

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIDADES INTELIGENTES E  
SUSTENTÁVEIS**

**JOSÉ ULISSES BEZERRA DE FRANÇA**

**BIODIVERSIDADE ARBÓREA E ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS  
VERDES URBANAS: CONTRIBUIÇÕES PARA A INFRAESTRUTURA VERDE DE  
SÃO PAULO, SP**

**São Paulo**

**2017**

JOSÉ ULISSES BEZERRA DE FRANÇA

**BIODIVERSIDADE ARBÓREA E ESEM ÁREAS VERDES URBANAS:  
CONTRIBUIÇÕES PARA A INFRAESTRUTURA VERDE DE SÃO PAULO, SP**

**TREE BIODIVERSITY IN URBAN GREEN AREAS: CONTRIBUTIONS FOR THE  
GREEN INFRASTRUCTURE OF SÃO PAULO, SP**

EXAME DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIDADES INTELIGENTES E SUSTENTÁVEIS – UNINOVE, COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE **MESTRE EM CIDADES INTELIGENTES E SUSTENTÁVEIS**.

ORIENTADOR: PROF. DR. MAURÍCIO LAMANO FERREIRA

**São Paulo**

**2017**

França, José Ulisses Bezerra de.

Biodiversidade arbórea e estoque de carbono em áreas verdes urbanas: contribuições para a infraestrutura verde de São Paulo, SP. / José Ulisses Bezerra de França. 2017.

76 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2017.

Orientador (a): Dr. Prof. Maurício Lamano Ferreira.

1. Arborização urbana. 2. Biodiversidade urbana. 3. Ecologia urbana. 4. Praças públicas. 5. Sequestro de CO2.

I. Ferreira, Maurício Lamano.

II. Título.

CDU

BIODIVERSIDADE ARBÓREA E ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS VERDES  
URBANAS: CONTRIBUIÇÕES PARA A INFRAESTRUTURA VERDE DE SÃO PAULO, SP

**JOSÉ ULISSES BEZERRA DE FRANÇA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós  
Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis –  
PPGCIS da Universidade Nove de Julho –  
UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do  
título de Mestre em Cidades Inteligentes e  
Sustentáveis, sendo a banca examinadora formada  
por:

---

Prof. Dr. Maurício Lamano Ferreira – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

---

Prof. Dr. Cristiano Capellani Quaresma – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

---

Prof. Dra. Patrícia Bulbovas - Universidade Guarulhos – UNG

São Paulo, 18 de setembro de 2017.

## AGRADECIMENTOS

A DEUS, pelo DOM da VIDA e todas as suas possibilidades.

A UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO, pela oportunidade de cursar o Mestrado e subir em mais este degrau do conhecimento.

A Profa. Dra. Cláudia Terezinha Kniess (Coordenadora), que teve sempre tempo e sabedoria para conduzir sabiamente as demandas.

Ao meu Professor / orientador Prof. Dr. Maurício Lamano Ferreira, por ter me orientado no desenvolvimento desta pesquisa de Dissertação. Por ter sido um verdadeiro Mestre, no decorrer deste período.

À Universidade Presbiteriana Mackenzie, através da do seu herbário por ter aceito o depósito das amostras deste trabalho.

Aos meus professores por compartilharem um pouco de seus conhecimentos.

Aos meus colegas de turma, pela vivência deste período, nos embates sempre que necessários e por tudo mais.

Aos meus amigos e amigas que trilharam comigo esta **ODISSEIA**.

## **COLABORADORES**

Prof. Dr. Ricardo Pedro Guazzelli Rosário, da Universidade Mackenzie, por estar na banca de Qualificação e por ter ajudado na identificação das amostras.

Prof. Dr. Eduardo Luis Martins Catharino, do Instituto de Botânica do Estado de São Paulo, pelo auxílio na identificação das amostras.

Professora Msa. Helen Patricia Lima, e seus orientandos Ivo Silva Limeira, Lucas Jesus Andrade, Reinaldo Gonzaga, Ricardo Silveira Farias e Susana de Castro do Bonfim Sá pela ajuda na coleta dos dados e georeferenciamento dos espécimes.

Meu irmão Valter e amigos Jonas, Manoel, Rodrigues, Silva e Suely, por terem me disponibilizado seus automóveis, para que fosse possível realizar as coletas das amostras.

Os amigos e sobrinhos Eliane, Felipe, Talita e Welington, por terem cedido seu tempo para ajudar nas coletas das amostras.

A minha sobrinha Fernanda, por disponibilizar o notebook, na reta final do tratamento dos dados.

As minhas princesas, Íris e Raquel por terem sido parceiras nas saídas de campo para coletar as amostras.

## **DEDICATÓRIA**

Dedico esta Dissertação de Mestrado á:

Meus pais Julio Ulisses de França (*in memoriam*) e Maria Bezerra de França, ás  
minhas raízes mais profundas e fortes.

Aos meus filhos: Rômulo, Rêmulo, Íris e Raquel, meus frutos preciosos.

## **A árvore da serra**

— As árvores, meu filho, não têm alma!  
E esta árvore me serve de empecilho...  
É preciso cortá-la, pois, meu filho,  
Para que eu tenha uma velhice calma!

— Meu pai, por que sua ira não se acalma?!  
Não vê que em tudo existe o mesmo brilho?!  
Deus pôs almas nos cedros... no junquilha...  
Esta árvore, meu pai, possui minh'alma! ...

— Disse — e ajoelhou-se, numa rogativa:  
«Não mate a árvore, pai, para que eu viva!»  
E quando a árvore, olhando a pátria serra,

Caiu aos golpes do machado bronco,  
O moço triste se abraçou com o tronco  
E nunca mais se levantou da terra!

Augusto dos Anjo



## RESUMO

O crescimento desordenado dos centros urbanos tem trazido uma série de complicações de ordem social e ambiental, dentre as quais se destacam a fragmentação das áreas verdes, a perda da biodiversidade e a introdução de espécies exóticas e invasoras que afetam diretamente a prestação de serviços ecossistêmicos. Tais serviços são fundamentais em ambientes urbanos, principalmente em cidades mal planejadas, como é o caso da cidade de São Paulo. Assim, torna-se fundamental a avaliação dos espaços verdes urbanos, principalmente no que diz respeito a composição de espécies e estoque de carbono. Neste sentido, o presente trabalho de mestrado investigou a composição florística de árvores de praças públicas da cidade de São Paulo, bem como o estoque de carbono associado a esta vegetação. Treze praças públicas foram selecionadas em quatro Prefeituras Regionais pertencentes a duas zonas, a Leste e a Oeste. Todas as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) maior do que 5 cm foram selecionadas e identificadas por meio de coleta do ramo preferencialmente florido e tiveram o DAP e a altura mensuradas. Foram inventariados 1510 indivíduos, pertencendo a 29 famílias botânicas e 91 espécies diferentes. Deste total, 56,4% eram espécies exóticas, 45,3% nativas e 0,3% indeterminadas. A famílias botânicas mais representativa deste estudo foi Fabaceae e em relação aos grupos funcionais 87% dos indivíduos eram árvores e apenas 13% palmeiras. A praça com maior abundância de espécies foi José Ória e Carlos Januário e em geral, notou-se correlação positiva entre o tamanho da área da praça e abundância de espécies, porém, o tamanho da área não foi correlacionado ( $\alpha < 95\%$ ) com outros atributos e índices ecológicos. No entanto, encontrou-se similaridade florística em praças de mesmo tamanho, com destaque para o nível taxonômico de família. Observou-se que todos os indivíduos estocam um total de 464,9 toneladas de C, sendo que este valor equivale a 65,2 Ton C. ha<sup>-1</sup>. As espécies exóticas tiveram grande contribuição no armazenamento do elemento em seus respectivos troncos. Com isso, nota-se que as áreas verdes urbanas do presente estudo apresentam um padrão florístico que segue algumas tendências de áreas urbanizadas fora do país, dado a escassez de estudos desta natureza no Brasil, e estocam uma quantidade razoável de C por hectare de área amostrada, prestando assim um ótimo serviço ambiental para a cidade de São Paulo. A partir destes possíveis resultados, espera-se contribuir para propostas e planos de manejo da arborização urbana da cidade de São Paulo, principalmente no que tange a criação de corredores ecológicos para o trânsito da fauna urbana.

**Palavras-chave: arborização urbana, ecologia urbana, serviços ecossistêmicos, planejamento urbano.**

## **ABSTRACT**

The disorderly growth of urban centers has brought a series of social and environmental complications, among them the fragmentation of green areas, the loss of biodiversity and the introduction of exotic and invasive species that directly affect the provision of ecosystem services. Such services are fundamental in urban environments, especially in poorly planned cities, such as the city of São Paulo. Thus, it is fundamental to evaluate the urban green spaces, mainly regarding the composition of species and carbon stock. In this sense, the present master's work investigated the floristic composition of public square trees in the city of São Paulo, as well as the carbon stock associated with this vegetation. Thirteen public squares were selected in four Regional Prefectures belonging to two zones, East and West. All trees with diameter at breast height (DBH) greater than 5 cm were selected and identified by means of collection of the preferentially flowering branch and the DAP and height were measured. They were inventoried 1510 individuals, belonging to 29 botanical families and 91 different species. Of this total, 56.4% were exotic species, 45.3% native and 0.3% undetermined. The most representative botanical family of this study was Fabaceae and in relation to functional groups, 87% of the individuals were trees and only 13% were palm trees. The square with the greatest abundance of species was José Ória and Carlos janeiro and in general, a positive correlation was observed between the size of the area of the square and abundance of species, however, the size of the area was not correlated ( $\alpha < 95\%$ ) with other attributes And ecological ecological indexes. However, floristic similarity was found in squares of the same size, with emphasis on the taxonomic family level. It was observed that all the individuals stored a total of 464.9 tons of C, being that this value is equivalent to 65.2 Ton C. ha<sup>-1</sup>. The exotic species had great contribution in the storage of the element in their respective trunks. Thus, the urban green areas of the present study show a floristic pattern that follows some tendencies of urbanized areas outside the country, due to the scarcity of studies of this nature in Brazil, and they store a reasonable amount of C per hectare of area Sampled, thus providing a great environmental service for the city of São Paulo. Based on these possible results, it is hoped to contribute to proposals and management plans for urban afforestation in the city of São Paulo, especially with regard to the creation of ecological corridors for the transit of urban fauna.

**Keywords: Ecosystem services, urban afforestation, urban ecology, urban planning.**

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>PAG</b>
Figura 1	Uso do solo na cidade de São Paulo .....	27
Figura 2	Esquema da cidade de São Paulo, em destaque as Prefeituras Regionais que foram analisadas .....	31
Figura 3	Abundância relativa (%) das famílias e espécies botânicas mais representativas do estudo .....	36
Figura 4	Gráficos de Origem biogeográfica.....	37
Figura 5	Representação da abundância e densidade das espécies ao longo das praças amostradas .....	44
Figura 6	Origem biogeográfica por praça	52
Figura 7	Representação dos índices ecológicos avaliados a partir da distribuição de abundância das espécies analisadas .....	53
Figura 8	Regressão entre atributos e índices ecológicos e o tamanho das praças estudadas .....	55
Figura 9	Ordenação da abundância dos indivíduos arbóreos classificados por espécie e por localização de tamanho de área verde .....	56
Figura 10	Ordenação da abundância dos indivíduos arbóreos classificados por espécie e por localização de tamanho de área verde .....	57
Figura 11	Gráficos de estoque de C, divididos em Origem biogeográfica e Grupos funcionais	58
Figura 12	Representação das dez Famílias e das dez Espécies com maiores acúmulos de biomassa	59

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>PAG</b>
TABELA 1	Praças escolhidas com sua respectiva Zona, Prefeitura Regional, Nome, Sigla e Metragem.....	32
TABELA 2	Árvores encontradas na amostra, divididas por famílias, nome científico, nome popular, origem biogeográfica.....	38
TABELA 3	Tabela completa das espécimes, nas praças e suas ocorrências.....	46

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
1.1	OBJETIVO.....	18
1.1.1	Objetivo Geral.....	18
1.1.2	Objetivos Específicos.....	18
1.2	JUSTIFICATIVA PARA ESTUDO DO TEMA.....	18
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>21</b>
2.1	A INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NOS ECOSISTEMAS URBANOS.....	21
2.2	RELAÇÃO ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E ARBORIZAÇÃO URBANA .....	23
2.3	BIODIVERSIDADE ARBÓREA NAS CIDADES PARA SEQUESTRO E ESTOQUE DE CARBONO.....	26
<b>3</b>	<b>MÉTODO E TÉCNICAS DE PESQUISA.....</b>	<b>30</b>
3.1	DELINEAMENTO DA PESQUISA .....	30
3.2	ÁREAS DE ESTUDO .....	30
3.3	RELAÇÕES FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS NAS ÁREAS VERDES URBANAS.....	32
3.4	ANÁLISE DOS DADOS.....	33
<b>4</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>35</b>
4.1	BIODIVERSIDADE.....	35
4.2	BIOMASSA .....	59
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>66</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>64</b>
	<b>APÊNDICE .....</b>	<b>76</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas terrestres são componentes importantes para a boa qualidade da vida humana (MMA, 2005) e para a estruturação das sociedades urbanas, pois eles fornecem diversos serviços essenciais para a manutenção da vida, como por exemplo: o fornecimento de água potável, a provisão de alimentos, a ciclagem de nutrientes e o funcionamento de diversos processos naturais, sendo que a biodiversidade desempenha papel fundamental na estrutura destes ecossistemas, sejam eles aquáticos ou terrestres (Naeem, Duffy, & Zavaleta, 2012).

Embora as reservas naturais e as diversas unidades de conservação brasileiras sejam responsáveis pela manutenção da biodiversidade as cidades também abrigam parte da biota existente e desta forma desempenham importante papel na conservação dos seres vivos (Muller, 2011; Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD], 2010).

Em geral, as cidades são construídas em zonas de alta produtividade industrial e abastecidas hidricamente. No entanto, deve-se considerar que muitas áreas urbanas se encontram em regiões denominadas *hot spot* de biodiversidade, ou seja, em áreas com elevado índice de endemismo e de grande relevância para a conservação das espécies (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca, & Kent, 2000; Cincotta, Wisniewski, & Engelman, 2000) chamaram a atenção para o número de pessoas que viviam nessas áreas e destacaram que dos 25 *hot spots* no mundo, 16 apresentavam, no início deste milênio, densidades populacionais acima da média mundial, fato que coloca em risco a manutenção das comunidades biológicas e seus respectivos serviços ecossistêmicos associados.

A urbanização de cidades é considerado por Kareiva, Watts, McDonald e Boucher (2007) um dos maiores fatores de transformação social com consequências e ameaças à biodiversidade global (Grimm, Faeth, Golubiewski, Redman, Wu, Bai, & Briggs, 2008). Um estudo de diversidade gama, entre diversas cidades do mundo, mostrou que fatores como cobertura de área cinza, idade da área urbana, infraestrutura e cobertura vegetal foram os principais fatores responsáveis pela redução da diversidade de fauna e flora. No entanto, a diversidade alfa, ou seja, aquela avaliada dentro de uma área urbana também mostra reduções nestas mesmas populações (Fontana, Burger, & Magnusson, 2011; Bourne & Conway, 2014).

Alguns trabalhos de ecologia urbana têm ressaltado a importância de gradientes de urbanização na diversidade e riqueza de espécies arbóreas com resultados contraditórios. Um

trabalho de grande relevância nesta temática foi o de McDonnell e Hahs (2008), o qual mostrou relação direta entre diversidade taxonômica de árvores e um índice de gradiente de urbanização (demografia humana e uso de solo). Por outro lado, Berland (2012) documentou maior riqueza de espécies arbóreas em níveis intermediários de desenvolvimento urbano, enquanto Burton, Samuelson e Pan (2005) mostraram relação inversa entre diversidade de plantas arbóreas e outro índice de urbanização. No entanto, há de se considerar que alguns trabalhos não mostraram padrões definidos entre diversidade de plantas e este gradiente entre área urbana-rural (Porter, Forschner, & Blair, 2001; Dallimer, Rouquette, Skinner, Armsworth, Maltby, Warren, & Gaston, 2012). Esse conjunto de informações sugere que outros fatores além da construção de cidades pode estar relacionado à diversidade biológica.

Dentre tais fatores pode ser que o tamanho da área verde em questão possa favorecer o estabelecimento de algumas espécies, seja pela facilidade de dispersão de sementes ou condições microclimáticas (Bowler, Buyung-Ali, Knight, & Pullin, 2010). Desta forma, nota-se um *gap* desta relação entre tamanho da área *vs.* Diversidade taxonômica em estudos de ecologia urbana, embora em florestas primárias esta relação já seja bem estabelecida (Laurance, Camargo, Luizão, Laurance, Pimm, Williamson, Benítez-Malvidoh, Vasconcelos, Houtand, Zartmank, Boyle, Didham, Andrade & Lovejoy, 2011; Haddad, Brudvig, Clobert, Davies, Gonzalez, Holt, Lovejoy, Sexton, Austin, Collins, Cook, Damschen, Ewers, Foster, Jenkins, King, LauranceLevey, Margules, Melbourne, Nicholls, Orrock, Song & Townshend, 2015).

Dentre os principais fatores ecológicos que podem estar associados à diminuição da diversidade de espécies residentes em áreas urbanizadas destaca-se a redução da amplitude de nicho dos seres vivos. A dominância de poucos grupos taxonômicos e a extinção local de espécies raras pode levar ao desaparecimento de espécies-chave, alterando assim a estrutura da comunidade (Turrini, Sanders, & Knop, 2016; Wu, & Shaner, 2016). Esta dominância favorece grupos polinizadores e dispersores de sementes generalistas e exclui os especialistas, desequilibrando assim os mecanismos de cascata trófica (Baldock, Goddard, Hicks, Kunin, Mitschunas, Osgathorpe, Potts, Robertson, Scott, Stone, Vaughan, Memmott, & Vaughan, 2015).

