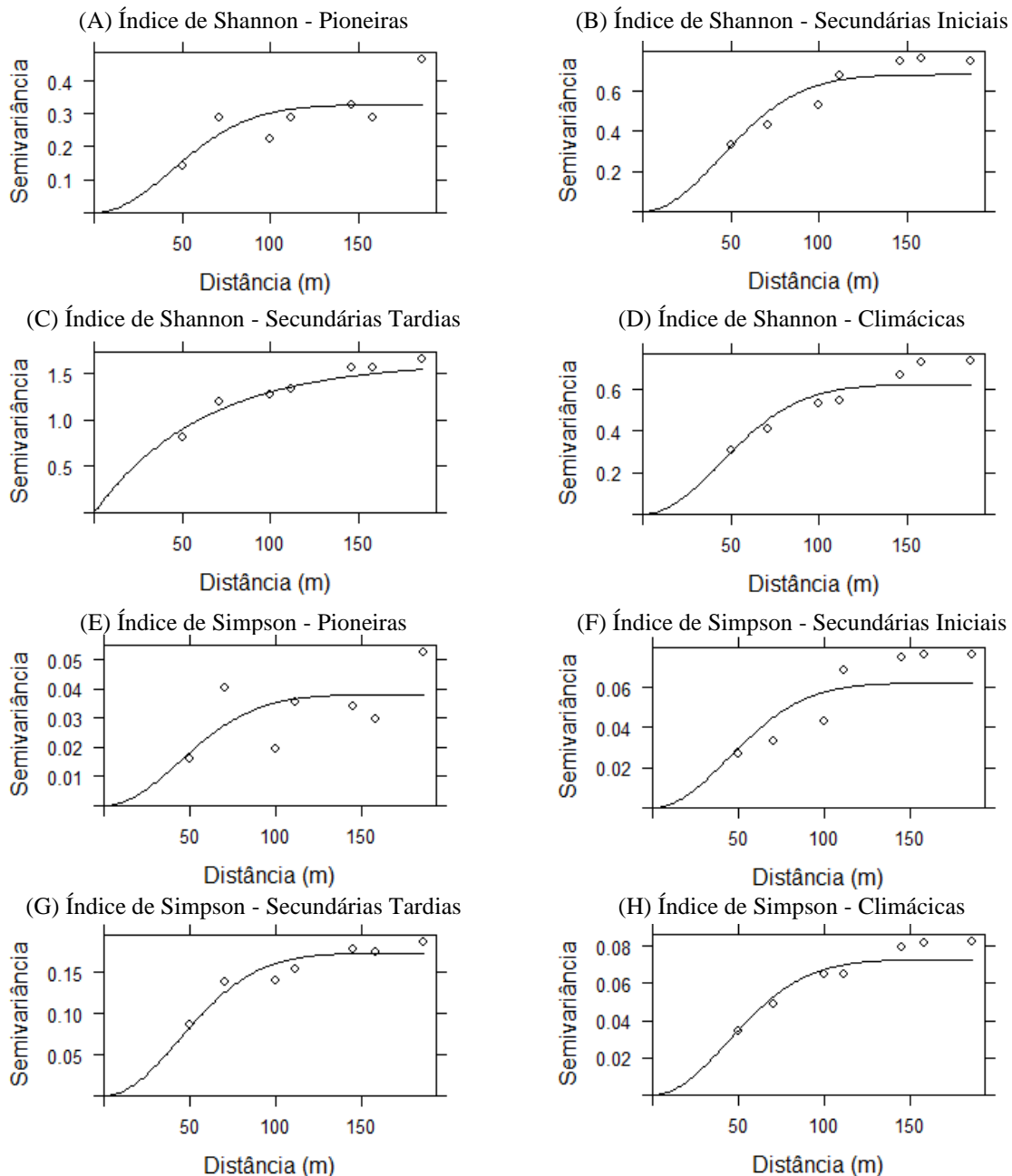
293 aleatoriamente no espaço (Roveda et al. 2018).

294 Os grupos sucessionais apresentaram efeito
 295 significativo (p -valor $< 0,05$) na diversidade de
 296 espécies arbóreas (Tabela 3). Em relação ao índice
 297 de Simpson, a maior explicação foi fornecida pelas
 298 espécies Secundárias Tardias, ao avaliar o
 299 coeficiente de determinação (R^2). No entanto, o
 300 efeito mais proeminente foi apresentado pelas
 301 espécies Clímácicas, com maior coeficiente angular
 302 (β_1). Esses resultados foram semelhantes para o
 303 índice de Shannon. Comparando os dois índices,
 304 Shannon apresentou maior R^2 e, conseqüentemente,
 305 maior sensibilidade ao efeito dos grupos
 306 sucessionais em todas as situações.

