

MILTON AUGUSTO GONÇALVES PEREIRA

**COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA FOLIAR ($\delta^{13}\text{C}$ E
 $\delta^{15}\text{N}$) E RESPOSTAS FISIOLÓGICAS NA
COMUNIDADE VEGETAL DE QUATRO
FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE
SÃO PAULO, SP**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica
da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente,
como parte dos requisitos exigidos para a
obtenção do título de MESTRE em
BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO
AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas
Vasculares em Análises Ambientais.

SÃO PAULO

2020

MILTON AUGUSTO GONÇALVES PEREIRA

**COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA FOLIAR ($\delta^{13}\text{C}$
E $\delta^{15}\text{N}$) E RESPOSTAS FISIOLÓGICAS NA
COMUNIDADE VEGETAL DE QUATRO
FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE
SÃO PAULO, SP**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais.

ORIENTADORA: DRA. MARISA DOMINGOS

``...É verdade que tudo que queremos não virará realidade, mas o que precisamos fazer sempre deve começar como um desejo...``

Maito Guy

AGRADECIMENTOS

Ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, por toda estrutura do curso de pós-graduação e ao Instituto de Botânica (IBT), ao Núcleo de Pesquisa em Ecologia e o Núcleo de Fisiologia e Bioquímica pela toda infraestrutura e ambiente de trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida, processo 133892/2018-2.

Ao Laboratório Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, em especial ao Dr. Plinio Camargo, pelas análises isotópicas.

Ao Laboratório de Análise de Processos Atmosféricos, do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências atmosféricas (IAG) da Universidade de São Paulo, em especial à Técnica Rosana, pela permissão de uso da balança analítica com precisão de 6 casas decimais para pesagem de amostras.

À pesquisadora e Dra. Marisa Domingos, minha orientadora que vem me guiando pelo caminho da pesquisa a tanto tempo, por ter me dado a oportunidade de realizar esse projeto, assim como outros antes deste, e ter aceitado algo grande e inusitado, por todo o conhecimento transmitido, pela paciência, muita paciência, e sempre ter me orientado por todos esses anos. Por sempre ter uma palavra de carinho e incentivo. Sempre serei grato por tudo! Obrigado!

Também agradeço ao Dr. Maurício Lamano Ferreira, que colaborou em minha orientação, por ser uma pessoa incrível que sempre me incentivou a dar o meu melhor e tentar sempre melhorar cada vez mais, que sempre se disponibilizou quando precisei, me ensinou muito e me acolheu para pesquisa desde o primeiro semestre da faculdade. Um grande professor, um grande orientador e amigo.

Aos meus colaboradores, a pesquisadora Dra. Sonia Aragaki, por ter identificado as árvores amostradas e me ajudado com toda a parte fitossociológica do projeto, assim como por ter ido a campo comigo diversas vezes. Ao pesquisador Dr. Émerson Alves Silva por ter me ensinado tanto sobre fisiologia vegetal, ter ajudado nesta parte do trabalho e cedido equipamento para medir as trocas gasosas de árvores nos fragmentos florestais.

Aos amigos do Núcleo de Ecologia, que sempre foram companheiros de alegria e risadas, e todas as pessoas maravilhosas que me ajudaram com o trabalho de campo: Amariles, que mesmo aposentada me ajudou durante todo o trabalho, uma pessoa maravilhosa que sempre está disposta a ajudar, acompanhando a gente com toda sua alegria e simpatia; Marisia que mesmo não tendo envolvimento com o projeto se prontificou a me ajudar com a parte mais árdua de coleta, só tenho a deixar os meus mais sinceros agradecimentos; ao Ricardo por também ter estado ali sempre disposto a ajudar independentemente do dia; a Regina e Geane que mesmo na época de estudar para a prova do mestrado se dispuseram a ir campo; ao Douglas, Diego, Henrique que também mesmo tendo seus próprios trabalhos para fazerem se dispuseram a me ajudar.

Aos meus amigos de longas datas, João, Leonardo, Camila, Bruna, Virginia e Leandro, que desde a época de escola vem ao meu lado sempre me apoiando emocionalmente e me incentivando em todo o meu caminho.

A minha família, minha mãe Fatima (linda e maravilhosa), minha irmã Bruna (melhor irmã do mundo ever) e a minha namorada Fernanda (<3) que vem me apoiando desde o momento que escolhi fazer biologia, que desde o primeiro momento que me envolvi com pesquisa sempre me incentivaram e apoiaram independentemente da situação, e sempre se mostraram orgulhos de cada passo e conquista que tive nesse meio.

Ficha Catalográfica elaborada pelo NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA

Pereira, Milton Augusto Gonçalves

P436c Composição isotópica foliar ($\delta^{13}\text{C}$ E $\delta^{15}\text{N}$) e respostas fisiológicas na comunidade vegetal de quatro florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP / Milton Augusto Gonçalves Pereira - - São Paulo, 2020.

74p.; il.

Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura Meio Ambiente, 2020.

Bibliografia.

1. Isótopos. Carbono. 2. Floresta urbana. I. Título.

CDU: 581.526.422.2

ÍNDICE

	RESUMO	I
	ABSTRACT	II
1	INTRODUÇÃO	14
	1.1 Florestas Urbanas	14
	1.2 Poluição do ar em centros urbanos	15
	1.3 Isótopos estáveis: conceitos e aplicações	17
2	OBJETIVOS GERAIS E HIPÓTESES	20
3	MATERIAL E MÉTODOS	21
	3.1 Área de Estudo	21
	3.2 Amostragem para análises isotópicas	23
	3.3 Análise dos resultados	26
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
	4.1 Fitofisionomia das florestas urbanas	27
	4.2 $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ na biodiversidade arbórea de florestas urbanas de São Paulo, SP	33
	4.3 Parâmetros isotópicos e fisiológicos das comunidades arbóreas.	41
	4.3.1 Nitrogênio	41
	4.3.2 Carbono	48
	4.4 Razão C:N	56
	4.4.1 Razão C:N	56
5	CONCLUSÃO	62
6	BIBLIOGRAFIA	64

Resumo

Florestas urbanas são rodeadas por matriz urbana e constituem uma porção de mata que preserva a riqueza da vegetação local e conserva a relação dos seres vivos entre si e com o meio ambiente. Nas grandes cidades, como São Paulo, as florestas urbanas estão expostas a inúmeros fatores de estresse ambiental, como a poluição do ar por compostos de carbono e nitrogênio. A frota veicular é uma das principais fontes de emissão destes poluentes, sendo responsável por aproximadamente 10% das emissões globais de gases de efeito estufa. A composição isotópica e respostas fisiológicas associadas ainda não foram reportadas para diferentes grupos taxonômicos e comunidades arbóreas localizadas em florestas urbanas no Brasil, sendo este trabalho pioneiro dentro desta abordagem. Sendo assim, o presente estudo foi proposto com os objetivos de averiguar se há diferenças na composição isotópica de C e N ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) entre grupos taxonômicos presentes em florestas urbanas da cidade de São Paulo, localizadas em um distanciamento no sentido centro-periferia e entre as florestas e verificar por meio da composição isotópica do C da comunidade arbórea se há alteração de respostas fisiológicas dessas florestas. O presente estudo foi realizado em quatro fragmentos urbanos de mata Atlântica na cidade de São Paulo incluídos nos seguintes parques: Parque Trianon (PT), Parque Alfredo Volpi (PAV), Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Municipal Fazenda do Carmo (PC). Esses parques distam respectivamente 3, 8, 10,5 e 16 km do centro de São Paulo. Foram amostradas 81 (PT), 69 (PAV), 60 (PEFI) e 69 (PC) espécies nas quatro florestas urbanas, pertencentes a 31 (PT), 25 (PAV), 22 (PEFI) e 28 (PC) famílias. Houve ampla variação entre famílias botânicas no valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$. A maioria das famílias botânicas tiveram valores positivos, ou seja, valores enriquecidos pelo isótopo pesado. Apenas Annonaceae, Clusiaceae, Lacisternaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Proteaceae e Rhamnaceae foram representadas por árvores com valores negativos. Observou-se, também, nítida variação entre as florestas no sentido do centro da cidade para a periferia. A comunidade arbórea da floresta mais próxima do centro (PT) apresentou os mais altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e a da mais afastada do centro (PC) os menores valores. Apesar dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas folhas das árvores das quatro florestas estudadas terem variado amplamente, tal dispersão não foi determinada de forma característica pela diversidade de espécies e famílias botânicas. A porcentagem de C na comunidade arbórea das florestas urbanas aumentou linearmente no sentido centro-periferia. Houve variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre florestas, mas não foi detectado um aumento linear no sentido centro periferia. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas árvores da floresta mais próxima do centro e nas da floresta mais afastada (PT e PC, respectivamente) foram similares e mais baixos do que a composição isotópica das árvores das outras florestas.

Esses fragmentos florestais localizados nas extremidades do gradiente centro-periferia também foram os que apresentaram menores valores estimados de discriminação isotópica de C e de concentração interna de CO₂ e as menores eficiências intrínsecas do uso da água e assimilação de carbono. Estes resultados sugerem que as árvores dos fragmentos florestais extremos se mostraram mais conservadoras no uso da água, apresentaram menor abertura estomática e menor capacidade de assimilar carbono da atmosfera do que os demais fragmentos, isto é, tendo como base o tempo de vida das folhas coletadas neste estudo. Ainda, a assimilação de C estimada foi negativa em todas as florestas, indicando que as folhas das árvores fotorrespiraram mais do que fixaram efetivamente C ao longo de sua existência.

Palavras-chaves: Isótopos, Carbono, Nitrogênio, Mata Atlântica, Floresta Urbana

Abstract

Urban forests are surrounded by an urban matrix and constitute a portion of forest that preserves the richness of local vegetation and preserves the relationship of living beings with each other and with the environment. In large cities, such as São Paulo, urban forests are exposed to numerous factors of environmental stress, such as air pollution by carbon and nitrogen compounds. The vehicular fleet is one of the main sources of emissions of these pollutants, being responsible for approximately 10% of global emissions of greenhouse gases. The isotopic composition and associated physiological responses have not yet been reported for different taxonomic groups and arboreal communities located in urban forests in Brazil, and this work is a pioneer within this approach. Therefore, the present study was proposed with the objective of verifying if there are differences in the isotopic composition of C and N ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) between taxonomic groups present in urban forests in the city of São Paulo, located at a distance in the center-periphery direction and between forests and to verify, through the isotopic composition of the C of the tree community, if there is a change in the physiological responses of these forests. The present study was carried out in four urban fragments of Atlantic forest in the city of São Paulo included in the following parks: Parque Trianon (PT), Parque Alfredo Volpi (PAV), Fontes do Ipiranga State Park (PEFI) and Fazenda do Carmo Municipal Park (PRAÇA). These parks are 3, 8, 10.5 and 16km away from the center of São Paulo, respectively. 81 (PT), 69 (PAV), 60 (PEFI) and 69 (PC) species were sampled in the four urban forests, belonging to 31 (PT), 25 (PAV), 22 (PEFI) and 28 (PC) families. wide variation among botanical families in the $\delta^{15}\text{N}$ isotopic value Most of the botanical families had positive values, that is, values enriched by the heavy isotope, only Annonaceae, Clusiaceae, Lacistemaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Proteaceae and Rhamnaceae were represented by trees with negative values There was also a clear variation between forests towards the center of the city towards the periphery. The forest community of the forest closest to the center (PT) presented the highest values of $\delta^{15}\text{N}$ and that of the furthest from the center (PC) the lowest values. Although the values of $\delta^{13}\text{C}$ in the leaves of the trees of the four studied forests varied widely, such dispersion was not determined in a characteristic way by the diversity of species and botanical families. The percentage of C in the urban forest tree community increased linearly in the center-periphery direction. There was variation in the $\delta^{13}\text{C}$ values between forests, but a linear increase in the center-periphery direction was not detected. The $\delta^{13}\text{C}$ values in the trees in the forest closest to the center and those in the furthest forest (PT and PC respectively) were similar and lower than the isotopic composition of trees in other forests. These forest fragments located at the ends of the center-periphery gradient were also the ones that showed the lowest estimated

values of isotopic discrimination of C and internal concentration of CO₂ and the lowest intrinsic efficiencies of water use and carbon assimilation. These results suggest that the trees of the extreme forest fragments proved to be more conservative in the use of water, had less stomatic opening and less capacity to assimilate carbon from the atmosphere than the other fragments, that is, having as base the lifetime of the leaves collected in this study. Furthermore, the estimated assimilation of C was negative in all forests, indicating that the leaves of the trees photorespired more than they effectively fixed C throughout its existence.

Keywords: Isotopes, Carbon, Nitrogen, Atlantic Forest, Urban Forest

1. Introdução

1.1. Florestas urbanas

O aumento da densidade populacional nos grandes centros urbanos é um processo global, já que hoje em dia as pessoas desejam viver nas grandes cidades (Avdeeva et al. 2018). É esperado que até o ano de 2050, 66% da população mundial viverão em regiões urbanizadas (Nastran et al. 2019, United Nation 2018).

O Brasil é o único país da América do Sul que está entre os dez países mais populosos do mundo, ocupando a 6ª posição, ficando atrás somente de China, Índia, Estados Unidos, Indonésia e Paquistão (United Nations 2019).

A cidade de São Paulo, localizada no estado de São Paulo, região sudeste do país, está entre as maiores cidades do mundo (Wang 2019), sendo a cidade mais populosa do país, com uma população estimada em 12.252.023 de pessoas (IBGE 2019).

Embora represente menos do que 3% da superfície terrestre do planeta, as cidades são os maiores vetores de alteração ambiental, sendo responsáveis pela contaminação de corpos hídricos, solos e atmosfera (Grimm et al. 2008). São Paulo, assim como algumas grandes capitais brasileiras, tem a região central muito urbanizada e as periferias menos desenvolvidas urbanisticamente, formando um gradiente de urbanização no sentido centro-periferia.

As transformações decorrentes do crescimento populacional urbano também geram desequilíbrios na natureza e na interação atmosfera-terra, dentre eles a supressão vegetal, resultando em fragmentos vegetais isolados pelo desenvolvimento urbano (Feitosa et al. 2011, Elias et al. 2019), denominados florestas urbanas. Apenas 33% do território paulistano são ocupados por áreas verdes remanescentes de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, CETESB (2016).

Florestas urbanas são rodeadas por uma matriz urbana e constituem uma porção de mata que preserva a riqueza da vegetação local e conserva a relação dos seres vivos entre si e com o meio ambiente (Ariotti et al. 2016). Essas florestas contêm árvores agrupadas em áreas não pavimentadas, que remaneceram durante o desenvolvimento urbano (Long et al. 2019).

As florestas urbanas exercem papel especial na redução das concentrações de compostos emitidos por atividades humanas na atmosfera, como o CO₂, e servirão como modelos futuros de minimização de seus efeitos, entre os quais o aumento da temperatura global com o tempo (Souza 2019).

A diversidade destas florestas urbanas, representada por árvores de diferentes idades, espécies, gêneros e famílias, ajudam a garantir que a comunidade vegetal se adapte às mudanças do meio ambiente e às futuras mudanças climáticas (Barron et al. 2016).

Estudos mostram que o tamanho dessas áreas verdes está relacionado a uma redução do efeito de ilha de calor nas grandes cidades. Quanto mais extensa for a área verde, maior será a sua contribuição para redução de temperatura (Nastran et al. 2019, Nowak 2019).

Na cidade de São Paulo, por exemplo, a elevação média de 0,273 °C/década (IAG, 2014) é mais de três vezes maior que o aumento global de temperatura de 0,080 °C/década nos últimos 75 anos (ZHOU e TUNG, 2013).

