

Árvores de florestas urbanas: uma ótica ecológica para uma gestão promotora e mantenedora da biodiversidade na cidade

Urban forest trees: an ecological perspective for a management that promotes and maintains biodiversity in the city

Arboles de los bosques urbanos: una perspectiva ecológica para una gestión que promova y mantenga la biodiversidad en la ciudad

Recebido: 17/12/2021 | Revisado: 24/12/2021 | Aceito: 30/12/2021 | Publicado: 07/01/2022

Luciano Katsumy Osako

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3046-0089>
Centro Universitário Antônio Eufrásio de Toledo, Brasil
E-mail: lucianoarquitetura@gmail.com

Lucilene Brito

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4447-4887>
Secretaria de Educação do Estado de São Paulo, Brasil
E-mail: luavalon@hotmail.com

Paulo Antonio Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6813-1061>
Universidade do Oeste Paulista, Brasil
E-mail: pauloantonio@unoeste.br

Resumo

A urbanização representa uma ameaça à biodiversidade, já que a área construída difere substancialmente do ambiente natural. Portanto, é necessário produzir dados ecológicos para uma gestão urbana mais conservacionista, i.e., que objetiva promover e manter a biodiversidade. Nesse sentido, realizamos uma documentação arbórea em 10 áreas florestais urbanas, i.e., reflorestamentos, florestas regeneradas e remanescentes de Mata Atlântica Estacional Semidecidual, de Presidente Prudente, oeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Usando o método de ponto-quadrante, bem como diferentes índices de diversidade, constatamos uma considerável riqueza e diversidade de espécies arbóreas nativas em reflorestamentos, sobretudo em remanescentes. Em um desses remanescentes há inclusive uma espécie arbórea ameaçada de extinção. Contudo, há florestas regeneradas cujas árvores são de uma única espécie exótica, a qual tem atributos de invasora. O estado fitossanitário de muitas dessas árvores sugere um proeminente potencial de alastramento. Os remanescentes de florestas urbanas são referências prioritárias para ações de conservação voltadas a promover e manter biodiversidade na cidade.

Palavras-chave: *Cariniana legalis*; Diversidade arbórea urbana; *Leucaena leucocephala*; Planejamento urbano; Pontal do Paranapanema.

Abstract

Urbanization represents a threat to biodiversity, as built-up areas differ significantly from the natural environment. Therefore, it is necessary to produce ecological data for more conservationist urban management, i.e., promoting and maintaining biodiversity. In this sense, we carry out a tree documentation in 10 urban forest areas, i.e., reforestation, regenerated forests, and remnants of Seasonal Semideciduous Atlantic Forest, from Presidente Prudente, west of the state of São Paulo, southeast of Brazil. Using the quadrant method and different diversity indices, we found a considerable richness and diversity of native tree species in reforestation, especially in remnants. In one of these remnants, there is even an endangered tree species. However, there are regenerated forests whose trees are of a single exotic species with invasive traits. The phytosanitary status of many of these trees suggests a prominent potential for spreading. The remnant urban forests are priority references for conservation actions to promote and maintain biodiversity in the city.

Keywords: *Cariniana legalis*; Urban tree diversity; *Leucaena leucocephala*; Urban planning; Pontal do Paranapanema.

Resumen

La urbanización representa una amenaza para la biodiversidad, ya que las áreas edificadas difieren significativamente del entorno natural. Por tanto, es necesario producir datos ecológicos para una gestión urbana más conservacionista, es decir, promover y mantener la biodiversidad. En este sentido, realizamos una documentación de árboles e 10 áreas de

bosque urbano, es decir, reforestación, bosques regenerados y remanentes de Bosque Atlántico Semidecidual Estacional, de Presidente Prudente, al oeste del estado de São Paulo, sureste de Brasil. Utilizando el método del cuadrante y diferentes índices de diversidad, encontramos una considerable riqueza y diversidad de especies arbóreas nativas en reforestación, especialmente en remanentes. En uno de estos remanentes, incluso hay una especie arbórea en peligro de extinción. Sin embargo, existen bosques regenerados cuyos árboles son de una sola especie exótica con características invasoras. El estado fitosanitario de muchos de estos árboles sugiere un sustancial potencial de propagación. Los bosques urbanos remanentes son referentes prioritarios para acciones de conservación para promover y mantener la biodiversidad en la ciudad.

Palabras chave: *Cariniana legalis*; Diversidad de árboles urbanos; *Leucaena leucocephala*; Urbanismo; Pontal do Paranapanema.

1. Introdução

A urbanização promove múltiplos impactos negativos sobre a biodiversidade, particularmente porque o ambiente construído difere substancialmente do ambiente natural (Soanes et al., 2018). Cabe notar que a população humana permanece crescendo a uma taxa elevada, i.e., de 1% (UN, 2015; 2019). Isso sugere que as pessoas residirão cada vez mais nas cidades: cerca de 66–92% da população até 2050 (UN, 2014; 2019). É possível antever, portanto, um considerável aumento de áreas urbanizadas em um futuro próximo (Grimm et al., 2008; McDonald et al., 2019): e.g., espera-se um aumento de 160% de área urbana na região da Mata Atlântica até 2030 (Seto et al., 2012). Ressalta-se que o crescimento urbano muitas vezes progride sem políticas públicas ecologicamente adequadas, e.g., uma gestão que, de maneira consistente, vise promover e manter a biodiversidade nas cidades (Aronson et al., 2017). Tal fato é motivo de preocupação, pois, são esperadas pressões urbanas negativas cada vez mais severas sobre a biodiversidade (Seto et al., 2012; Dirzo et al., 2014; McDonald et al., 2019).

Apesar desse cenário negativo, a área urbana pode ter uma participação efetiva como suporte para a biodiversidade, ao menos se bem planejada e gerida (Alvey, 2006; Aronson et al., 2017; Oke et al., 2021). Por exemplo, as cidades podem ser “hotspots” de biodiversidade, portanto, focos de ações conservacionistas (Ives et al., 2016), inclusive se forem os últimos refúgios para certas espécies (Soanes & Lentini, 2019). Nesse sentido, é elementar conhecer a biodiversidade da área urbana. Isso pode orientar políticas públicas engajadas em uma gestão promotora e mantenedora da biodiversidade em cidades (Alvey, 2006; Aronson et al., 2017; Oke et al., 2021). Há vários benefícios disso à humanidade, pois, a biodiversidade cumpre funções e serviços associados ao progresso humano, além de melhorar a saúde e bem-estar das pessoas (Costanza et al., 1997; Haines-Young & Potschin, 2010; Reyes-Riveros et al., 2021).

Existindo, as áreas florestais são elementos conspícuos na paisagem urbana, tendo importância ecológica virtualmente desproporcional (Morellato & Leitão-Filho, 1995; Alvey, 2006; Escobedo et al., 2019). Isso porque diferente da cobertura vegetal em vias públicas, usualmente linearizada, formações florestais adensadas, inclusive com a presença de um sub-bosque, tendem a ser mais complexas (*sensu* Fischer et al., 2004). A manutenção de sistemas florestais urbanos é, portanto, uma boa oportunidade para se promover e manter a biodiversidade nas cidades, inclusive os serviços ecossistêmicos cumpridos pelas espécies (Alvey, 2006; Guimarães & Pellin, 2015; Escobedo et al., 2019). Contudo, é necessário descrever os atributos ecológicos das florestas urbanas como uma condição primária na geração de ações efetivas para salvaguardar a biodiversidade (Morellato & Leitão-Filho, 1995).