Tabela 3. Modelos lineares para avaliar o efeito dos grupos sucessionais nos padrões espaciais de diversidade.

Y	X	β_0	p-valor	β_1	p-valor	R^2	F
Índice de Simpson	Pioneiras	0,846*	$3,37 \times 10^{-52}$	0,007*	$1,51 \times 10^{-02}$	0,08	6,220*
	Secundárias iniciais	0,835*	$4,30 \times 10^{-54}$	0,008*	$9,97 \times 10^{-04}$	0,15	11,852*
	Secundárias tardias	0,833*	$2,01 \times 10^{-60}$	0,007*	$1,05 \times 10^{-05}$	0,25	22,717*
	Climácicas	0,854*	$1,08 \times 10^{-67}$	0,016*	$3,39 \times 10^{-05}$	0,23	19,756*
Índice de Shannon	Pioneiras	2,411*	$4,83 \times 10^{-28}$	0,060*	$5,05 \times 10^{-03}$	0,11	8,405*
	Secundárias iniciais	2,268*	$9,88 \times 10^{-30}$	0,070*	$1,03 \times 10^{-05}$	0,25	22,775*
	Secundárias tardias	2,283*	$3,27 \times 10^{-36}$	0,056*	$2,90 \times 10^{-08}$	0,37	39,408*
	Climácicas	2,452*	$2,65 \times 10^{-44}$	0,142*	$1,04 \times 10^{-07}$	0,35	35,534*

309 Y e X são respectivamente as variáveis dependente e independente, β_0 e β_1 são os parâmetros estimados para a
 310 regressão linear, R^2 é o coeficiente de determinação, * significativo ao nível de 5% de probabilidade.



311 Figura 2. Semivariogramas cruzados da relação entre índices de diversidade e áreas basais por grupo sucessional
 312 em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.

313

314 O maior efeito das espécies Secundárias
 315 Tardias e Climácicas na diversidade de espécies
 316 arbóreas (Tabela 3) está de acordo com as teorias de
 317 sucessão ecológica, nas quais o avanço da sucessão
 318 conduz a maior diversidade (Budowski 1965,
 319 Whitmore 1983, Ruschel et al. 2009). Esses
 320 resultados também são confirmados pelos mapas
 321 gerados pela krigagem (Figura 1), em que os locais
 322 com maior cobertura por espécies Secundárias
 323 Tardias e Climácicas apresentaram maior
 324 diversidade pelo índice de Shannon. Assim, as
 325 hipóteses elaboradas foram comprovadas no
 326 fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista.
 327 Portanto, os grupos sucessionais apresentam efeitos
 328 significativos nos padrões espaciais de diversidade,

329 sendo mais evidente para os grupos sucessionais das
 330 Secundárias Tardias e Climácicas e que representam
 331 as fases mais avançadas da sucessão florestal.

332

333 Conclusões

334 A estrutura do remanescente urbano de
 335 Floresta Ombrófila Mista apresenta dependência
 336 espacial, em que é possível caracterizar os padrões
 337 espaciais de diversidade por meio dos índices de
 338 Shannon e Simpson. No presente estudo, a
 339 dependência espacial da diversidade de espécies foi
 340 captada com maior eficiência pelo índice de
 341 Shannon. Portanto, esse índice é recomendado para
 342 investigação dos padrões espaciais da diversidade
 343 arbórea em florestas naturais.