Além disso, é importante entender como esse ambiente urbano, caracterizado por diferentes estressores ambientais, como as mudanças climáticas, está afetando a vegetação urbana (Long et al. 2019). Em florestas urbanas, ocorrem diversos processos ecológicos fundamentais que compensam as atividades humanas e seus produtos emitidos no ambiente. Dentre tais processos pode-se destacar a produtividade primária dos ecossistemas (Blum, 2016; Sun, Xie, & Zhao, 2019), que é responsável pelo sequestro e estoque de toneladas de carbono atmosférico em tecidos vegetais e solo. Esse atributo das florestas urbanas reforça ainda mais a necessidade de se conhecer e monitorar suas comunidades biológicas, que apresentam componentes característicos (Magalhães 2006).

Estas características permitem que estes fragmentos possam servir de modelo para antecipar em décadas o que estudos de modelagem florestal estão prevendo para sistemas florestais tropicais em escala global (SCHIPPERS et., 2014; REICH et al., 2014).

1.2. Poluição do ar em centros urbanos

Nas grandes cidades, como São Paulo, as florestas urbanas estão expostas a inúmeros fatores de estresse ambiental, entre os quais a poluição do ar. A emissão desses compostos químicos tóxicos na atmosfera se tornou uma grande ameaça à qualidade de vida da população e à conservação dos fragmentos florestais. Atualmente se conhecem 3000 tipos diferentes de contaminantes aéreos de origem antrópica (Vasconcellos & Solci 2011). As emissões de CO₂ tem origem de diversas fontes, como, queima de óleo, carvão, gás, petróleo e com o desmatamento (Sanglimsuwan 2011 apud Mardani et al. 2019).

A frota veicular é uma das principais fontes de emissão destes poluentes, sendo responsável por aproximadamente 10% das emissões globais de gases de efeito estufa (Testa 2015). Dentre os

principais gases emitidos, se destacam os compostos de carbono e nitrogênio (p. ex., CO₂, CO, N₂O, NO_x) (Fearnside, 2002).

No Brasil, DENATRAN (2018) registrou 100.746.553 de veículos; desta frota, 29% (29.057.479 veículos) estão no estado de São Paulo. O Estado de São Paulo corresponde a 2,9% do território nacional e é a unidade da federação com maior contingente populacional, maior desenvolvimento econômico e maior frota automotiva, sendo que desta frota Estadual, 46% está na região metropolitana de São Paulo (RMSP). A RMSP, portanto, contribui muito para as emissões do CO₂ e NO_x na atmosfera urbana. Cabe ressaltar que a cidade de São Paulo é o local em que há muito tempo apresenta circulação de automóveis, e consequentemente está a mais tempo sob influência de emissões antropogênicas de gases poluentes (De Carvalho, 2011). Esta contaminação atinge tanto as áreas pavimentadas quanto os fragmentos de florestas urbanos, podendo, desta forma, causar desequilíbrios nutricionais no sistema solo-planta (Carnicer et al. 2015).

O aumento das emissões de CO₂ em escala global tem gerado um debate na comunidade científica a respeito do impacto sobre a dinâmica arbórea de florestas tropicais (Phillips et al. 1998; Clark et al. 2001; Ziska & Bounce 2008) e de suas respectivas capacidades de sequestrarem carbono. Tal fato tem implicações diretas na produtividade primária líquida destes ambientes e influencia a estequiometria do C:N:P da comunidade biológica (Elser et al. 2010; Carnicer et al. 2015; Silva et al. 2015).

A revisão feita por Sardans et al (2012) aponta que o aumento da concentração do CO₂ na atmosfera está afetando a razão C:N da vegetação. Os autores mostraram que em condições controladas de elevada concentração de CO₂ a razão C:N aumentou em 22%, fato que trouxe implicações na absorção de nitrogênio, no padrão de crescimento vegetal e na eficiência do uso da água (Silva & Madhur 2012). Embora estudos em florestas tropicais urbanas sejam bastante restritos, presume-se que fragmentos que estejam sob diferentes pressões de urbanização (e. g. poluição atmosférica, ilhas de calor) possam apresentar respostas fisiológicas distintas, como variações na condutância estomática, diferenças na assimilação de carbono e na capacidade de evapotranspiração (Kjellgren e Montague, 1998; Leuzinger et al., 2010; Pataki et al., 2011).

O nitrogênio molecular (N₂) compõe cerca de 78% da atmosfera terrestre. O N circula através do ar, água, solo e biota, sendo um elemento considerado fundamental para a base da cadeia alimentar, por ser essencial ao crescimento vegetal (Boccuzzi 2017). Porém, o N₂ não pode ser aproveitado pelos seres vivos. É a conversão do N₂ em N reativo (N_r) que vai suportar direta ou indiretamente a produção de biomassa. As principais formas de N_r são as oxidadas (NO, NO₂, N₂O, NO₃⁻, NO₂⁻) e reduzidas (NH₃ e NH₄⁺) (Denk et al. 2017).

1.3. Isótopos estáveis de C e N: conceitos e aplicações

Cada elemento na tabela periódica tem um número atômico, que é constituído da soma dos prótons e nêutrons do núcleo, sendo o número de prótons o que define o elemento. Isótopos são espécies atômicas de um mesmo elemento, porém, com um número diferente de nêutrons, tornando-os mais leves ou pesados, dependendo do isótopo. Eles ocorrem em abundâncias diferentes na natureza. Por exemplo, o ^{12}C (com 6 prótons e 6 nêutrons) corresponde a 98.9% do C na atmosfera, enquanto o ^{13}C (com 6 prótons e 7 nêutrons) corresponde a apenas 1.1% e o ^{14}C (6 prótons e 8 nêutrons) menos de 0,01%. Já o ^{14}N (7 prótons e 7 nêutrons) corresponde a 99,34% do nitrogênio atmosférico enquanto o ^{15}N (com 7 prótons e 8 nêutrons) a apenas 0,37%.

Os isótopos estáveis de C e N são ferramentas bastante úteis em estudos de ecofisiologia vegetal, por serem bons marcadores ambientais e por não interferirem em processos fisiológicos, bioquímicos ou ecológicos (Pereira et al 2007, Martinelli et al 2009, Raczka et al 2017).

Os isótopos de C podem ser utilizados para elucidar vias fotossintéticas e outras rotas metabólicas em plantas (Lajtha & Marshall 1994), assim como o isótopo de N para elucidar ciclos do elemento pelo sistema solo planta.

O fato de o CO_2 oriundo da queima de combustível fóssil ter uma composição isotópica diferente (mais leve), comparado ao CO_2 de uma atmosfera não perturbada por atividades humanas, torna a metodologia isotópica viável em estudos que envolvam o sistema planta-atmosfera (Pereira 2007, Martinelli et al 2009). Desta forma, a composição isotópica do CO_2 atmosférico pode trazer informações sobre a magnitude e a distribuição de fontes e sumidouros de carbono em áreas urbanas (Pataki et al 2003), além de ser uma boa ferramenta para estudos ecofisiológicos (Ometto et al., 2006, Nardoto et al., 2014).

Raczka et al (2017) estudaram a relação do déficit de pressão de vapor de diferentes áreas vegetadas nos EUA e a sazonalidade das trocas de $\delta^{13}\text{C}$ entre o sistema solo-atmosfera. Os autores destacaram a influência das emissões urbanas no padrão encontrado e uma estreita relação da assinatura isotópica do C com o grupo funcional predominante na vegetação (plantas C3 e C4).

Considerando que a abundância de isótopos estáveis de C em plantas C3 normalmente é baixa devido à afinidade da enzima rubisco pelo $\delta^{12}\text{C}$ (discriminação isotópica), Faquhar et al, (1982) propuseram um modelo que relaciona diferentes parâmetros fisiológicos de uma planta com a sua assinatura isotópica. Portanto, à luz desse trabalho, torna-se possível compreender o *status* fisiológico de uma planta ou comunidade arbórea a partir do isótopo de carbono.

A dinâmica do nitrogênio nos ecossistemas terrestres pode ser avaliada através da análise da abundância natural de isótopos estáveis de N ($\delta^{15}\text{N}$) no sistema solo-planta. $\delta^{15}\text{N}$ integra a assinatura isotópica estável de N e de suas fontes, assim como o seu fracionamento contra o isótopo mais pesado ^{15}N durante as reações de transformação de N, principalmente aquelas mediadas por micro-organismos como nitrificação e desnitrificação.

Para amostras de folhas, integra a dinâmica do N ao longo da vida útil das folhas, já que as plantas absorvem principalmente as formas inorgânicas NH_4 e NO_3 , as quais no solo tendem a ser ricas no isótopo pesado.

Os ecossistemas terrestres com menor limitação de N geralmente exibem taxas mais altas de transformação de N no solo e de perdas na atmosfera, como consequência, têm a composição do $\delta^{15}\text{N}$ mais alta no sistema solo-planta comparado aos ecossistemas terrestres sob maiores limitações de N (Reis et al. 2016, Martinelli et al. 2009). Sistemas com uma ciclagem aberta de N tendem a ser enriquecidos pelo isótopo pesado, já que há perda do isótopo leve durante os processos naturais (Nardoto et al. 2014). Um ciclo aberto de N reflete a alta entrada do elemento no ecossistema, seja ele de qualquer fonte, assim como uma grande demanda, ou seja, esse N não está sendo perdido por processo de lixiviação, principal razão de perda de N no ecossistemas, mas sim sendo utilizado pelos organismo, sendo eles vegetais ou bactérias.

As fontes de nitrogênio nas formas disponíveis, para as plantas podem ser várias, diferentemente do CO_2 . Por isso, a interpretação da composição isotópica de N das plantas se torna algo complexo, e apenas nos últimos 15 anos se começou a utilizar os dados isotópicos de N de forma eficiente em estudos ecológicos (Martinelli et al 2009).

Denk et al. (2017) em revisão sobre o tema constataram que o fracionamento isotópico do nitrogênio pode ser usado como ferramenta para elucidar processos no ciclo do N. Por exemplo, essa ferramenta foi utilizada para elucidar a dinâmica de nutrientes e eficiência do ciclo de N em fragmentos florestais em processo de regeneração (Amazonas et al, 2011); estudar o impacto ambiental por diferentes usos do solo e conversão de pasto em plantações extensivas (Figueira et al, 2016) e investigar a dinâmica do N em diferentes fitofisionomias de manguezais, utilizando-se de amostras de solo, folha e serapilheira destas áreas (Reis et al. 2016).

A família Fabaceae é conhecida por suas habilidades de formar relações simbióticas com bactérias fixadoras de N. Muitos autores atribuem o N fixado nos ecossistemas tropicais a essas espécies (Martinelli et al 1999, Ometto et al 2006, Nardoto et al 2013). Porém, em ecossistema estável, as espécies dessa família não fixam N (Ometto et al 2006, Nardoto et al 2013).

Em uma revisão sobre o nitrogênio de vida livre, Reed et al. (2011) comentaram que, em diversos locais e biomas, em especial em vegetação tropical, a fixação de N de vida livre pode contribuir mais do que a fixação biológica.

A troposfera de São Paulo, altamente nitrogenada pela emissão antrópica de compostos reativos de N, principalmente vindo de emissão veicular, pode proporcionar um forte aumento de nitrogênio em solos de florestas urbanas, pela deposição atmosférica, contribuindo assim para o maior acúmulo de N nos compartimentos edáficos (Teixeira et al., 2008). Um estudo feito por Felix et al (2014) em Pittsburgh, um centro urbano dos Estados Unidos, mostrou que, a emissão de NH₃ (amônia) vinda do combustível fóssil tem um valor de $\delta^{15}\text{N}$ entre -8.5 e 7.2‰. Então as emissões veiculares podem alterar a composição isotópica de N em áreas de florestas urbanas.

Deve-se destacar que em ambientes com elevada deposição de N e eventuais fenômenos de restrições hídricas, as espécies arbóreas podem incorporar maior quantidade de ¹³C do que ¹²C como resposta à redução da condutância estomática. Tal comportamento serve como indicador da mudança de carbono assimilado, destacando assim um provável *status* fisiológico da comunidade arbórea (Silva et al. 2015).

Valores médios isotópicos ainda não foram reportados para diferentes grupos taxonômicos localizados em florestas urbanas no Brasil, sendo este trabalho pioneiro dentro desta abordagem.

2. Objetivos e Hipóteses

2.1 Objetivos

- a) Averiguar se há uma diferença na composição isotópica de C e N entre grupos taxonômicos presentes em florestas urbanas da cidade de São Paulo, localizadas em um distanciamento no sentido centro-periferia e entre as florestas.
- b) Verificar por meio da composição isotópica do C da comunidade arbórea se há alteração de respostas fisiológicas de florestas urbanas da cidade de São Paulo, localizadas em um distanciamento no sentido centro-periferia.

2.2 Hipóteses

Considerando que i) segundo Farquhar et al. (1989), a discriminação isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ tanto na via estomática quanto na rubisco pode ser um indicador ecofisiológico; ii) as florestas urbanas estão expostas a diferentes tipos de estresse, seja por ilhas de calor, ou por um tipo específico de poluente atmosférico (e. g. NO_x) (Miller et al., 2010); iii. grupos funcionais predominantes de estratos mais altos em sistemas florestais (espécies secundárias) tendem a discriminar o ^{13}C diferente de espécies pioneiras e de estratos inferiores (Ometto et al., 2002; Ometto et al., 2006); iv. Aspectos ecológicos e evolutivos favorecem alguns grupos taxonômicos e funcionais na obtenção e uso de nitrogênio e carbono (van Kuijk et al., 2009), testaram-se neste estudo as seguintes hipóteses:

- a) A composição isotópica de C e N e respostas fisiológicas variam entre espécies e famílias mais representativas das florestas urbanas.
- b) A composição isotópica de C e N a relação C/N e respostas fisiológicas variam em função da distância em relação ao centro da cidade, onde as emissões de compostos de C e N são mais altas.

3. Material e Métodos

3.1 Áreas de estudo

As quatro florestas urbanas, focos deste estudo, estão situadas no município de São Paulo, em diferentes distâncias do centro (Figura 1) (Tabela 1). A vegetação está sob Domínio da Mata Atlântica e pode ser considerada como área de transição florística, existindo maior influência da flora encontrada na Floresta Ombrófila Densa (Aragaki 2017).

Considerando-se as médias e os respectivos desvios-padrão dos elementos climáticos e o período selecionado para a análise, o clima regional pode ser classificado em Cfa, Cfb, Cwa ou Cwb, caracterizando uma área de transição climática (Aragaki & Mantovani 1998).