O principal fator relacionado a esta redução da amplitude de nicho é a introdução de espécies exóticas e invasoras em áreas urbanas. O “apoderamento” do espaço público pelos municípios pode ser uma das causas mais evidentes do grande número de espécies introduzidas

nas cidades. A origem biogeográfica das árvores urbanas está relacionada a uma questão de adaptabilidade e ajuste ecológico, além de ser diretamente responsável pela estruturação da comunidade biológica.

Em cidades brasileiras, aspectos como ornamentação e produção de alimentos tem sido reportada como uma das principais causas de cultivos *indoor* (Botelho, Lamano-Ferreira, & Ferreira, 2014; Queiroz, & Lamano-Ferreira, 2015), fato que pode se reproduzir em as áreas verdes urbanas onde frequentadores entendem o espaço público como uma extensão de suas residências.

Desta forma, as cidades têm protagonizado um cenário de homogeneização biótica (McKinney, & Lockwood, 1999; McKinney, 2006; Solar, Barlow, Ferreira, Berenguer, Lees, Thomson, Louzada, Maués, M., Moura, Oliveira, Chaul, Schoereder, Vieira, Nally, & Gardner, 2015, Lososová, Chytrý, Danihelka, Tichý, & Ricotta, 2016; Rito, Tabarelli, & Leal, 2017) , o que tem levado diversos atores sociais a discutir a pauta em nível local, regional e até mesmo internacional (Ministério do Meio Ambiente [MMA], 2008): Durante a décima Conferência das Partes da Convenção da Diversidade Biológica (COP-10) realizada na província de Aichi, Japão, os líderes de cada nação participante aprovaram o Plano Estratégico de Biodiversidade para ser executado entre os anos de 2010 e 2020. Dentre as vinte metas contidas neste Plano uma delas versava sobre a necessidade de se conhecer e erradicar até 2020 espécies exóticas e invasoras, bem como os seus vetores (MMA, 2008).

A dominância de indivíduos de outras regiões biogeográficas dentro das áreas urbanas reduzem o suprimento de energia necessário para manter as relativas abundâncias dos grupos nativos em níveis tróficos superiores, causando assim desequilíbrios ecológicos que podem ir além da alteração das comunidades biológicas, atingindo até mesmo o nível de paisagem.

Assim, gestores públicos de diversos continentes estão repensando a infraestrutura das cidades e planejando maior quantidade de espaços verdes para abrigar preferencialmente a vegetação nativa. Este é o caso da Comissão Européia que lançou no seu relatório no ano de 2016 “*Supporting the implementantion of Green Infrastructure*” a importância de se conectar áreas verdes além dos limites geopolíticos de cada nação e de integrar esta proposta de ampliação de espaços verdes urbanos com outras políticas locais (European Commission [EC], 2016).



A infraestrutura verde é um instrumento de planejamento urbano que pode ser compreendida como uma rede conectada de elementos naturais capazes de fornecer diversos serviços ecossistêmicos à população humana, além de trazer benefícios ecológicos, econômicos e sociais às cidades (Ely & Pitman 2014; Sanesi, Colangelo, Laforteza & Calvo, 2017). No entanto, esta proposta vai muito além do plantio direto de espécies nativas nos espaços ociosos urbanos, mas necessita de um planejamento estratégico de conectividade entre reservatórios de germoplasma das cidades.

Desta forma, nota-se a necessidade de se interligar, por meio de corredores ecológicos, os fragmentos de áreas verdes, os remanescentes de floresta nativa e os pequenos espaços verdes denominados praças públicas, de modo que a fauna polinizadora e dispersora de sementes possa transitar no meio da matriz cinza das áreas urbanas e terem reservatórios para suas respectivas atividades biológicas (Damschen, Haddad, Orrock, Tewksbury, & Levey, 2006). No entanto, é necessário primeiro conhecer parte dos fragmentos de áreas verdes existentes em praças públicas e parques, para a partir daí propor um planejamento estratégico de conexão e ampliação destes espaços verdes.

Essa proposta de infraestrutura verde apresenta diversos serviços ecossistêmicos associados, dentre os quais se destaca o sequestro e estoque de carbono (Fares, Paoletti, Calfapietra, Mikkelsen, Samson, Le Thiec, 2017). Este tópico é particularmente importante pois trata de um mecanismo de compensação das atividades humanas nas cidades, ou seja, a vegetação urbana absorve o excesso de carbono emitido pela frota veicular e atividades industriais por meio da fotossíntese, metabolizando o elemento e transformando-o em açúcar.

Diversas cidades de países europeus, norte americanos e asiáticos já diagnosticaram os valores de carbono estocados na biomassa aérea de árvores urbanas (Chaparro & Terradas, 2009; Churkina, Brown, & Keoleian, 2010; Zhao, Kong, Escobedo, & Gao, 2010; Hutyra, Yoon, & Alberti, 2011; Kändler, Adler, & Hellbach, 2011; Davies, Edmondson, Heinemeyer, Leake, & Gaston, 2011), no entanto dados desta natureza ainda são incipientes no Brasil, sendo que grande parte dos estudos desta natureza se encontram em florestas primárias (Vieira, de Camargo, Selhorst, Da Silva, Hutyra, Chambers, Brown, Higuchi, Santos, dos, Wofsy, Trumbore & Martinelli 2004; Pyle, Santoni, Nascimento, Hutyra, Vieira, Curran, Haren, Saleska, Chow, Carmago, Laurance & Wofsy, 2008; Alves, Vieira, Scaranello, Camargo, Santos, Joly & Martinelli, 2010; Vieira, Alves, Aidar, Araújo, Baker, Batista, Campos, Camargo, Chave, Delitti,

Higuchi, Honorio, Joly, Keller, Martinelli, Mattos, de, Metzker, Phillips, Santos, dos, Shimabukuro, Silveira, & Trumbore 2008).

Nowak, Greenfield, Hoehn, & Lapoint (2013) estimaram que as florestas urbanas do EUA guardavam no carbono estocado US\$50,5 bilhões com contribuição em sequestro anual estimado em US\$ 2 bilhões. No Brasil, Mendes et al., (2016) valoraram uma comunidade arbórea (n=300) na cidade de Piracicaba, SP e estimaram um valor de R\$ 1.910.488,03 para toda a floresta urbana, sendo que cada árvore recebeu um valor médio de R\$ 6.368,29. Silva, & Tosetti (2010). fizeram um censo arbóreo no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, e encontraram 51 famílias botânicas, 336 espécies e um total de 15.066 indivíduos lenhosos, com um valor total de R\$ 310 milhões.

Assim, presumi-se a importância de se conhecer não somente a diversidade taxonômica arbórea contida na infraestrutura verde da cidade, mas também os seus estoques de carbono para que políticas públicas possam ser direcionadas para o manejo e ampliação das áreas verdes urbanas. Baseado nisso, levantou-se as seguintes perguntas neste trabalho: i) Qual é a diversidade taxonômica existentes em áreas verdes urbanas da cidades de São Paulo? ii) Esta diversidade é predominada por indivíduos nativos ou exóticos? iii) Qual é a contribuição destas comunidades arbóreas para o estoque de carbono? e iv) Existe alguma relação entre o tamanho da área verde e padrões de diversidade ou estoque de carbono?

A cidade de São Paulo ainda é particularmente carente de estudos que façam esta integração de informações que podem ser utilizadas em políticas públicas locais, além de também contribuir para a elaboração de indicadores de sustentabilidade (Veiga, 2010) para a gestão urbana da cidade de São Paulo.

## 1.1 OBJETIVO

### 1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo desta pesquisa foi realizar um levantamento da biodiversidade e estoque de carbono arbórea de áreas verdes urbanas da cidade de São Paulo (praças), contribuindo assim para o conhecimento da infraestrutura verde do município.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Compreender e comparar as relações de diversidade, dominância e riqueza de espécies em diferentes áreas verdes urbanas, bem como a contribuição de espécies exóticas para a composição florísticas das áreas estudadas;
- Avaliar a contribuição dos grupos taxonômicos para o estoque de carbono;
- Discutir o papel destas áreas no planejamento da infraestrutura verde do município de São Paulo.

## 1.2 JUSTIFICATIVA PARA ESTUDO DO TEMA

O monitoramento da vegetação, assim como a periódica avaliação da dinâmica florestal fornecem bases importantes para o manejo e conservação da biodiversidade (Tabarelli & Mantovani 1999; Lasky, Uriarte, Boukili, Erickson, John Kress, & Chazdon, 2014), ainda mais em áreas urbanas, onde a população local interage com o espaço verde e se apodera de plantios de espécies para fins ornamentais e alimentícios, independente da origem biogeográfica dos indivíduos (Botelho, Lamano-Ferreira & Ferreira, 2014).

Há na literatura trabalhos que descreveram a composição florística e a estrutura de florestas urbanas na cidade de São Paulo, porém, em sua grande maioria se restringiram a unidades de conservação (Farah, Rodrigues, Santos, Tamashiro, Shepherd, Siqueira, Batista & Manly, 2014), negligenciando assim outras áreas verdes responsáveis pela manutenção da fauna urbana, como praças e parques públicos, que de acordo com dados da prefeitura da cidade de São Paulo, o município conta com aproximadamente 140.293.213,89 m<sup>2</sup> de áreas verdes (parque, praças e áreas ajardinadas).

Muitos estudos reportam o papel das espécies vegetais invasoras em áreas urbanas de todo o planeta (Pysek, 1998; Shapiro, 2002; Zisenis, 2015; Basnou, Iguzquiza, & Pino, 2015, Dolan, Stephens, & Moore, 2015), sendo que no Brasil estes esforços ainda são limitados a alguns centros urbanos (Pivello, Shida, & Meirelles, 1999; Moro e Westerkamp, 2011). Este assunto biogeográfico tem recebido cada vez mais atenção no âmbito das políticas públicas nacionais e internacionais (CBD, 2010).

No âmbito das políticas públicas, a cidade de São Paulo criou a Lei n. 14.186 (2006) institui o programa municipal de arborização urbana na cidade de São Paulo destinado a desenvolver ações para a implantação, gestão e conservação de áreas verdes urbanas, visando à

ampliação da cobertura vegetal. Além disso, a Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, por meio do ex-secretário Eduardo Jorge, lançou a Portaria n. 154 (2009), a qual visou a erradicação e controle de espécies vegetais exóticas e invasoras que se enquadravam no inciso VII do artigo 11 da Lei n. 10.365 (1987).

Desta forma, estudar padrões e processos que envolvam a biodiversidade na área urbana contemplam ações de interesse científico e do poder público. Além disto, estudar os espaços verdes urbanos e o seu potencial para conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos se enquadra no escopo do Plano Municipal da Mata Atlântica, previsto no âmbito da Lei n. 11.428 (2006). Já em relação à mudança climática o Município de São Paulo instituiu a Política de Mudança do Clima, Lei n. 14.933 (2009), que apresenta metas de redução de emissões e disposições específicas para o uso do solo. Neste sentido, verificar o estoque de carbono nas áreas verdes podem auxiliar no alcance da meta pública municipal e no estabelecimento de ações com maior propriedade sobre o uso do solo município.

Com isso, levantou-se três hipóteses neste trabalho: i) as praças escolhidas neste trabalho apresentarão um grande número de espécies exóticas com predomínio de poucos grupos taxonômicos e ausência de espécies raras típicas do bioma Mata Atlântica, sendo que espécies exóticas e até mesmo invasoras apresentarão alta importância assim como espécies nativas, destacando um cenário de baixa riqueza e diversidade biológica; ii) os indivíduos arbóreos apresentarão relevância na capacidade de estoque de carbono independente da origem biogeográfica da espécie, contribuindo assim para serviços ecossistêmicos urbanos e iii) o tamanho da área verde pode influenciar a composição florística e atributos ecológicos, tais como abundância relativa, índices de diversidade e dominância e estoque de carbono. A partir destes possíveis resultados, espera-se contribuir para propostas e planos de manejo da arborização urbana da cidade de São Paulo, principalmente no que tange a criação de corredores ecológicos para o trânsito da fauna urbana, dado que esta gestão é responsabilidade de Prefeituras Regionais (Benchimol & Lamano-Ferreira, 2015).

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Recentemente, a Organização das Nações Unidas mostrou que a maior parte da população mundial passou a habitar centros urbanos (54%), destacando um progressivo aumento nesta tendência para o ano de 2050 (66%) (United Nations [NU] (2005). Este mesmo cenário demográfico tem sido mostrado no Brasil. O último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística reportou que em meados da década de 60 a população urbana no país era de aproximadamente 40 milhões de pessoas, ao passo que no ano de 2010 este valor ultrapassou os 160 milhões de habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE] (2015).

A cidade de São Paulo é o quarto maior centro urbano do planeta e junto a outras cidades conurbadas forma a região metropolitana de São Paulo, que atualmente é habitada por 21 milhões de pessoas (United Nations [NU] (2014).

### 2.1 A INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NOS ECOSISTEMAS URBANOS

Historicamente a relação entre o homem e a natureza é relatada em diversos episódios, como por exemplo, no século XVII em Pernambuco, quando o Príncipe Maurício de Nassau sugeriu que árvores fossem plantadas nos trajetos das campanhas de invasão (Loboda, & De Angelis, 2005). Assim, o convívio do homem em sociedade tem propiciado diversos entendimentos a respeito da vegetação, desde sua fundamental importância para sobreviver até a relevância do seu caráter estético (Bonametti, 2003).

No entanto, tal relação ficou marginalizada com o desenvolvimento econômico brasileiro que começou a ganhar força no início do século passado, quando a República começou a almejar metas capitalistas. Desde então, o crescimento das médias e grandes cidades brasileiras e os diversos avanços tecnológicos tem atraído cada vez mais habitantes para os centros urbanos e gerado uma série de complicações sociais, econômicas e ambientais. Dentre as principais desordens pode-se destacar a mudança no uso do solo para fins de agricultura e urbanização e consequentemente a alteração de processos ecossistêmicos (Lambin e Maifroidt, 2011; Pataki, Carreiro, Cherrier, Grulke, Jennings, Pincetl, Pouyat, Whitlow & Zipperer, 2011).

Problemas como estes têm causado sérias alterações na composição florística e no funcionamento dos ecossistemas urbanos (Lôbo, Leão, Melo, Santos, & Tabarelli, 2011) destacaram que o resultado desta crise ambiental tende a homogeneização biótica, com

predomínio de espécies oportunistas e generalistas em remanescentes ainda existentes, fato que ameaça a estabilidade ecológica das comunidades biológicas e consequentemente diversos processos ecossistêmicos dependente desta biota.

A intervenção humana no meio ambiente proporciona condições físicas para que uma espécie não nativa se desenvolva em locais onde não sobreviveria por si só, podendo também tornar o ambiente impraticável para espécies nativas. As mudanças físicas do habitat criam condições para a geração do efeito de ilha de calor urbano e adaptações na química do solo (McKinney, 2006).

De acordo com Camargo (2016) o fenômeno climático chamado ilha de calor, ocorre principalmente em locais com alta taxa de urbanização gerando instabilidade climática. A cobertura vegetal urbana têm papel importante na redução dos efeitos deste fenômeno, quando possui um volume significativo em relação ao tamanho da cidade em questão, contribuindo com o microclima.

Cincotta, Wisniewski, & Engelman (2000) chamaram a atenção para o número de pessoas que vivem nas áreas denominadas *hot spot* de biodiversidade. Os autores mencionaram que dos 25 *hot spots* no mundo 16 apresentavam no início deste milênio, densidades populacionais acima da média mundial.

Cidades são habitats humanos e seus ecossistemas são muito semelhantes em todo o mundo. O crescimento urbano muda as paisagens e os padrões da biodiversidade. Os principais impactos da urbanização na biodiversidade das cidades são: fragmentação e desarranjo do habitat nativo; alterações climáticas, da qualidade do solo, água e ar (Kühn & Klotz, 2006).

Estudos de Kowarik (2011) estabelecem que o crescimento da população urbana, de forma surpreendente, é considerado uma ameaça, determinando grandes desafios aos objetivos da conservação da biodiversidade. O termo Conservação da Biodiversidade surgiu, internacionalmente, na segunda metade do século XX gerando a chamada Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD), assinada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada na cidade do Rio de Janeiro em 1992 (Ministério do Meio Ambiente [MMA], 1994).

Com toda esta dimensão, o componente biótico protagoniza importantes processos naturais que envolve a dinâmica da cidade de São Paulo. A diversidade biológica, assim como as áreas naturais são responsáveis por uma série de serviços ecossistêmicos que permeiam a vida

dos seres humanos que habitam os centros urbanos (Groot, Wilson, & Boumans, 2002), o que reforça ainda mais a necessidade de criar e aplicar políticas públicas voltadas para a sua conservação.

## 2.2 RELAÇÃO ENTRE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E ARBORIZAÇÃO URBANA

As cidades podem ser consideradas ecossistemas homeostáticos, devido a capacidade de se modificarem para produzir um ambiente físico que atenda suas necessidades de maneira satisfatória. Os recursos naturais criam condições homeostáticas para que o habitat urbano atenda às necessidades humanas (McKinney, 2006).

Os ecossistemas são sistemas ecológicos, em que o homem faz parte, compostos pelos seres vivos e não vivos como pedras, minerais, luz solar, clima em seus ambientes físicos e biológicos. Estes seres interagem e se relacionam de maneira complexa e dinâmica, entre si e com o meio onde estão inseridos (Andrade & Romeiro, 2009).