- 344 Os grupos sucessionais apresentam efeitos
345 significativos nos padrões espaciais de diversidade,
346 em que os grupos das Secundárias Tardias e
347 Climáticas mostram os efeitos mais evidentes.
348 Portanto, a maior cobertura por esses grupos
349 sucessionais conduz ao aumento dos índices de
350 diversidade na floresta, em consonância com as
351 teorias ecológicas de sucessão.
352
- 353 **Referências**
- 354 Alvares CA; Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves
355 JLM, Sparovek G (2013) Köppen's climate
356 classification map for Brazil. *Meteorologische*
357 *Zeitschrift*, 22(6), 711-728. doi:10.1127/0941-
358 2948/2013/0507
- 359
- 360 Budowski GN (1965). Distribution of tropical
361 American rain forest species in the light of
362 succession processes. *Turrialba*, 15(1): 40-42.
363
- 364 Callegaro RM, Andrzejewski C, Longhi SJ, Longhi
365 RV, Biali JL (2016) Composição das categorias
366 sucessionais na estrutura horizontal, vertical e
367 diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista
368 Montana. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*,
369 11(4): 350-358. doi:10.5039/agraria.v11i4a5406
- 370
- 371 Callegaro RM, Longhi SJ, Andrzejewski C (2015)
372 Variações estruturais entre grupos florísticos de um
373 remanescente de floresta ombrófila mista montana
374 em Nova Prata – RS. *Ciência Florestal*, 25(2): 337-
375 349. doi:10.5902/1980509818452
- 376
- 377 Cordeiro J, Rodrigues WA (2007) Caracterização
378 fitossociológica de um remanescente de Floresta
379 Ombrófila mista em Guarapuava, PR. *Revista*
380 *Árvore*, 31(3): 545-554. doi:10.1590/S0100-
381 67622007000300020
- 382
- 383 Durigan ME (1999). *Florística, dinâmica e análise*
384 *proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São*
385 *João do Triunfo – PR*. Dissertação, Mestrado em
386 Engenharia Florestal, Universidade Federal do
387 Paraná. 16p.
388
- 389 Durigan G, Siqueira MF, Franco GADC, Ratter JA
390 (2006) Seleção de fragmentos prioritários para a
391 criação de Unidades de Conservação do Cerrado no
392 Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal*,
393 18(1): 23-27. doi:10.5380/rf.v43i2.27380
- 394
- 395 Dutra MDS (2014) *Geoestatística aplicada a*
396 *caracterização da distribuição espacial de espécies*
397 *arbóreas em Floresta Ombrófila Mista*. Dissertação,
398 Universidade Federal de Santa Maria. 81p.
399
- 400 Ebling AA, Péllico SN, Watzlawick LF, Miranda
401 ROV, Abrão SF (2013) Ecologia e projeção
402 diamétrica de três grupos arbóreos em remanescente
403 de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de
404 Paula, RS. *Revista Floresta*, 43(2): 261-270.
405 doi:10.5380/rf.v43i2.28604
- 406
- 407 Fontoura SB, Ganade G, Larocca J (2006) Changes
408 in plant community diversity and composition across
409 an edge between Araucaria forest and pasture in
410 South Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 29(1): 79-
411 91. doi:10.1590/S0100-84042006000100008
- 412
- 413 Hartshorn GS (1980) Neotropical forest dynamics.
414 *Association for Tropical Biology and Conservation*,
415 12(2): 16-23. doi: 10.2307/2388152
- 416
- 417 Hentz AMK, Dalla Corte AP, Sanquetta CR, Blum
418 CT, Péllico Netto S (2017) Efeito de borda sobre a
419 distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta
420 Ombrófila Mista. *Revista Brasileira de Biometria*,
421 35(4): 732-752.
422
- 423 Kanieski MR, Araujo ACB, Longhi, SJ (2010)
424 Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila
425 Mista por meio de diferentes Índices Alfa. *Scientia*
426 *Forestalis*, 38(88): 567-577.
427
- 428 Laurance WF, Useche DC, Rendeiro J, Kalka M,
429 Bradshaw CJA, Sloan SP et al (2012) Averting
430 biodiversity collapse in tropical forest protected
431 areas. *Nature*, 489(7415): 290-294. doi:
432 10.1038/nature11318
- 433
- 434 Machado SM, Cardoso CC, Silva LCR, Czelusniak
435 BH, Zamin NT (2015) Edge effect on dendrometric
436 and floristic parameters of a forest fragment.
437 *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*,
438 9(31): 275-279.
- 439
- 440 Machado SM, Cysneiros VC, Nascimento RG,
441 Martins A, Schmidt L (2017). Projeção da estrutura
442 diamétrica de grupos ecológicos em uma Floresta
443 Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*, 24(1):
444 e20160012. doi:10.1590/2179-8087.001216
- 445
- 446 Magurran AE (2004). *Measuring biological*
447 *diversity*. Malden, Ma: Blackwell Pub. 1th Edition
448 23 p.
449
- 450 Parizotto A, Mussio CF, Ruiz ECZ, Figueiredo Filho
451 A, Dias NA (2019). Florística e diversidade da
452 regeneração natural em clareiras em Floresta
453 Ombrófila Mista. *Pesquisa Florestal Brasileira*,
454 39(1): 1-9. doi:10.4336/2019.pfb.39e201801711
- 455
- 456 Pebesma E (2004) *Multivariable geostatistics in S:*
457 *the gstat package*. *Computers & Geosciences*, 30:
458 683-691.
459
- 460 Pelissari AL, Figueiredo Filho A, Péllico Netto S,
461 Ebling AA, Roveda M, Sanquetta CR (2017).
462 Geostatistical modeling applied to spatiotemporal
463 dynamics of successional tree species groups in a