Uma análise pautada na documentação de espécies arbóreas de florestas urbanas expressa tais atributos ecológicos. As informações resultantes podem dar uma noção geral da qualidade, ou mesmo fragilidades das formações florestais urbanas, levantando-se, por exemplo, questões como: i) há indícios de que tais áreas são homogêneas ou heterogêneas quanto às espécies arbóreas? ii) são dominadas por espécies exóticas, nativas, ou são uma mistura de ambas? iii) há espécies arbóreas de interesse conservacionista, e.g., ameaçadas de extinção? iv) há, ou não, similaridade entre as florestas, o que reflete, ou não, interferências antrópicas? v) há evidências de que o estado fitossanitário das árvores tem relação com ações antrópicas, dentre

elas promotoras de degradação ambiental? As respostas a essas questões produzem dados que podem ajudar a gerir áreas florestais urbanas sob uma ótica mais ecológica, portanto, consistente e efetiva na promoção e manutenção da biodiversidade em cidades.

Neste estudo, examinamos a composição, riqueza e diversidade de espécies arbóreas de diferentes áreas florestais urbanas em uma cidade do sudeste do Brasil. A similaridade na composição de espécies entre as áreas, bem como o estado fitossanitários das árvores também são acessadas. Esta investigação não abarca, tampouco objetiva, um inventário arbóreo exaustivo. Aqui, usamos índices ecológicos baseados numa avaliação rápida (documentação de espécies e diagnóstico de indivíduos arbóreos) para consistentemente suportar uma gestão urbana ecológica e conservacionista, i.e., promotora e mantenedora da biodiversidade na cidade.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

Nós conduzimos esse estudo no município de Presidente Prudente, situado no oeste do estado de São Paulo, Pontal do Paranapanema, sudeste do Brasil (22°07'04" S e 51°22'57" W). Trata-se da maior cidade da região, com uma população estimada 228.743 habitantes (IBGE, 2019), o que a denomina como capital do Pontal do Paranapanema. O território municipal tem 560,637 km², 13,5% dessa superfície apresentando cobertura vegetal estado mais natural, predominando a Floresta Estacional Semidecidual de Mata Atlântica (Instituto Florestal, 2020).

2.2 Delineamento amostral

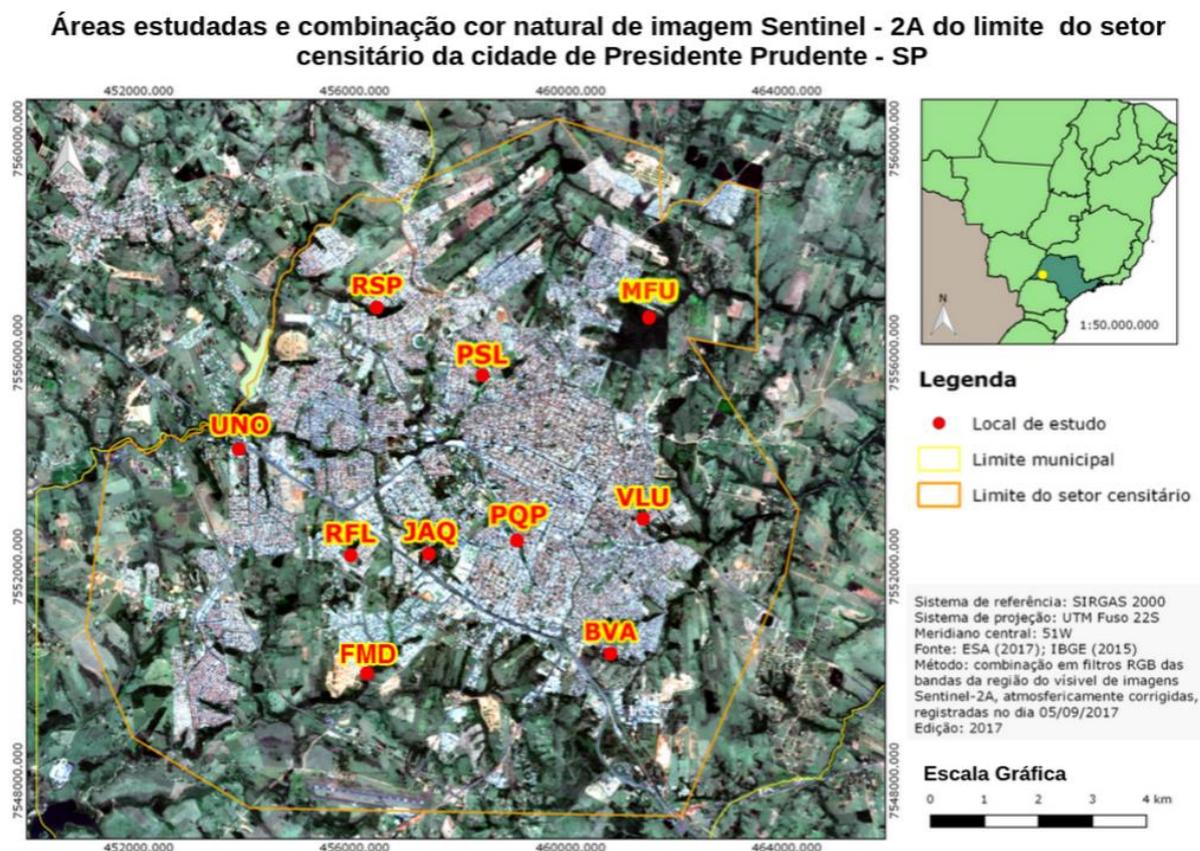
Nós primeiramente realizamos uma análise da imagem aérea do setor censitário de Presidente Prudente, no sentido de detectar áreas florestais mais adensadas e averiguar a distribuição espacial delas. Isso norteou a escolha das áreas para a documentação arbórea, de um modo que estivessem situadas em diferentes regiões da cidade. Enfatizamos que usamos como base conceitual de floresta, a definição proposta pela FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura), ou seja, uma área maior que 0,5 ha com mais de 10% de cobertura de dossel arbóreo (FAO, 2001). Um total de 10 áreas florestais urbanas foram elegidas, assim nomeadas: 1) Residencial São Paulo (RSP; 11,56 ha); 2) Vila Luso (VLU; 3,35 ha); 3) Parque do Povo (PQP; 2,49 ha); 4) Campus II da Universidade do Oeste Paulista (UNO, 1,83 ha); 5) Residencial Florenza (RFL; 2,64 ha); 6) Parque São Lucas (PSL; 15,68 ha); 7) Jardim Aquinópolis (JAQ; 8,87 ha); 8) Floresta Miguel Dahma (FMD; 26,12 ha); 9) Bosque da Vila Aurélio (BVA; 4,23 ha); 10) Mata do Furquim (MFU; 119,56 ha) (Figura 1).

As áreas RSP e VLU são de florestas regeneradas (*sensu* Chokkalingan & De Jong, 2001). Já PQP, UNO, RFL, PSL e JAQ são reflorestamentos ou florestas plantadas (*sensu* FAO, 2020). As áreas FMD, BVA e MFU são remanescentes de Mata Atlântica Estacional Semidecidual, porém, em regeneração. Cabe notar que MFU é a que se configura fisionomicamente em um estado mais natural (*sensu* Wirth et al., 2009).

