

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.

Introdução

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

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

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

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

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

Material e métodos

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

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

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

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

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

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

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

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

(5), Exponencial (6), Gaussiano (7) e Pentasférico (8) com o auxílio e o pacote geoR (Ribeiro 2001) do programa computacional R (R Core Team 2020).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Z^* é o estimador de krigagem ordinária, Z_1^* é o estimador de cokrigagem, λ_i é o peso, n é o número

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

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

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

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

Resultados e discussão

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

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

Tabela 1. Estatística descritiva dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo sucessional em um 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*

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

A normalidade avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk foi constatada apenas para a área basal das espécies Pioneiras e Secundárias Iniciais (Tabela 1). Embora a normalidade não seja uma suposição necessária para a aplicação da análise geoestatística, Pelissari et al. (2017) citam que a transformação logarítmica dos dados pode ser uma alternativa para evitar a influência dos poucos valores altos nos estimadores lineares da Krigagem. No entanto, como objetivo do presente estudo foi compreender a relação espacial entre a diversidade de espécies e os grupos sucessionais, as variáveis foram mantidas em sua escala original.

Os índices de diversidade apresentaram coeficientes de variação (cv%) inferiores a 30%, mostrando baixa variabilidade, ao passo que os valores do cv% apresentaram alta variabilidade para a área basal dos grupos sucessionais. A variabilidade

tendeu a aumentar com o avanço da sucessão, com menores valores para Pioneiras e maiores para Climácicas. Isso é um indicativo de que a presença de espécies dos grupos sucessionais mais avançados ocorre em menor frequência no remanescente florestal (Machado et al. 2017), havendo predominância dos estágios médios que caracterizam os mosaicos sucessionais de florestas secundárias (Siminski et al. 2011).

Os parâmetros estatísticos para os modelos selecionados são apresentados na Tabela 2. O efeito pepita puro foi constatado apenas para a espacialização do índice de Pielou. Nesse sentido, esse efeito demonstra a ausência de dependência espacial, inviabilizando as análises geoestatísticas (Pelissari et al. 2017). Portanto, esse índice foi excluído das análises posteriores.

Tabela 2. Parâmetros geoestatísticos da krigagem ordinária dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo 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

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 BIC é o Critério de Informação Bayesiano.

O mapa temático do índice de Shannon indica maior diversidade de espécies ao centro do remanescente (Figura 1A). No mesmo sentido, o índice de Simpson revelou menor dominância de espécies nos mesmos locais (Figura 1B). Em conjunto, esses resultados comprovam o melhor estado de conservação e de diversidade de espécies arbóreas no interior do fragmento florestal, em detrimento às bordas (Fontoura et al. 2006).

A distribuição das espécies de grupos ecológicos mais avançados, como as Secundárias Tardias (Figura 1E) e Climácicas (Figura 1F), também são mais frequentes ao centro do

remanescente. Ao contrário das Pioneiras (Figura 1C) e Secundárias Iniciais (Figura 1D), que apresentam distribuição mais ampla, com evidente dominância nas bordas do fragmento. Notadamente, as espécies Pioneiras e Secundárias Iniciais possuem maior capacidade de adaptação nos locais mais abertos e sujeitos à maior luminosidade (Budowski 1965), explicando, assim, a dominância desses grupos no fragmento, que apresenta extensa área de borda (Machado et al. 2015). Esse resultado expõe o efeito da antropização devido ao contato direto com as vias públicas, comum às bordas dos fragmentos urbanos (Hentz et al. 2017, Machado et al. 2017).