- 464 natural Mixed Tropical Forest. *Ecological* 524 *Árvore*, 42(2): 6. doi:10.1590/1806-
 465 *Indicators*, 78: 1-7. 525 90882018000200006
 466 doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.044 526
 467 527 Siminski A, Fantini AC, Guries RP, Ruschel AR,
 468 Pielou EC (1966) The measurement of diversity in 528 Reis MS (2011). Secondary forest succession in the
 469 different types of biological collections. *Journal of* 529 Mata Atlântica, Brazil: Floristic and
 470 *Theoretical Biology*, 13(1): 131-144. doi: 530 Phytosociological Trends. *ISRN Ecology*, ID
 471 10.1016/0022-5193(66)90013-0 531 759893. doi:10.5402/2011/759893
 472 532
 473 R Core Team (2020) *R: A language and environment* 533 Webster R, Oliver MA (2007) *Geostatistics for*
 474 *for statistical computing*. R Foundation for. 534 *environmental scientists*. 2th Edition. West Sussex:
 475 Statistical Computing, Vienna, Austria. 535 John Wiley & Sons Ltd., 333p.
 476 536
 477 Raimundo MR, Scolforo HF, de Mello JM, Scolforo 537 Wikle CK, Zammit-Mangion A, Cressie NAC
 478 JRS, McTague JP, dos Reis AA (2017) Geostatistics 538 (2019) *Spatio-temporal statistics with R*. Boca
 479 applied to growth estimates in continuous forest 539 Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 380p.
 480 inventories. *Forest Science*, 63(1): 29-38. 540
 481 doi:10.5849/FS-2016-056 541 Whitmore TC (1983). Secondary succession from
 482 542 seed in Tropical Rain Forests. *Forestry Abstracts*,
 483 Ren Z, Zheng H, He X, Zhang D, Shen G, Zhai C 543 44(12): 767-779.
 484 (2019) Changes in spatio-temporal patterns of urban 544
 485 forest and its above-ground carbon storage:
 486 Implication for urban CO₂ emissions mitigation
 487 under China's rapid urban expansion and greening.
 488 *Environment International*, 129: 438-450.
 489 doi:10.1016/j.envint.2019.05.010
 490
 491 Ribeiro Junior PJ, Diggle PJ (2001) *geoR: A package*
 492 *for geostatistical analysis*. R-NEWS, 1(2): 15-18.
 493 ISSN 1609-3631.
 494
 495 Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS, Reis
 496 RM, Portugal AB, Santana NS, Santos RA (2012).
 497 Influência da distância da borda e do adensamento
 498 foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um
 499 fragmento de floresta tropical submontana na
 500 Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia,
 501 Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, 26(1): 197-202.
 502 doi:10.1590/S0102-33062012000100019
 503
 504 Roderjan CV (2003) Diagnóstico da cobertura
 505 vegetal da área proposta para a construção da PCH
 506 São Jerônimo e do contexto vegetacional do seu
 507 entorno. *Curitiba: FUPEF*, 90p.
 508
 509 Roveda M, Pelissari AL, Genú AM, Figueiredo
 510 Filho A, Roik M (2018) Modelagem geoestatística
 511 da estrutura espacial arbórea e dos atributos do solo
 512 em Floresta Ombrofila Mista. *Floresta*, 48(1): 67-
 513 76. Doi: 10.5380/rf.v48 i1.50271
 514
 515 Ruschel AR, Matovani M, Reis MS, Nodari RO
 516 (2009) Caracterização e dinâmica de duas fases
 517 sucessionais em floresta secundária da Mata
 518 Atlântica. *Revista Árvore*, 33(1): 101-115.
 519 doi:10.1590/S0100-67622009000100011
 520
 521 Schneider LC, Silva MT, Agostinetto L, Siegloch
 522 AE (2018) Deforestation in mixed ombrophilous
 523 forest in the serrana region of Santa Catarina. *Revista*