2.3 Procedimentos em campo

Usamos o método de ponto-quadrante (Figura 2) para documentar as espécies arbóreas e respectivos números de indivíduos. Tal método consiste na distribuição de pontos amostrais ao longo de transecções situadas no interior da área florestada (Durigan, 2012). Foram estabelecidas cinco transecções, de 20 m cada, paralelas entre si e distantes 5 m umas das outras. Os pontos-quadrantes foram demarcados em cada transecção, especificamente cinco pontos equidistantes 5 metros. Portanto, foram usados 250 pontos-quadrantes para determinar a composição, riqueza e diversidade de espécies arbóreas, 25 em cada área.

Figura 1. Localização das 10 áreas de floresta urbana de Presidente Prudente, em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim.

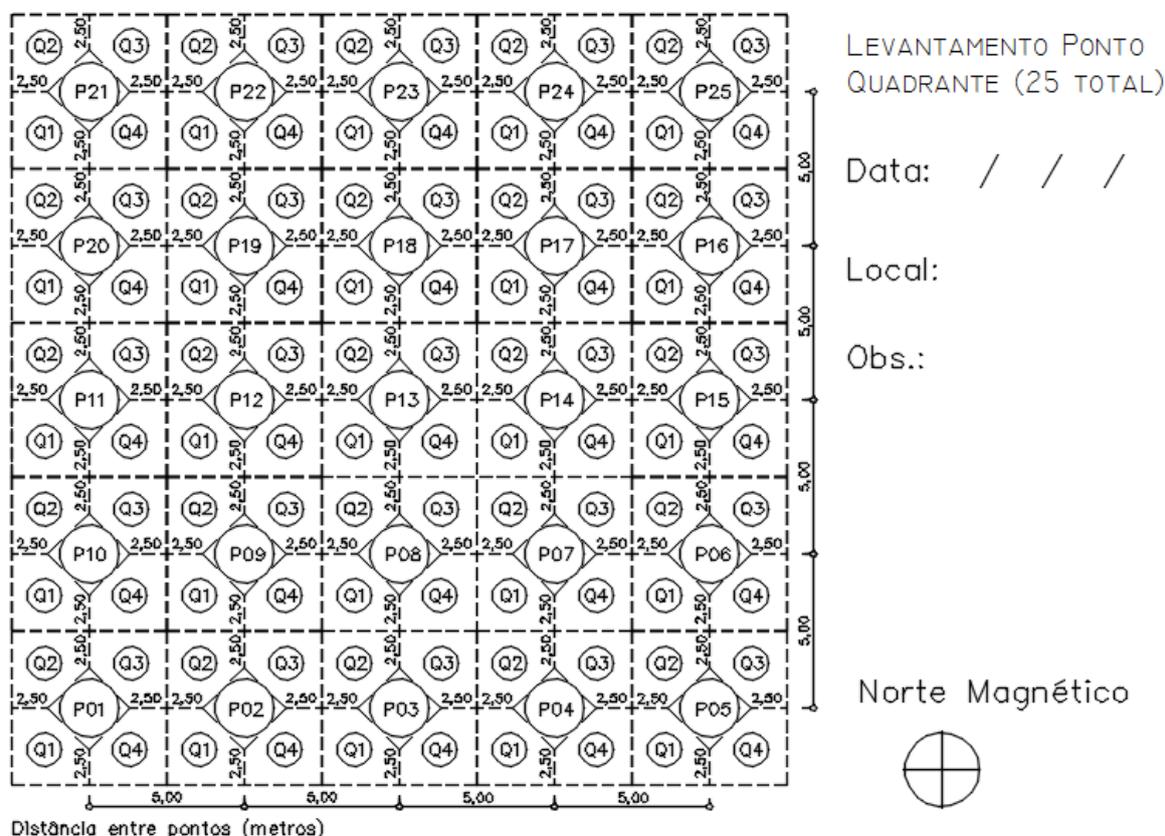


Fonte: Autores (2021).

Após a demarcação do ponto-quadrante inicial, o procedimento para a documentação das árvores começou com a fixação de uma haste metálica no solo. Na parte superior desta haste encontra-se uma estrutura metálica em forma de cruz, onde foi definida a posição dos quadrantes (Q), assim designados: Q1, Q2, Q3 e Q4 (Figura 2). Em cada quadrante anotávamos o indivíduo arbóreo mais próximo do ponto central. Foram incluídos indivíduos com um DAP (diâmetro a altura do peito) mínimo de 10 cm, alocados há uma distância máxima de 2,5 m do ponto central. A distância foi aferida usando uma trena a laser.

O estado fitossanitário de cada indivíduo arbóreo documentado foi avaliado usando cinco categorias, adaptadas de acordo com Silva Filho (2002): 1) saudável – estado em pleno vigor, sem sinais de ataques de pragas, doenças ou injúrias mecânicas; 2) bom – indivíduos que apresentam condições satisfatórias em sua totalidade, podendo apresentar pequenos sinais de deficiências, injúrias mecânicas superficiais, ataques de pragas ou doença em escala que não comprometa a sobrevivência do indivíduo; 3) regular – indivíduos que podem apresentar sinais comprometedores de ataque severo de pragas, injúrias mecânicas ou doenças; 4) péssimo: que apresentam estágios irreversíveis de declínio, como ataque intenso de pragas e doenças, fatos que elevam os riscos de morte; 5) morta - perda da função vital, sem qualquer folha e, aliado a isso, tronco e galhos extremamente secos e em estado de putrefação.

Figura 2. Esquema dos pontos-quadrantes usados na documentação arbórea.



Fonte: Autores (2021).

2.4 Identificação arbórea

A identificação da maioria dos indivíduos arbóreos foi feita no campo. Para isso, usamos o conhecimento botânico acumulado por dois dos autores. Partes vegetativas e reprodutivas das árvores documentadas também foram comparadas com fotografias disponíveis em Lorenzi et al. (2003), Ramos et al. (2015) e Lorenzi (2016a, b, e c). Mediante dificuldades de identificação, partes das árvores (e.g., folhas, flores e/ou frutos) foram coletados, e o indivíduo arbóreo fotografado, visando uma posterior determinação da identidade da espécie. A classificação taxonômica das espécies arbóreas, inclusive de acordo com a origem, i.e., nativas - originárias do Brasil e exóticas - originárias de outros países, seguiu a Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>).

2.5 Análise dos dados

A riqueza de espécies arbóreas foi estimada usando a extrapolação de curvas de rarefação de espécies para cada uma das 10 áreas. Também foram feitas estimativas do número de espécies da assíntota via quatro estimadores não-paramétricos: Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrapping (Smith & Van Belle, 1984; Chao, 1987). Tudo foi feito considerando o número de indivíduos detectados em função do esforço amostral, i.e., 25 pontos-quadrantes em cada área.