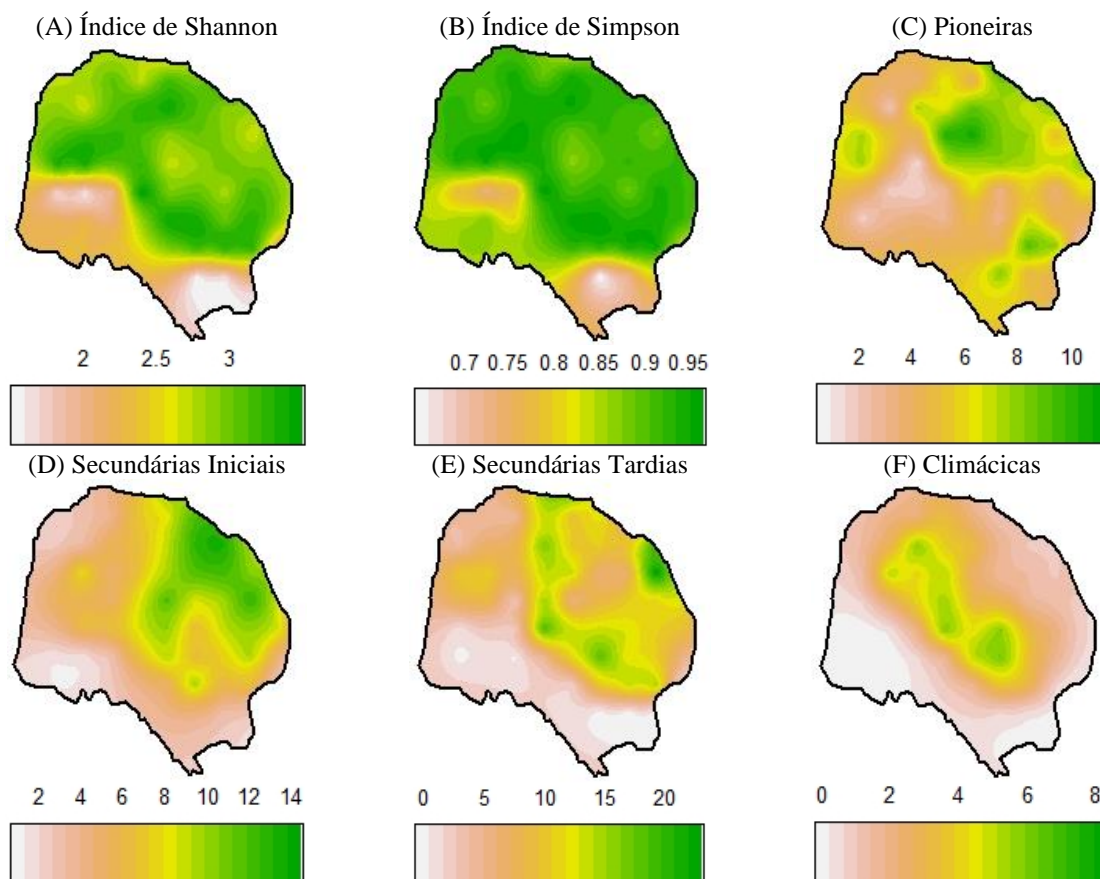


Figura 1. Mapas temáticos dos índices de diversidade e das áreas basais por grupo sucessional em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista.

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

aleatoriamente no espaço (Roveda et al. 2018).

Os grupos sucessionais apresentaram efeito significativo (p -valor $< 0,05$) na diversidade de espécies arbóreas (Tabela 3). Em relação ao índice de Simpson, a maior explicação foi fornecida pelas espécies Secundárias Tardias, ao avaliar o coeficiente de determinação (R^2). No entanto, o efeito mais proeminente foi apresentado pelas espécies Clímácicas, com maior coeficiente angular (β_1). Esses resultados foram semelhantes para o índice de Shannon. Comparando os dois índices, Shannon apresentou maior R^2 e, conseqüentemente, maior sensibilidade ao efeito dos grupos 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*