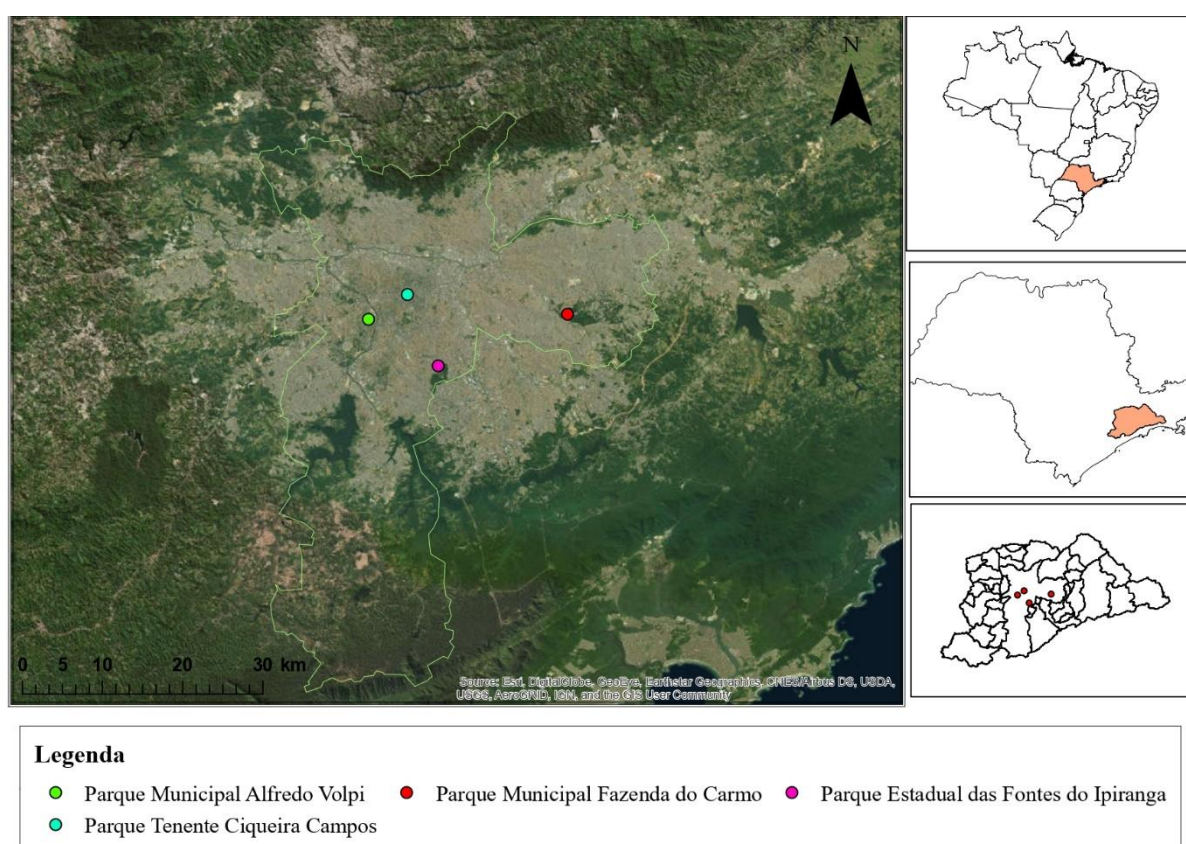


Figura 1. Localização das florestas urbanas selecionadas para o presente estudo na cidade de São Paulo.

Tabela 1. Características das florestas urbanas selecionadas para o presente estudo na cidade de São Paulo.

	Parque Tenente Siqueira Campos (Trianon)	Parque Alfredo Volpi	Parque Estadual Fontes do Ipiranga	Parque Natural Municipal Fazenda do Carmo
Área (ha)	4,6	14,2	526,4	867,6
Altitude (m)	805 a 815	730 a 793	760 a 825	782 a 864
Ano de Criação	1892	1971	1969	1989
Urbanização do entorno	1882 a 1914	1950 a 1962	1930 a 1962	1940 a 2003
Distância do marco zero do centro da cidade de São Paulo (km)	3	8	10,5	16
Localização	23° 33' 41" S e 46° 39' 23" O	23° 58' 93" S e - 43° 70' 15" O	23° 38' 24.6" S e 46° 37' 3.1" O	23°35'11.55"S 46°29'2.21"O
Presença de corpos d'água	Não	Sim	Sim	Sim
Tipo de Solo	Muito Argiloso	Franco argilo arenoso	Franco argilo arenoso	Franco argilo arenoso

Referências: Barbosa 2019, Ramon 2018, Souza 2019, Aragaki 2017.

O Parque Tenente Siqueira Campos, conhecido como Trianon, está localizado na rua Peixoto Gomide, na região central da cidade de São Paulo. Este parque foi inaugurado em abril de 1892, um ano após a inauguração da Avenida Paulista. Uma de suas entradas é justamente nesta avenida, que possui intenso tráfego veicular (Barbosa 2019). O parque ainda é cortado por outras vias movimentadas como a Alameda Jaú e a Alameda Casa Branca (SVMA, 2015). Essa região é conhecida como espigão central, que é a área mais elevada do centro expandido da cidade de São Paulo (Ab'Saber, 2017). Considerado importante área verde na cinza Paulista, o parque Trianon chega a receber aproximadamente oito mil pessoas nos dias mais movimentados (Barbosa 2019).

O Parque Alfredo Volpi situa-se na Rua Eng. Oscar Americano, no bairro do Morumbi e pertence à Subprefeitura do Butantã. Esta área protegida foi criada visando a preservação ambiental de uma área remanescente de mata original do Planalto Paulista em estágio médio de sucessão vegetal (SVMA, 2016). É o segundo parque mais próximo do centro da cidade. Representados por espécimes arbóreos característicos de mata primária, e de espécies

indicadoras do estágio sucessional avançado. O parque apresenta transição entre a Floresta Estacional Semidecídua (65%) e a Floresta Ombrófila Densa (35%).

O Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI) também é conhecido por Parque do Estado e em sua área estão localizados o Jardim Zoológico de São Paulo, a Estação Meteorológica do Instituto do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências da Atmosféricas da Universidade de São Paulo, o Zôo Safari, O Expo São Paulo, Centro Paralímpico Brasileiro, Centro de Atenção Integrada de Saúde Mental “Doutor David Capistrano da Costa Filho” da Água Funda (CAISM da Água Funda), o Instituto de Botânica e o Jardim Botânico de São Paulo. Neste estudo é considerada apenas a área de floresta localizada nas dependências do Jardim Botânico. É nesse trecho de floresta que nasce o riacho que forma o rio Ipiranga, que passa pelo Jardim da Independência. É formado de Bosques Heterogêneos e Mata Ombrófila Densa, conforme o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA) (Ramon 2018).

O Parque Natural Municipal Fazenda do Carmo (PNMFC), o mais afastado do centro de São Paulo, é composto por bosques heterogêneos e mata ombrófila densa (PMMA, 2017). Possui características semelhantes ao parque Alfredo Volpi, com relevo ondulado, gramados, lagos, riacho, rede de caminhos e recantos sinuosos (Ramon 2018). A composição de famílias e gêneros predominantes na área do PNMFC sugere a presença de trechos de floresta com idades e estádios de regeneração ou de degradação variados, de modo geral, o PNMFC apresenta florestas secundárias, em gradientes sucessionais de estágio médio. Em 2003, a prefeitura transformou a Zona de Vida Silvestre da APA em uma Unidade de Conservação de Proteção Integral: o Parque Natural Municipal Fazenda do Carmo (Decretos municipais nº 43.329/2003 e nº 50.201/2008).

Os quatro parques são considerados patrimônios ambientais pelo Decreto do Estado de São Paulo 30.443 de 1989, artigo 2º, imunes de corte, em razão de sua localização e por serem considerados integrantes da vegetação significativa do Município de São Paulo (São Paulo, 1988; ALESP, 1989).

3.2. Amostragens para análises isotópicas

Foram sorteadas duas árvores, com PAP (Perímetro a altura do peito) mínimo de 15 cm, em cada uma das 100 parcelas de 10 m x 10 m (totalizando uma área de 1 ha) previamente demarcadas em cada fragmento florestal pela equipe do Prof. Dr. Mauricio Lamano Ferreira, do Centro Universitário Adventista de São Paulo (UNASP), totalizando 200 árvores por floresta urbana. Todas as árvores sorteadas foram identificadas pela Dra. Sonia Aragaki, pesquisadora

do Núcleo de Pesquisa do Herbário do Instituto de Botânica, para caracterização do conjunto de árvores amostrado em cada floresta urbana. Destas árvores, foram coletadas, utilizando podão, três pequenas porções de folhas, sendo uma da parte alta do dossel, outra da parte intermediária e outra da parte inferior, compondo assim uma amostra mista de folhas por árvore (figura 2). Optou-se por esse esquema de amostragem porque, segundo Ometto et al. (2006), há uma variação na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ em folhas localizadas em diferentes alturas da copa de indivíduos arbóreos de florestas tropicais. A amostragem foi realizada no final da estação de outono e começo da estação do inverno de 2018, dado que existe uma variação nos fluxos de $\delta^{13}\text{C}$ atmosférico entre períodos secos e úmidos (Pataki et al 2003).

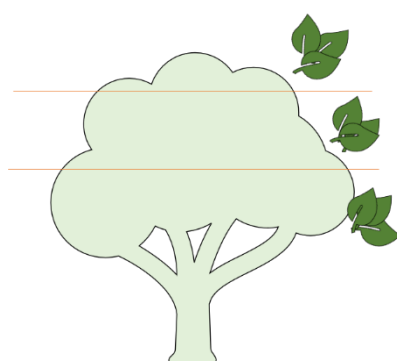


Figura 2. Esquema de amostragem de folhas para análise isotópica.

As amostras foram identificadas e levadas ao laboratório do Núcleo de Pesquisa em Ecologia do Instituto de Botânica, onde foram secas em estufa de ventilação forçada a 45°C durante uma semana ou até alcançar peso constante. Após isso, o material foi moído em moinho de bola de ágata (figura 3 A). Posteriormente, entre 2,4 a 2,7 mg de cada amostra foram colocadas em cápsulas de estanho. As pesagens foram realizadas em balança analítica com precisão de 6 casas decimais do Laboratório de Análise de Processos Atmosféricos, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências atmosféricas (IAG) da Universidade de São Paulo (figura 3 B).

As cápsulas foram encaminhadas para o Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo e posteriormente foram analisadas quanto ao conteúdo de ^{12}C , ^{13}C , ^{14}N , ^{15}N , % C e % N em um Analisador Elementar de Combustão (EA-Carlo Erba), em linha com o Espectrômetro de Massa (Delta Plus, Finnigan Mat, San José, CA, EUA (Martins, 2010).

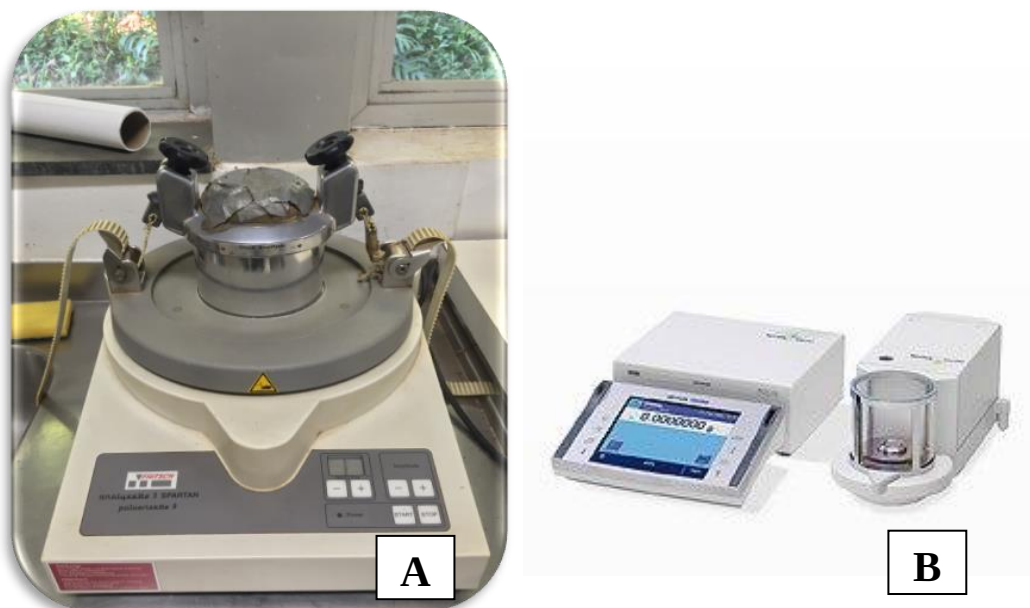


Figura 3. Moinho de bola de ágata (A) e Balança analítica (B).

De posse dos resultados relativos à assinatura isotópica de C, baseando-se no trabalho de Silva et al (2015), calcularam-se os seguintes parâmetros:

A abundância do isótopo pesado (δ) de C e N foi estimada por meio da seguinte equação e expressa em partes por milhão:

$$\delta (\text{‰}) = (R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}} - 1) * 1000$$

Onde a R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ é a razão da abundância da amostra pelo padrão internacional (Pedra Vienna PeeDee Belemnite para o C e a atmosfera para o N).

Para averiguar as mudanças atmosféricas do ^{13}C durante o tempo, a discriminação do C na planta foi determinada pela equação de Farquhar et al (1982):

$$\Delta^{13}\text{C} = (\delta^{13}\text{C}_{\text{ar}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{planta}}) / (1 + \delta^{13}\text{C}_{\text{ar}}/1000)$$

Onde $\delta^{13}\text{C}_{\text{ar}}$ é a razão do isótopo no ar, e $\delta^{13}\text{C}_{\text{planta}}$ é a razão do isótopo na biomassa da planta. Para traduzir essa fórmula em uma informação relevante da fisiologia da planta, a discriminação (Δ) do ^{13}C foi expressa por:

$$\Delta^{13}\text{C} = a + (b - a) * (C_i/C_a)$$

Onde a é discriminação do $^{13}\text{CO}_2$ durante a difusão do gás entre o ar atmosférico e o estômato (4.4%), b é a taxa de discriminação líquida da carboxilação (27‰), C_i e C_a são as concentrações do CO_2 intracelular e ambiente, respectivamente (Farquhar et al., 1982). Essa equação foi convertida em:

$$\Delta^{13}\text{C} = a + (b - a) * [(1 - 1,6 * A/C_a * g\text{H}_2\text{O})]$$

Onde A é a fotossíntese líquida, medida como a taxa total de CO_2 absorvida; $g\text{CO}_2$ é a condutância estomática para o CO_2 , dado que $g\text{H}_2\text{O}$ (condutância de vapor no estômato) é 1,6 $g\text{CO}_2$; os valores de $\Delta^{13}\text{C}$ podem ser relacionados pela razão $A/g\text{H}_2\text{O}$, a qual representa eficiência do uso intrínseco da água ($i\text{WUE}$) na planta.

$$i\text{WUE} = A/g = [1 - (C_i/C_a)] 0,625$$

3.3 Análise dos resultados

A partir dos parâmetros fisiológicos ($i\text{WUE}$, A , g) obtidos por meio dos modelos baseados em dados isotópicos foi formada uma planilha com matriz ortogonal, na qual as variáveis dependentes (VD), ou seja, as respostas fisiológicas, foram colocadas em colunas e valores referentes a cada árvore foi posicionada em uma linha, dentro do conjunto de dados da floresta urbana em questão, representando assim a variável independente (VI).

Foi feita uma análise de variância (teste F), para testar a variação entre as florestas urbanas, seguida pelo teste de Mann-Whitney e correção de Bonferroni para distinguir quais deferem entre si.

4. Resultados e Discussão

Esta sessão apresenta, inicialmente, dados referentes à composição florística referente a cada fragmento de floresta urbana (item 4.1), seguidos de resultados sobre a composição isotópica do carbono e respostas fisiológicas das comunidades estudadas e do comportamento do elemento N e seu isótopo estável nas comunidades arbóreas (item 4.2). Por fim, mostra-se alguns resultados da interação do C e N nos sistemas florestais urbanos (item 4.3).

4.1 Fitofisionomia dos Parques

Foram amostradas 81, 69, 60 e 69 espécies no Parque Trianon (PT), Parque Alfredo Volpi (PAV), Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque do Carmo (PC) respectivamente. Estas espécies pertencem a 31 (PT), 25 (PAV), 22 (PEFI) e 28 (PC) famílias (Tabela 2).