A Câmara Federal está discutindo uma lei proposta pelo Ministério do Meio Ambiente que traz as seguintes definições dos serviços ambientais (MMA, 2008):

*“I - serviços ambientais: serviços desempenhados pelo meio ambiente que resultam em condições adequadas à sadia qualidade de vida, constituindo as seguintes modalidades:*  
*a) serviços de provisão: serviços que resultam em bens ou produtos ambientais com valor econômico, obtidos diretamente pelo uso e manejo sustentável dos ecossistemas;*  
*b) serviços de suporte e regulação: serviços que mantêm os processos ecossistêmicos e as condições dos recursos ambientais naturais, de modo a garantir a integridade dos seus atributos para as presentes e futuras gerações; “*

A Lei n. 13.798 (2009) decretou uma lei que traz a seguinte definição dos serviços ambientais:

*“I - Serviços ambientais: iniciativas que favorecem a conservação, manutenção, ampliação ou a recuperação de serviços ecossistêmicos, tais como preservação, proteção e recuperação de florestas nativas, adoção de práticas de conservação do solo e da água e de técnicas de manejo agroecológico e ações para a proteção e manejo de fauna silvestre;”.*

O Millennium Ecosystem Assessment (2005) como citado em Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada [IPEA] (2010), traz a seguinte definição visando o pagamento por serviços ambientais:

- “• serviços de suporte: ciclagem de nutrientes, formação do solo, produção primária etc.;
- serviços de provisão: alimentos, água doce, combustível, madeira e fibra etc.;
- serviços de regulação: clima, fluxo hídrico, doenças etc.;

No contexto urbano a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2005, p. 2) como citado em Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada [IPEA] (2010), traz a seguinte definição sobre serviços ambientais:

- “1. Gestão da poluição: bens ou serviços que contribuem para o controle da poluição do ar; gestão de efluentes e resíduos sólidos; diminuição da contaminação de solo, águas superficiais e águas subterrâneas; redução de ruídos e vibração; monitoramento, análise e avaliação ambiental.
2. Tecnologias e produtos mais limpos: bens ou serviços que são intrinsecamente mais limpos ou mais eficientes, como unidades de energia fotovoltaica.
3. Bens de gestão de recursos naturais: bens ou serviços que contribuem para o fornecimento de água; gestão sustentável de florestas, fazendas ou zonas de pesca; conservação de energia e redução dos impactos dos desastres naturais. “

Para Andrade & Romeiro (2009) as funções ecossistêmicas geram os serviços ecossistêmicos, termo utilizado pela primeira vez no final da década de 1960, que proporcionam benefícios diretos e indiretos adquiridos pelo homem a partir dos ecossistemas. A vida no planeta está diretamente ligada a contínua capacidade de suprimento dos serviços ecossistêmicos.

Bianco (2015) entende como arborização urbana o conjunto de elementos vegetais de porte arbóreo que se encontram dentro da cidades, podendo ser árvores plantadas em calçadas, mas nas praças, jardins públicos e florestas urbanas é onde predomina a cobertura vegetal arbórea.

Arruda (2017) em sua dissertação traz que o termo serviço ambiental urbano surge num contexto de conflito ambiental urbano, tais como: poluição das águas, poluição do solo, poluição do ar, etc.



A Secretaria do Verde e do Meio Ambiente [SVMA] (2015) traz os serviços ecossistêmicos que a arborização urbana proporciona, embora os cite como “importantes funções desempenhadas para o ser humano e para a meio ambiente”:

- “• Elevar a permeabilidade do solo e controlar a temperatura e a umidade do ar, reduzindo assim as ilhas de calor.
- Interceptar a água da chuva, pois ao entrar em contato com as folhas das árvores a água das chuvas chega ao chão com menor velocidade.
- Proporcionar sombra, reduzindo o uso de ar condicionado mesmo em dias quentes.
- Funcionar como corredor ecológico, propiciando que a fauna possa se deslocar pela cidade.
- Agir como barreira contra ventos.
- Diminuir a poluição do ar, retendo em suas folhas uma parte do material particulado presente no ar.
- Sequestra e armazena carbono, neutralizando uma parte dos poluentes gerados por veículo automotores e fábricas.
- Bem estar psicológico, através da quebra da monotonia arquitetônica de forma e de cores. “

A cobertura vegetal urbana proporciona benefícios aos diversos serviços ambientais ou ecossistêmicos: manutenção do solo; drenagem das águas pluviais para lençóis freáticos; sequestro de carbono e purificação do ar. Os efeitos antropogênicos atingem a dinâmica dos sistemas ambientais e a promoção do equilíbrio ecossistêmico é indispensável para regulação das funções necessárias à manutenção da vida no planeta (Camargo, 2016).

Ao comparar as diversas definições de serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos fica a noção que se trata da mesma questão o que muda é o nome utilizado e ainda que quando este serviço é visto do foco urbano a principal diferença é que com as peculiaridades das cidades por exemplo as ilhas de calor, surgem novas percepções de serviços prestados pela natureza através das diversas espécies de árvores plantadas e dos seus outros elementos naturais.

A análise das variações na estrutura e dinâmica arbórea dos fragmentos viabilizam a compreensão de como as florestas urbanas estocam carbono e sobre o funcionamento dos seus ecossistemas, as praças, parques e florestas urbanas são capazes de manter a biodiversidade (Brito, Ferreira, Francos, & Ferreira (2016).

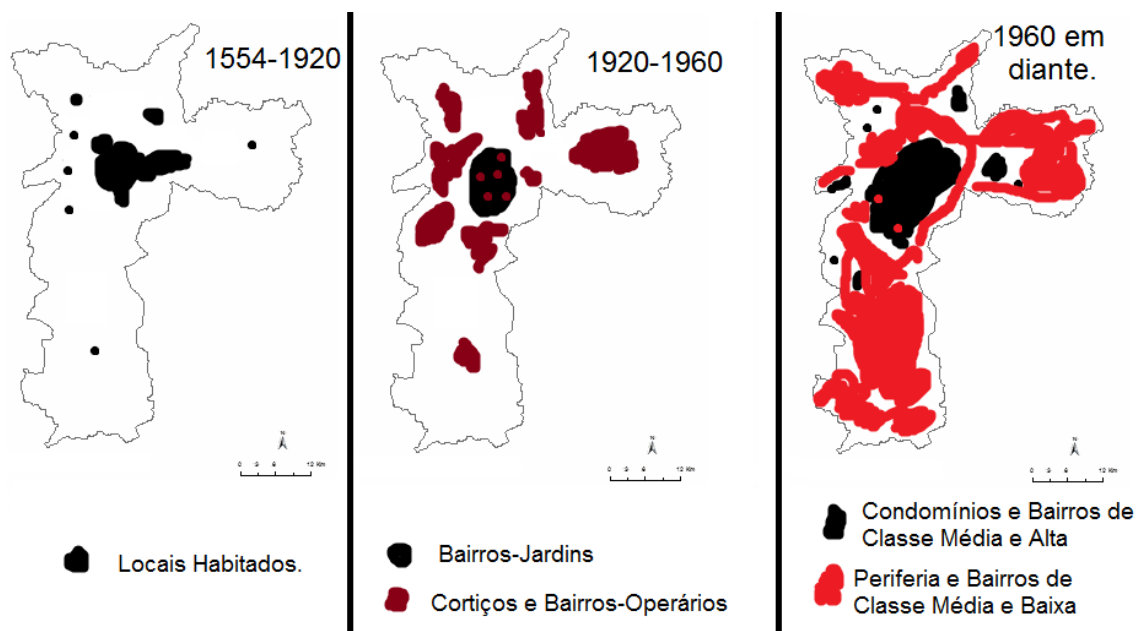
### 2.3 BIODIVERSIDADE ARBÓREA NAS CIDADES PARA SEQUESTRO E ESTOQUE DE CARBONO

O manejo de espécies vegetais em áreas verdes urbanas da cidade de São Paulo depende de vários fatores, como a finalidade do espaço (recreativo, esportivo, paisagístico ou religioso), a forma como as pessoas interagem com a comunidade de plantas (semeando ou cortando árvores) e por fim a política que a Prefeitura Regional adota para este assunto, uma vez que a gestão de áreas verdes na cidade é feita de forma descentralizada (Benchimol & Lamano-Ferreira, 2015). Este fator é especialmente importante ao se considerar que diversos países europeus já têm projetos de substituir a infraestrutura cinza pela verde e azul, uma vez que esta metodologia considera a arborização urbana não só pelo seu valor estético, mas pelos ganhos em qualidade do ar, atenuação sonora, estoque de carbono, manutenção da biodiversidade urbana e melhores condições de permeabilidade hídrica (Green, Kronenberg, Andersson, Elmqvist & Gómez-Baggethun, 2016; Sanesi, Colangelo, Laforteza & Calvo, 2017).

A prefeitura de São Paulo, através da Portaria n. 154 (2009), lançou uma portaria classificando alguns exemplares da flora existente no município como exótica e nativas, classificando também algumas espécies como exótica e invasoras de acordo com seu potencial de propagação, esta portaria também orienta que o manejo destas espécies seja feito a ponto de as erradicar do município de São Paulo. E também consultando (Lorenzi, 1992).

Estudos mostram que a invasão urbana trouxe mudanças profundas no grupo de espécies urbanas, mediadas por humanos em ambientes naturais, as quais podem ocasionar desvios duradouros na dinâmica do ecossistema e seus tipos. As cidades se tornaram *hot spots* de espécies vegetais exóticas (Kowarik, 2011).

Pode-se prever que a estrutura do componente arbóreo, e conseqüentemente o estoque de carbono em praças públicas da cidade de São Paulo não segue um padrão único, sendo este fator dependente do tempo de existência destes espaços verdes, da população humana que habita o entorno destes espaços e da manutenção por parte de gestores municipais. Estudos que envolvam carbono (C) têm recebido cada vez mais atenção em sistemas florestais urbano, uma vez que troncos de árvores possuem grande capacidade de armazenar o elemento em moléculas estruturais como a lignina (Martin & Thomas, 2011). A cidade de São Paulo sofreu um intenso processo de urbanização durante o século XX, o qual não foi socialmente igual.



**Figura 1.** Uso do solo na cidade de São Paulo

**Fonte:** Ferreira (2014)

Na Figura 1, podemos acompanhar como se deu o processo de urbanização da cidade de São Paulo ao longo dos anos e perceber que o processo de urbanização foi muito desigual e que as áreas periféricas são muito recentes quando comparadas com as demais áreas urbanas da cidade.

O conjunto de vegetação arbórea presente nas cidades, mesmo que fragmentada, representa o que se chama de Floresta Urbana., ela consiste na totalidade de árvores que se encontram em praças, parques, calçadas ou frações de mata nativa. A infraestrutura verde tende a preservar ou reconstituir os processos naturais e culturais que asseguram a qualidade de vida urbana. A partir do século XIX, os parques urbanos surgem no mundo como espaços de sustentabilidade e para promoção da saúde humana dentro das cidades (Camargo, 2016; Herzog & Rosa, 2010).

Um dos principais representantes destas áreas verdes urbanas são as praças públicas, as quais passaram por diversas funções ao longo do tempo e já tiveram por exemplo funções mística, religiosa e social (Loboda, & De Angelis, 2005). chegando a representar o ponto inicial

de várias cidades no Brasil. Na atualidade, as praças têm não apenas caráter estético, mais também função ligada a sobrevivência humana (Bonametti, 2003).

O decreto de Lei n. 49.346 (2008), regulamentada pela Lei n. 14.454 (2007), define as áreas verdes da cidade de São Paulo como sendo:

*“IX – praça é o logradouro delimitado por vias de circulação e/ou pelo alinhamento de imóveis, criado com o intuito de propiciar, em região urbana, espaços abertos e destinados ao lazer e à recreação comunitária”*

Existem algumas definições sobre arborização urbana, dentre as quais se destacam a de (Bonametti, 2003), que a definiu como um resultado temporal da ação humana, interagindo com o natural e o construído. O autor ressaltou também a possibilidade de criação de corredores ecológicos a partir da ligação dos núcleos vegetados, no entanto, segundo Miller (1997), como citado em Magalhães (2006) entendeu-se este atributo da paisagem como sendo o conjunto de vegetação arbórea e seus suas interações não importando o tamanho da cidade.

McKinney (2006) destaca que a urbanização é a maior causa de perda da biodiversidade em escala global. Em seu estudo, o autor realizou uma comparação da biodiversidade entre algumas cidades e notou que quanto mais afastada a área está do centro da cidade, maior a biodiversidade encontrada, destacando assim o papel da urbanização na biota local. Em outro estudo Schwartz, Thorne, & Viers (2006) apontaram para homogeneização da flora causada também pela urbanização. Kühn (2006) comparou a flora urbana e rural na Alemanha e também apontou para homogeneização biótica, destacando o papel de algumas espécies pioneiras.

A urbanização é uma grande tendência global e produz alguns mecanismos que afetam os padrões de biodiversidade e a riqueza de espécies: alterações físicas e atividades socioeconômicas. A alterações físicas são a perda do habitat nativo, a fragmentação do ecossistema, introdução de novas espécies, alterações no clima, nos solos, na hidrologia e nos ciclos biogeoquímicos (Kowarik, 2011).

Nowak Nowak, Greenfield, Hoehn, & Lapoint (2013), apontam para a importância das árvores urbanas no sequestro e armazenamento de carbono, salientando que em áreas permeáveis este potencial pode ser ainda melhor utilizado, porém o estabelecimento de áreas urbanas é um fator de conflito. Grapow, Pysek, Jarosík e Blasi (2006), também encontraram resultado semelhante, comparando áreas urbanas quanto mais próximo das áreas residências o estudo

chegava, menor o número de espécies arbóreas. Schwartz, Thorne e Viers, (2006), ao relacionarem crescimento populacional com a homogeneização da flora da Califórnia, encontraram uma relação diretamente proporcional entre os dois aspectos.

Sequestro de carbono pode ser definido como a forma de retirar CO<sub>2</sub> naturalmente, por elementos vegetais. As árvores são potenciais redutores de carbono atmosférico, capazes de armazenar grandes quantidades tanto na vegetação como no solo, pois o sequestram via fotossíntese e o armazenam durante o processo de crescimento e desenvolvimento, além de reter o CO<sub>2</sub> em sua biomassa (Bianco, 2015).

### 3 MÉTODO E TÉCNICAS DE PESQUISA

#### 3.1 DELINEAMENTO DA PESQUISA

O trabalho foi desenvolvido em áreas verdes da Cidade de São Paulo, especificamente em praças públicas na zona Leste (Prefeitura Regional de São Mateus) e zona Oeste (Prefeitura Regional de Butantã e Prefeitura Regional da Lapa) da cidade, sendo escolhidas sete praças da Prefeitura Regional de São Mateus, cinco praças da Prefeitura Regional do Butantã e uma praça na Prefeitura Regional da Lapa, formando assim um total de treze praças. A permissão para coletar amostras dos exemplares arbóreos foi cedida pelas respectivas Prefeituras Regionais, as quais têm a gestão das áreas verdes descentralizadas (APÊNDICE A).

#### 3.2 ÁREAS DE ESTUDO

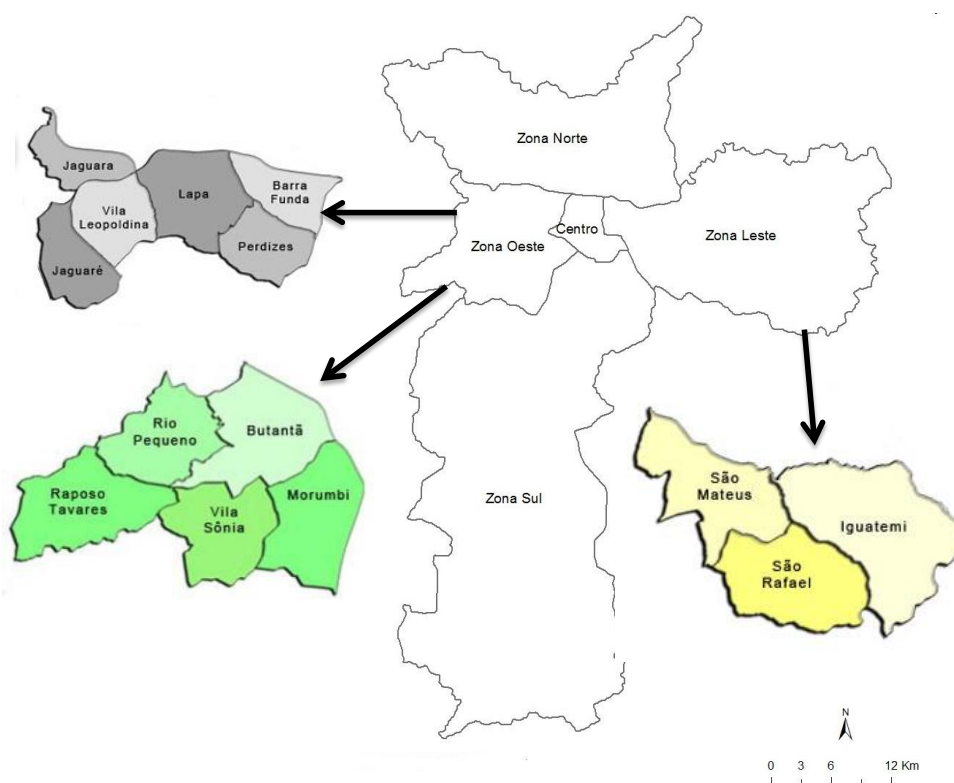
A Prefeitura Regional de São Mateus é dividida em três distritos, sendo eles Iguatemi, São Mateus e São Rafael e apresenta população estimada de 500 mil pessoas. A região está numa área de 45,80 km<sup>2</sup> e possui 129 áreas verdes catalogadas pela prefeitura do município, sendo que essas áreas medem de 50 m<sup>2</sup> a 60.000 m<sup>2</sup> (PMSP, 2016).

A Prefeitura Regional do Butantã é dividida em cinco distritos, sendo eles Butantã, Morumbi, Raposo Tavares, Rio Pequeno e Vila Sônia e apresenta população de 428.217 habitantes, tendo 56,10 km<sup>2</sup> de extensão e possui 243 áreas verdes urbanas, as quais medem de 10 m<sup>2</sup> a 60.000 m<sup>2</sup> (PMSP, 2016).