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

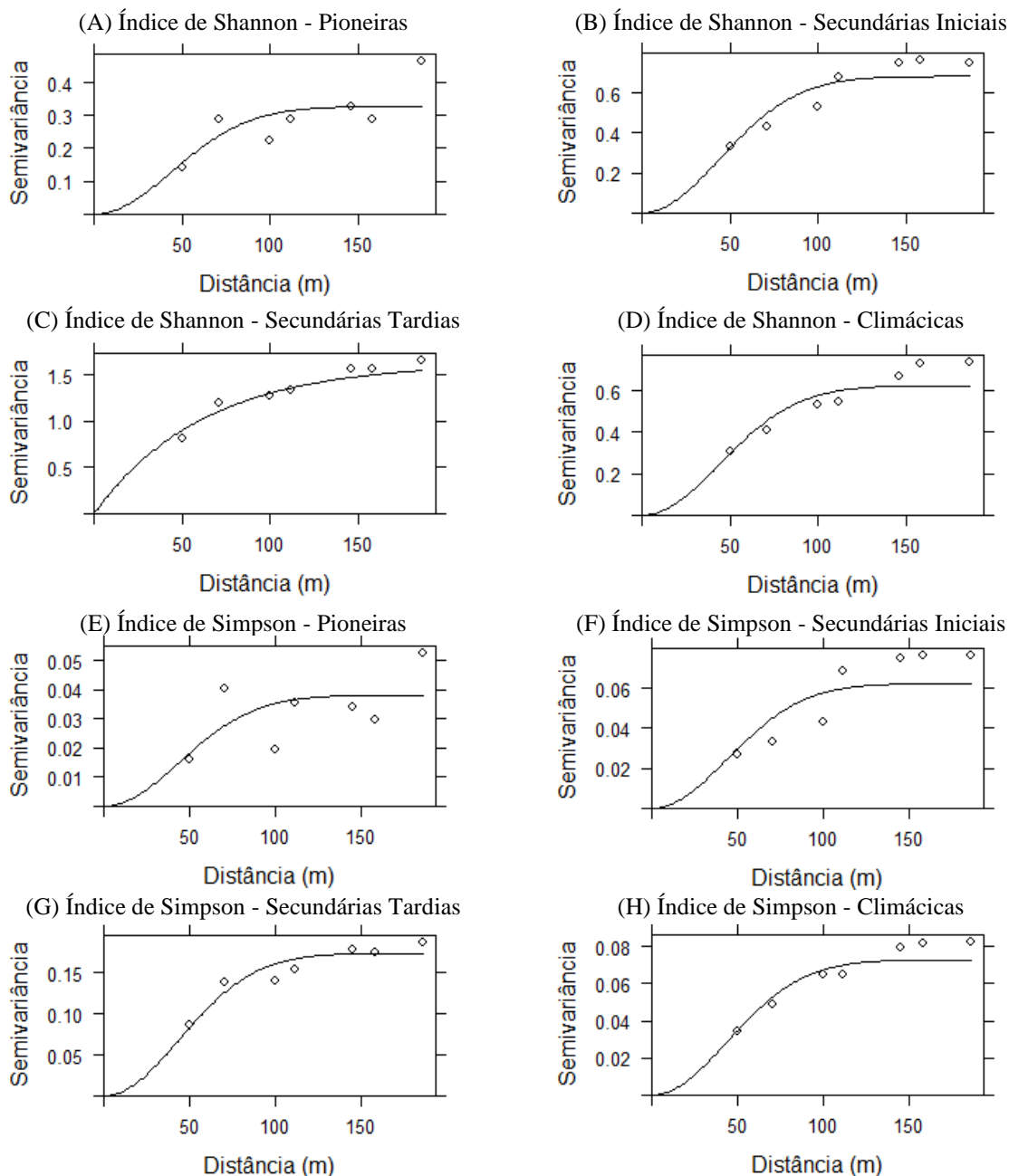


Figura 2. Semivariogramas cruzados da relação entre índices de diversidade e áreas basais por grupo sucessional em um remanescente urbano de Floresta Ombrófila Mista

O maior efeito das espécies Secundárias Tardias e Climáticas na diversidade de espécies arbóreas (Tabela 3) está de acordo com as teorias de sucessão ecológica, nas quais o avanço da sucessão conduz a maior diversidade (Budowski 1965, Whitmore 1983, Ruschel et al. 2009). Esses resultados também são confirmados pelos mapas gerados pela krigagem (Figura 1), em que os locais com maior cobertura por espécies Secundárias Tardias e Climáticas

apresentaram maior diversidade pelo índice de Shannon. Assim, as hipóteses elaboradas foram comprovadas no fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista. Portanto, os grupos sucessionais apresentam efeitos significativos nos padrões espaciais de diversidade, sendo mais evidente para os grupos sucessionais das Secundárias Tardias e Climáticas e que representam as fases mais avançadas da sucessão florestal.

Conclusões

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

Os grupos sucessionais apresentam efeitos significativos nos padrões espaciais de diversidade, em que os grupos das Secundárias Tardias e Climácicas mostram os efeitos mais evidentes. Portanto, a maior cobertura por esses grupos sucessionais conduz ao aumento dos índices de diversidade na floresta, em consonância com as teorias ecológicas de sucessão.

Referências

Alvares CA; Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507

Budowski GN (1965). Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. *Turrialba*, 15(1): 40-42.

Callegaro RM, Andrzejewski C, Longhi SJ, Longhi RV, Biali JL (2016) Composição das categorias sucessionais na estrutura horizontal, vertical e diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista Montana. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 11(4): 350-358. doi:10.5039/agraria.v11i4a5406

Callegaro RM, Longhi SJ, Andrzejewski C (2015) Variações estruturais entre grupos florísticos de um remanescente de floresta ombrófila mista montana em Nova Prata – RS. *Ciência Florestal*, 25(2): 337-349. doi:10.5902/1980509818452

Cordeiro J, Rodrigues WA (2007) Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila mista em Guarapuava, PR. *Revista Árvore*, 31(3): 545-554. doi:10.1590/S0100-67622007000300020

Durigan ME (1999). *Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR*. Dissertação, Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. 16p.

Durigan G, Siqueira MF, Franco GADC, Ratter JA (2006) Seleção de fragmentos prioritários para a criação de Unidades de Conservação do Cerrado no Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal*,

18(1): 23-27. doi:10.5380/rf.v43i2.27380

Dutra MDS (2014) *Geoestatística aplicada a caracterização da distribuição espacial de espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Mista*. Dissertação, Universidade Federal de Santa Maria. 81p.