A Tabela 3 apresenta a diversidade de espécies, famílias e suas respectivas abundâncias absolutas. Levantou-se por metodologia randômica uma diversidade florística satisfatória para compreender a composição isotópica e as respostas fisiológicas das comunidades arbóreas selecionadas no presente estudo. Dentre as espécies amostradas em cada floresta urbana, algumas espécies ocorriam em maior densidade. As espécies mais abundantes foram: no PT, *Calyptanthus grandiflora* (n=22), *Guarea macrophylla* (n=18) e *Cupania obonglifolia* (n=10); no PAV, *Actinostemon klotschii* (n=14), *Cupania obonglifolia* (n=51) e *Gymnanthes serrata* (n=10); No PEFI, *Cordia myrcifolia* (n=12), *Cupania Obonglifolia* (n=21), *Eugenia excelsa* (n=15) e *Rudgea jasminoides* (n=10) e no PC, *Alchornea sidifolia* (n=9) e *Nectandra oppositifolia* (n=8) (Tabela 3).

Tabela 2. Total de espécies e famílias amostradas nas quatro florestas urbanas.

Local	Espécies	Famílias
Parque Trianon	81	31
Parque Alfred Volpi	69	25
Parque das Fontes do Ipiranga	60	22
Parque do Carmo	69	28

Tabela 3. Diversidade em espécies e número de árvores amostradas por espécie nas quatro florestas urbanas de São Paulo - SP (GS – grupo sucessional, S – secundária/não pioneira, P – pioneira, EX – exótica, NC – não classificada).

Família	Espécie	GS	PT	PAV	PEFI	PC
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	S	0	2	0	0
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	S	0	1	0	0
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	S	0	2	0	1

Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil	S	1	3	0	6
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	S	1	0	0	0
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	S	1	0	0	1
Araliaceae	<i>Dendropanax</i> sp.	NC	0	1	0	0
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	NC	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Vernonanthura</i> cf. <i>discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	NC	0	0	0	1
Asteraceae	<i>Vernonanthura</i> sp.	NC	0	0	0	1
Astereceae	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	NC	1	0	0	0
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	S	0	0	0	1
Boaraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	S	2	0	4	1
Burceraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	S	0	1	1	0
Burceraceae	<i>Protium Widgrenii</i> Engl.	S	0	1	0	0
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	S	0	1	0	0
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	S	1	5	0	2
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	S	2	0	1	0
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	P	0	0	0	1
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	S	0	0	1	0
Clusiaceae	<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	S	1	0	1	3
Dileniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.	S	0	1	0	0
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	S	1	0	6	4
Elaeocarpaceae	<i>sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	S	6	1	0	1
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	S	0	0	1	0
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> sp.	NC	2	0	0	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum</i> sp.	NC	1	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	S	0	4	0	0
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	S	3	14	3	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	S	4	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	S	0	2	0	9
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	S	0	1	0	3
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	0	1	0	3
Euphorbiaceae	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	P	0	0	0	4
Euphorbiaceae	<i>Croton salutaris</i> Casar.	P	0	0	0	1
Euphorbiaceae	<i>Gyminantes serrata</i> Baill. ex Müll.Arg.	S	0	10	0	0
Euphorbiaceae	<i>Gyminantes</i> sp.	S	0	2	0	0
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	S	2	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	S	0	2	0	0
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania</i> sp.	NC	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Andira</i> sp.	NC	1	0	0	2
Fabaceae	<i>Bauhinia cupulata</i> Benth.	P	0	1	0	0
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.	NC	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	S	6	0	0	1
Fabaceae	<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	S	0	0	0	1
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	S	3	0	0	0
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> Var.	S	2	0	0	0
Fabaceae	<i>Inga sellowiana</i> Benth.	P	0	0	0	1

Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	S	0	0	2	1
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	S	2	0	0	0
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	S	0	0	0	3
Fabaceae	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	S	6	1	0	0
Fabaceae	<i>Platymiscium</i> sp.	NC	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Sclerolobium denudatum</i> Vogel	S	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	S	2	2	0	0
Lacistemaceae	<i>Lacistema</i> sp.	NC	0	0	4	0
Lauraceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	P	1	0	0	0
Lauraceae	<i>Aniba</i> sp.	NC	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Cinnamomum stenophyllum</i> (Meisn.) Vattimo-Gil	S	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	S	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	S	1	1	0	0
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	S	0	0	3	0
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	S	1	2	2	8
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	NC	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	S	0	1	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	S	0	1	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	S	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	S	0	2	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	S	0	0	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	S	0	1	0	2
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	S	0	0	2	0
Lauraceae	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	S	1	0	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	S	0	2	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	S	0	0	1	1
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	S	0	2	0	2
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	S	1	1	1	4
Lauraceae	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	S	0	0	4	0
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	EX	0	2	0	0
Lecythidaceae	<i>Cariniana</i> sp.	S	1	0	0	0
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	S	0	1	0	1
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	S	0	1	0	1
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	S	0	0	1	5
Melastomataceae	<i>Miconia cf. prasina</i> (Sw.) DC.	NC	0	1	0	0
Melastomataceae	<i>Miconia tristis</i> Spring	S	0	0	0	1
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	S	0	0	5	0
Melastomataceae	<i>Tibouchina trichopoda</i> (DC.) Baill.	P	0	0	0	1
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	S	17	2	14	0
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	S	0	0	4	0
Meliaceae	<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	S	0	0	6	2
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	S	0	1	4	1
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	S	0	1	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	S	0	3	0	2
Monimiaceae	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	S	0	1	0	0

Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	S	0	0	0	1
Moraceae	<i>Sorocea</i> sp.	S	2	0	0	0
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	S	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandiflora</i> O.Berg	S	22	1	4	1
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	S	0	3	4	0
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp.	S	3	0	0	4
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	S	4	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	S	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	S	3	5	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia cf. brevistyla</i> D.Legrand	S	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia dodonaefolia</i> Cambess.	S	1	0	0	2
Myrtaceae	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	S	0	5	15	0
Myrtaceae	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	S	0	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	S	0	0	2	1
Myrtaceae	<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	S	2	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	S	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	S	0	0	4	0
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	S	4	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	S	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. 1	S	2	0	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. 2	S	1	0	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	S	9	0	0	0
Myrtaceae	<i>Marliera</i> sp.	S	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	S	0	0	3	0
Myrtaceae	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	S	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	S	0	0	3	0
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	S	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	S	1	3	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	S	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	S	5	0	1	0
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	S	1	0	1	3
Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> sp.	NC	2	0	0	0
Myrtaceae	<i>Myrtacea</i> 1	NC	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>myrtacea</i> 2	NC	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>myrtacea</i> 3	NC	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	S	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	P	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Psidium guianensis</i> O.Berg	S	0	2	0	0
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	S	0	0	1	0
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	S	1	0	1	4
Oleaceae	<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	S	0	2	0	0
Oleaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	S	0	0	2	2
Oleaceae	<i>heisteria</i> sp.	NC	1	0	0	0
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	S	0	1	0	0
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	S	2	0	0	0

Phyllarthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	P	0	0	1	0
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	S	0	1	0	0
Podocarpaceae	<i>Podocarpus selowii</i> Klotzsch ex Endl	S	0	0	1	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	NC	2	2	0	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	S	1	3	1	2
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	S	1	0	0	0
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	S	0	1	0	1
Rhamnaceae	<i>Colubrina</i> sp.	NC	1	0	0	0
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	P	1	0	0	0
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	S	0	3	1	0
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	S	0	1	0	1
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	S	6	0	0	0
Rubiaceae	<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	S	1	0	10	1
Rubiaceae	<i>Cordia</i> sp.	NC	1	0	0	0
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	S	0	1	1	0
Rubiaceae	<i>Faramea</i> sp.	NC	0	0	0	1
Rubiaceae	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	S	0	0	0	1
Rubiaceae	<i>indeterminada 1</i>	NC	0	0	0	1
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	S	0	1	0	0
Rubiaceae	<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	S	1	0	0	0
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp. 1	NC	0	1	1	0
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	S	1	0	0	4
Rubiaceae	<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	S	0	0	0	2
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	S	0	4	10	0
Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyererm.	S	0	1	0	0
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	S	7	0	0	0
Rutaceae	<i>Esenbeckia</i> sp.	NC	3	0	0	0
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	S	0	0	0	4
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	S	1	2	1	0
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	S	1	4	0	2
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	P	0	0	0	3
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	S	10	51	19	2
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	S	1	0	0	5
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	S	1	1	1	1
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	S	0	2	2	2
Sapotaceae	<i>Ecclinusa</i> sp.	NC	1	0	1	0
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	S	0	0	1	0
Solanaceae	<i>Cestum</i> sp.	NC	2	0	0	0
Solanaceae	<i>Solanum cf. scuticum</i> M.Nee	NC	0	0	0	1
Symplocaceae	<i>Symplocos</i> sp.	NC	1	0	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	P	0	1	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	P	0	1	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp.	P	1	0	0	0
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	S	0	0	0	1

As quatro florestas apresentaram fitofisionomia similar. No total, amostraram-se 182 espécies e 45 famílias, números próximos aos encontrados por Aragaki (2017) - 204 espécies e 61 famílias - que estudou 5 áreas de floresta urbana no município de São Paulo – SP. Myrtaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Fabaceae e Rubiaceae foram as famílias mais representativas nas quatro florestas (figura 4). Myrtaceae (com 30 espécies;15%), Fabaceae (com 24 espécies,12%) e Lauraceae (com 20 espécies (10%) também estiveram entre as famílias mais representativas no levantamento fitossociológico realizado por Aragaki (2017); todas elas são características do domínio florístico Atlântico.

Além disso, *Cupania obonglifolia*, *Guatteria australis*, *Sloanea hirsuta* e *Casearia sylvestris* foram amostradas em todas as áreas de floresta incluídas neste estudo. As três primeiras ocorrem preferencialmente em estágios mais tardios da sucessão ecológica e a última é secundária inicial. Com base no estudo de Aragaki (2007), pode-se dizer que a amostragem feita no presente estudo conseguiu amostrar boa representatividade da biodiversidade da cidade de São Paulo, assim como da mata Atlântica.

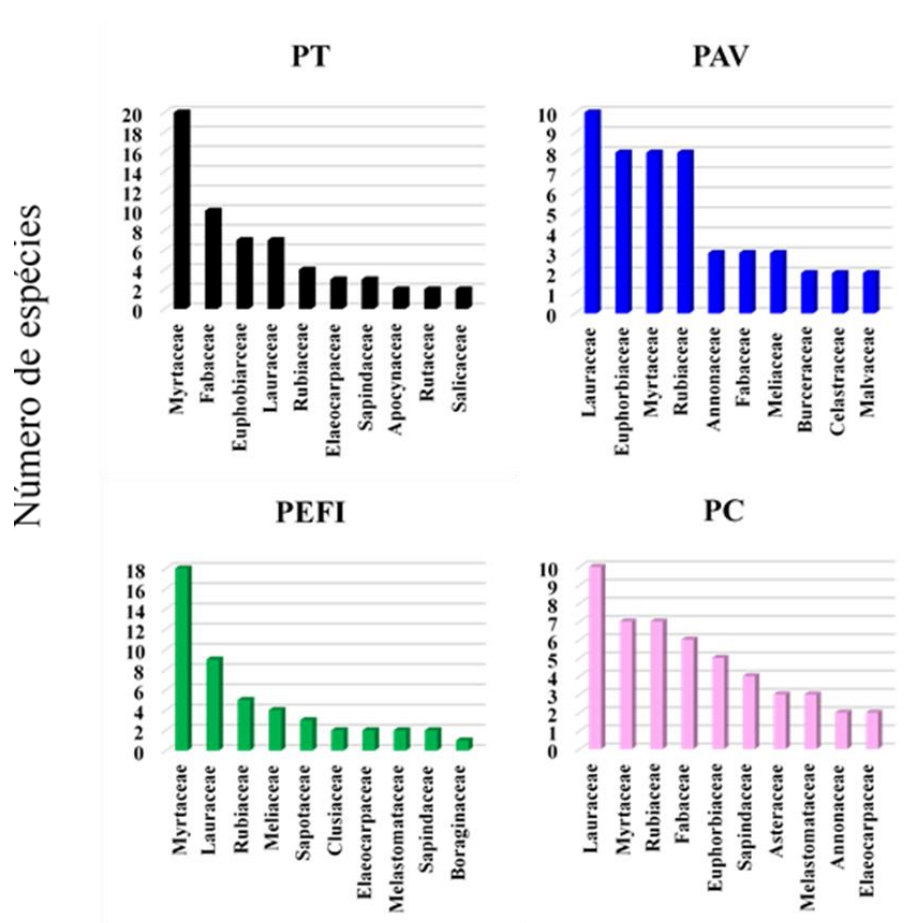


Figura 4. Número de espécies por famílias abundantes

Com relação às características sucessionais das espécies incluídas nas amostragens realizadas neste estudo, 8,2% pertencem ao grupo sucessional “pioneiras” e 74,2% ao grupo “secundárias”; 17% das espécies não puderam ser classificadas quanto grupo sucessional a que pertencem e 0,5% são consideradas exóticas. Na família Euphorbiaceae, por exemplo, das 13 espécies amostradas, 9 são secundárias (S), 3 pioneiras (PI) e 1 não classificada (NC). Entre as espécies da família Fabaceae amostradas, 10 são classificadas como secundárias, 2 como pioneiras e 3 não puderam ser classificadas quanto ao grupo funcional. A amostragem de espécies pertencentes à família Lauraceae incluiu 19 secundárias, 1 pioneira, 1 exótica (*Persea americana*) e 1 indefinida quanto ao grupo sucessional. Entre as Myrtaceae, foram amostradas árvores de 31 espécies secundárias, 1 pioneira e 4 indefinidas. Entre as Rubiaceae, amostraram-se árvores de 12 espécies secundárias e de 4 não classificadas (Tabela 3).

4.2. $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ na biodiversidade arbórea de florestas urbanas de São Paulo, SP

Valores médios isotópicos de C e N ainda não foram reportados para diferentes grupos taxonômicos localizados em florestas urbanas no Brasil, sendo este trabalho pioneiro dentro desta abordagem.

Neste estudo se observou que as árvores pioneiras apresentaram, em média, valor de 0,8‰ para $\delta^{15}\text{N}$ e -31,9‰ para o $\delta^{13}\text{C}$. Árvores secundárias apresentaram 1,1‰ para $\delta^{15}\text{N}$ e -32,3‰ para o $\delta^{13}\text{C}$ e árvores não classificadas apresentaram 1,3‰ para $\delta^{15}\text{N}$ e -32,4‰ para o $\delta^{13}\text{C}$.

Os valores isotópicos tanto para nitrogênio quanto para carbono variaram entre as famílias botânicas, espécies e entre áreas também.

Dentre todas as famílias estudadas, Erythroxylaceae foi a que teve o maior valor isotópico de nitrogênio foliar, com 4,68‰. Esta família foi seguida por Symplocaceae, com valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ 4,41‰ e por Bignoniaceae com valor de 3,87‰.

Dentre as famílias mais abundantes, notou-se variação na assinatura do isótopo de nitrogênio, especialmente entre as áreas. A família Euphorbiaceae teve 69 indivíduos pertencentes à 13 espécies, sendo 10 indivíduos encontrados no PT ($\delta^{15}\text{N}$ entre 4,60 e -0,80), 36 no PAV (entre 4,88 e -0,78), 3 no PEFI (entre 2,16 e -1,76) e 20 no PC (entre 3,58 e -4,31). Essa família botânica apresentou intervalo de resultados para o $\delta^{15}\text{N}$ variando de -2,73‰ a um máximo de 4,33‰ e um valor médio de 2,32‰.

Foram amostrados 40 indivíduos pertencentes a 15 espécies de Fabaceae, sendo que a maior parte destes indivíduos se encontram no PT (n=25), onde $\delta^{15}\text{N}$ variou entre 4,84 e 0,23. Nos fragmentos PEFI e PAV, houve baixa representatividade desta família, sendo amostrados apenas 2 árvores no primeiro parque ($\delta^{15}\text{N}$ = -0,84, em média) e 4 indivíduos no segundo ($\delta^{15}\text{N}$

= 1,36, em média). O valor médio para $\delta^{15}\text{N}$ das Fabaceae foi de 1,79‰, com um mínimo de -2,63‰ e um máximo de 4,36‰.