A avaliação da diversidade, dominância e equabilidade de espécies arbóreas foi feita considerando todas as áreas, bem como cada área. Para avaliar a diversidade, usamos o Índice Shannon-Weaver (H'), que prevê um aumento de diversidade conforme o valor calculado se distancia de 0. Para avaliar a dominância, usamos Índice de Simpson (C'), o qual varia de 0 (sem dominância de qualquer espécie) a 1 (há dominância de uma ou mais espécies). Usamos o índice de Pielou (J') para avaliar a equabilidade, o qual expressa a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies arbóreas. Valores

próximos de 0 indicam uma distribuição desproporcional e valores próximos de 1 indicam proporções similares de distribuição indivíduos/espécies. Uma distribuição desproporcional sugere homogeneidade, enquanto que a alta uniformidade na distribuição indica que a área é heterogênea quanto ao conjunto de espécies arbóreas. Para detalhes sobre os índices veja Magurran (2013).

Semelhanças na composição de espécies entre as áreas foram verificadas mediante o emprego do Índice de Similaridade de Jaccard (*SJ*) (Magurran, 2013). Para isso, o número de indivíduos arbóreos documentados nos quadrantes foi transformado em dados binários, i.e., de presença (1) e ausência (0). O resultado de *SJ* é uma matriz de similaridade cujos valores variam de 0 (não há similaridade) a 1 (totalmente similar). Para expressar as similaridades graficamente, elaboramos um dendrograma usando o algoritmo hierárquico de Ligação Média de Grupos (UPGMA), cuja robustez na formação de grupos foi calculada no valor do Coeficiente de Correlação Cofenética (Valentin, 2008). Um valor ≥ 7 indica um reduzido grau de distorção das informações contidas na matriz e também evidencia melhor a estrutura e existência de grupos (Valentin, 2008).

3. Resultados e Discussão

3.1 Composição de espécies

Foram documentados 239 indivíduos arbóreos de 51 espécies nas 10 áreas florestais urbanas avaliadas em Presidente Prudente. Dentre as espécies, uma foi classificada apenas ao nível de família (Myrtaceae), enquanto cinco, ressaltando três árvores mortas, não tiveram a família e identidade definidas (Tabela 1). Portanto, foi possível determinar táxons de 13 famílias (Tabela 1). Fabaceae foi a família mais rica, perfazendo 39,21% das espécies ($n = 20$) e 57,34% dos indivíduos documentados, seguida de Bignoniaceae, com cinco espécies (Tabela 1). Há, portanto, uma consistência com estudos feitos em outras áreas urbanizadas brasileiras, i.e., tais famílias também foram ricas em espécies (e.g., Brito et al., 2015; Callegaro et al., 2015, Moro & Castro, 2015, para citar alguns). Cabe notar que ambas as famílias são constituídas de espécies consideradas ornamentais e de fácil cultivo (Lorenzi, 2016a, b e c). Não só isso, fabáceas, por exemplo, fixam nitrogênio e minimizam a limitação desse nutriente no solo (Crews, 1999), sendo por isso úteis em reflorestamentos (Costa & Durigan, 2010), particularmente na área urbana (Sreetheran et al., 2011). Não surpreende, portanto, que, principalmente espécies de fabáceas sejam tão comuns na composição da vegetação urbana.

Espécies exóticas representaram 12,24% da composição. Isso reflete a influência antrópica direta na vegetação urbana: é comum o uso de espécies exóticas com fins de reflorestamento (Moro et al., 2014). É o caso de *Delonix regia* em UNO e RFL, *Eucalyptus* sp. em JAQ, *Cassia fistula* em RFL, *Spathodea campanulata* em JAQ e *Syzygium cumini* em PQP e RFL (Tabela 1). Também reflete uma influência antrópica indireta, i.e., oriunda de fortes perturbações. Por exemplo, *Leucaena leucocephala*, com 25,94% dos indivíduos documentados (Tabela 1), tipifica as áreas florestais urbanas RSP e VLU. É nítido que se trata de um alastramento espontâneo dessa planta em áreas cuja vegetação original foi suprimida e nenhuma ação de restauração foi feita. *Leucaena leucocephala* se comporta, portanto, como ruderal, valendo notar que sua marcada presença provavelmente resulta da inibição que exercem sobre outras espécies vegetais arbóreas, em particular nativa (Costa & Durigan, 2010). A propósito, *L. leucocephala* tem natureza alelopática (Ahmed et al., 2008).

Tabela 1. Espécies arbóreas documentadas em 10 áreas florestais urbanas de Presidente Prudente. Em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim. *Espécie exótica. **Espécie não identificada, mas que é, provavelmente, nativa. ***Indivíduo morto não identificado, mas que é, provavelmente, nativo.

Família e espécie	Nome comum	Florestas urbanas										Total	% Total
		RSP	VLU	PQP	UNO	RFL	PSL	JAQ	FMD	BVA	MFU		
Anacardiaceae													
<i>Anacardium occidentale</i> L.	caju-manso	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.42
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	aroeira-branca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira-pimenteira	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.42
<i>Spondias purpurea</i> L.	ciriguela	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.42
Apocynaceae													
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	leiteira	-	-	-	-	-	11	2	1	-	-	14	5.86
Bignoniaceae													
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	ipê-rosa	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.42
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	3	1.26
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.*	espatódea	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	0.42
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	ipê-branco	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	2	0.84
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê-felpudo	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	4	1.67
Boraginaceae													
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	guajuvira	-	-	-	-	-	-	-	1	8	5	14	5.86
<i>Cordia glabrata</i> (Mart.) A.DC.	louro-preto	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	3	1.26
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	chá-de-bugre	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	3	1.26
Celastraceae													
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	marmeleiro-do-campo	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.42
Euphorbiaceae													
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	pau-de-facho	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	0.84
<i>Pleradenophora membranifolia</i> (Müll. Arg.) Esser & A. L. Melo	sarandi	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.42
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	leiteiro	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	2.09
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	cascudinho	-	-	-	-	-	-	-	1	3	2	6	2.51
Fabaceae													
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart var. <i>niopoides</i>	farinha-seca	-	-	-	-	-	3	1	2	-	3	9	3.77
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	albizia	-	-	-	-	1	-	1	-	-	2	4	1.67
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angico-branco	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	9	3.77
<i>Cassia fistula</i> L.*	cássia-imperial	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.42
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard Ex-R	sombreiro	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.42
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.*	flamboaiã	-	-	-	1	2	-	-	1	-	-	4	1.67
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	orelha-de-macaco	-	-	-	-	-	3	-	-	-	2	5	2.09
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-Campinas	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	4	1.67
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá-branco	-	-	-	3	1	-	-	5	-	-	9	3.77
<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	ingá	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	2	0.84
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) R. de Wit*	leucena	22	4	-	-	-	-	-	-	-	-	62	25.94

<i>Machaerium villosum</i> Vogel	jacarandá-paulista	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	2	0.84
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	cambreúva	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	0.84
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafistula	-	-	-	-	1	-	-	3	-	1	5	2.09
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	amendoim-do-campo	-	-	2	-	1	-	-	2	-	-	5	2.09
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis	sibipiruna	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	0.84
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	-	-	-	-	-	5	2	-	-	-	7	2.93
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Briton & Rose	monjoleiro	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	0.84
<i>Senna polyphylla</i> (Jacq.) H.S.Irwin & Barneby	alecrim	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.42
Lecythidaceae													
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
Malvaceae													
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	paineira-rosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
Meliaceae													
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro-rosa	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.42
Myrtaceae													
Myrtaceae 1**	?	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	0.84
<i>Eucalyptus</i> sp.*	eucalipto	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	11	4.6
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	jambolão	-	-	11	-	1	-	-	-	-	-	12	5.02
Sapindaceae													
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	maria-preta	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	0.84
Urticaceae													
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	3	1.26
Não identificadas													
Espécie 1**	?	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
Espécie 2**	?	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
Espécie 3***	?	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.42
Espécie 4***	?	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.42
Espécie 5***	?	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.42
Total		22	40	13	11	13	23	19	34	25	39	239	