Ebling AA, Péllico SN, Watzlawick LF, Miranda ROV, Abrão SF (2013) Ecologia e projeção diamétrica de três grupos arbóreos em remanescente de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula, RS. *Revista Floresta*, 43(2): 261-270. doi:10.5380/rf.v43i2.28604

Fontoura SB, Ganade G, Larocca J (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 29(1): 79-91. doi:10.1590/S0100-84042006000100008

Hartshorn GS (1980) Neotropical forest dynamics. *Association for Tropical Biology and Conservation*, 12(2): 16-23. doi: 10.2307/2388152

Hentz AMK, Dalla Corte AP, Sanquetta CR, Blum CT, Péllico Netto S (2017) Efeito de borda sobre a distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Brasileira de Biometria*, 35(4): 732-752.

Kanieski MR, Araujo ACB, Longhi, SJ (2010) Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. *Scientia Forestalis*, 38(88): 567-577.

Laurance WF, Useche DC, Rendeiro J, Kalka M, Bradshaw CJA, Sloan SP et al (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415): 290-294. doi: 10.1038/nature11318

Machado SM, Cardoso CC, Silva LCR, Czelusniak BH, Zamin NT (2015) Edge effect on dendrometric and floristic parameters of a forest fragment. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 9(31): 275-279.

Machado SM, Cysneiros VC, Nascimento RG, Martins A, Schmidt L (2017). Projeção da estrutura diamétrica de grupos ecológicos em uma Floresta Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*, 24(1): e20160012. doi:10.1590/2179-8087.001216

Magurran AE (2004). *Measuring biological diversity*. Malden, Ma: Blackwell Pub. 1th Edition 23 p.

Parizotto A, Mussio CF, Ruiz ECZ, Figueiredo Filho A, Dias NA (2019). Florística e diversidade da regeneração natural em clareiras em Floresta Ombrófila Mista. *Pesquisa Florestal Brasileira*,

39(1): 1-9. doi:10.4336/2019.pfb.39e201801711

Pebesma E (2004) *Multivariable geostatistics in S: the gstat package*. Computers & Geosciences, 30: 683-691.

Pelissari AL, Figueiredo Filho A, Péllico Netto S, Ebling AA, Roveda M, Sanquetta CR (2017). Geostatistical modeling applied to spatiotemporal dynamics of successional tree species groups in a natural Mixed Tropical Forest. *Ecological Indicators*, 78: 1-7. doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.044

Pielou EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1): 131-144. doi:10.1016/0022-5193(66)90013-0

R Core Team (2020) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Raimundo MR, Scolforo HF, de Mello JM, Scolforo JRS, McTague JP, dos Reis AA (2017) Geostatistics applied to growth estimates in continuous forest inventories. *Forest Science*, 63(1): 29-38. doi:10.5849/FS-2016-056

Ren Z, Zheng H, He X, Zhang D, Shen G, Zhai C (2019) Changes in spatio-temporal patterns of urban forest and its above-ground carbon storage: Implication for urban CO₂ emissions mitigation under China's rapid urban expansion and greening. *Environment International*, 129: 438-450. doi:10.1016/j.envint.2019.05.010

Ribeiro Junior PJ, Diggle PJ (2001) *geoR: A package for geostatistical analysis*. R-NEWS, 1(2): 15-18. ISSN 1609-3631.

Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS, Reis RM, Portugal AB, Santana NS, Santos RA (2012). Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, 26(1): 197-202. doi:10.1590/S0102-33062012000100019

Roderjan CV (2003) Diagnóstico da cobertura vegetal da área proposta para a construção da PCH São Jerônimo e do contexto vegetacional do seu entorno. *Curitiba: FUPEF*, 90p.

Roveda M, Pelissari AL, Genú AM, Figueiredo Filho A, Roik M (2018) Modelagem geoestatística da estrutura espacial arbórea e dos atributos do solo em Floresta Ombrofila Mista. *Floresta*, 48(1): 67-76. Doi: 10.5380/ufv.v48i1.50271

Ruschel AR, Matovani M, Reis MS, Nodari RO (2009) Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da Mata Atlântica. *Revista Árvore*, 33(1): 101-115. doi:10.1590/S0100-67622009000100011

Schneider LC, Silva MT, Agostinetto L, Sieglöch AE (2018) Deforestation in mixed ombrophilous forest in the serrana region of Santa Catarina. *Revista Árvore*, 42(2): 6. doi:10.1590/1806-90882018000200006

Siminski A, Fantini AC, Guries RP, Ruschel AR, Reis MS (2011). Secondary forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. *ISRN Ecology*, ID 759893. doi:10.5402/2011/759893

Webster R, Oliver MA (2007) *Geostatistics for environmental scientists*. 2th Edition. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd., 333p.

Wikle CK, Zammit-Mangion A, Cressie NAC (2019) *Spatio-temporal statistics with R*. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 380p.

Whitmore TC (1983). Secondary succession from seed in Tropical Rain Forests. *Forestry Abstracts*, 44(12): 767-779.