A Prefeitura Regional da Lapa é dividida em seis distritos, dentre os quais se encontram o da Barra Funda, do Jaguará, do Jaguaré, da Lapa, de Perdizes e o da Vila Leopoldina. Nesta região encontra-se uma população de 295.434 habitantes, tendo 40,10 km<sup>2</sup> de extensão e possui 283 áreas verdes indo de 15 m<sup>2</sup> a 39.000 m<sup>2</sup> (PMSP, 2016).

A seleção das praças escolhidas neste estudo seguiu um propósito de obter unidades amostrais com diferentes tamanhos, logo, optou-se em selecionar praças com pelo menos 0,05 ha, praças com tamanho entre 0,05 e 0,1 ha, praças com tamanho entre 0,1 e 1 ha e por fim, praças com dimensões acima de 1 ha. A partir deste critério tornou-se possível correlacionar o tamanho da área com prováveis padrões de biodiversidade (índices ecológicos) e estoque de C, como apresentado na Tabela 1.

**Figura 2.** Esquema da cidade de São Paulo, em destaque as Prefeituras Regionais que foram analisadas.



**Fonte:** Adaptado de PMSP (2016a); PMSP (2016b)

A amostragem das praças foi do tipo aleatória estratificada, na qual primeiramente se separou as áreas verdes em três grupos, sendo elas “praças pequenas”, ou seja, com até 0,2 ha; “praças médias”, medindo entre 0,21 e 0,7 ha; e finalmente “praças grandes”, com tamanho total variando entre 0,71 e 1,2 ha (Tabela 2).

Dentre as áreas verdes urbanas consideradas pequenas encontram-se as praças Débora de Souza Alexandre (DE), Aloísio de Almeida (AL), Piques (PI) e Carlos Januário (CR). As praças médias são Cidade de Coimbra (CO), Frei Tito (FR), Antonio Salviano Soares (AT), Nildo

Gregório da Silva (NI) e Dr. Luiz Trevisani (LU). As praças grandes do presente estudo são Deputado Afrânio de Oliveira (AF), Felisberto Fernandes da Silva (Largo São Mateus) (LG), Cardeal Cerejeira (CA) e José Ória (JO).

**Tabela 1**

Praças escolhidas com sua respectiva Zona, Prefeitura Regional, Nome, Sigla e Metragem

ZONA	PREF. REG	PRAÇA	SIGLA	ÁREA (há)
<b>Leste</b>	São Mateus	Antonio Salviano Soares	AT	0,54
	São Mateus	Cardeal Cerejeira	CR	1,17
	São Mateus	Carlos Januário	CA	0,17
	São Mateus	Felisberto Fernandes da Silva (Largo São Mateus)	LG	1,07
	São Mateus	Frei Tito	FR	0,35
	São Mateus	Nildo Gregório da Silva	NI	0,59
	São Mateus	Piques	PI	0,15
<b>Oeste</b>	Butantã	Aloísio de Almeida	AL	0,09
	Butantã	Cidade de Coimbra	CO	0,35
	Butantã	Débora de Souza Alexandre	DE	0,07
	Lapa	Dr. Luiz Trevisani	LU	0,65
	Butantã	José Ória	JO	1,20
	Butantã	Deputado Afrânio de Oliveira	AF	0,73

**Fonte:** Elaborada pelo autor

### 3.3 RELAÇÕES FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS NAS ÁREAS VERDES URBANAS

Apesar do vasto número de trabalhos florísticos no Estado de São Paulo ainda não foram reportados artigos que mencionassem o estado da arte em praças públicas de grandes cidades brasileiras. Portanto, neste estudo, todas as árvores e palmeiras com diâmetro a altura do peito (DAP) acima de 5 cm foram estudadas. Cada árvore teve o seu perímetro a altura do peito (PAP) medido a 1,30 metros com o auxílio de uma fita métrica graduada com precisão de 1 mm. Quando o indivíduo apresentou raízes aéreas ou irregularidade no fuste neste ponto de mensuração a medição ocorreu 0,5 metro acima do fim da raiz ou 10 cm acima da irregularidade (Clark, Brown, Kicklighter, Chambers, Thomlinson, & Ni (2001). Com auxílio de clinômetro



(Marca: DERUITE e Modelo: CGQ-1) ou Estação Total (Marca: RUIDE e Modelo: RTS825R<sup>3</sup>) foi medida a altura dos espécimes arbóreos. Cada medida de perímetro foi dividida por  $\pi$  a fim de se obter os valores em diâmetro (DAP).

Para a identificação dos indivíduos em nível taxonômico de espécie foram coletados e herborizados preferencialmente ramos floridos. Após isso foram realizadas identificações botânicas com o auxílio da literatura pertinente (Bremer, Bremer, Chase, Reveal, Soltis, Soltis & Stevens (2009) e também do Prof. Dr. Eduardo Luis Martins Catharino, Orquidário do Instituto de Botânica do estado de São Paulo e do Prof. Dr Ricardo Pedro Guazzelli Rosário, professor do curso de Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Presbiteriana Mackenzie.

As espécies foram classificadas em exóticas ou nativas por meio da literatura existente (Lorenzi, 1992; Lorenzi, 1998). E também seguindo a Portaria n. 154 (2009).

### 3.4 ANÁLISE DOS DADOS

A diversidade florística foi calculada por meio de uma medida de heterogeneidade, utilizando-se o índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), com o logaritmo na base natural (Micheletti, 2007), pois as premissas para o teste foram alcançadas uma vez que toda a comunidade foi inventariada (Magurran, 2011). Cada praça teve uma medida de  $H'$  e este valor foi utilizado para relacionar a diversidade e o tamanho das áreas verdes no presente estudo. Outros índices de diversidade foram utilizados, como por exemplo, o índice de dominância de Berger-Parker, o índice de riqueza de Margalef e o índice de equitatividade de Pielou (Magurran, 2011). Os índices foram calculados a partir do pacote estatístico PAST (Hammer, Harper, & Ryan, 2001). Após analisar a diversidade biológica nas áreas de estudo foram levantados os parâmetros fitossociológicos para as espécies amostradas, cujos principais atributos foram densidade absoluta ( $D_A=ni/\text{área}$ ), densidade relativa ( $D_R=(ni/N)*100$ ), frequência absoluta ( $F_A=(Pi/P)*100$ ), frequência relativa ( $F_R=(F_{Ai}/\Sigma F_A)$ ), área basal ( $ABi=\pi*(DAP^2)/4$ ), dominância absoluta ( $Do_A=ABi/10000$ ), dominância relativa ( $Do_R=(ABi/\Sigma AB)*100$ ), valor de importância das espécies ( $VIEi=D_R+F_R+Do_R$ ) (Prata, Assis & Joly, 2011; Joly, Assis, Bernacci, Tamashiro, Campos, Gomes, Lacerda, Santos, Pedroni, Pereira, Padgurschi, Prata, Eliana Ramos, Torres, Rochelle, Martins, Alves, Martinelli, Kändler, Adler, & Hellbach, 2012), onde: IVI é expresso pelo número de espécies para a família F sobre o total de espécies da amostra; DA = densidade

absoluta;  $n_i$  = número de indivíduos;  $N$  = número total de indivíduos;  $P_i$  = número de parcelas em que ocorre a espécie  $i$ ;  $P$  = número total de parcelas. Todos os cálculos foram realizados com o auxílio do programa Excel para Windows 2010.

A fim de explicar se o aumento da área verde se relacionava com os atributos ecológicos, curvas de regressão foram estabelecidas neste estudo, nas quais a variável independente (variável explicativa) sempre foi o tamanho da área verde urbana e as variáveis dependentes (variável resposta) foram os índices ecológicos calculados e o estoque de C.

Com a intenção de identificar agrupamentos homogêneos, a distribuição das abundâncias das diversas espécies estudadas foi avaliada por meio de análise multivariada de ordenação NMDS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*), considerando-se *stress* satisfatório abaixo de 0,15. a partir do pacote estatístico PAST (Hammer, Harper, & Ryan, 2001). Para o teste foi escolhido o índice de dissimilaridade de Bray Curtis. Após a ordenação, os agrupamentos visualmente identificados foram testados por Análise de Similaridade (Anosim, Clarke e Warwick, 1994). As análises foram implementadas no software PAST versão 3.10 com 9999 permutações para o ANOSIM (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 BIODIVERSIDADE

Os nomes científicos das espécies inventariadas e suas respectivas famílias foram revisados a partir do site Taxonomic Name Resolution Service [TNRS] (2017).

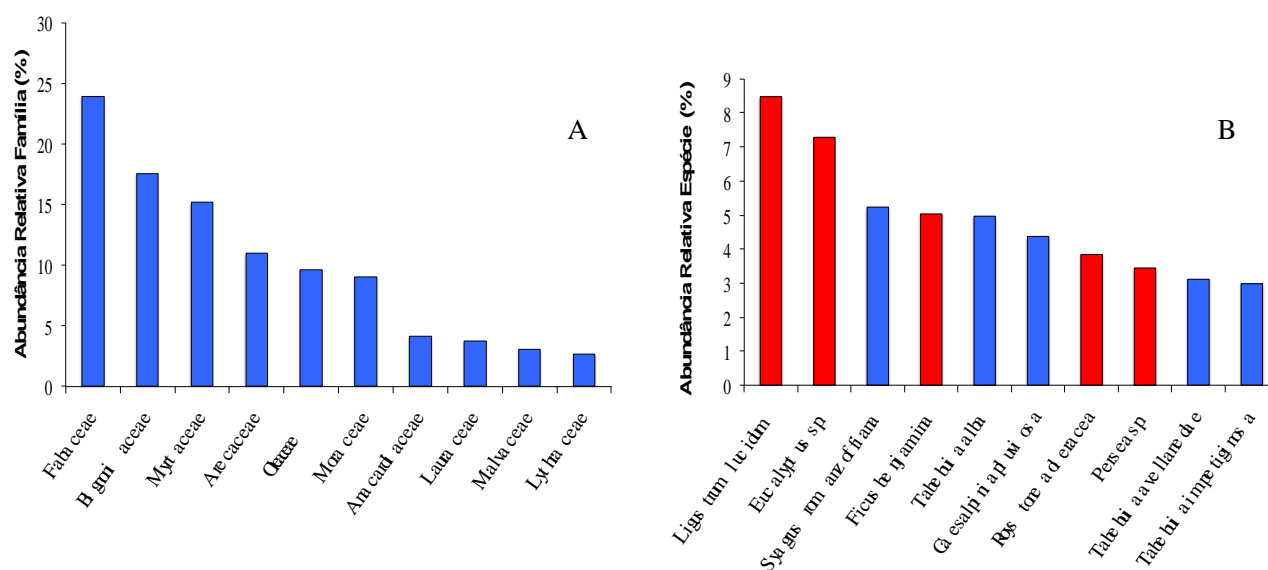
Neste estudo foram inventariados 7,13 ha de áreas verdes urbanas na cidade de São Paulo, dos quais se totalizou 1.510 indivíduos arbóreos amostrados, divididos em 29 famílias botânicas e 91 espécies (Tabela 2). A abundância absoluta de cada espécie, bem como os diversos parâmetros fitossociológicos variaram bastante ao longo das áreas verdes e em diversos locais de amostragem encontrou-se apenas poucos grupos taxonômicos neste nível (Tabela 2).

As espécies com maior frequência foram *Syagrus romanzoffiana*, *Ficus benjamina* e *Tabebuia alba*, todas ocorrendo em 84,6% das áreas selecionadas no presente estudo. *Ligustrum lucidum* foi a espécie que apresentou a maior área basal, seguida por *Holocalyx balansae* e *Eucalyptus* sp.. Em relação ao Índice de Valor de Importância (IVI) *Ligustrum lucidum*, uma espécie exótica, foi a espécie com maior valor (0,969), seguida por *Syagrus romanzoffiana*, uma espécie nativa da Mata Atlântica (0,928) e *Tabebuia alba*, outra espécie nativa (0,908). As espécies que apresentaram os menor valores de IVI foram *Bixa orellana*, *Ficus elástica* e *Clitoria fairchildiana*, todas com valor de IVI=0,078, sendo duas delas exóticas e uma nativa, como apresentado na Tabela 2.

Das 29 famílias botânicas encontradas, as dez mais abundantes foram Fabaceae, Bignonaceae, Myrtaceae, Arecaceae, Oleraceae, Moraceae, Anarcadiaceae, Lauraceae, Malvaceae, Lytraceae e juntas representam 88,7% do total de indivíduos amostrados. Deve-se considerar que Oleraceae foi a família que teve duas espécies amostradas bastante representativas em termos de abundância absoluta, sendo elas *Fraxinus americana* (Fraxinus) e *Ligustrum lucidum* (Alfeneiro), a qual cabe destacar que o Alfeneiro é uma espécie exótica de alto potencial invasor. As espécies com as letras: E/I na origem biogeográfica, são exótica e invasoras, segundo a Figura 3A da Portaria n. 154 (2009).

Ao analisar o conjunto total de espécies amostradas neste estudo, notou-se que as dez mais abundantes foram *Ligustrum lucidum* (Alfeneiro), *Eucalyptus* sp. (Eucalipto), *Syagrus*

*romanzoffiana* (Jerivá), *Ficus benjamina* (Ficus), *Tabebuia alba* (Ipê amarelo), *Caesalpinia pluviosa* (Sibipiruna), *Roystonea oleracea* (Palmeira imperial), *Persea americana* (Abacateiro), *Tabebuia avellaneda* (Ipê rosa) e *Tabebuia impetiginosa* (Ipê roxo) (Figura 3B). Estas espécies representam 74% do total de indivíduos observados no estudo, ou seja, este resultado destaca a grande dominância de poucos grupos taxonômicos nas áreas amostradas. Deste total de espécies se destaca que o Alfeneiro, o Eucalipto e a Ficus se encontram na lista da portaria da prefeitura da cidade de São Paulo (Portaria n. 154, 2009), como espécie exótica e invasora com proibição do plantio e ordem de manejo visando a erradicação das mesmas na cidade São Paulo.

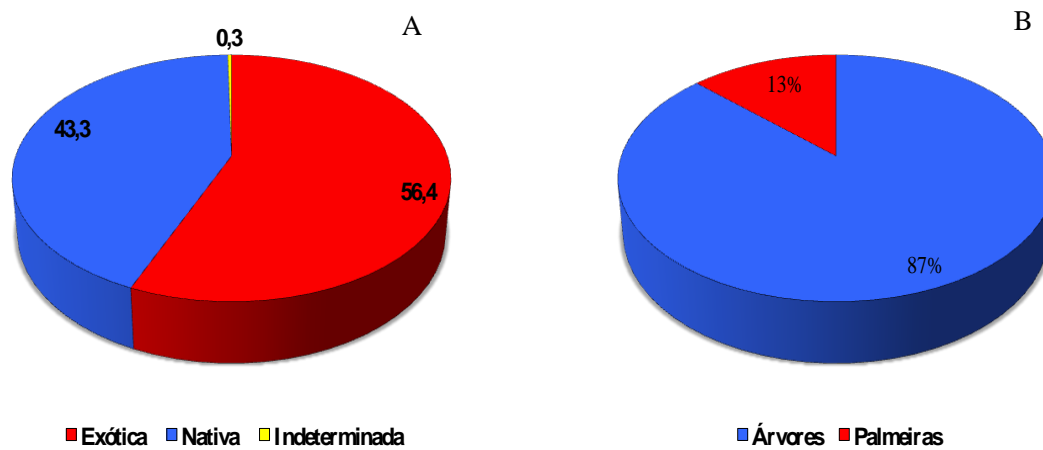


**Figura 3.** Abundância relativa (%) das famílias e espécies botânicas mais representativas do estudo. Em “A” as dez famílias botânicas com maior abundância. Em “B” as dez espécies mais abundantes. Barras vermelhas representam espécies exóticas

**Fonte:** Autor.

Ao analisar a origem biogeográfica dos indivíduos amostrados, observou-se que 56,4% do total pertenciam às espécies exóticas, 0,3% foram indeterminadas devido a não identificação das espécies e 45,3% das árvores e palmeiras eram de origem nativa (Figura 4A).

Em relação aos diferentes grupos funcionais foi encontrado que 87% das espécies amostradas são árvores e 13% são palmeiras (Figura 4B).



**Figura 4.** Gráficos de Origem biogeográfica A e Grupos funcionais B

Fonte: Elaborada pelo autor

**Tabela 2**

Árvores encontradas na amostra, divididas por famílias, nome científico, nome popular, origem biogeográfica (Or) “Nativa N, Exótica E e Indeterminada I”, densidade (D), densidade relativa (D%), frequência (F), frequência relativa (F%), Área basal (AB), área basal relativa (AB%) e Índice do Valor de Importância (IVI).