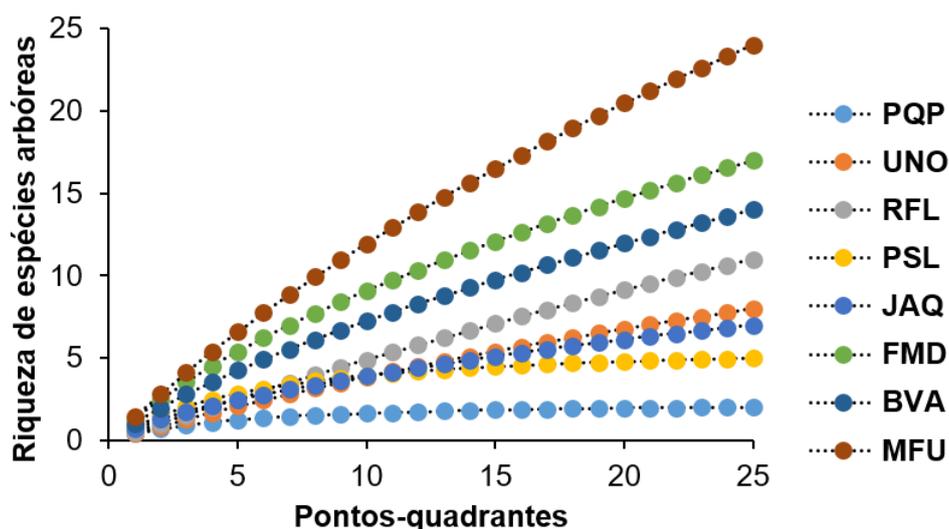
Fonte: Autores.

Árvores de espécies nativas perfizeram 61,30% dos indivíduos documentados e foram encontradas principalmente em MFD, BVA e MFU (Tabela 1). Isso torna consistente a ideia de que se trata de florestas urbanas com pouca ou atenuada influência antrópica - se bem que em BVA há um indivíduo da espécie exótica *Delonix regia*. As espécies não identificadas são presumidas como nativas porque foram documentadas principalmente nessas florestas, maiormente em MFU (Tabela 1). Cabe ressaltar MFU como a floresta urbana com maior variedade de espécies (veja discussão adiante), todas nativas (Tabela 1). Também se destaca aqui a presença de *Cariniana legalis* (jequitibá-rosa) em sua composição. Trata-se de uma espécie arbórea endêmica da Mata Atlântica, a qual está oficialmente listada como ameaçada de extinção no Brasil (MMA, 2021), inclusive classificada como vulnerável no âmbito global (Américas Regional Workshop, 1998). Tal espécie é, portanto, elementar em ações conservacionistas. Pode, por exemplo, ser designada como espécie-bandeira (*sensu* Simberloff, 1998), na perspectiva de melhor proteger a MFU. A árvore ainda pode servir como espécime matriz para bancos de germoplasmas, e, portanto, contribuir na conservação *ex situ* (Rodrigues et al., 2012).

3.2 Riqueza de espécies

A Figura 3 expressa as curvas de rarefação de espécies para oito das 10 áreas florestais urbanas. Isso porque não há sentido em estabelecer uma curva para RSP e VLU, pois, são constituídas apenas de indivíduos de *L. leucocephala* (cf. Tabela 1). Apenas em PQP e PSL é possível observar uma assíntota na curva - i.e., um ajuste quase paralelo ao eixo x - enquanto que as curvas de UNO e JAQ parecem próximas de atingir um ponto de inflexão (Figura 3). Os estimadores de riqueza ainda revelam que há uma probabilidade muito baixa de adição de espécies em PQP, provavelmente um acréscimo de 5–7 novas espécies em UNO, PSL e JAQ (Tabela 1). De qualquer forma, é possível interpretar que uma parte considerável das espécies arbóreas foi documentada nessas áreas (*sensu* Durigan, 2012).

Figura 3. Curva de rarefação de espécies arbóreas em áreas florestais urbanas de Presidente Prudente. Em que: PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim. Para RSP (Residencial São Paulo) e VLU (Vila Luso), devido à exclusividade de *L. leucocephala*, não é possível estimar a riqueza de espécies.



Fonte: Autores (2021).

Contudo, para o reflorestamento RFL, sobretudo para os remanescentes florestais naturais FMD, BVA e MFU, não há patamar nas curvas que expressam a riqueza de espécies (Figura 3). Embora pareça advir de insuficiência amostral, o comportamento de tais curvas só revela uma tendência geral de ausência de estabilização na riqueza de espécies em florestas tropicais (Schilling et al., 2012). Mais que isso, sugere uma alta probabilidade de encontro de novas espécies (veja estimativas na Tabela 2), portanto, áreas com proeminente diversidade arbórea, como evidenciado e discutido abaixo.

Tabela 2. Estimativa de riqueza de espécies arbóreas em áreas florestais urbanas de Presidente Prudente. Em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim. Para RSP (Residencial São Paulo) e VLU (Vila Luso), devido à exclusividade de *L. leucocephala*, não é possível estimar a riqueza de espécies.

Estimadores	Áreas florestais urbanas							
	PQP	UNO	RFL	PSL	JAQ	FMD	BVA	MFU
Chao 2	2,00	15,20	22,52	5,00	8,92	30,20	35,60	50,11
Jackknife 1	2,00	13,76	19,64	5,96	10,84	27,56	23,60	40,32
Jackknife 2	1,11	18,39	26,15	6,88	12,75	35,03	31,91	52,43
Bootstrapping	2,12	10,32	14,49	5,44	8,69	21,38	17,81	30,70
Total de espécies	2	12	8	7	5	17	14	24

Fonte: Autores (2021).

3.3 Diversidade de espécies

Considerando as 10 florestas, foi obtido um valor de 3,18 para o índice de Shannon-Weaver (H') e 0,09 para o de dominância de Simpson (C'). Isso significa uma diversidade relativamente alta e uma baixa dominância de espécies. O nível de equabilidade (J') foi estimado em 0,81, marcando uma elevada uniformidade na proporção indivíduos/espécies. Pondera-se que um valor de H' acima de 3,11 indica uma vegetação bem conservada (Saporetti Jr. et al., 2003). Além disso, o nível de equabilidade obtido faz todo sentido, pois, é proporcional à diversidade e se opõe à dominância (Uhl & Murphy, 1981), ou seja, indica um alto nível de heterogeneidade.

Dito isso, pode-se avaliar, de maneira consistente, a diversidade de cada área florestal urbana. Como esperado, os índices apontam RSP e VLU como áreas sem diversidade (Tabela 3), já que há exclusividade de *L. leucocephala* (Tabela 1). Também sustenta a ideia do caráter inibitório dessa espécie exótica em relação a outras espécies arbóreas (veja discussão acima). Em contrapartida, FMD e BVA são as áreas cujos índices sugerem um estado de heterogeneidade e conservação moderado. Já MFU figura como a área florestal urbana mais heterogênea, portanto, biodiversa e provavelmente bem conservada, ou seja, com H' próximo de 3,11, C' próximo de 0 e J'' próximo do valor máximo, que é 1 (Tabela 3).