A família Lauraceae foi a segunda mais diversa em termos de espécies apresentando um total de 57 indivíduos. Esta família teve um valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ de -0,46‰, com um mínimo de -3,83‰ e um máximo de 3,56‰. No PC, a área com mais representantes desta família (n=22), $\delta^{15}\text{N}$ variou entre 1,58 e -3,83 e no PT, com menor número de árvores amostradas dessa família (n=5), $\delta^{15}\text{N}$ variou entre 3,41 e 1,52.

Dentre todas as famílias botânicas amostradas, Myrtaceae foi a mais abundante, tanto em indivíduos (n=143) quanto em número de espécies (n=36). A área que teve a maior quantidade de indivíduos foi o PT (n=64), seguido do PEFI (n=46). Nesses parques, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre 5,22- -0,86 e 1,43- -3,26, respectivamente. O valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ da família foi de 2,22‰, com valores máximo e mínimo de 5,07‰ e -1,46‰, respectivamente.

Por último, foram amostrados 56 indivíduos de Rubiaceae distribuídos em 16 espécies, sendo eles distribuídos uniformemente entre as áreas. Amostraram-se 10 árvores no fragmento florestal do PT ($\delta^{15}\text{N}$ = 3,81 e 0,65), 11 árvores no do PC ($\delta^{15}\text{N}$ = 2,78 e -1,64), 12 árvores no do PAV ($\delta^{15}\text{N}$ = 3,75 e -1,06) e 23 árvores no PEFI ($\delta^{15}\text{N}$ = 0,87 e -2,91). Esta família botânica teve valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ de 0,52‰, com máximo e mínimo de 3,80‰ e -2,34‰, respectivamente.

Conforme destacado na Figura 5, nenhuma destas famílias está entre as que apresentaram os maiores ou menores valores isotópicos. Vale destacar, ainda, a família Sapindaceae (valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ = 1,51‰) foi representada na amostragem por 95 indivíduos distribuídos em apenas 4 espécies, dos quais 82 pertencem a uma única espécie, *Cupania obonglifolia*, a mais representativa neste estudo. Para essa espécie, os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ foram 2,49, 1,35, 0,12 e 1,09 no PT, PAV, PEFI e PC respectivamente.

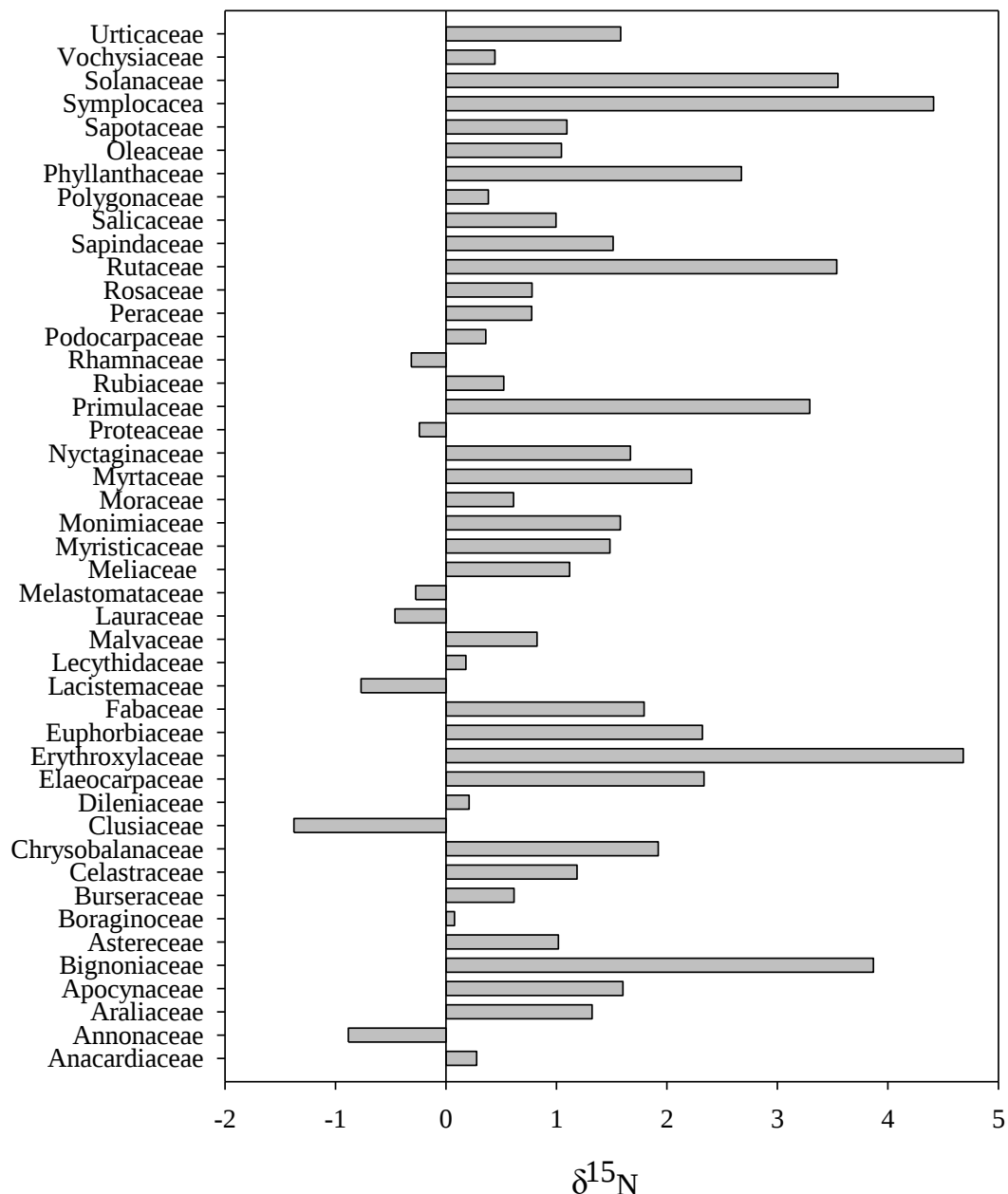


Figura 5. Composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ das famílias amostradas.

Para o valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$, nota-se que a maioria das famílias botânicas tiveram valores positivos (‰), ou seja, valores enriquecidos pelo isótopo pesado ($\delta^{15}\text{N}$). Apenas Annonaceae, Clusiaceae, Lacistemaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Proteaceae e Rhamnaceae foram representadas por árvores com valores negativos. Em geral, elas também foram famílias que tiveram uma baixa representatividade (com exceção de Lauraceae). Porém, destaca-se que outras famílias com baixa representatividade também mostraram valores positivos, o que faz com que a baixa representatividade não seja um fator determinante para os valores de $\delta^{15}\text{N}$.

Martinelli et al., (1998) comentam que a alta variabilidade de espécies e gêneros em florestas tropicais dificulta comparações da assinatura isotópica entre comunidades vegetais, além de considerar que mesmo em indivíduos da mesma espécie pode existir uma grande variação de valores, principalmente em decorrência de atributos morfo-fisiológicos. Acrescenta-se que a essa alta variabilidade pode resultar de processos filogenéticos, como foi observado por Fernandes (2019), que ordenou espécies pioneiras e não pioneiras da Floresta Atlântica de acordo com seu potencial de tolerância a estressores ambientais, utilizando características foliares morfo-anatômicas. De acordo com a autora, espécies de famílias mais evoluídas parecem apresentar maior potencial de tolerância do que as de famílias menos evoluídas.

Embora cada fragmento de floresta se encontre, provavelmente, em estágios sucessionais distintos, como mostrou estudo fitossociológico pretérito (Aragaki, 2017), existem em todos eles algumas espécies com características de estágios sucessionais avançados. Isso pode ter alguma relação com o predomínio de valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ foliar mais positivos, pois a fonte de N mais utilizada por espécies secundárias é o NH_4^+ , a qual é enriquecida no isótopo mais pesado do elemento (Aidar et al 2003, Austin et al., 2013; Nardoto et al., 2013; Bustamante et al., 2015). Isto pode ser visto no resultado das famílias Rutaceae e Apocynaceae, as quais tem valores positivos e próximo dos maiores valores, e tem na sua composição de espécies apenas árvores do grupo sucessional secundário tardio.

A família Fabaceae é amplamente encontrada em florestas tropicais e variam desde árvores de porte médio, ervas ou até mesmo lianas, sendo amplamente distribuídas no Brasil. Este grupo taxonômico pode ocorrer amplamente em florestas do bioma de Mata Atlântica e possui a habilidade de realizar simbiose com bactérias e fungos fixadores de N (Ometto et al 2006, Garcia et al 2011, Nardoto et al 2013). Em um amplo estudo florístico Mata Atlântica, especificamente no Estado de São Paulo, Joly et al. (2012) mostraram que Fabaceae está entre as que apresentam maior número de espécies, porém com baixa abundância, gerando um baixo valor de importância (<5%). Nesta mesma linha, Kondrat (2014) estudou aspectos florísticos em floresta urbana de São Paulo (PEFI) e destacou que a Família Fabaceae não foi uma das mais abundantes na comunidade arbórea. No estudo fitossociológico, o autor encontrou apenas sete espécies de Fabaceae e considerou a família como sendo característica de ambientes de estágio sucessional inicial.

Seria esperado que espécies pertencentes à família Fabaceae apresentassem composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ foliar mais próxima de 0‰, devido a sua relação simbiótica com bactérias fixadoras de N, que fixam o N atmosférico, o qual tem uma razão isotópica próxima a zero (Nardoto et al., 2008; Siddique et al., 2008; Nardoto et al., 2014). Porém o resultado mostrou que a fixação simbiótica de N parece não ter ocorrido devido à alta disponibilidade de

nitrogênio nestes ecossistemas (ver resultado C:N adiante). Nardoto et al., (2014) estudaram 1255 árvores amostradas em 65 parcelas na floresta Amazônica (RAINFOR/ForestPlots.net database) e destacaram que a família Fabaceae representou menos de 10% da amostragem florística e apenas 36% das plantas dessa família se mostraram fixadoras expressas de N. Isso demonstra que espécies de Fabaceae capazes de nodular não necessariamente nodulam e exercem a associação simbiótica, propriamente dita. Ometto et al (2006) encontraram resultados semelhantes para folhas do dossel de árvores da Amazônia, sendo que o solo estudado tinha alta disponibilidade de N. Além disso, devem-se considerar aspectos climáticos e estequiométricos do solo para discutir o nível de fixação simbiótica de N, como por exemplo, a oferta de fósforo e outros nutrientes (Craine et al., 2009; Mayor et al., 2014).

Dentre as famílias mais representativas deste estudo, Euphorbiaceae e Fabaceae foram as que tiveram os maiores valores percentuais de N, sendo eles 2,90% e 3,11%, respectivamente. As famílias Lauraceae e Sapindaceae tiveram porcentagem de N de 2,65% e 2,63%, respectivamente. Myrtaceae e Rubiaceae os menores valores, sendo 2,56% e 2,49%, respectivamente (Figura 6). No entanto, entre as famílias menos representativas, algumas apresentaram alta porcentagem de N. Nyctaginaceae foi a que teve a maior %N deste estudo, com valor médio de 4,65%. Esta família foi seguida de Solanaceae (4,06%) e Phyllanthaceae (3,58%). A porcentagem de N em árvores de Fabaceae amostradas não foi significativamente mais alta do que na maioria das demais famílias mais representativas nas florestas urbanas, como esperado devido à sua alta capacidade de formar relações simbióticas em suas raízes com bactérias fixadoras de N (Nardoto et al 2013). Estatisticamente, a concentração de N foi apenas mais alta nas espécies de Fabaceae do que nas espécies de Rubiaceae (figura 6).

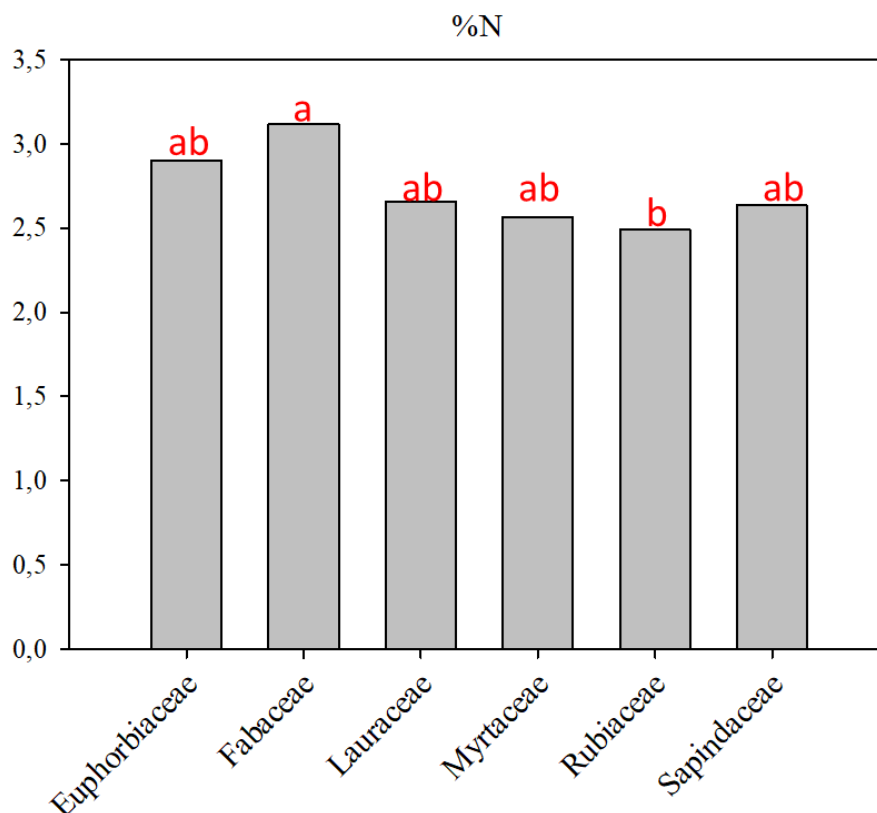


Figura 6. Porcentagem de N nas famílias mais representativas. Letras distintas indicam diferença significativa entre as famílias ($p < 0.05$).

Diferentemente do $\delta^{15}\text{N}$ foliar, a composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) variou pouco ao longo do grupo amostral. Embora a composição isotópica do C não seja um atributo dependente direto do grupo taxonômico, aptidões fisiológicas dentro de táxons específicos ou grupos funcionais podem provocar uma forte tendência para a assinatura do $\delta^{13}\text{C}$ mais pesado ou mais leve (Goud e Sparks, 2018). Estudos envolvendo comunidades de plantas epífitas com diferentes vias fotossintéticas (C3, C4 e CAM) evidenciam muito mais a variação entre isótopos leves e pesados. No entanto, grupos funcionais como pioneiras e secundárias apresentam variações clássicas em taxas respiratórias e fotossintéticas, podendo estes atributos ecofisiológicos serem determinantes na composição isotópica das plantas. A similaridade na composição isotópica de carbono entre as famílias incluídas na amostragem poderia ser à predominância de espécies não pioneiras na amostragem, com taxas fotossintéticas similares.

As espécies arbóreas da família Euphorbiaceae apresentaram valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ de -31,90‰, variando entre -33,98‰ (*Gyneranthus serrata*) e -29,00‰ (*Alchornea triplinervia*). A família Fabaceae teve um valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ de -32,18‰, com mínimo de -34,94‰ (*Platymiscium floribundum*) e máximo de -29,65‰ (*Machaerium nictitantes*). As Lauraceae tiveram valor médio de -32,87‰, com um valor mínimo de -35,24‰ (*Ocotea teleiandra*) e máximo de -

30,45‰ (*Ocotea sylvestris*). A família Myrtaceae obteve média de $\delta^{13}\text{C}$ foliar de -32,41‰, com mínimo de -35,21‰ (*Myrcia pubipetela*) e máximo de -29,51‰ (*Eugenia pyriformis*). As Rubiaceas tiveram valor médio de -32,46‰, com mínimo em -35,39‰ (*Psychotria vellosiana*) e máximo de -27,42‰ (*Rudgea jasminoides*) (Figura 7).