<b>Família</b>	<b>N. científico</b>	<b>N. popular</b>	<b>Or.</b>	<b>D</b>	<b>D%</b>	<b>F</b>	<b>F%</b>	<b>AB</b>	<b>AB%</b>	<b>IVI</b>
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Gravitá	N	1	0,0007	1	0,08	97,5	0,0001	0,08
	<i>Mangifera</i> sp	Mangueira	E	29	0,0192	6	0,46	9987,8	0,0084	0,49
	<i>Schinus molle</i> L.	Aroeira salsa	N	9	0,006	4	0,31	3336,7	0,0028	0,32
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenta	N	17	0,0113	8	0,62	6807,5	0,0057	0,63
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum cagão	N	2	0,0013	2	0,15	729,2	0,0006	0,16
Arecaceae	<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.	Areca bambú	E	3	0,002	1	0,08	240,1	0,0002	0,08
	<i>Indeterminada</i>	Palmeira	I	5	0,0033	4	0,31	1697,8	0,0014	0,31
	<i>Licuala grandis</i> H.Wendl.	Palmeira leque	E	1	0,0007	1	0,08	566,9	0,0005	0,08
	<i>Phoenix</i> sp.	Palmeira fênix	E	1	0,0007	1	0,08	199,7	0,0002	0,08
	<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira imperial	E	58	0,0384	2	0,15	50566,1	0,0423	0,24
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	N	79	0,0523	11	0,85	34809	0,0291	0,93
Bignoniaceae	<i>Jacaranda brasiliiana</i> (Lam.) Pers	Caroba	N	2	0,0013	2	0,15	550,8	0,0005	0,16
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don	Jacarandá mimoso	E	31	0,0205	9	0,69	20872,9	0,0175	0,73

	<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.	Espatódea	E	21	0,0139	7	0,54	28231,3	0,0236	0,58
	<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith	Ipê amarelo	N	75	0,0497	11	0,85	14481,9	0,0121	0,91
	<i>Tabebuia avellaneda</i> Lorentz ex Griseb.	Ipê rosa	N	47	0,0311	8	0,62	20774,8	0,0174	0,66
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê roxo	N	45	0,0298	6	0,46	54916,4	0,0459	0,54
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê de brejo	E	14	0,0093	6	0,46	3735,9	0,0031	0,47
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	N	1	0,0007	1	0,08	35,1	0,0015	0,08
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav) Cham.	Louro amarelo	N	10	0,0066	1	0,08	2421,2	0,002	0,09
	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Guajuvira	N	1	0,0007	1	0,08	658	0,0006	0,08
Caricaceae	<i>Carica sp.</i>	Mamoeiro	E	4	0,0026	3	0,23	1109	0,0009	0,23
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch.	Oitizeiro	N	2	0,0013	2	0,15	331,2	0,0003	0,16
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	Chapéu de sol	E	2	0,0013	1	0,08	1087,7	0,0009	0,08
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.	Flor de abril	E	2	0,0013	2	0,15	1127,4	0,0009	0,16
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	Tapiá	N	1	0,0007	1	0,08	412,5	0,0003	0,08
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	N	10	0,0066	1	0,08	4145	0,0035	0,09
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Leiteiro	N	8	0,0053	1	0,08	7948,4	0,0066	0,09
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico	N	3	0,002	2	0,15	419	0,0004	0,16

(Vell.)Brenan

<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim doce	N	6	0,004	2	0,15	8261,8	0,0069	0,17
<i>Bauhinia sp.</i>	Pata de vaca	N	21	0,0139	7	0,54	8171,6	0,0068	0,56
<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.)Ducke	Pau ferro	N	12	0,0079	5	0,39	16848,2	0,0141	0,41
<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	Sibipiruna	N	66	0,0437	10	0,77	66390,3	0,0555	0,87
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	N	1	0,0007	1	0,08	24,4	0,0007	0,08
<i>Delonix regia</i> (Hook.)Raf.	Flamboyant	E	10	0,0066	5	0,39	7589,5	0,0063	0,4
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Eritrina	N	35	0,0232	6	0,46	14933,6	0,0125	0,5
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim de campinas	N	25	0,0166	1	0,08	131227	0,1098	0,2
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobazeiro	N	25	0,0166	4	0,31	27148,6	0,0227	0,35
<i>Inga sp.</i>	Ingá	N	6	0,004	2	0,15	5971,2	0,005	0,16
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.)de Wit	Leocena	E	37	0,0245	5	0,39	17606,8	0,0147	0,42
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico de pato	N	3	0,002	1	0,08	906,8	0,0008	0,08
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.)Vogel	Sapuvinha	N	3	0,002	1	0,08	1450,3	0,0012	0,08
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá paulista	N	1	0,0007	1	0,08	447,6	0,0004	0,08



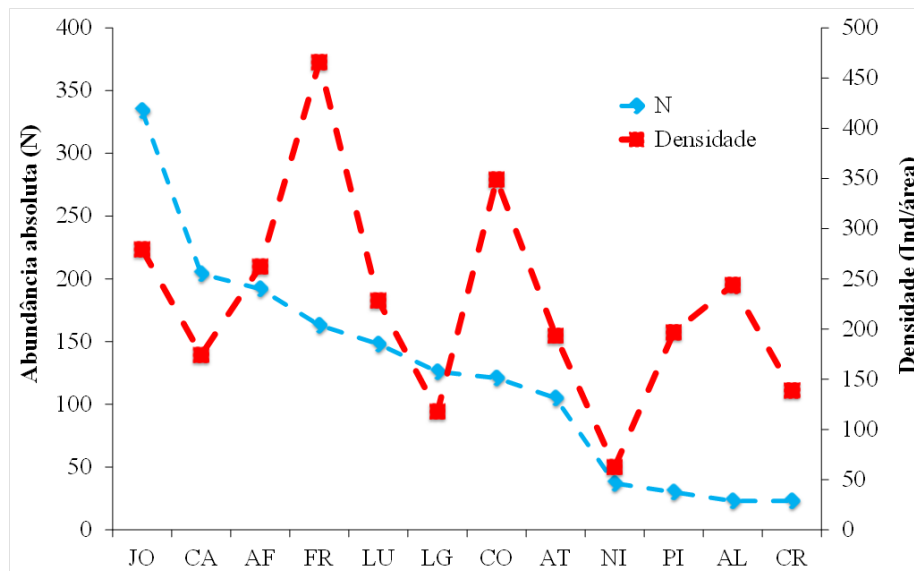
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela imbuia	N	4	0,0026	3	0,23	3300,9	0,0028	0,24
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	N	12	0,0079	4	0,31	14354,4	0,012	0,33
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau jacaré	N	3	0,002	1	0,08	1673	0,0014	0,08
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	Aldrago	N	9	0,006	3	0,23	1793,5	0,0015	0,24
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Guapuruvú	N	2	0,0013	1	0,08	2092,2	0,0017	0,08
	<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pau fava	N	3	0,002	2	0,15	961,4	0,0008	0,16
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Pau cigarra	N	9	0,006	2	0,15	8255,5	0,0069	0,17
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	E	24	0,0159	9	0,69	56361,4	0,0471	0,76
Lauraceae	<i>Persea sp.</i>	Abacateiro	E	52	0,0344	9	0,69	26951,1	0,0225	0,75
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Mirindiba	N	9	0,006	4	0,31	10164,8	0,0085	0,32
	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	N	1	0,0007	1	0,08	596,8	0,0005	0,08
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Resedá	E	20	0,0132	5	0,39	5978,5	0,005	0,4
	<i>Punica granatum</i> L.	Romanzeira	E	5	0,0033	2	0,15	337,4	0,0003	0,16
Magnoliaceae	<i>Michelia champaca</i> L.	Magnólia	E	4	0,0026	2	0,15	1293,1	0,0011	0,16

Malvaceae	<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) Robyns	Castanha do Maranhão	N	9	0,006	3	0,23	1968,3	0,0016	0,24
	<i>Ceiba sp.</i>	Paineira	N	31	0,0205	8	0,62	43637,9	0,0365	0,67
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita cavalo	N	5	0,0033	2	0,15	1169,5	0,001	0,16
Melastomataceae	<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.	Manacá da serra	N	3	0,002	3	0,23	2312,2	0,0019	0,24
	<i>Tibouchina pulchra</i> (Cham.) Cogn.	Quaresmeira	N	9	0,006	3	0,23	7685,5	0,0064	0,24
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell	Cedro	N	3	0,002	3	0,23	1593,1	0,0013	0,23
	<i>Melia azedarach</i> L.	Sinamomo	E	15	0,0099	3	0,23	10168,8	0,0085	0,25
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira	E	15	0,0099	5	0,39	9248,4	0,0077	0,4
	<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus	E	76	0,0503	11	0,85	13437,7	0,0112	0,91
	<i>Ficus elastica</i> Roxb. ex Hornem.	Ficus insipida	E	3	0,002	2	0,15	36184,1	0,0303	0,19
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	Ficus variegata	E	1	0,0007	1	0,08	28,7	0,0005	0,08
	<i>Ficus variegata</i> Blume	Falsa seringueira	E	5	0,0033	3	0,23	443,4	0,0004	0,23
	<i>Morus nigra</i> L.	Amoreira	E	21	0,0139	5	0,39	2848,1	0,0024	0,4
Myrtaceae	<i>Eucalyptus sp.</i>	Eucalípto	E	110	0,0728	7	0,54	102572	0,0858	0,7
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cereja do Rio Grande	N	2	0,0013	1	0,08	405,4	0,0003	0,08
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	N	33	0,0219	6	0,46	5377,3	0,0045	0,49
	<i>Plinia sp.</i>	Jabuticabeira	N	1	0,0007	1	0,08	665,3	0,0006	0,08
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	N	33	0,0219	9	0,69	9412,8	0,0079	0,72
	<i>Syzygium jambolanum</i> (Lam.) DC.	Jambolão	E	19	0,0126	5	0,39	13023,1	0,0109	0,41

	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo do sudeste	E	5	0,0033	3	0,23	1594,7	0,0013	0,24
Oleaceae	<i>Fraxinus americana</i> L.	Fraxinus	E	1	0,0007	1	0,08	3970,9	0,0033	0,08
	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfeneiro	E	128	0,0848	10	0,77	137970	0,1154	0,97
Oxalidaceae	<i>Averrhoa carambola</i> L.	Caramboleira	E	1	0,0007	1	0,08	61,5	0,0001	0,08
Pinaceae	<i>Pinus sp</i>	Pinheiro	E	26	0,0172	7	0,54	25101,2	0,021	0,58
Platanaceae	<i>Platanus acerifolia</i> (Aiton) Willd.	Plátano	E	4	0,0026	2	0,15	1909,8	0,0016	0,16
Polygonaceae	<i>Coccoloba sp.</i>	Coccoloba	N	1	0,0007	1	0,08	151	0,0001	0,08
	<i>Triplaris americana</i> L.	Pau formiga	N	9	0,006	3	0,23	6394,8	0,0053	0,24
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva japonesa	E	16	0,0106	4	0,31	38981,9	0,0326	0,35
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nespereira	E	14	0,0093	6	0,46	2067,5	0,0017	0,47
	<i>Prunus serrulata</i> Lind.	Pronus	E	2	0,0013	1	0,08	359,2	0,0003	0,08
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limoeiro	E	4	0,0026	2	0,15	410,8	0,0003	0,16
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Laranjeira	E	10	0,0066	5	0,39	695,2	0,0006	0,39
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Falsa murta	E	1	0,0007	1	0,08	147,1	0,0001	0,08
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> <i>myrianthum</i> Cham.	Pau viola	N	2	0,0013	1	0,08	267,9	0,0002	0,08

Fonte: Elaborada pelo autor.

A espécie mais abundante dentro de uma área verde amostrada foi *Eucalyptus* sp. (n=96) na AF, seguida por *Caesalpinia pluviosa* (n=49) na FR e *Ligustrum lucidum* com 33 indivíduos na praça JO e 27 indivíduos desta mesma espécie na praça FR. Cabe destacar que destas espécies apenas *C. pluviosa* é uma espécie nativa. Uma área verde atípica deste estudo foi a praça DE, a qual apresentou apenas quatro indivíduos, a saber: *Ficus benjamina*, *Tipuana tipu*, uma palmeira com classificação indeterminada (Família Arecaceae) e *Licuala grandis*. Embora a abundância seja um atributo ecológico muito importante, a densidade de árvores pode refletir melhor o povoamento de indivíduos arbóreos deste estudo em áreas verdes urbanas. Nota-se na Figura 5 que a abundância da praça não segue a mesma tendência da densidade, mostrando que a arborização urbana pode apresentar potenciais distintos conforme a finalidade do espaço público.



**Figura 5.** Representação da abundância e densidade das espécies ao longo das praças amostradas: AT Antonio, CR Cardeal, CA Carlos, LG Largo, FR Frei, NI Nildo, PI Piques, AL Aloízio, CO Coimbra, DE Débora, LU Luiz, JO José, AF Afrânio.

**Fonte:** Elaborada pelo autor.

A Tabela 3 mostra a abundância de cada espécie encontrada por unidade de área verde. As praças com maior abundância foram JO (n=334), seguida de CA (n=204) e AF (n=192). As praças menos abundante foram DE (n=4), AL (n=23) e CR (n=23). A abundância dentro da praça variou conforme a sua localidade, sendo que se observou que algumas espécies ocorreram em apenas uma área verde urbana, como é o caso da palmeira exótica *Dypsis lutescens*, das árvores

*Cordia americana* e *Machaerium stipitatum*, dentre muitas outras.

**Tabela 3**

Tabela completa das espécies, nas praças e suas ocorrências. OR: origem biogeográfica da espécie; DE Débora, AL Aluízio, PI Piques, CR Cardeal, CO Coimbra, FR Frei, AT Antônio, NI Nildo, LU Luiz, AF Afrânio, LG Largo, CA Carlos, JO José

<b>Família</b>	<b>N. científico</b>	<b>N. popular</b>	<b>Ori.</b>	<b>DE</b>	<b>AL</b>	<b>PI</b>	<b>CR</b>	<b>CO</b>	<b>FR</b>	<b>AT</b>	<b>NI</b>	<b>LU</b>	<b>AF</b>	<b>LG</b>	<b>CA</b>	<b>JO</b>
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Gravitá	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Mangifera</i> sp	Mangueira	E	0	0	0	6	1	2	9	0	3	0	0	0	8
	<i>Schinus molle</i> L.	Aroeira salsa	N	0	1	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	4
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenta	N	0	1	0	4	1	1	2	0	1	1	0	0	6
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum cagão	N	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Arecaceae	<i>Dyopsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.	Areca bambú	E	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Indeterminada</i>	Palmeira	I	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	<i>Licuala grandis</i> H.Wendl.	Palmeira leque	E	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Phoenix</i> sp.	Palmeira fênix	E	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira imperial	E	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	57	0	0
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	N	0	0	1	2	3	2	6	4	2	4	25	1	29
Bignoniaceae	<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers	Caroba	N	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don	Jacarandá mimoso	E	0	1	1	2	1	3	0	0	8	11	0	2	2



Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.)Brenan	Angico	N	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim doce	N	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	0
	<i>Bauhinia sp.</i>	Pata de vaca	N	0	1	3	0	0	0	2	0	5	1	0	1	8
	<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.)Ducke	Pau ferro	N	0	0	0	0	1	0	0	1	8	1	0	0	1
	<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.	Sibipiruna	N	0	3	2	1	2	49	2	0	1	2	2	2	0
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Delonix regia</i> (Hook.)Raf.	Flamboyant	E	0	2	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	3
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Eritrina	N	0	0	0	2	5	1	1	0	4	0	0	0	22
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim de campinas	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobazeiro	N	0	0	0	1	1	22	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Inga sp.</i>	Ingá	N	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.)de Wit	Leocena	E	0	0	0	3	22	0	5	0	5	0	0	2	0
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico de pato	N	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.)Vogel	Sapuvinha	N	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá paulista	N	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) imbuia	Canela imbuia	N	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0



Mez

	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	N	0	0	0	7	1	0	3	0	0	0	1	0	0
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau jacaré	N	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	Aldrago	N	0	0	0	6	0	0	0	2	0	1	0	0	0
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Guapuruvú	N	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pau fava	N	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Pau cigarra	N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	0	0
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	E	1	1	0	1	1	0	0	7	2	2	8	0	1
Lauraceae	<i>Persea sp.</i>	Abacateiro	E	0	0	0	12	0	7	10	1	6	1	1	2	12
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Mirindiba	N	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	5	1
	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	N	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Resedá	E	0	0	1	0	0	0	1	2	9	0	0	0	7
	<i>Punica granatum</i> L.	Romanzeira	E	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0
Magnoliaceae	<i>Michelia champaca</i> L.	Magnólia	E	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Malvaceae	<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) Robyns	Castanha do Maranhão	N	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	5
	<i>Ceiba sp.</i>	Paineira	N	0	2	1	2	0	1	3	0	0	17	1	0	4

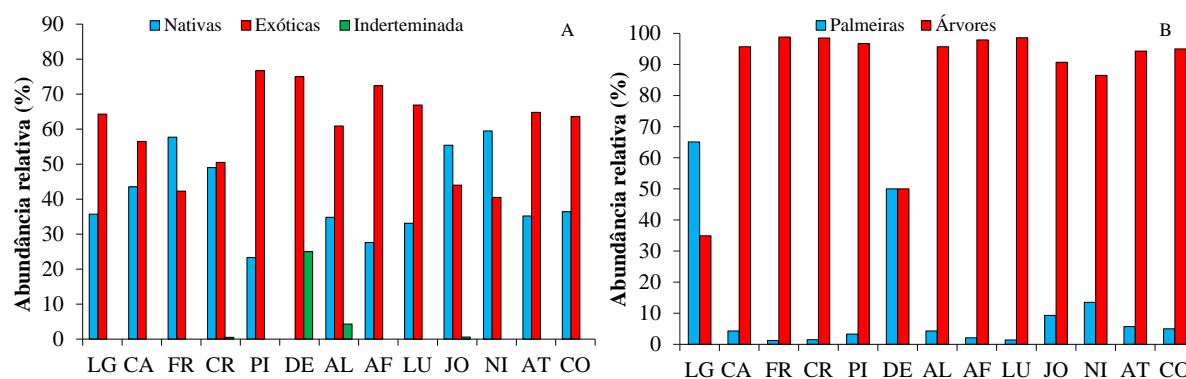


	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfeneiro	E	0	4	12	13	1	27	8	0	16	0	10	4	33
Oxalidaceae	<i>Averrhoa carambola</i> L.	Caramboleira	E	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pinaceae	<i>Pinus sp</i>	Pinheiro	E	0	0	1	2	9	2	0	0	6	0	0	1	5
Platanaceae	<i>Platanus acerifolia</i> (Aiton) Willd.	Plátano	E	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba sp.</i>	Cocoloba	N	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Triplaris americana</i> L.	Pau formiga	N	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	7
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva japonesa	E	0	0	0	3	0	0	6	0	0	3	0	0	4
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nespereira	E	0	2	0	2	0	4	2	0	2	0	0	0	2
	<i>Prunus serrulata</i> Lind.	Pronus	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limoeiro	E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Laranjeira	E	0	0	0	2	1	1	3	0	3	0	0	0	0
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Falsa murta	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> <i>myrianthum</i> Cham.	Pau viola	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Tabela 3 também mostrou as origens biogeográficas das espécies por unidade de área verde e curiosamente notou-se que em três praças amostradas (FR, JO e NI) o percentual das espécies nativas superou o percentual das espécies exóticas, ao passo que nas outras dez praças o percentual das espécies exóticas superou o percentual das nativas (Figura 6).