Considerando as áreas reflorestadas, particularmente UNO e, destacando RFL, seus atributos sugerem uma condução relativamente apropriada de reflorestamento, pois, mantém índices moderados de diversidade, baixa dominância e alta uniformidade de indivíduos/espécies, sendo constituídas sobretudo por árvores de espécies nativas (Tabela 1). Isso mostra um caminho de intervenção humana adequado rumo à promoção e manutenção da biodiversidade em cidades (Alvey, 2006; Moro et al., 2014). Por outro lado, PSL, JAQ, particularmente PQP, figuram como áreas de menor diversidade de espécies arbóreas (Tabela 3). Cabe notar, ainda, a dominância de espécies, principalmente em PQP (Tabela 1 e 3). Isso tem implicações negativas, pois, o plantio excessivo de uma espécie potencialmente predispõe a floresta urbana a efeitos devastadores advindos de surtos de pragas e doenças (Sæbø et al., 2003; Alvey, 2006).

Tabela 3. Índices de diversidade de espécies arbóreas calculados para as 10 áreas florestais urbanas de Presidente Prudente. Em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim.

Áreas	Índices		
	Shannon-Weaver (H')	Dominância de Simpson (C')	Equabilidade de Pielou (J')
RSP	0	1	0
VLU	0	1	0
PQP	0,43	0,74	0,62
UNO	1,97	0,16	0,95
RFL	2,46	0,09	0,99
PSL	1,35	0,31	0,84
JAQ	1,41	0,37	0,72
FMD	2,49	0,12	0,88
BVA	2,29	0,15	0,87
MFU	2,98	0,06	0,94

Fonte: Autores (2021).

Analisando todas as áreas reflorestadas, percebe-se a inexistência de um padrão nas ações de plantio, e.g., escolha de espécies a serem plantadas. Isso é esperado, pois, há diferentes critérios de decisão na seleção de árvores destinadas ao esverdeamento urbano, decorrentes de variados grupos de atores envolvidos no plantio, e.g., arquitetos paisagistas, organizações sem fins lucrativos, centros de jardinagem, funcionários municipais (Conway & Vecht, 2015), além de cidadãos comuns (Kirkpatrick et al., 2012). Porém, enfatiza-se que existe a necessidade de comunicação entre diferentes atores no sentido de selecionar espécies para promover um maior nível de diversificação das florestas urbanas (Conway & Vecht, 2015).

3.4 Similaridades entre as 10 áreas

Exceto para RSP e VLU, os valores obtidos pelo índice de Jaccard (SJ) sugerem uma similaridade baixa na composição arbórea entre as demais áreas florestais urbanas avaliadas (Tabela 4). Isso porque um $SJ \geq 0,5$ indica uma tendência de alta similaridade (Kent & Coker, 1992): o maior SJ calculado (0,36) foi entre BVA e MFU (Tabela 4).

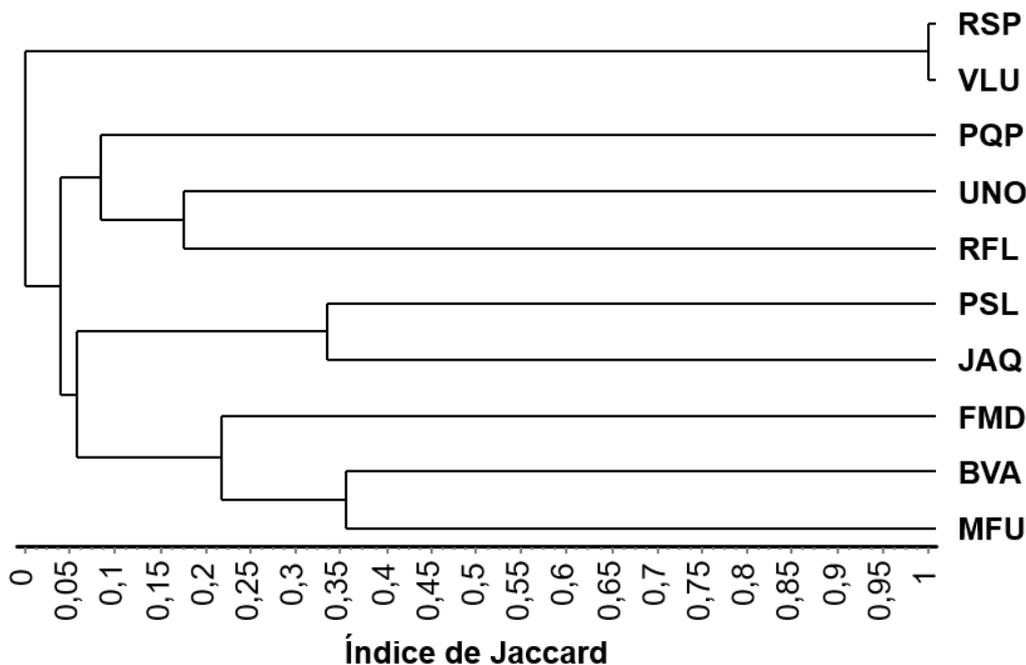
O dendrograma gerado a partir SJ destaca dois grupos (Figura 4). Um, formado por RSP e VLU, já era esperado devido à presença exclusiva de *L. leucocephala* em ambas. O segundo grupo é formado por três subgrupos: um é constituído pelos reflorestamentos PQP, UNO e RFL; outro, pelos reflorestamentos PSL e JAQ e; o terceiro, pelos remanescentes florestais FMD, BVA e MFU. Vele ressaltar que a acurácia para a formação dos grupos foi alta (Correlação Cofenética = 0,97), o que torna confiável a interpretação de baixas similaridades na flora arbórea entre as florestas urbanas aqui avaliadas (*sensu* Valentin, 2008).

Tabela 4. Matriz de similaridades (índice de Jaccard; SJ) na flora arbórea entre as florestas urbanas de Presidente Prudente. Em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim.

	RSP	VLU	PQP	UNO	RFL	PSL	JAQ	FMD	BVA	MFU
RSP	1,00									
VLU	1,00	1,00								
PQP	0,00	0,00	1,00							
UNO	0,00	0,00	0,00	1,00						
RFL	0,00	0,00	0,17	0,18	1,00					
PSL	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	1,00				
JAQ	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06	0,33	1,00			
FMD	0,00	0,00	0,06	0,14	0,16	0,10	0,09	1,00		
BVA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	1,00	
MFU	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,07	0,24	0,36	1,00

Fonte: Autores (2021).

Figura 4. Dendrograma gerado a partir do índice de similaridade de Jaccard (SJ). Em que: RSP – Residencial São Paulo; VLU – Vila Luso; PQP – Parque do Povo; UNO – Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL – Residencial Florenza; PSL – Parque São Lucas; JAQ – Jardim Aquinópolis; FMD – Floresta Miguel Dahma; BVA – Bosque da Vila Aurélio; MFU – Mata do Furquim.



Fonte: Autores (2021).