A baixa variação nos valores isotópicos de C entre as famílias botânicas sugere que: 1) as variações na escala evolutiva entre as famílias amostradas não resultaram na diversificação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, como foi evidenciado para $\delta^{15}\text{N}$ e também por Fernandes (2019) em fragmentos florestais de Mata Atlântica, com base características morfo-anatômicas potencialmente indicadoras de tolerância a estresses ambientais; 2) todas as árvores deste ambiente urbano estavam, de alguma forma, sob condições ambientais semelhantes, tanto de aporte hídrico quanto de outros fatores associados ao ambiente físico. Considerando que a poluição atmosférica pode ser um fator de regulação estomática (Cassimiro et al., 2016) e consequentemente de determinação da assinatura isotópica, estes resultados indicam que nenhum fragmento esteve, durante o tempo de vida das folhas selecionadas, mais ou menos favorecidos por pressões antrópicas do ecossistema urbano.

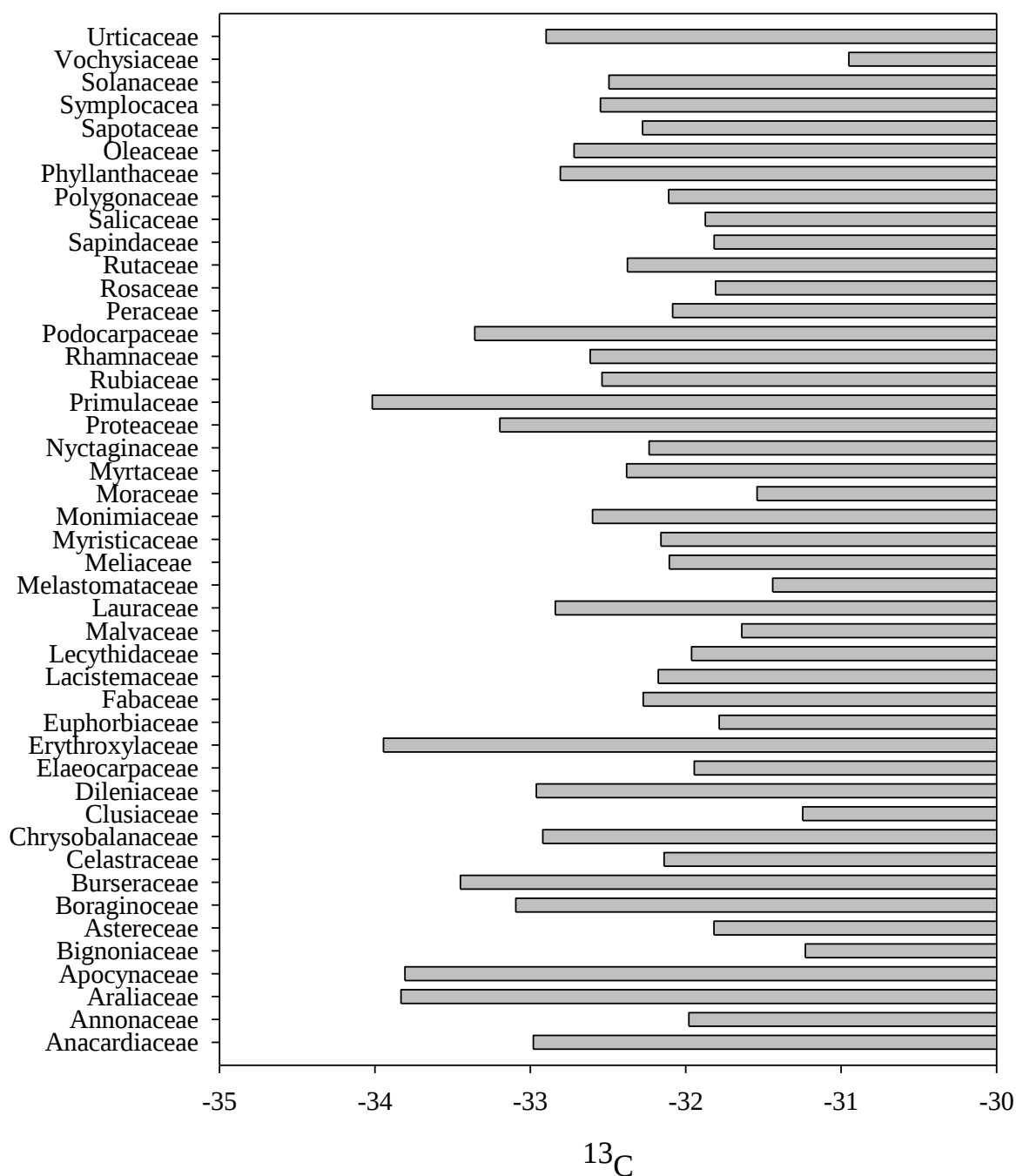


Figura 7. Composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ nas famílias amostradas.

As porcentagens de C também variaram pouco entre as famílias mais representativas (Lauraceae: 47,6%; Fabaceae: 46,1%; Sapindaceae: 45,9%; Myrtaceae: 44,78%; Rubiaceae: 43,89%; Euphorbiaceae: 42,93%; figura 8). O valor percentual médio de C nas espécies de Lauraceae foi significativamente maior do que nas das famílias Euphorbiaceae, Myrtaceae e Rubiaceae. As demais diferenças não foram comprovadas estatisticamente.

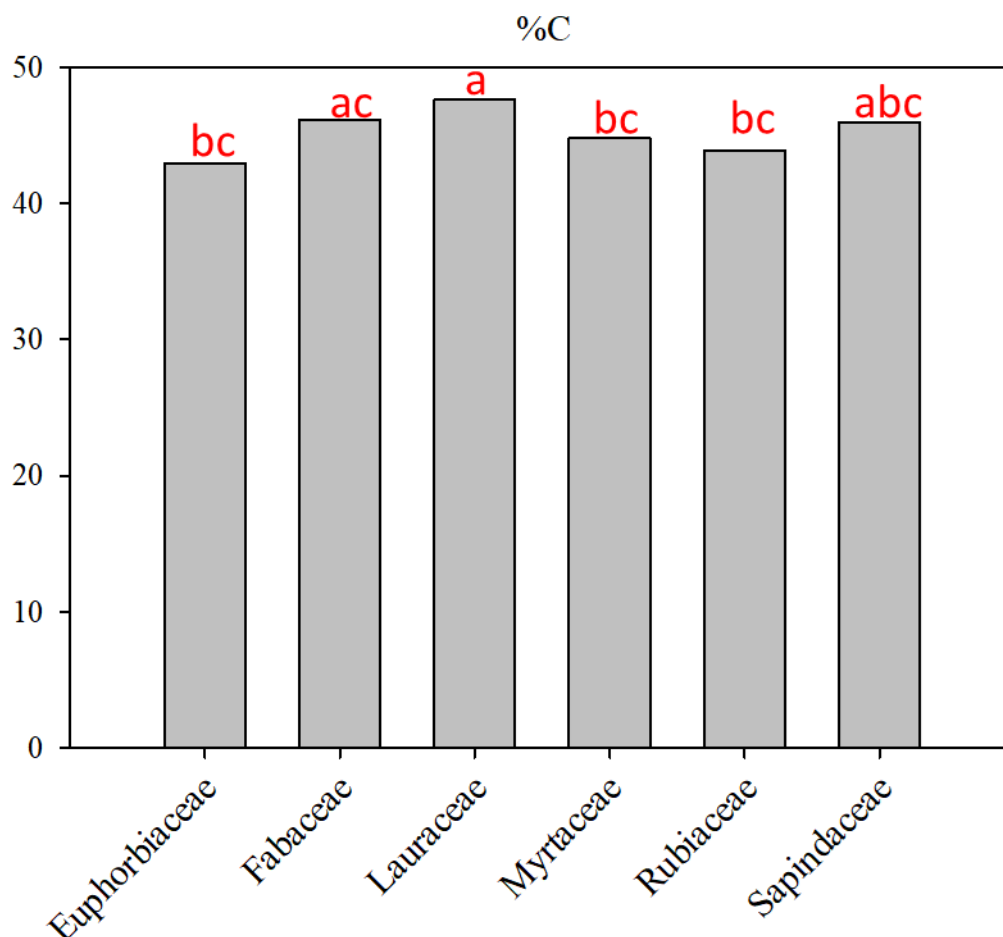


Figura 8. Porcentagem de C nas famílias mais abundantes. Letras distintas indicam diferença significativa entre as famílias.

4.3 Parâmetros isotópicos e fisiológicos das comunidades arbóreas.

4.3.1 Nitrogênio

As porcentagens e composição isotópica de nitrogênio variaram entre as comunidades arbóreas estudadas. A porcentagem de N presente no material foliar apresentou maior dispersão no PC, ao passo que os dados referentes ao PEFI foram os que apresentaram a menor amplitude. Além disso, observou-se que, no sentido centro-periferia, a %N presente nas folhas não variou expressivamente no dossel das árvores (figura 9A).

Tendência oposta aconteceu em relação aos valores isotópicos presentes nas folhas das árvores selecionadas. Notou-se uma perceptível diminuição nos valores foliares de $\delta^{15}\text{N}$ nas árvores coletadas no sentido centro-periferia (figura 5 B). As áreas mais ao centro, PT e PAV tiveram, em sua maioria, valores positivos para o $\delta^{15}\text{N}$, sendo o PT o fragmento cujas folhas coletadas apresentaram os valores mais elevados, seguido pelo PAV. O terceiro fragmento florestal mais distante do centro da cidade (PEFI) mostrou valores de $\delta^{15}\text{N}$ muito baixos, sendo em sua

maioria negativos. Característica muito similar ao PEFI foi encontrada nas folhas das árvores do PC (Figura 5B).

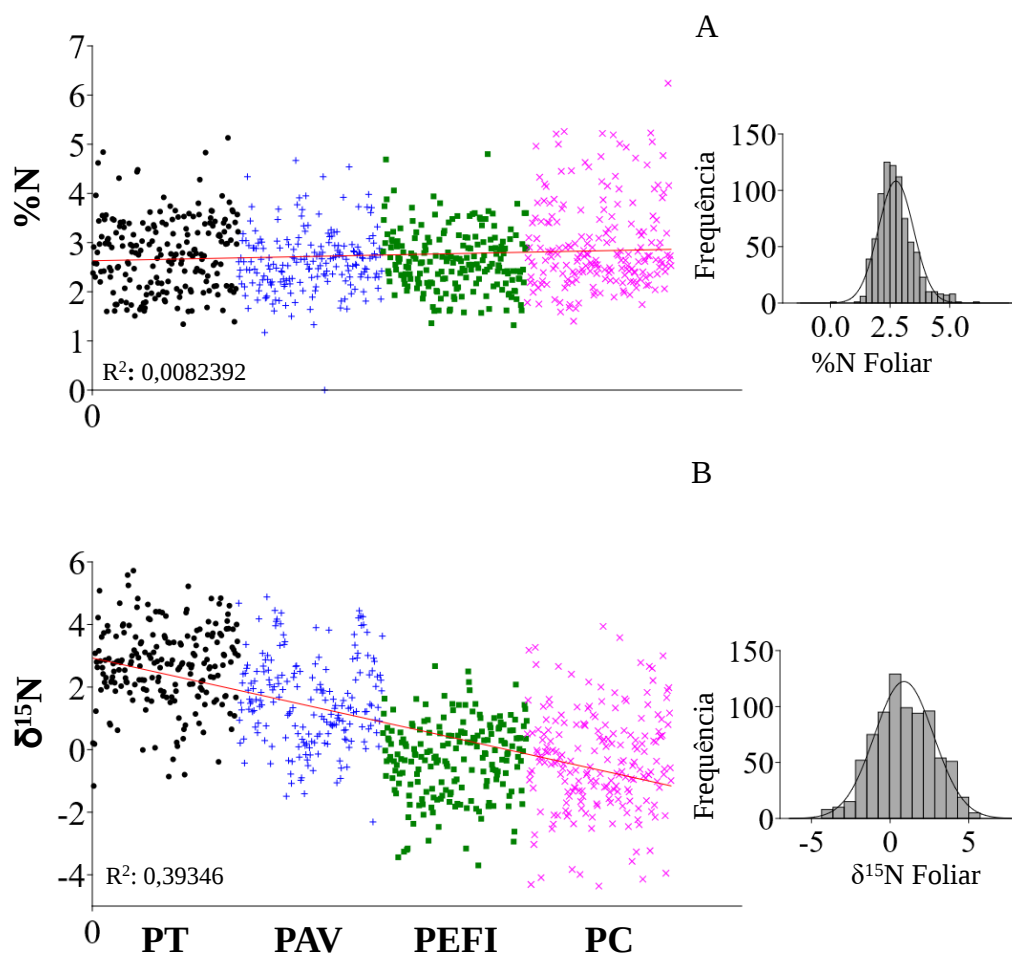


Figura 9. Variação nos teores foliares de nitrogênio nos quatro fragmentos estudados. A: Valores percentuais de N. B: os Valores de $\delta^{15}N$.

Análise da quantidade e composição isotópica do N podem fornecer informações sobre a aquisição de recursos e estratégias de sobrevivência de plantas de florestas tropicais (Santiago et al., 2017), principalmente pelo potencial de maximizar os ganhos de carbono sob determinada condição estomática (Wright et al., 2003).

Em relação à %N foliar, estima-se que a abundância de grupos taxonômicos e funcionais específicos seja um fator determinante na variação deste elemento no compartimento biótico (Aidar et al., 2003), embora possam existir variações nas estratégias de uso de nitrogênio dentro de um mesmo grupo sucessional (Oliveira et al., 2017). No entanto, essa discussão não pode ser aprofundada no presente estudo, visto que as comunidades vegetais estudadas parecem ser predominantemente compostas por espécies não pioneiras. Além disso, as famílias mais representativas nas florestas estudadas não se distinguiram claramente pela %N foliar.

Alguns aspectos podem explicar por que a comunidade vegetal do PC apresenta maior diversidade na %N foliar. A estrutura de sua comunidade é predominada por árvores menores e mais finas, além da baixa densidade de caules quando comparada aos outros fragmentos deste estudo, podendo indicar que a floresta está em estágio sucessional menos avançado do que as demais florestas estudadas (Ferreira, 2019). Outro fator importante a se considerar é que parte da floresta está periodicamente sujeita a episódios de seca e fogo (SVMA, 2020), sendo que este fenômeno interfere no avanço sucessional de toda a comunidade vegetal.

Em geral, espécies pioneiras têm maior capacidade fotossintética e menor tempo de vida quando comparadas as espécies tardias. Além disso, indivíduos deste grupo sucessional tendem a ocupar clareiras e bordas em sistemas florestais, dada a sua extrema necessidade por luz na etapa de germinação e crescimento inicial (Gandolfi et al., 1995).

Um conjunto de atributos fisiológicos e bioquímicos condicionam plantas deste grupo sucessional a terem maior eficiência do uso de N em sistemas florestais, dentre os quais se destacam: i) a preferência por assimilar N na forma de nitrato (NO_3^-), reduzindo o composto a nitrito (NO_2^-) na parte aérea da árvore; ii) alta taxa de translocação de N pelo xilema e; iii) maior atividade foliar da enzima nitrato redutase, importante na conversão de NO_3^- em NO_2^- e consequentemente na conversão de NO_2^- em amônio (NH_4^+) nos plastídeos (Krapp, 2015).