Ao analisar os grupos funcionais dos indivíduos amostrados por praça observou-se que árvores foram mais abundantes do que palmeiras, com exceção das praças LG e DE. A praça FR foi a que apresentou a maior ocorrência de árvores, com um total de 98,8% dos indivíduos amostrados e apenas 1,2% de palmeiras. A praça LU obteve resultados muito próximos, com aproximadamente 98,6% de indivíduos arbóreos e apenas 1,4% do outro grupo funcional.



**Figura 6.** Origem biogeográfica por praça 6A, Grupo funcional por praça 6B. As siglas abaixo nos gráficos são abreviações dos nomes das praças: LG Largo, CA Carlos, FR Frei, CR Cardeal, PI Piques, DE Débora, AL Aluizio, AF Afrânio, LU Luiz, JO José, NI Nildo, AT Antônio CO Coimbra

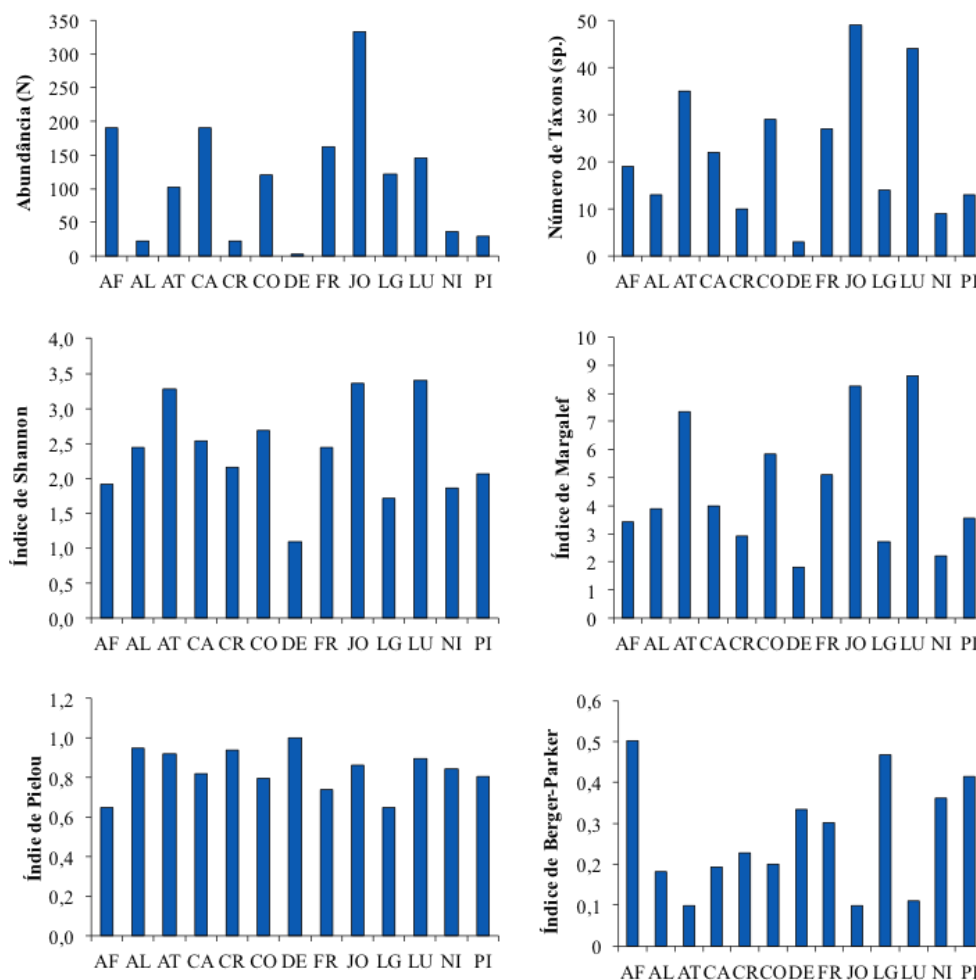
**Fonte:** Elaborada pelo autor

Ao avaliar os índices de diversidade biológica e os atributos ecológicos em cada praça se observou que a praça JO foi a mais abundante do estudo, seguida de CA e AF. A menor abundância foi na praça DE. No entanto, em relação ao número de diferentes táxons as praças que mais se destacaram foram JO, LU e AT, ao passo que as que apresentaram as menores quantidades de táxons foram DE, NI e CR.

A diversidade de Shannon ( $H'$ ), que considera tanto o número de táxons quanto a abundância dentro do grupo taxonômico foi maior LU, JO e AT, sendo que DE, LG e NI, foram as que tiveram os menores valores de  $H'$ . O índice de riqueza de Margalef mostrou a mesma tendência do índice de Shannon, embora o modelo matemático não considere a proporção das abundâncias dentro dos grupos taxonômicos em questão.

Como as praças apresentaram diferentes  $H'$  tornou-se necessário calcular o índice de equitatividade ( $J$ ), o qual mostrou que a praça DE ( $J=50\%$ ) foi a que obteve a maior igualdade de abundância dentro dos táxons analisados, seguido das praças AL ( $J=$ ) e CR ( $J=$ ). Os menores valores da equitatividade de Pielou foram encontrados nas praças LG ( $J=$ ), AF ( $J=$ ) e FR ( $J=$ ).

Partindo do pressuposto que áreas urbanas apresentam alta dominância de poucos grupos e quase ausência de espécies raras se calculou o índice de dominância de Berger-Parker, o qual mostrou que as praças AF ( $d= 0,50$ ), LG ( $d=0,46$ ) e PI ( $d=0,41$ ) foram as que mais se destacaram, se opondo as praças JO ( $d=0,09$ ), AT ( $d=0,09$ ) e LU ( $d=0,10$ ), as quais mostram baixa dominância, como ilustrado na Figura 7.

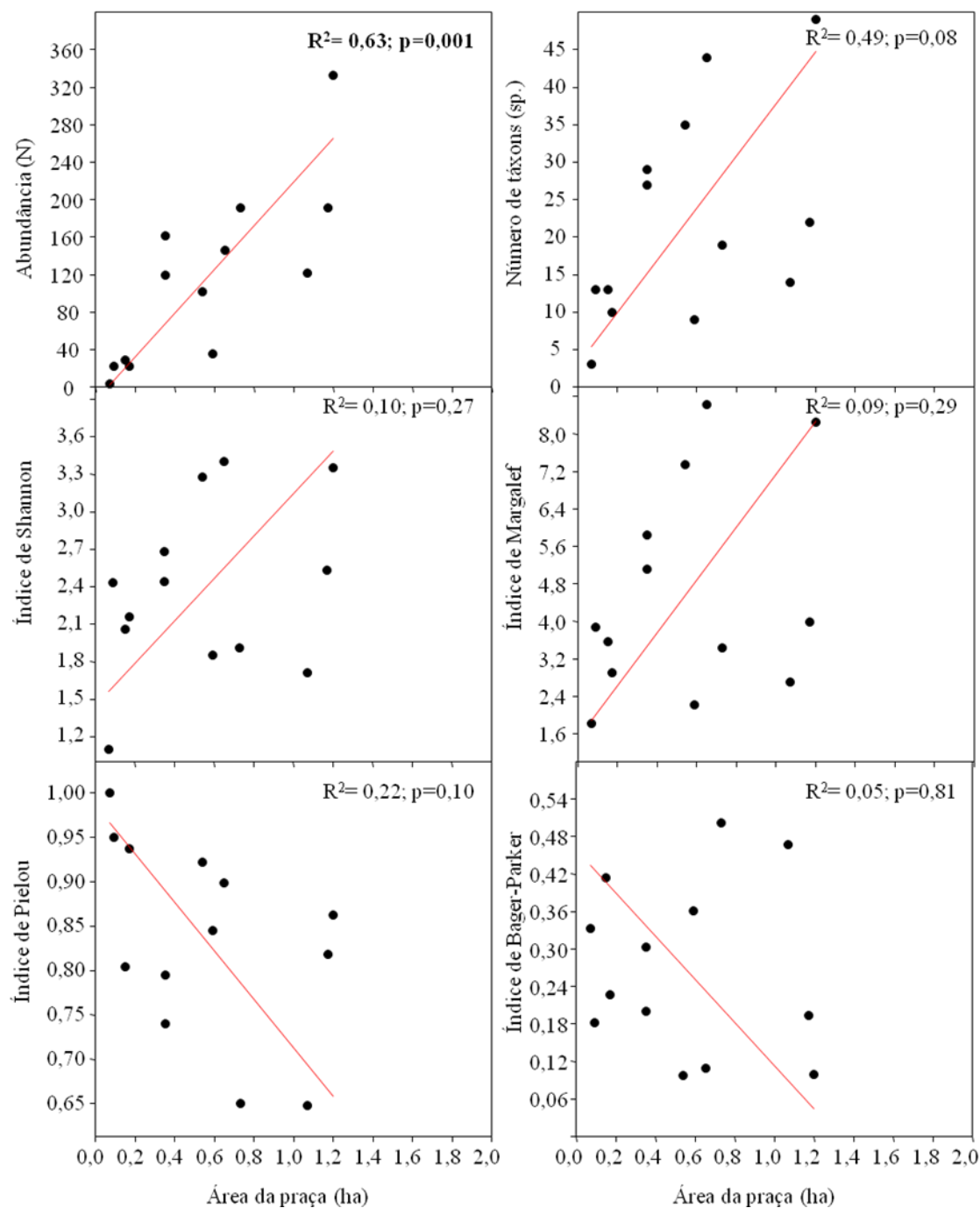


**Figura 7:** Representação dos índices ecológicos avaliados a partir da distribuição de abundância das espécies analisadas. As siglas abaixo nos gráficos são abreviações dos nomes das praças, assim: AF: Afrânio, AL: Aluízio, AT: Antônio, CA: Carlos, CR: Cardeal, CO: Coimbra, DE: Débora, FR: Frei, JO: José, LG: Largo, LU: Luiz, NI: Nildo e PI: Piques

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Ao tentar explicar se o tamanho da área verde pode influenciar algum atributo ecológico de diversidade biológica elaborou-se neste estudo curvas de regressão entre o tamanho da praça e os atributos e índices ecológicos selecionados.

Considerando alfa de 95%, a Figura 8 mostrou que a abundância de espécies foi significativamente explicada pelo tamanho da área verde urbana, com  $R^2=0,63$ . Porém, considerando-se um valor de probabilidade associada marginal (alfa=90%) notou-se que tanto o número de táxons quanto a equitatividade de Pielou também foram relacionados à área total da praça. Os índices de Shannon, Margalef e Berger-Parker não mostraram relações significativas neste estudo, apresentados na Figura 7.

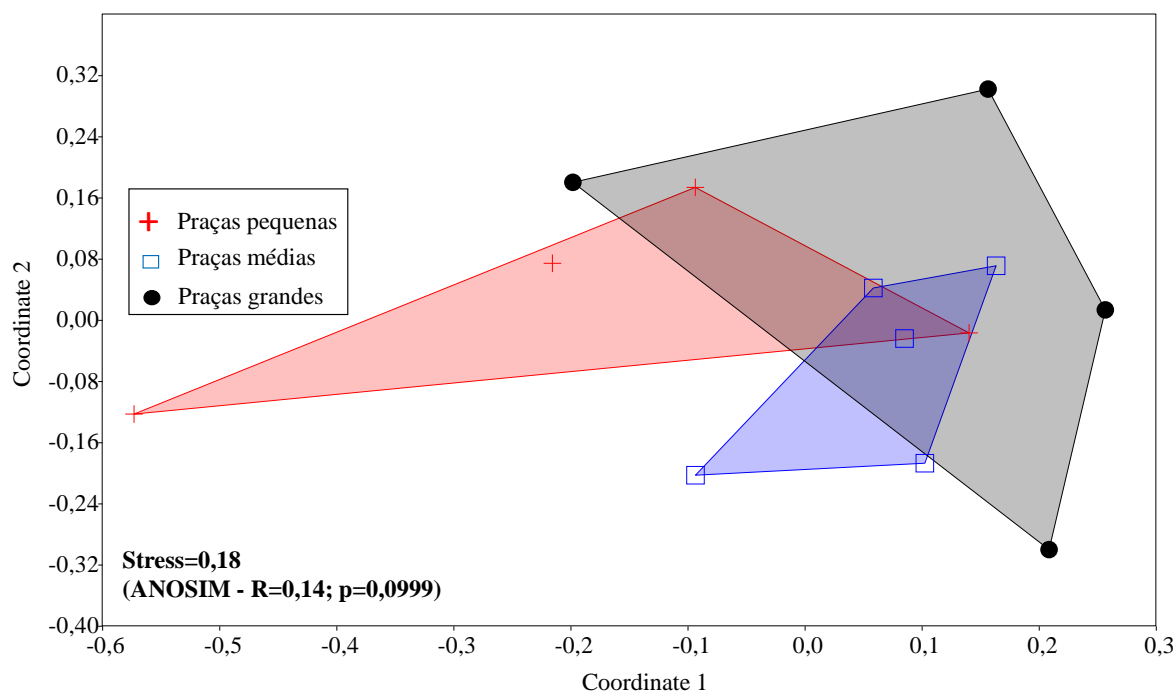


**Figura 8.** Regressão entre atributos e índices ecológicos e o tamanho das praças estudadas

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Partindo do princípio que na amostragem foram selecionadas quatro praças pequenas, cinco praças de tamanho médio e quatro praças grandes, avaliou-se neste estudo a similaridade

na composição de espécies entre as áreas verdes de diferentes tamanhos utilizando a ordenação de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS). A Figura 9 mostrou que praças pequenas, médias e grandes não foram similares na composição de espécies, de forma que a ordenação não mostrou nenhum agrupamento homogêneo ( $stress=0,18$ ;  $R=0,14$  e  $p=0,0999$ ).

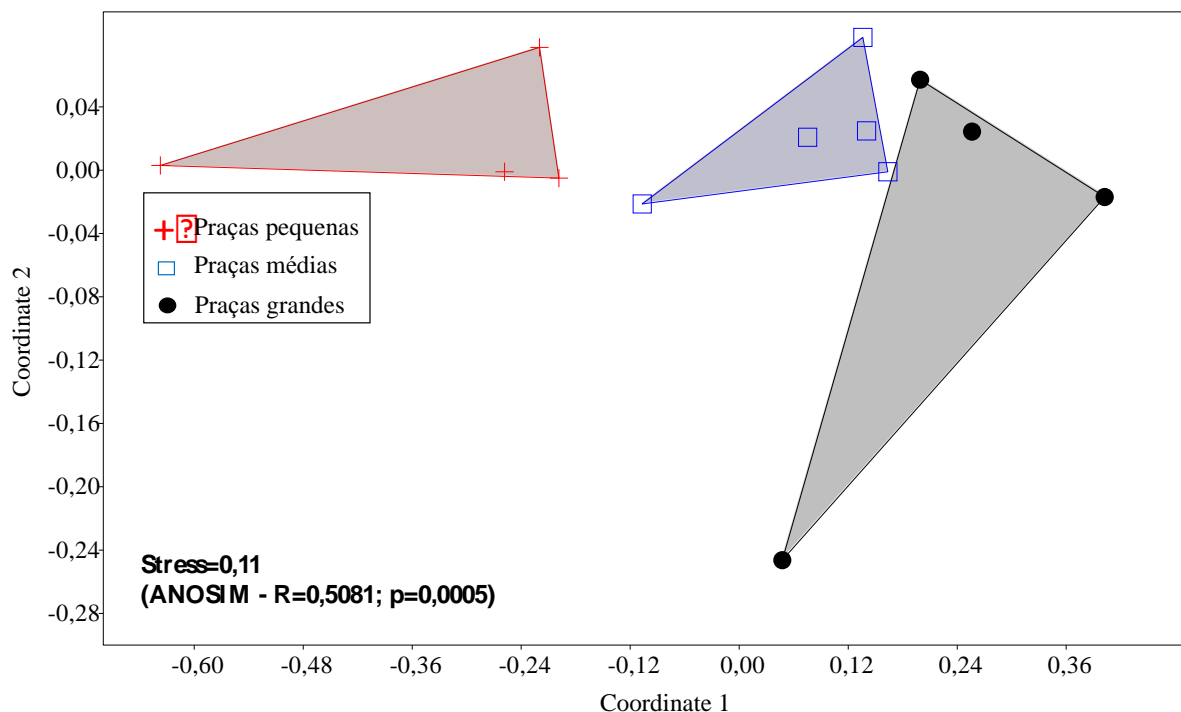


**Figura 9.** Ordenação da abundância dos indivíduos arbóreos classificados por espécie e por localização de tamanho de área verde

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Porém, no nível taxonômico de família observou-se praças pequenas tenderam a ter composições similares, as quais se diferem da composição de famílias de praças médias e grandes ( $stress=0,11$ ). A figura 10 mostra a segurança deste resultado foi confirmada pela Análise de Similaridade (ANOSIM) com  $R=0,5081$  e  $p=0,0005$ .