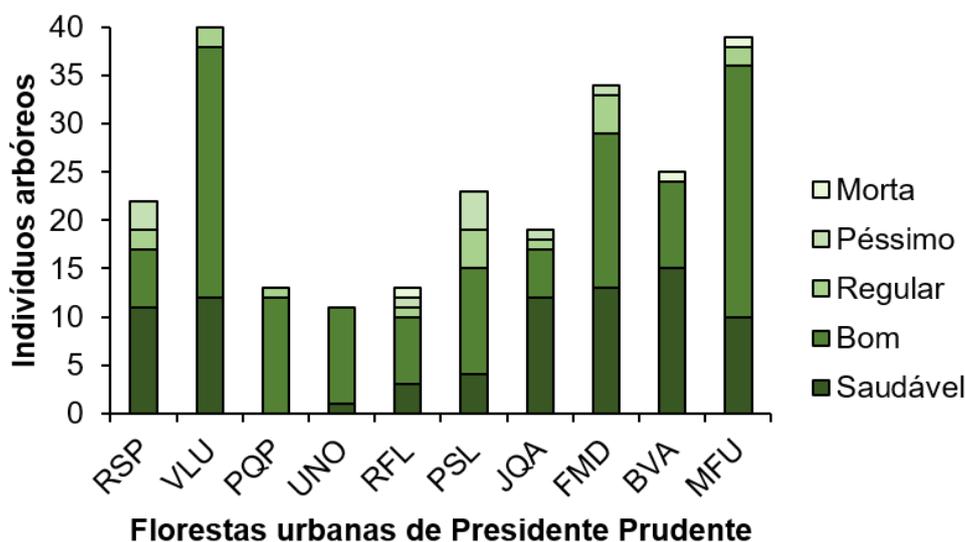
A baixa similaridade no componente arbóreo das 10 florestas avaliadas corrobora a ideia de uma considerável diversidade arbórea na área urbana de Presidente Prudente (*sensu* Ferreira Jr. et al., 2008). Entretanto, revela alguns fatos.

Primeiro, há problemas de alastramento de uma espécie exótica (*L. leucocephala*), o que descaracteriza o ambiente, já que não se assemelha a flora natural local. Segundo os reflorestamentos são conduzidos de forma difusa (veja discussão acima). Se a ideia é conduzir os reflorestamentos de uma maneira que se aproxime floristicamente ao contexto natural local, PSL e JAQ estão relativamente a contento, pois, mantém uma certa similaridade aos remanescentes florestais (Figura 4). Por outro lado, analisando o dendrograma, PQP, UNO e RFL estão mais distantes desse objetivo. Terceiro, os remanescentes florestais FMD, BVA e MFU são formações peculiares (Figura 4) e os baixos índices de similaridades no componente arbóreo entre eles (Tabela 4) sugerem que são referências florísticas prioritárias para ações conservacionistas no âmbito urbano de Presidente Prudente.

3.5 Estado fitossanitário

A avaliação do estado fitossanitário nas 10 áreas possibilitou identificar a presença de 33,89% de árvores em estado saudável, 53,56% em bom estado, 7,11% regular, 4,18% péssimo e 1,26% morta. Todas as áreas mantêm a maioria das árvores em estado saudável e bom, mas o estado regular, péssimo e morta foram verificados principalmente em reflorestamentos (Figura 5). Isso sugere a presença de plantio irregular de espécies sem compatibilidade com o local, talvez fruto da ausência de um conhecimento técnico (Almeida & Neto, 2010), particularmente ecológico: é bom lembrar que são muitos os atores envolvidos em ações de plantio (Conway & Vecht, 2015), o que pode corroborar a falta de tais conhecimentos.

Figura 5. Estado fitossanitário das árvores avaliadas nas 10 áreas de floresta urbana. Em que: RSP - Residencial São Paulo; VLU - Vila Luso; PQP - Parque do Povo; UNO - Campus II da Universidade do Oeste Paulista; RFL - Residencial Florenza; PSL - Parque São Lucas; JAQ - Jardim Aquinópolis; FMD - Floresta Miguel Dahma; BVA - Bosque da Vila Aurélio; MFU - Mata do Furquim.



Fonte: Autores (2021).

Adicionalmente, o percentual de árvores em estado regular e de péssimas condições parece advir de impactos antrópicos, como a degradação ambiental. Foram observadas queimadas e lixos no entorno de reflorestamentos, além de injúrias mecânicas gravíssimas, o que pode sujeitar as árvores a uma variedade de doenças. A entrada de doenças e de pragas pode provocar alterações graves na estrutura da floresta urbana e implicar custos para tratamento ou reposição de árvores (Santamour Jr., 2002).

4. Considerações Finais

A documentação arbórea de florestas urbanas aqui realizada produziu índices ecológicos cuja interpretação pode contribuir para uma gestão urbana mais consistente no que tange a promoção e manutenção da biodiversidade em meio à cidade. As generalizações provenientes desses índices são: 1) a diversidade de espécies arbóreas em áreas florestais urbanas de Presidente Prudente é considerável; 2) contudo, duas delas são dominadas por uma única espécie, *L. leucocephala*, e a natureza ruderal desse táxon sugere a necessidade de contenção de seu alastramento – ressalta-se que parte das árvores estão em pleno vigor; 3) os reflorestamentos amostrados são ao menos moderadamente diversificados, mas é necessária uma melhor gestão no sentido de manter níveis salubres apropriados às plantas, bem como torna-las floristicamente mais próximas de uma condição natural, i.e., mais similar aos remanescentes florestais; 4) há a necessidade de um olhar para os remanescentes florestais nativos, com destaque para a Mata do Furquim (MFU), no sentido de se estabelecer prioridades de conservação da biodiversidade no âmbito urbano de Presidente Prudente.

Finalmente, políticas públicas devem incentivar o poder público, setores privados e cidadãos comuns, a abarcar princípios ecológicos teóricos e práticos, no sentido de viabilizar e implantar um ordenamento urbanístico ambientalmente eficiente no zoneamento do município. Isso deve ser pauta em diretrizes municipais urbanísticas não só de Presidente Prudente. Nessa perspectiva, deve-se galgar avanços constantes na gestão de áreas florestais urbanas, e.g., melhorando sua qualidade através de um manejo e proteção eficiente, garantindo assim a integridade ecológica dessas áreas. Tais áreas contribuem na manutenção de uma considerável variedade de espécies não só da flora como evidenciado aqui, mas também da fauna que dela depende. Não há dúvidas que essa gestão de base ecológica e conservacionista resulte na promoção e manutenção da biodiversidade na cidade.

Agradecimentos

À CAPES, pela concessão de bolsa de Pós-graduação para a segunda autora.