Além do PC, o PT também está localizado no centro da cidade de São Paulo, exatamente na área onde havia plantações de café até o início do século XX (Ramon 2018). O uso do solo para plantio de culturas ou pastagens altera padrões e processos edáficos e consequentemente os estoques de nutrientes, como C e N (Assad et al., 2013; Groppo et al., 2015; Durigan et al., 2017). No fragmento central, a maior quantidade de N em camadas mais profundas do solo caracteriza um tipo de uso diferenciado desta floresta urbana nos últimos séculos em relação as outras áreas de estudo (Ramon, 2018). Deve-se considerar ainda o histórico de pelo menos 100 anos de deposição atmosférica (seca e úmida) decorrente da emissão da frota veicular rica em NO_x no entorno deste fragmento, o qual ocorre há muito mais tempo no entorno desta área do que das outras áreas. Porém todos esses fatores não contribuíram para que o PT se diferenciasse das outras áreas.

Este cenário de enriquecimento de N no solo pode favorecer a oferta do elemento em sua forma biodisponível para a vegetação.

Outra característica importante do PT é que o solo contém entre 40%-60% mais argila do que o das outras áreas estudadas. Em geral, o PT apresenta solo tipo Muito-Argiloso, enquanto os outros fragmentos florestais apresentam solo Franco-Argilo-Arenoso. Este fato auxilia na retenção da matéria orgânica (MO) neste solo, dado que a MO é rica em C e N. Assim, a vegetação tem maior disponibilidade de nitrogênio para absorver e utilizar em sus processos

endógenos. Reich et al., (1994) mostraram que árvores da Amazônia aumentaram a assimilação fotossintética ($A_{\max}$) conforme aumentava a disponibilidade de N em três florestas em estágio sucessional avançado. Além disso, o PT é a área que apresenta a maior quantidade de espécies tardias dentre todos os sítios estudados. Aragaki, (2017) explicou que atributos da morfologia urbana, tais como prédios altos no entorno da floresta e a sua pequena área criam uma situação de elevado sombreamento favorecendo espécies de estágios sucessionais avançados.

Os valores encontrados neste estudo mostram uma grande amplitude isotópica para o $\delta^{15}\text{N}$ em florestas urbanas de São Paulo, um resultado inédito no Brasil.

Considerando-se o conjunto de dados total ($n=802$), a média de $\delta^{15}\text{N}$ foi de 2,66 ($\pm 1,27$) no PT, 1,54 ($\pm 1,40$) no PAV, -0,31 ($\pm 1,21$) no PEFI e de -0,38 ($\pm 1,60$) no PC. O valor médio $\delta^{15}\text{N}$ encontrado especialmente nas florestas urbanas periféricas estudo está abaixo do encontrado por Nardoto et al., (2014), os quais reportaram valor médio de +3,1‰ de $\delta^{15}\text{N}$ para as folhas de uma comunidade arbórea da Amazônia. Ometto et al., (2006) também encontraram valores próximos aos de Nardoto et al., (2014) para outros sítios localizados em florestas tropicais, especificamente na Amazônia. Os autores reportaram média de 5,3‰ ($\pm 1,2$ ‰) de $\delta^{15}\text{N}$. Nardoto et al., (2008) em um estudo em escala regional na bacia Amazônica com plantas Leguminosas e Não Leguminosas encontraram valores isotópicos foliares médios $\delta^{15}\text{N}$ variando de 8,0‰, em Leguminosas da região de Santarém, PA até 0,6‰, em plantas Não Leguminosas em região de Baixio, Manaus, AM.

A variação entre os 4 fragmentos florestais estudados pode ser explicada pelo menos em parte pela variação no balanço hídrico detectada por Lima (2018). Em geral, a autora observou que a floresta no PT é a mais seca e a do PC a mais úmida. Diversos autores têm mostrado uma forte relação inversa entre o $\delta^{15}\text{N}$ foliar e o índice pluviométrico local (Austin e Vitousek, 1998; Martinelli et al., 1999; Amundson et al., 2003, Vitoria et al., 2018). Alguns estudos conduzidos em florestas tropicais mostraram valores menores e maiores ao deste trabalho, dependendo do valor anual de precipitação. Vitoria et al., (2018) encontraram valores médios de -1,4‰ ($\pm 1,2$ ‰) e 3,0 ($\pm 4,0$ ‰) para dois sítios de estudo na Florestas Atlântica, sendo um deles no Parque Nacional da Chapada da Diamantina, BA, e outro na Reserva Biológica União, RJ, com valores acumulados de precipitação de 1200 mm e 1900 mm, respectivamente. Espósito et al. (dados não publicados) amostraram espécies pioneiras (P) e não pioneiras (NP) em um gradiente de precipitação da serra do mar até o limite entre o estado de São Paulo em Minas Gerais. Os autores encontraram, para as suas áreas os seguintes valores, -3,07‰ (P) e 0,46‰ (NP) no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (Floresta Pluvial), 6,07‰ (P) e 1,32‰ (NP) no PEFI (mesma floresta incluída no presente estudo), 3,53‰ (P) e

2,72‰ (NP) na Área de Relevante Interesse Ecológico de Santa Genebra (Floresta Semidecídua) e -2,30‰ (P) e 0,58‰ (NP) no Parque Estadual do Itacolomi (Floresta Semidecídua).

. Além disso, a alta oferta de nitrogênio no ecossistema pode influenciar os valores isotópicos de nitrogênio foliar. Ometto et al., (2006) destacaram que árvores largas e maiores da Amazônia absorvem mais NH_4^+ do que NO_3^- , contrapondo as árvores mais finas que preferem a forma oxidada do nitrogênio (nitrato), contribuindo assim para o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ foliar. Segundo os autores o $\delta^{15}\text{N}\text{-NH}_4^+$ no solo é geralmente maior do que o $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ (Hogberg, 1997). Isso provavelmente pode refletir também os maiores valores encontrados para o $\delta^{15}\text{N}$ foliar no PT, pois segundo Ferreira (2019), este fragmento florestal possui quase três vezes mais árvores com DAP > 50 cm do que o PC. Cabe ainda ressaltar que neste estudo o PAV foi a segunda área com o maior número de árvores muito largas, o que corrobora os valores decrescentes encontrados nas florestas urbanas deste estudo (Figura 5). Além disso, o Parque Trianon é o fragmento que possui o estágio sucessional mais avançado de todos (Aragaki, 2017), o que normalmente é caracterizado por árvores altas dominando o dossel da floresta. Assim, esta característica de floresta tardia (Aragaki, 2017) e a alta disponibilidade de N no solo (Ramon, 2018) podem juntas explicar a maior $\delta^{15}\text{N}$ encontrada também no PT. Árvores leguminosas tendem a ser enriquecidas em $\delta^{15}\text{N}$ devido a fixação biológica via nódulos radiculares (Nardoto et al. 2013, Ometto et al. 2006). Neste estudo não se fez uma clara distinção entre táxons, dado que o sorteio das árvores foi aleatório, pois a abordagem principal deste trabalho foi no nível de comunidade. Mesmo assim, ao se analisar a Tabela 3, nota-se que a distribuição de plantas da Família Fabaceae em todas as florestas urbanas não variou muito, tendo este grupo de plantas baixa representatividade neste trabalho.

Nardoto et al., (2014) fazem uma abordagem bastante interessante a respeito do ciclo do N em florestas tropicais. Os autores comentam que sistemas com grande perda do elemento apresentam o ciclo do N mais aberto e tendem a manter altos níveis de $\delta^{15}\text{N}$. Em contrapartida, florestas que apresentam menores perdas de N tendem a ter ciclo mais fechado. Desta forma, os níveis de $\delta^{15}\text{N}$ em solos e plantas de florestas tropicais tendem a ser mais elevados do que os de florestas temperadas (Martinelli et al., 1999), as quais são mais pobres em N. Embora se tenham evidências sobre as características gerais em sistemas florestais localizados em diferentes latitudes, pouco se conhece sobre a dinâmica do N e seu isótopo em sistemas florestais urbanos, os quais estão supostamente sob uma condição crônica de deposição atmosférica do elemento.

Considerando que as medições nas proporções entre $\delta^{15}\text{N}:\text{}^{14}\text{N}$ de solos e vegetação podem fornecer uma aproximação da abundância relativa no elemento dentro de um ecossistema e

com isso indicar a provável característica de ciclagem de nitrogênio neste sistema (aberto ou fechado), resolveu-se neste trabalho analisar as relação isotópica a partir de dados de folhas do dossel das quatro florestas urbanas e também de dados de solos, considerando que Ramon (2018) estudou a composição isotópica do C e N do compartimento edáfico nestas mesmas áreas de estudo.

Desta forma, como indicado, a porcentagem de N dos parques PT e PC (2,77% e 2,95%) foram significativamente maiores que no PAV e PEFI (2,62% e 2,63%) (figura 10 A). Cabe destacar que o PT e PC são duas áreas bem distintas entre si, tanto em tamanho como em localidade em relação ao centro da cidade. Comparando os valores de %N encontrados nas folhas com os valores da primeira camada de solo, nota-se que há uma variação expressiva nos teores do elemento em ambos os compartimentos. Os dados de Ramon (2018) mostram um decréscimo da %N no solo dos fragmentos florestais no sentido centro-periferia (Figura 10B), sendo que o estoque de N no compartimento edáfico do PT foi reportado com quase o dobro da quantidade em relação ao valor encontrado no PC.

Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$, observou-se que a mesma tendência de diminuição do isótopo foliar no sentido centro-periferia foi observada na primeira camada do solo (0-10 cm). Embora os valores isotópicos de nitrogênio entre o solo e a folha não sejam muito discrepantes como os valores de %N, nota-se que há um grande fracionamento do $\delta^{15}\text{N}$ no sentido centro-periferia do dossel das florestas para o solo.

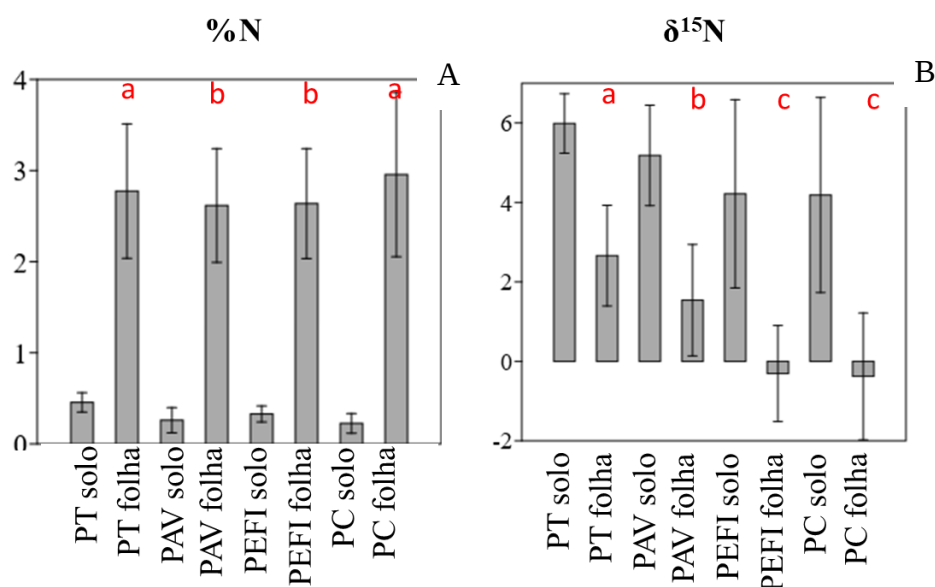


Figura 10. Porcentagem de N a (A) e composição isotópica (B) nas folhas e solo das florestas urbanas. Letras distintas indicam diferenças significativas na %N e $\delta^{15}\text{N}$ foliares entre as florestas. Dados de solo obtidos de Ramon (2018).

Áreas urbanizadas têm uma frota veicular intensa, a qual é responsável pela emissão de NOx na troposfera. Estes gases podem reagir com outros compostos e formar poluentes secundários. Um exemplo é a reação do dióxido de nitrogênio (NO₂) emitido pela queima do combustível fóssil com radicais hidroxilas (HO*), formando ácido nítrico (HNO₃). Na própria atmosfera o HNO₃ pode ser oxidado por radicais HO* formando NO₃ e H₂O (Schirmer et al., 2008), ou pode ser depositado em solos urbanos. A deposição seca ou úmida destes poluentes nitrogenados está fortemente associada à acidificação de solos e desequilíbrios nutricionais no compartimento edáfico, alterando assim padrões de ciclagem do elemento e aumentando as perdas de N em ecossistemas florestais (Emmett et al., 1998). As principais vias de eliminação de N dos ecossistemas são processos de desnitrificação, volatilização da amônia e a lixiviação de NO₃⁻, sendo que todos eles contribuem significativamente para o enriquecimento do sinal isotópico do N.

No fim do século passado um estudo testou as relações entre a deposição de nitrogênio atmosférico, as transformações do N no solo e o enriquecimento de δ¹⁵N foliar, no contexto do projeto NITREX, o qual se estendeu desde florestas ao Sul da Suécia até a Holanda. Emmett et al., (1998) mostraram que dos cinco sítios escolhidos, os dois que apresentavam a maior deposição de N atmosférico foram os que apresentaram as maiores concentrações de nitrogênio na vegetação e no solo. Os autores destacaram que maiores quantidades de N no solo podem ter aumentado as taxas de mineralização do N e acelerado algumas etapas da ciclagem biogeoquímica, resultando em grandes perdas por lixiviação do nitrato em relação aos *inputs* atmosféricos, enriquecendo assim o solo e a vegetação com δ¹⁵N. Além disso, os autores mostraram que o *status* do nitrogênio no solo e a razão C:N foram determinantes na compreensão das respostas do ecossistema em relação às entradas de N.

Embora projetos desta natureza ainda não tenham sido testados em regiões tropicais e pouca atenção tem sido dada na relação existente entre poluição atmosférica e sinais isotópicos da vegetação em áreas urbanas, este trabalho mostrou que o PT, ou seja, a área há mais tempo antropizada por contaminação atmosférica (NO, NO₂, dentre outros) e a que apresenta o maior fluxo de carros, foi a que apresentou tanto o solo quanto as folhas mais enriquecidas em δ¹⁵N. Pardo et al., (2007) fizeram um estudo de mais de 10 anos ao longo de um gradiente de deposição atmosférica de N nos Estados Unidos e mostraram correlação positiva entre o aumento do sinal isotópico de N da vegetação e solo com a deposição atmosférica do elemento. Os autores destacaram que maior deposição de N está associado a maior taxa de nitrificação (Aber et al., 1989), fato que estaria novamente associado a maiores perdas de NO₃⁻ por lixiviação.

Outro mecanismo possível que explicaria os maiores valores isotópicos no PT, porém pouco provável, seria em relação à própria assinatura isotópica do nitrogênio depositado no solo do fragmento florestal. Alguns autores reportaram que a assinatura do N depositado teve impacto importante nos valores foliares de $\delta^{15}\text{N}$ (Bauer et al., 2000; Pardo et al., 2006).

Desta forma, não somente em relação a deposição atmosférica, mas em relação a oferta geral do elemento no ecossistema, alguns autores têm reportado a menor disponibilidade de N com os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ foliar (Martinelli et al., 1999; Bai et al., 2009). O PAV, PEFI e PC são as áreas com as menores %N, tanto nos solos quanto nas folhas. Este fato que pode ser explicado pela textura Franco-Argilo-Arenosa do solo pode estar relacionado aos menores valores isotópicos de nitrogênio encontrados.