**Figura 10.** Ordenação da abundância dos indivíduos arbóreos classificados por espécie e por localização de tamanho de área verde

**Fonte:** Elaborada pelo autor

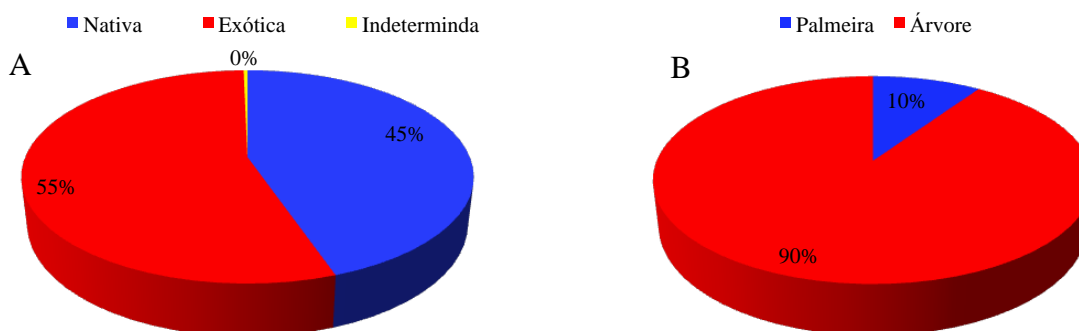
Esta análise multivariada mostra, em partes, certo grau de correspondência com a curva de regressão significativa entre tamanho da área verde urbana e abundância de espécies.

Em relação à contribuição dos indivíduos arbóreos para o estoque de carbono observou-se um armazenamento de 464,9 toneladas de C em todas as áreas de estudo, o que equivale a 65,2 Ton C ha<sup>-1</sup>. Dentre as dez espécies que mais contribuíram para o estoque do elemento, destacou-se *Ficus benjamina*, *Eucalyptus sp.*, *Caesalpina pluviosa*, *Tabebuia impetiginosa*, *Ligustrum lucidum*, *Holocalyx balansae*, *Hymenaeae sp.*, *Tipuana tipu*, *Caesalpina leiostachya*, *Syagrus romanzoffiana*, sendo cinco destas espécies exóticas e cinco nativas no bioma Mata Atlântica. Destaca-se também que das cinco espécies que mais contribuíram, quatro pertenciam a outra região biogeográfica, como ilustrado na Figura 11.

## 4.2 BIOMASSA

Para realizar o cálculo de biomassa, foi escolhido autores de acordo com cada grupo funcional. Para calcular a biomassa das árvores foi utilizado o modelo de Chave, Réjou Méchain, Búrquez, Chidumayo, Colgan, Delitti, Duque, Eid, Fearnside, Goodman, Henry, Martinez-Yrizar, Mugasha, Mullerlandau, Mencuccini, Nelson, Ngomanda, Nogueira, Ortiz-Malavassi, Pelissier, Ploton, Ryan, Saldarriaga & Vieilledent, (2014) e para calcular a biomassa das palmeiras foi utilizado o modelo de Brown, Gillespie, & Lugo (1989).

Foi realizado o cálculo total da biomassa dos grupos funcionais das treze praças e o cálculo de acordo com a origem biogeográfica (nativa, exótica, indeterminada), das treze praças e após isto foram realizados os cálculos de biomassa dos grupos funcionais e o cálculo de biomassa da origem biogeográfica por praças.

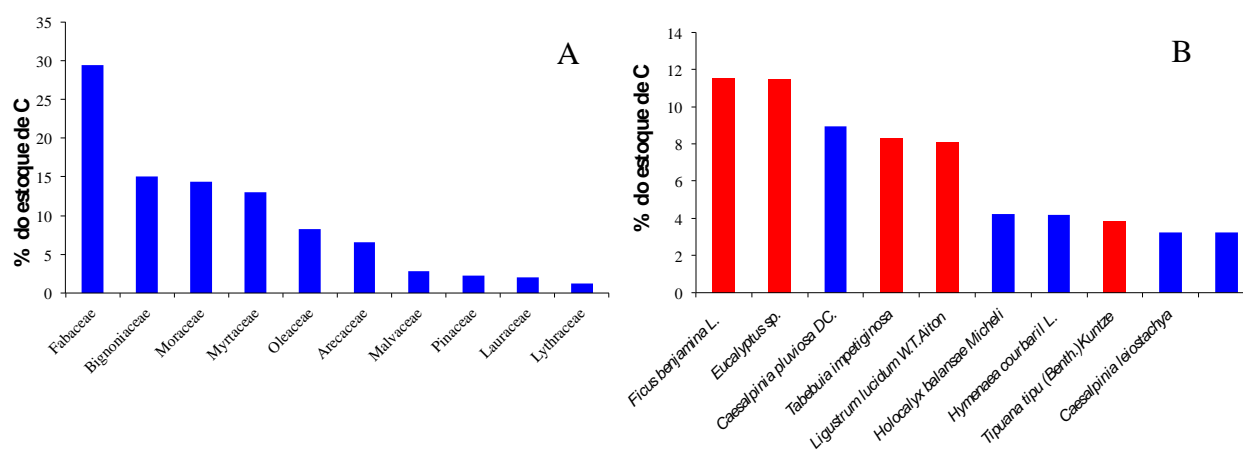


**Figura 11.** Gráficos de estoque de C, divididos em Origem biogeográfica e Grupos funcionais; em 11A temos Origem biogeográfica e em 11B temos Grupos funcionais.

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Também foi realizado o cálculo de biomassa por famílias botânicas, sendo que para as dez famílias com maiores valores de biomassa a soma delas representa 95 % da biomassa de toda a amostra. As famílias que mais estocam carbono foram Fabaceae 29,45%, Bignonaceae 15,05%, Moraceae 14,41%, Myrtaceae 13,04%, Oleaceae 8,20%, Arecaceae 6,52%, Malvaceae 2,80%, Pinaceae 2,28%, Lauraceae 2,06% e Lytraceae 1,23%, essas dez famílias possuem juntas 95% de toda biomassa do estudo, conforme Figura 12.

Das 91 espécies encontradas neste estudo, levantou-se as dez com maior biomassa, sendo que a representatividade ficou, conforme a seguir: *Ficus benjamina* L. 11,52%, *Eucalyptus* sp. 11,46%, *Caesalpinia pluviosa* DC.8,93%, *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl.8,3%, *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton 8,01%, *Holocalyx balansae* Micheli 4,23%, *Hymenaea courbaril* L. 4,17%, *Tipuana tipu* (Benth.)Kuntze 3,84%, *Caesalpinia leiostachya* (Benth.)Ducke 3,23%, *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman 3,22% e *Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F.Cook 2,98%. Essas dez espécies com maiores valores de biomassa possuem juntas 67% de toda a biomassa da amostra (Figura 12).



**Figura 12.** Representação das dez Famílias e das dez Espécies com maiores acúmulos de biomassa; em (12A) temos as dez famílias maiores acúmulos e em (12 B) temos as dez espécies maiores acúmulos.

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Algumas dessas famílias e espécies também são as mais abundantes nas praças públicas, fato que apresenta uma relação mais forte com o número de indivíduos do que com as relações alométricas (DAP e altura) propriamente ditas.

Ao calcular a biomassa da amostra nas treze praças temos: JO 23,88%, FR 16,73%, AF 16,67%, LU 11,04%, CR 8,66%, LG 8,31%, CO 4,37%, AT 3,09%, NI 2,06%, PI 1,82%, AL 1,71%, CA 1,37%, DE 0,31%, assim JO José é a praça com maior e a DE Débora com a menor. Esta tendência pode ser explicada pelo tamanho das praças e por suas respectivas abundâncias relativas.

## 5 DISCUSSÃO

A incorporação de espécies exóticas, é um dos fatores que tem comprometido os biomas no mundo todo e tem sido apontada como o motivo para a 6ª Extinção em massa.

Em estudo urbanos índices de até 70% de espécies exóticas é considerado normal, assim o resultado encontrado neste trabalho confirma estes resultados e está de acordo com a literatura.

Na figura 7, encontramos as dez espécies mais abundantes da amostra, em vermelho as espécies exóticas e em azul as espécies nativas. Entre as exóticas em primeiro lugar vem o *Ligustrum*, espécie exótica e invasora. Já entre as nativas, encontramos 3 *Tabebuias* (Ipês), dentre eles o *Tabebuia Alba* (Ipê amarelo), que em Minas Gerais e no Distrito Federal tem leis que os tornam imunes de corte (Lei n. 9.743, 1988; Decreto n. 14.783, 1993). Destas espécies exóticas a Portaria n. 154 (2009) cita 3 espécies como exóticas e invasoras: *Ligustrum* sp., *Eucalyptus* sp., *Ficus benjamina*, a portaria ainda cita a necessidade de controle e erradicação destas espécies na cidade de São Paulo.

Educar o público que habita as cidades, com o objetivo de conservação e preservação das espécies nativas, é de extrema importância. As políticas de conservação podem ser criadas e implementadas de forma efetiva, se os cidadãos conscientes pressionarem os governos (McKinney, 2006).

Na tabela 2, ao se analisado as 10 espécies com maior valor de IVI, pode-se perceber que 6 espécies são exóticas e 4 espécies são nativas e que das 10 espécies apenas 1 pertence ao grupo funcional *Arecaceae*. Aqui também aparece o Ipê amarelo (nativo) com toda a sua importância e também Alfeneiro, o *Ficus* e o Eucalipto (exótica/invasora), com toda a problemática que trazem.

Nos índices de: Abundância, Tótons (Espécies), Shannon e Margalef, é medido a diversidade das 13 áreas verdes amostradas. Pelo resultado pode-se dizer que há um crescimento diretamente proporcional da diversidade e abundância em relação ao crescimento das áreas verdes.

Nos índices de Pielou e Beger-Parker, que também medem a diversidade, temos uma relação inversamente proporcional da diversidade e abundância em relação ao crescimento das áreas verdes. De acordo com Herzog e Rosa (2010), a qualidade de vida urbana está diretamente ligada aos processos naturais e culturais existentes nas cidades e a infraestrutura urbana deve manter e se necessário restabelecer estes processos. Os benefícios adquiridos colaboram para a transição à

uma economia de baixo carbono, para que o desenvolvimento das cidades aconteça a partir de bases sustentáveis e mantendo a qualidade dos serviços ecossistêmicos.

Nos índices de Shannon e de Margalef, temos uma pequena divergência nos resultados, porém em ambos os índices, as praças que se destacam são as mesmas. Ao compararmos o índice de Pielou e o índice de Berger-Parker, temos resultados diferentes no primeiro há uma maior similaridade nas áreas amostradas, já no segundo há um destaque para 2 áreas verdes amostradas.

Comparando o número de Táxons (espécies) com a Abundância das áreas amostradas, temos um resultado igual em ambos, onde uma área verde amostrada se destaca.

Na Figura 4, o resultado da amostra, deixa claro que as praças com tamanho diferentes se comportam semelhantes quando comparamos com a composição das famílias de exemplares arbóreos.

Na Figura 5, o resultado da amostra, deixa claro que as praças com tamanho diferentes se comportam de maneira diferente quando comparamos com a composição de espécies.

No primeiro gráfico temos a biomassa dividida entre as áreas verdes amostradas, com um destaque para um área na Zona Oeste José e outra na Zona Leste Largo. No segundo temos as dez famílias botânicas mais representativas, essas dez famílias compreendem 95% da biomassa total das famílias botânicas.

Na imagem 13, temos um gráfico que trás os percentuais de biomassa, divididos pelas regiões biogeográficas. O valor das espécimes inderteminadas foi de 0,1724%, no sistema de arredondamento do EXCEL, apareceu no gráfico o valor 0%.

Na figura, temos as 10 espécies com maiores valores de biomassa, sendo 5 nativas e 5 exóticas, essas 10 espécies tem juntas 66,97% da biomassa total das áreas amostradas. Aqui reaparecem entre as 5 exóticas as três: *Ficus benjamina*, *Eucalipto sp.* e *Ligustrum lucidum*, que fazem parte da portaria com indicação de serem manejadas a ponto de serem extintas da cidade de São Paulo. Os dados mostram que o estoque de carbono arbóreo não segue um padrão em nas localidades, o que demonstra que o tempo de existência da praça e uso do solo urbanizado do entorno foram pouco relevantes para diferenciar este estoque. Estes dados apontam que o manejo da vegetação em ambas as zonas pode ter um número maior de indivíduos arbóreos promovendo assim maior estoque de carbono.

Alguns autores alertam que existem poucos estudos abordando as cidades como armadilhas ecológicas, já que a invasão urbana gerou muitas mudanças nos grupos de espécies urbanas, nas paisagens naturais e nos padrões de biodiversidade (Kowarik (2011).

Em relação ao estoque de C, observou-se que o valor encontrado do elemento por hectare está abaixo da média de alguns locais da Mata Atlântica (Alves, Vieira, Scaranello, Camargo, Santos, Joly, & Martinelli, 2010). Porém, percebe-se o papel destas espécies na prestação de serviço ecossistêmico. Embora as espécies de distintas origens biogeográficas possam ser problemas para a manutenção das comunidades biológicas, neste estudo se observou o importante papel delas no estoque de C.

Estudos de Kowarik (2011) apontam que o contato das pessoas com sistemas naturais também pode produzir efeitos positivos, como mostram os resultados de pesquisas sobre Psicologia Ambiental e Medicina Ambiental. As estratégias de conservação urbana podem se apoiar nos benefícios à saúde e bem estar humano: acelerando a recuperação do stress; aumentando o desenvolvimento das crianças e atenuando a hiperatividade juvenil.

## 6 CONCLUSÃO

Nas 13 praças pesquisadas, das zonas Leste e Oeste da cidade de São Paulo, encontrou-se 29 espécies e 91 famílias botânicas, com um percentual de exóticas de 56,4%. Estas áreas além de servirem como áreas de estoque de C, tem suas funções de diminuir as ilhas de calor, propiciar contato com a natureza, estética.

Com o levantamento que foi feito a cidade de São Paulo, através das suas Prefeituras Regionais, pode promover o manejo de algumas espécies exóticas / invasoras visando evitar problemas ambientais futuros.

Os dados mostram que o estoque de carbono arbóreo não segue um padrão em nas localidades, o que demonstra que o tempo de existência da praça e uso do solo urbanizado do entorno foram pouco relevantes para diferenciar este estoque. Estes dados apontam que o manejo da vegetação em ambas as zonas pode ter um número maior de indivíduos arbóreos promovendo assim maior estoque de carbono.

Nas áreas verdes amostradas foi encontrado um grande número de espécies exóticas (Exóticas 56,4%, nativas 45,3% e Indeterminada 0,3%) e que pertencem a um pequeno grupo taxonômico, das dez espécies mais abundantes temos cinco exóticas, são elas: *Ligustrum lucidum* (Alfeneiro), *Eucalyptus* sp. (Eucalipto), *Ficus benjamina* (Ficus), *Roystonea oleracea* (Palmeira imperial), *Persea americana* (Abacateiro). Este resultado confirma a h'i.

Quando olhamos para o estoque de C, tanto as árvores exóticas quanto as árvores nativas, mostram-se muito importante nesta função (Exótica 55%, Nativa 45%) e também na prestação muitos dos serviços ecossistêmicos urbanos tais como: retenção de poluição, diminuição de ruído, etc. Resultado que vem de encontro com a h'ii.

O tamanho das praças não influi na composição florística e nem nos atributos ecológicos como: abundância relativa, índice de diversidade, e nem no estoque de carbono, com este resultado a h'iii não se confirma.

Sugere-se mais estudos a complementar este, nas demais zonas da cidade de São Paulo e com um número ainda maior de praças, para verificar se as tendências apontadas neste trabalho se confirmam.

## REFERÊNCIAS

- Alves, L. F., Vieira, S. A., Scaranello, M. A., Camargo, P. B., Santos, F. A., Joly, C. A., & Martinelli, L. A. (2010). Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 260(5), 679-691.
- Anderson- Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hudiburg, T. W., Duval, B. D., & DeLucia, E. H. (2013). Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global change biology*, 19(7), 2001-2021.
- Andrade, D. C., & Romeiro, A. R. (2009). Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Instituto de Economia–Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), SP: Texto para Discussão, 155.
- Arruda, J. J. C. (2017). *O duplo objetivo do pagamento por serviços ambientais urbanos: uma síntese possível?* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.
- Baldock, K. C., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P., Memmott, J. & Vaughan, I. P. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *The Royal Society*, 282(1803), 2014-2849.
- Basnou, C., Iguzquiza, J., & Pino, J. (2015). Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats. *Landscape and Urban Planning*, 136, 156-164.
- Benchimol, J. F., & Lamano-Ferreira, A. P. D. N. (2015). Distribuição de Praças Públicas na Cidade de São Paulo, SP.
- Berland, A. (2012). Long-term urbanization effects on tree canopy cover along an urban–rural gradient. *Urban Ecosystems*, 15(3), 721-738.
- Bianco, R. (2015). *Estimativa da incorporação de carbono em biomassa arbórea em três trechos da arborização urbana de Londrina-PR*. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, PR, Brasil.
- Bonametti, J. H. (2003). Arborização Urbana. *Terra e Cultura*. Ano XIX (36), 51-55.



- Botelho, J. M., Lamano-Ferreira, A. P. N., & Ferreira, M. L. (2014). Prática de cultivo e uso de plantas domésticas em diferentes cidades brasileiras. *Ciência Rural*, 44(10), 1810-1815.
- Bourne, K. S., & Conway, T. M. (2014). The influence of land use type and municipal context on urban tree species diversity. *Urban ecosystems*, 17(1), 329-348.
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and urban planning*, 97(3), 147-155.
- Bremer, B., Bremer, K., Chase, M., Fay, M., Reveal, J., Soltis, D., Soltis, P. & Stevens, P. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161(2), 105–121.
- Brito, E. N., Lamano-Ferreira, A. P. D. N., Francos, M. S., & Ferreira, M. L (2016, novembro). Biodiversidade e estoque de carbono em área verde prioritária de um complexo hospitalar da cidade de São Paulo, SP. *Anais do V Simpósio Internacional de Gestão de Projetos, Inovação e Sustentabilidade*, São Paulo, SP, Brasil.
- Brown, S., Gillespie, A. J., & Lugo, A. E. (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest science*, 35(4), 881-902.
- Burton, M. L., Samuelson, L. J., & Pan, S. (2005). Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 8(1), 93-106.
- Camargo, M. D. C. R. D. (2016). A sustentabilidade ambiental das cidades sob a ótica da pegada de carbono e do sistema verde de Brasília. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.
- Camargo, P. B., Aidar, M. P. M. , Eisenlohr, P. V. , Simões, E., Villani, J. P. & Belinello, R. (2012). Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, 12(1), 123-145.
- Celesti- Grapow, L., Pyšek, P., Jarošík, V., & Blasi, C. (2006). Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distributions*, 12(5), 490-501.