Referências

- Ahmed, R., Hoque, A. T. M. R. & Hossain, M. K. (2008). Allelopathic effects of *Leucaena leucocephala* leaf litter on some forest and agricultural crops grown in nursery. *Journal of Forestry Research*, 19(4), 298–302. <https://doi.org/10.1007/s11676-008-0053-0>
- Almeida, D. N. & Neto, R. M. R. (2010). Análise da arborização urbana de duas cidades da região norte do estado de Mato Grosso. *Revista Árvore*, 34(5), 899–906. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500015>
- Alvey, A. A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
- Americas Regional Workshop. (1998). *Cariniana legalis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 1998*. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T34747A9887065.en>
- Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L. et al. (2017). Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Brito, L., Hossomi, S. T. & Oliveira, L. W. (2015). Espécies exóticas na arborização viária do município de Rancharia – SP. *Cidades Verdes*, 3(6), 69–74.
- Callegaro, R. M., Andrzejewski, C. & Gracio, C. R. (2015). Arborização de uma área verde no campus da UFSM, Santa Maria, RS, BRASIL. *Biodiversidade*, (2), 143–152.
- Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture–recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43, 783–791. <https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chokkalingan, U. & De Jong, W. (2001). Secondary forest: a working definition and typology. *International Forestry Review*, 3(1), 19–26.
- Conway, T. M. & Vecht, J. V. (2015). Growing a diverse urban forest: species selection decisions by practitioners planting and supplying trees. *Landscape and Urban Planning*, 38(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.01.007>
- Costa, J. N. M. N. & Durigan G. (2010). *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal? *Revista Árvore*, 34(5), 825–833. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500008>

- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R.d., Farberl, S. & Grasso, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Crews, T. E. (1999). The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: evolutionary vs ecological considerations. *Biogeochemistry*, 46(1-2), 233–246. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4645-6_11
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Caballos, G., Isaae, N. J. B., Collen, B. (2014). Defaunation in the anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Durigan, G. (2012). Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares–Padua, C. (Orgs.), *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. UFPR.
- Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G. & Laforteza, R. (2019). Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry and Urban Greening*, 37, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>
- FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura. (2001). *The global forest resources assessment 2000 – main report*. FAO Forestry Paper, 140.
- FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura. (2020). *Planted forests: definitions*. <http://www.fao.org/forestry/plantedforests/67504/en/>
- Ferreira Júnior, E. V., Soares, T. S., Costa, F. F. & Silva, V. S. M. (2008). Composição, diversidade e similaridade florística de uma floresta tropical semidecídua submontana em Marcelândia – MT. *Acta Amazônica*, 38(4), 673–680. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400010>
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. & Fazey, I. (2004). Appreciating ecological complexity: habitat contours as a conceptual landscape model. *Conservation Biology*, 18(5), 1245–1253. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00263.x>
- Flora do Brasil 2020. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Guimarães, E. & Pellin, A. (2015). *BiodiverCidade*. Matrix.
- Haines-Young, R. H. & Potschin, M. P. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & Frid, C. (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. CUP.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019). *Presidente Prudente: conheça as cidades e estados do Brasil*. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/presidente-prudente/panorama>
- Instituto Florestal. (2020). *Inventário florestal do Estado de São Paulo: mapeamento da cobertura vegetal nativa*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, C., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E. & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25 (1), 117–126. <https://doi.org/10.1111/geb.12404>
- Kent, M. & Coker, P. (1992). *Vegetation description and analyses: a practical approach*. John Wiley & Sons.
- Kirkpatrick, J. B., Davison, A. & Daniels, G. D. (2012). Resident attitudes towards trees influence the planting and removal of different types of trees in eastern Australian cities. *Landscape and Urban Planning*, 107(2), 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.015>
- Lorenzi, H. (2016a). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, vol.1. Instituto Plantarum.
- Lorenzi, H. (2016b). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, vol 2. Instituto Plantarum.
- Lorenzi, H. (2016c). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, vol.3. Instituto Plantarum.
- Lorenzi, H., Souza, H. M., Torres, M. A. V. & Bacher, L. B. (2003). *Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas*. Instituto Plantarum.
- Magurran, A. E. (2013). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: UFPR.
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M. L., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A. S., & Ziter, C. (2019). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3, 16–24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2021). *Portaria MMA Nº 561, de 15 de dezembro de 2021*. (2021). <https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-mma-n-561-de-15-de-dezembro-de-2021-367747322#wrapper>
- Morellato, P. C. & Leitão-Filho, H.F. (1995). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva Santa Genebra*. UNICAMP.
- Moro, M. F. & Castro, A. S. F. (2015). A check list of plant species in urban forestry of Fortaleza, Brazil: where are the native species in the country megadiversity? *Urban Ecosystems*, 18(1), 47–71. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0380-1>

- Moro, M. F., Westercamp, C. & De Araújo, F. S. (2014). How much importance is given to native plants in cities' treescape? A case study in Fortaleza, Brazil. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13(2), 365–374. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.01.005>
- Oke, C., Bekessy, S. A., Frantzeskaki, N. et al. (2021). Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Urban Sustainability*, 1, 11. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>
- Ramos, V. S., Durigan, G., Franco, G. A. D. C., Siqueira, M. F. & Rodrigues, R. R. (2015). *Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: guia de identificação de espécies*. EDUSP.
- Reyes–Riveros, R., Altamirano, A., De La Barrera, F., Rozas–Vásquez, D., Vieli, L. & Meli, P. (2021). Linking public urban green spaces and human well-being: A systematic review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 61, 127105. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127105>
- Rodrigues, B. P., Silva, A. G., Muri, R. & Oliveira, T. J. (2012). *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze (Lecythidaceae): descrição dendrológica e anatômica. *Enciclopédia Biosfera*, 8(15), 419–427.
- Sæbø, A., Benedikz, T. & Randrup, T. B. (2003). Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2(1), 101–114. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00027>
- Santamour Junior, F. S. (2002). *Trees for urban planting: diversity uniformity and common sense*. National Arboretum.
- Saporetto Jr., A., Meira Neto, J. A. & Almado, R. P. (2003). Fitossociologia de cerrado *sensu stricto* no município de Abaeté, MG. *Revista Árvore*, 27(3), 413–419. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000300020>
- Schilling, A. C., Batista, J. L. F. & Couto, H. Z. (2012). Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. *Ciência Florestal*, 22(1), 101–111. <https://doi.org/10.5902/198050985083>
- Seto, K. C., Güneralp, B. & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 109, 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Silva Filho, D. F. (2002). *Cadastramento informatizado, sistematização e análise da arborização das vias públicas da área urbana do município de Jaboticabal, SP* (Dissertação Mestrado). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, Brasil.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single–species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83(3), 247–257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5)
- Smith, E.P. & Van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40(1), 119–129. <https://doi.org/10.2307/2530750>
- Soanes, K. & Lentini, P. (2019). When cities are the last chance for saving species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 225–231. <https://doi.org/10.1002/fee.2032>
- Soanes, K., Sievers, M., Chee, Y.E. et al. (2018). Correcting common misconceptions to inspire conservation action in urban environments. *Conservation Biology*, 33(2), 300–306. <https://doi.org/10.1111/cobi.13193>
- Sreetheran, M., Adnan, M. & Azuar, A. K. K. (2011). Street tree inventory and tree risk assessment of selected major roads in Kuala Lumpur, Malaysia. *Arboriculture & Urban Forestry*, 37(5), 226–235.
- Uhl, C. & Murphy, P. G. (1981). Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. *Tropical Ecology*, 22(2), 219–237.
- UN – United Nations. (2014). *World urbanization trends: 2014 key facts*. United Nations.
- UN – United Nations. (2015). *World population prospects: the 2015 revision*. United Nations.
- UN – United Nations, (2019). *World Urbanization Prospects 2018*. United Nations.
- Valentin, J. L. (2008). *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência.
- Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Dorothea, F. & Fankhänel, A. (2009). Old–growth forest definitions: a pragmatic view. In: Wirth, C, Gleixner, G. & Heimann, M. (org.). *Old Growth Forests*. Springer.