Chaparro, L., & Terradas, J. (2009). Ecological services of urban forest in Barcelona. Recuperado em 20 fevereiro 2017 de <https://pdfs.semanticscholar.org/83f5/bf007fdb3241cf881ddc230999b1e277cd39.pdf>

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martinez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Mullerlandau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., Pelissier, R., Ploton, P., Ryan, C. M., Saldarriaga J. G. & Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*, 2010, 3177-3190.

Churkina, G., Brown, D. G., & Keoleian, G. (2010). Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. *Global Change Biology*, 16(1), 135-143.

Cincotta, R. P., Wisniewski, J., & Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404(6781), 990-992.

Clark, D. A., Brown, S., Kicklighter, D. W., Chambers, J. Q., Thomlinson, J. R., & Ni, J. (2001). Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological applications*, 11(2), 356-370.

Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD] (2010). *El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi*. Recuperado em 12 janeiro 2017 de <https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheet-sp-es.pdf>

Convention on Biological Diversity [CBD] (2012) *Cities and biodiversity outlook. Action and Policy: A global assessment of the links between Urbanization, Biodiversity, and Ecosystem Services*. Montreal, Quebec, Canada. Recuperado em 21 março 2017 de <https://www.cbd.int/doc/health/cbo-action-policy-en.pdf>

Dallimer, M., Rouquette, J. R., Skinner, A. M., Armsworth, P. R., Maltby, L. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2012). Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*, 18(8), 742-753.

Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J., & Levey, D. J. (2006). Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313(5791), 1284-1286.

Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1125-1134.

*Decreto n. 14.783, de 17 de junho de 1993* (1993). Dispõe sobre o tombamento de espécies arbóreo-arbustivas, e dá outras providências. Brasília, DF. Recuperado em 10 novembro 2017 de <https://cidadaoecologicobrasiliense.files.wordpress.com/2011/05/lei-df-14783-93-tombamento-de-espc3a9cies-de-c3a1rvores-do-df.pdf>

*Decreto no 49.346, de 27 de março de 2008*. Consolida a legislação municipal sobre a denominação e a alteração da denominação de vias, logradouros e próprios municipais, e dá outras providências. São Paulo, SP. Recuperado em 06 março 2017 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28032008D%20493460000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28032008D%20493460000)

Dolan, R. W., Stephens, J. D., & Moore, M. E. (2015). Changes in Plant Species Composition and Structure in Two Peri-urban Nature Preserves over 10 Years. *The American Midland Naturalist*, 174(1), 33-48.

Ely, M., & Pitman, S. (2014). *Green Infrastructure: LIFE support for human habitats. The compelling evidence for incorporating nature into urban environments: Green Infrastructure Evidence Base 2014*. Green Infrastructure Project, Botanic Gardens of South Australia. South Australia.

European Commission [EC] (2016). *Supporting the Implementation of Green Infrastructure - Final Report*. Recuperado em 10 fevereiro 2017 de [http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/green\\_infrastructures/GI%20Final%20Report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/green_infrastructures/GI%20Final%20Report.pdf)

Farah, F. T., Rodrigues, R. R., Santos, F. A. M., Tamashiro, J. Y., Shepherd, G. J., Siqueira, T., Batista, J.L.F. & Manly, B. J. F. (2014). Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species—case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators*, 37, 40-44.

Fares, S., Paoletti, E., Calfapietra, C., Mikkelsen, T. N., Samson, R., & Le Thiec, D. (2017). Carbon Sequestration by Urban Trees. *In The Urban Forest* (pp. 31-39). *Springer International Publishing*.

Ferreira, W. J. Sequência de aulas de geografia do Brasil. 2014. Recuperado em 15/02/2017, de: <http://profwladimir.blogspot.com.br/2014/04/sequencia-de-aulas-de-geografia-do.html>

Fontana, C. S., Burger, M. I., & Magnusson, W. E. (2011). Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems*, 14(3), 341-360.

Green, T. L., Kronenberg, J., Andersson, E., Elmqvist, T., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Insurance value of green infrastructure in and around cities. *Ecosystems*, 19(6), 1051-1063.

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.

Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.

Guaratini, M. T. G., Gomes, E. P. C., Tamashiro, J. Y., & Rodrigues, R. R. (2008). Composição florística da reserva municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(2), 323-337.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D.X. & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). Paleontological statistics software: Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, (4).

Herzog, C. P., & Rosa, L. Z. (2010). Infraestrutura verde: sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. *Revista Labverde*, (1), 92-115.

Hutyra, L. R., Yoon, B., & Alberti, M. (2011). Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology*, 17(2), 783-797.

In Benini, S. M. & Rosin, J. A. R. G. (Orgs.). Estudos Urbanos: uma abordagem interdisciplinar da cidade contemporânea. 1ed. Tupã: ANAP, 291-306.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE] (2015). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Recuperado em 15 janeiro 2015 de [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo\\_coletado/lixo\\_coletado110.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo_coletado/lixo_coletado110.shtm).

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada [IPEA] (2010). *Relatório de pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para a gestão de resíduos sólidos*, Brasília, DF. Recuperado em 10 novembro 2017 de [http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_arquivos/estudo\\_do\\_ipea\\_253.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf)

Joly, C. A., Assis, M. A., Bernacci, L. C., Tamashiro, J. Y., Campos, M. C. R., Gomes, A., Lacerda, M. S., Santos F. A. M., Pedroni, F., Pereira, L. S., Padgurschi, M. C. G., Prata, Eliana Ramos, E. M. B., Torres, R. B., Rochelle, A., Martins, F. R., Alves, L. F., V., S. A., Martinelli, L. A., Kändler, G., Adler, P., & Hellbach, A. (2011). Wie viel Kohlenstoff speichern Stadtbäume? Eine Fallstudie am Beispiel der Stadt Karlsruhe [How much carbon is stored by urban Trees - A case study from the city of Karlsruhe]. *FVA Einblick*, 2, 7-10.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833), 1866-1869.

Kelcey, J. G., & Müller, N. (Ed.). (2011). *Plants and habitats of European cities*. Springer Science & Business Media.

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8), 1974-1983.

Kühn, I., & Klotz, S. (2006). Urbanization and homogenization—comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation*, 127(3), 292-300.

Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465-3472.

Lasky, J. R., Uriarte, M., Boukili, V. K., Erickson, D. L., John Kress, W., & Chazdon, R. L. (2014). The relationship between tree biodiversity and biomass dynamics changes with tropical forest succession. *Ecology letters*, 17(9), 1158-1167.

Laurance, W. F., Camargo, J. L., Luizão, R. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., C. Stouffer G. Bruce Williamson, Julieta Benítez-Malvidoh, Heraldo L. Vasconcelos, Kyle S. Van Houtand, Charles E. Zartmank, Sarah A. Boyle, Raphael K. Didham, Ana Andrade & Thomas E. Lovejoy (2011). The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56-67.

*Lei n. 9.743, de 15 de dezembro de 1988* (1988). Declara de Interesse Comum, de Preservação Permanente e Imune de Corte o Ipê-amarelo. Minas Gerais. Recuperado em 05 outubro 2017 de <https://www.almg.gov.br/consulte/legislacao/completa/completa.html?tipo=LEI&num=9743&ano=1988>

*Lei n. 10.365, de 22 de setembro de 1987* (1987). Disciplina o corte e a poda de vegetação de porte arbóreo existente no Município de São Paulo, e da outras providências. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio\\_ambiente/banco\\_textos/0027/TCA\\_Lei\\_10365\\_1987.pdf](http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/banco_textos/0027/TCA_Lei_10365_1987.pdf)

*Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006* (2006). Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF. Recuperado em 09 novembro 2015 de [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm).

*Lei n. 13.798, de 09 de novembro de 2009* (2009). Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC. São Paulo, SP. Recuperado em 10 novembro 2017 de <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13798-09.11.2009.html>

*Lei n. 14.186, de 4 de julho de 2006* (2006). Institui o Programa Municipal de Arborização Urbana, e dá outras providências. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05072006L%20141860000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05072006L%20141860000)

*Lei n. 14.454*, de 27 de junho de 2007 (2007). Consolida a legislação municipal sobre a denominação e a alteração da denominação de vias, logradouros e próprios municipais, e dá outras providências. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28062007L%20144540000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28062007L%20144540000)

*Lei n. 14.933*, de 5 de junho de 2009 (2009). Institui à Política de Mudança do Clima no Município de São Paulo. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05062009L%20149330000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05062009L%20149330000)

*Lei n. 49.346*, de 27 de março de 2008 (2008). Regulamenta a Lei n. 14.454, de 27 de junho de 2007, que consolida a legislação municipal sobre a denominação e a alteração da denominação de vias, logradouros e próprios municipais, bem como revoga os dispositivos e decretos que especifica. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28032008D%20493460000](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=28032008D%20493460000)

Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P., Santos, A. M., & Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 287-296.

Loboda, C. R., & De Angelis, B. L. D. (2005). Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, 1(1), 125-139.

Lorenzi, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum 352p.

Lorenzi, H. (1998). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. vol. 2. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum 352p.

Lososová, Z., Chytrý, M., Danihelka, J., Tichý, L., & Ricotta, C. (2016). Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences. *Journal of Vegetation Science*, 27(3), 452-459.

- Magalhães, L. M. S. (2006). Arborização e florestas urbanas terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades brasileiras. *Série Técnica Floresta e Ambiente*, Seropédica, 1, 23-26.
- Magurran, A. E. (2011). *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba, PR: Editora da UFPR, 261.
- Martin, A. R., & Thomas, S. C. (2011). A reassessment of carbon content in tropical trees. *Plos one*, 6(8), e23533.
- May, P. H., & Geluda, L. (2005). *Pagamentos por serviços ecossistêmicos para manutenção de práticas agrícolas sustentáveis em microbacias do norte e noroeste do Rio de Janeiro*. Anais do VI Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica: o meio ambiente nas políticas públicas, São Paulo, SP.
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23(10), 1143-1155.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Mendes et al. (2016). Valoração monetária das árvores da Santa Casa de Misericórdia de Piracicaba – SP. *Ciência e Natura*. v. 38 n.2, 2016, p. 771 – 779.
- Micheletti, J. C. M. T. Neto (2007). *Relações florísticas, estruturais e ecológicas entre as florestas do topo da serra do mar e as florestas de restinga no estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.
- Ministério do Meio Ambiente [MMA] (1994). *Convenção Sobre Diversidade Biológica (CDB)*. Decreto Legislativo n. 2 de 1994. Recuperado em 20 setembro 2017 de <http://www.mma.gov.br/informma/item/7513-conven%C3%A7%C3%A3o-sobre-diversidade-biol%C3%B3gica-cdb>
- Ministério do Meio Ambiente [MMA] (2008). *Projeto de Lei que Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais*,



*estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências.*

Recuperado em 15 novembro 2017 de [http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop\\_mostrarintegra?codteor=667325](http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=667325)

Moro, M. F., & Westerkamp, C. (2011). The alien street trees of Fortaleza (NE Brazil): qualitative observations and the inventory of two districts. *Ciência Florestal*, 21(4), 789-798.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Naeem, S., Duffy, J. E., & Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087), 1401-1406.

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178, 229-236.

Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow T. H. & Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27-36.

Pivello, V. R., Shida, C. N., & Meirelles, S. T. (1999). Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8(9), 1281-1294.

*Portaria n. 154* (2009). Extingue Linhas do Sistema Taxi Executivo e dá outras providências. São Paulo, SP. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios\\_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05122009P%20001542009SVMA](http://www3.prefeitura.sp.gov.br/cadlem/secretarias/negocios_juridicos/cadlem/integra.asp?alt=05122009P%20001542009SVMA)

Porter, E. E., Forschner, B. R., & Blair, R. B. (2001). Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems*, 5(2), 131-151.

Prata, E. M. B., Assis, M. A., & Joly, C. A. (2011). Composição florística e estrutura da comunidade arbórea na transição da floresta ombrófila densa das terras baixas-floresta ombrófila densa submontana do núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2).

- Pyle, E. H., Santoni, G. W., Nascimento, H. E., Hutyrá, L. R., Vieira, S., Curran, D. J., Haren, J. van, Saleska, S. R., Chow, V. Y., Carmago, P. B., Laurance W. F. & Wofsy S. C. (2008). Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G1).
- Pysek, P. (1998). Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25(1), 155-163.
- Queiroz, D. P. N. de, & Lamano-Ferreira, A. P. N. do (2015). Diversidade e uso de plantas cultivadas em quintais residenciais urbanos localizados na região da Vila Maria, zona norte de São Paulo, SP, Brasil. *Journal of Health Sciences*, 16(4).
- Sanesi, G., Colangelo, G., Laforteza, R., Calvo, E., & Davies, C. (2017). Urban green infrastructure and urban forests: A case study of the Metropolitan Area of Milan. *Landscape Research*, 42(2), 164-175.
- Schwartz, M. W., Thorne, J. H., & Viers, J. H. (2006). Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127(3), 282-291.
- Secretaria do Verde e do Meio Ambiente [SVMA] (2015). *Manual técnico de arborização urbana*. Recuperado em 02 novembro 2015 de [http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio\\_ambiente/MARBOURB.pdf](http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/MARBOURB.pdf)
- Shapiro, A. M. (2002). The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions*, 8(1), 31-40.
- Silva, D. F. F., & Tosetti, L. L. (2010). Valoração das árvores no Parque do Ibirapuera-SP: Importância da infraestrutura verde urbana. *Revista LabVerde*, (1), 11-25.
- Solar, R. R. D. C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N., Oliveira, V. H. F., Chaul, J. C. M., Schoereder, J. H., Vieira, I. C. G., Nally, R. M., & Gardner, T. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human- modified tropical forest landscapes?. *Ecology Letters*, 18(10), 1108-1118.
- Tabarelli, M., & Mantovani, W. (1999). A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, 22(2), 217-223.

Taxonomic Name Resolution Service [TNRS] (2017). Recuperado em 15 setembro 2017 de <http://tnrs.iplantcollaborative.org/index.html>

Turrini, T., Sanders, D., & Knop, E. (2016). Effects of urbanization on direct and indirect interactions in a tri- trophic system. *Ecological Applications*, 26(3), 664-675.

United Nations [NU] (2005). *Population challenges and development goals*. Department of Economic and Social Affairs. Recuperado em 15 março 2017 de [http://www.un.org/esa/population/publications/pop\\_challenges/Population\\_Challenges.pdf](http://www.un.org/esa/population/publications/pop_challenges/Population_Challenges.pdf)

United Nations [NU] (2014). *World urbanization prospects, the 2014 revision*. Department of Economic and Social Affairs. Recuperado em 15 março 2017 de <https://esa.un.org/unpd/wup/>

Veiga, J. E. D. (2010). Indicadores de sustentabilidade. *Estudos avançados*, 24(68), 39-52.

Vieira, S. A., Alves, L. F., Aidar, M., Araújo, L. S., Baker, T., Batista, J. L. F., Campos, M. C., Camargo, P. B., Chave, J., Delitti, W. B. C., Higuchi, N., Honorio, E., Joly, C. A., Keller, M., Martinelli, L. A., Mattos, E. A. de, Metzker, T., Phillips, O., Santos, F. A. M. dos, Shimabukuro, M. T., Silveira, M., & Trumbore, S. E. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2), 0-0.

Vieira, S., de Camargo, P. B., Selhorst, D., Da Silva, R., Hutyra, L., Chambers, J. Q., Brown, I. F., Higuchi, N., Santos, J. dos, Wofsy, S. C., Trumbore, S. E. & Martinelli, L. A. (2004). Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*, 140(3), 468-479.

Wu, P. C., & Shaner, P. J. L. (2016). Trophic cascade effects of avian predation on a willow in an urban wetland. *Oecologia*, 180(1), 293-303.

Zhao, M., Kong, Z. H., Escobedo, F. J., & Gao, J. (2010). Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 807-813.

Zisenis, M. (2015). Alien plant species: A real fear for urban ecosystems in Europe?. *Urban Ecosystems*, 18(2), 355-370.

**APÊNDICE**

## Carta de anuência de pesquisa




PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO  
SECRETARIA MUNICIPAL DE COORDENAÇÃO DAS SUBPREFEITURAS  
SUBPREFEITURA DA LAPA

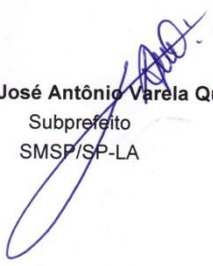
São Paulo, 25 de novembro de 2015

**Declaração de Anuência e Termo de Compromisso**

Declaro que me comprometo a utilizar os materiais e dados coletados exclusivamente para os fins previstos no protocolo de pesquisa intitulado "Cidades Inteligentes e Sustentáveis", com o objetivo de desenvolver projeto de pesquisa, que visa avaliar a biomassa e a biodiversidade arbórea de Praças localizadas na circunscrição da Subprefeitura da Lapa. Este trabalho visa contribuir com informações relevantes para o estoque de carbono na biomassa aérea de árvores.

  
**José Ulisses Bezerra de França**  
Mestrando da Faculdade CIS/UNINOVE  
RG nº 29.486.598-6 SSP/SP

Declaro estar ciente e autorizo a realização da pesquisa acima mencionada, nas praças localizadas na circunscrição da Subprefeitura da Lapa.

  
Engº Agrº **José Antônio Varela Queija**  
Subprefeito  
SMS/SP-LA