Sob outra perspectiva, as respostas de $\delta^{15}\text{N}$ foliar podem refletir um ciclo do nitrogênio mais aberto, onde ocorrem grandes perdas da forma mais leve do N (Ometto et al., 2006). O fato de tanto o solo quanto as folhas do dossel das árvores do PT se mostrarem enriquecidas pelo $\delta^{15}\text{N}$ denota que há uma provável perda da forma mais leve do N no ecossistema. Nas escalas do ecossistema ou da paisagem, $\delta^{15}\text{N}$ é basicamente controlado pela perda do isótopo mais leve, de forma que o ambiente fica enriquecido pela forma mais pesada no nitrogênio. Uma das saídas de N dos sistemas é pela perda de gases, produto da decomposição da serapilheira, pois os microrganismos do solo têm preferência pela forma mais leve do N. Oliveira (2019) analisou a taxa de decomposição da serapilheira nos parques PT e PAV e mostrou que o k no PT foi 17% maior do que na outra área. Em um estudo sobre a emissão de gases de efeito estufa a partir dos solos destas mesmas quatro florestas urbanas, Souza (2019) mostrou que a emissão de N_2O a partir do solo do PT foi aproximadamente 24% maior do que no PC, 25% maior do que a emissão no PAV e 21% maior do que a emissão de N_2O do PEFI. Isso provavelmente reforça a hipótese de que o enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ no parque mais central denota um ciclo mais aberto e os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ parque mais periférico o caracteriza como um ciclo mais fechado.

4.3.2 Carbono

Os dados analisados referentes a composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ variaram entre as florestas urbanas estudadas de forma menos evidente do que a composição isotópica de N (Figura 11A), embora, considerando a particularidade de cada floresta urbana, esperava-se que esses valores variassem. Em geral, a composição isotópica nas folhas de dossel das quatro áreas estudadas mostrou uma ampla dispersão dos valores, variando de -27,42‰ até -35,39‰, porém, nota-se que os dados apresentaram um valor médio na faixa de -32‰, o que representa um valor

relativamente leve para o isótopo de C. Estes valores isotópicos relativamente leves provavelmente refletem a condição de sombreamento do dossel na qual parte dos indivíduos urbanos está condicionada. As árvores de dossel, em geral, estavam mais expostas à luz do que as de sub-bosque. Ometto et al. (2006) encontraram uma correlação entre a altura da árvore e a composição isotópica. Quanto maior a altura da árvore, mais positiva é a composição do $\delta^{13}\text{C}$. Sendo assim, mesmo que tenha sido realizada uma amostragem mista do dossel no presente estudo, foram incluídos na amostragem indivíduos de diferentes alturas, ou seja, em diferentes níveis do estrato florestal.

A porcentagem de C diferiu ao longo das áreas no sentido centro-periferia com aumento da quantidade do elemento a partir do fragmento florestal mais central. O PT e PAV foram as áreas com a menor porcentagem de C (44,95% e 44,72%, respectivamente) e o PEFI e PC com a maior quantidade relativa do elemento (46,23% e 46,97%, respectivamente). As folhas das árvores do PAV e do PC foram as que mostraram maior dispersão nos valores obtidos, enquanto nas folhas do PT e PEFI houve menor variação dos valores (figura 11 B; 12B; tabela 5). Ambos os dados de C (% e $\delta^{13}\text{C}$) mostraram distribuição normal na frequência dos valores analisados.

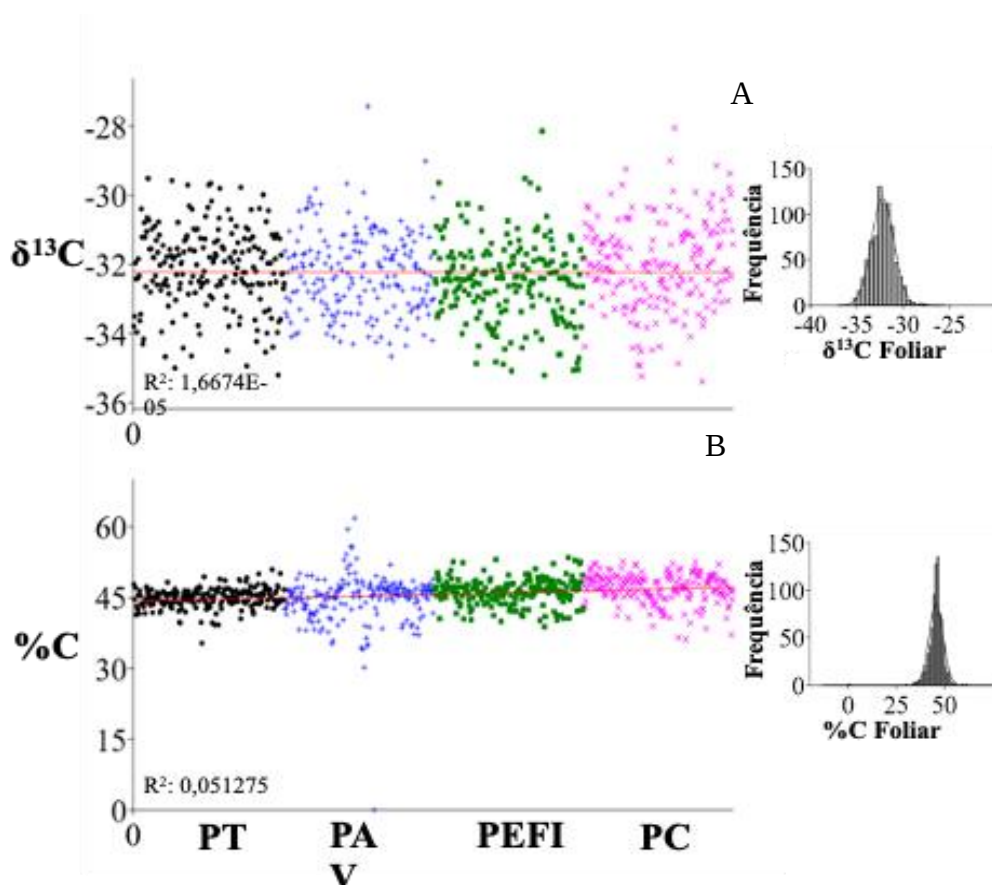


Figura 11. Variação nos teores foliares de carbono ao longo dos quatro fragmentos estudados. Em “A” a porcentagem de carbono foliar apresenta igualdade entre centro-periferia. Em “B” os valores isotópicos foliares de $\delta^{13}\text{C}$ crescente do centro para a periferia.

Embora alguns autores tenham encontrado valores mais positivos do $\delta^{13}\text{C}$, variando de -26,7 ‰ a -31,4 ‰ em folhas de árvores de regiões tropicais (Guehl et al., (1998), alguns autores encontraram valores isotópicos leves para o $\delta^{13}\text{C}$ do dossel de árvores da Amazônia e Mata Atlântica (Ometto et al., 2006; Oliveira et al., 2018). Correa et al (2016) encontraram em duas florestas na região amazônica uma composição de $\delta^{13}\text{C}$ de -32,1‰ para uma floresta de várzea e de -30.6‰ para um igapó. Tais valores isotópicos leves são explicados, em geral, por uma condição de sombreamento das folhas analisadas, fato que explica uma alta discriminação isotópica do carbono durante a fotossíntese (Farquhar et al., 1989). Folhas que estão abaixo do dossel, ou seja, estão na parte sombreada da copa da árvore não estão na sua capacidade fotossintética máxima, devido à baixa iluminação e atividade de RUBISCO, o que levaria a uma insuficiência para assimilar todo carbono disponível (Vitoria et al 2018).

Além disso, a umidade do ar também condiciona as folhas a terem maior condutância estomática e fotossíntese líquida, o que leva a maiores valores da razão C_i/C_a (relação entre pressão interna de CO_2 e pressão atmosférica de CO_2) e que consequentemente está relacionado a um maior fracionamento isotópico (Farquhar et al., 1989; Martinelli 1998).

O PT é o fragmento florestal mais sombreado de todas as áreas, sendo que o conjunto de edifícios no entorno da pequena floresta urbana cria uma condição de baixa densidade de fótons que incide diretamente no dossel da vegetação. O PAV e o PC são duas áreas que se encontram em terrenos com forte inclinação e topografia bastante acidentada, podendo ser este um dos motivos destas áreas não terem sido ocupadas por casas e edifícios ao longo dos séculos XIX e XX. Esta situação inclinada de terreno cria uma distribuição assimétrica da luz no dossel da vegetação, o que provavelmente pode estar associado a menor disponibilidade de irradiação direta na copa das árvores. Lima (2017) encontrou declividade acentuada de 14,73° no PAV, sendo que este valor corresponde a 47,7% do terreno. No PC, a autora encontrou regiões do terreno variando de 9,84° a 20,92° (à Leste) e 14,04° a 15,78° (à Oeste).

A característica perene da vegetação das quatro florestas urbanas estudadas não cria uma condição diferenciada de dossel, embora maior *turnover* de folhas das árvores pudesse ser esperado no PC, pois esta é a área supostamente dominada por maior proporção de espécies pioneiras, o que refletiria uma assinatura isotópica mais pesada do $\delta^{13}\text{C}$. Esta suposição se baseia na abertura do dossel e possível entrada de maior densidade de fluxo de fótons nas folhas. Ometto et al., (2002) mostraram que folhas novas e velhas da Amazônia não apresentaram diferenças significativas entre si, mas que ambas apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ fortemente correlacionados a altura das árvores.

Deve-se considerar ainda que um provável cenário de variação de poluentes atmosféricos poderia induzir a diferenças significativas na abertura estomática das folhas localizadas em diferentes florestas urbanas. Isso provavelmente estaria relacionado a distintas assinaturas isotópicas entre os fragmentos deste estudo, porém, isso não foi observado. Neste caso, pode-se considerar que embora o perfil de contaminação atmosférica varie entre os locais de estudo, múltiplos fatores devem estar operando nas plantas em relação de absorção e discriminação de carbono na via fotossintética. Além disso, a fonte entrópica de poluição atmosférica predominante na RMSP é a frota automotiva na RMSP, de modo que as concentrações atmosféricas de CO₂, além de outras moléculas de C e/ou N, sejam uniformes em toda a região. Alguns autores têm proposto a existência de um gradiente de $\delta^{13}\text{C}$ em altura em sistemas florestais densos, sendo a parte mais próxima do chão aquela mais empobrecida no isótopo do carbono. Isso provavelmente está associado a processos de respiração autotrófica (radicular) e heterotrófica e consequentemente relacionado a reciclagem do carbono nos diferentes estratos das florestas (Medina et al., 1980), além da movimentação estomática relacionada às folhas de sol e sombra (Ometto et al., 2002; Ometto et al., 2006).

Nesta linha, sabe-se que a concentração de CO₂ (em ppm) próxima do chão de sistemas de florestas densas chega a ser 40% maior do que na parte superior do dossel, de forma que processos de reciclagem do elemento e o enriquecimento (ou empobrecimento) do C ocorre de forma diferente ao longo do gradiente vertical. No entanto, Ehleringer et al., (1987) mostraram que tal gradiente é mais pronunciado em locais onde a velocidade de vento é baixa no espaço entre as árvores. A construção de prédios e a própria morfologia urbana cria uma condição mais branda de penetração de vento no interior dos fragmentos florestais, favorecendo assim a existência deste gradiente.

Embora medições de $\delta^{13}\text{C}$ não tenham sido feitas em áreas de florestas urbanas de São Paulo, estima-se que os processos de saída de C por meio de respiração autotrófica e heterotrófica entre os fragmentos do presente estudo sejam semelhantes, dado que a assinatura do isótopo de carbono não variou significativamente entre os dosséis estudados.

Para se compreender bem a dinâmica do C em sistemas florestais é necessário conhecer as vias e o fluxo de carbono, sendo a direção dossel-serapilheira-solo uma via importante para entender a saída do elemento do sistema. Desta forma, conhecer os estoques e quantidades de C perdidas desde a queda da folha até a sua saída do sistema via CO₂ para a atmosfera, bem como a entrada de C na matéria orgânica do solo é essencial para desenvolver uma compreensão mais profunda da biogeoquímica de sistemas florestais urbanos.

Em trabalho prévio nas mesmas áreas deste estudo, Ramon (2018) mostrou que a quantidade de C no solo do PT foi significativamente maior do que do PAV, PEFI e PC. No entanto, o $\delta^{13}\text{C}$ do solo foi significativamente maior no PC, seguido pelo PT, PEFI e PAV.

Comparando as porcentagens de C e a quantidade de $\delta^{13}\text{C}$ entre folhas e solo, a Figura 12 mostra que o estoque do elemento no compartimento biótico (dossel) é seis vezes maior do que a do solo, o que certamente é esperado, dado que o carbono é um elemento fundamental na constituição de biomoléculas e portanto, presente em grande quantidade nas plantas. No solo, ele é apenas mais um dos constituintes deste compartimento, sendo constantemente utilizado pela microbiota e eliminado para a atmosfera. A Figura 12B apresenta um dado sobre a assinatura do $\delta^{13}\text{C}$ do solo, o qual foi mais pesado do que o $\delta^{13}\text{C}$ das folhas em todas as áreas de estudo (variação média de -32,22‰).

A composição isotópica de C do solo é um reflexo da assinatura isotópica da vegetação que está acima e de processos biogênicos, como por exemplo, o fracionamento isotópico decorrente da decomposição da matéria orgânica, fato que leva o solo ter um valor mais positivo. Este fenômeno ajuda a explicar a preferência da microbiota pelo C mais leve, deixando apenas o isótopo mais pesado no sistema edáfico (Rubino et al., 2010; Lins et al., 2016). Em estudos sobre produção e decomposição de serapilheira realizado nos PT e PAV, Oliveira (2019) mostrou que o coeficiente de decomposição (k) da matéria orgânica no fragmento localizado no centro da cidade de São Paulo foi maior do que no PAV, o que sugere maior eficiência da atividade microbiana do solo. Além disso, a razão C:N encontrada por Ramon (2019) nos solos destes quatro fragmentos florestais evidenciou que o PT e o PC foram significativamente maiores, evidenciando uma condição diferenciada de ciclagem da matéria orgânica e provável enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ nestas áreas. Embora não significativa, a composição do $\delta^{13}\text{C}$ nas folhas dos dosséis das quatro florestas urbanas mostrou uma tendência semelhante à do solo, destacando que tanto processos específicos da decomposição microbiana, quanto o aporte das folhas com assinatura isotópica determinada foram importantes na relação planta-solo. Alguns estudos têm usado esta abordagem para quantificar a entrada de C biogênico no compartimento edáfico, formando assim a matéria orgânica do solo (MOS) (Bird et al., 2008; Rasmussen et al., 2008; Rubino et al., 2010).

No entanto, cabe destacar que outros parâmetros do ecossistema e da própria vegetação também influenciam o $\delta^{13}\text{C}$ das folhas, tais como taxa fotossintética, condutância estomática e disponibilidade hídrica no sistema, conteúdo de nitrogênio foliar e largura das folhas (Ehleringer et al., 2002; Diefenforf et al., 2010)

Ferreira et al., (2017) mostraram um provável efeito da urbanização na decomposição da serapilheira em florestas urbanas e peri-urbanas de São Paulo, destacando que, provavelmente,

contaminantes atmosféricos estariam interferindo no processo de ciclagem de nutrientes. Assim, seria plausível esperar que caso algum solo estivesse muito contaminado por metais pesados, processos de decomposição da serapilheira seriam alterados e a tendência de assinatura isotópica do C do dossel das quatro florestas urbanas não seria acompanhada pela mesma tendência do isótopo de C do solo. Isso indica que os quatro fragmentos florestais podem estar sob níveis semelhantes de contaminação por poluentes atmosféricos, refutando a hipótese de que o fragmento central e supostamente a mais tempo circundado pela frota automotiva seria o mais prejudicado neste nível de processo ecossistêmico.

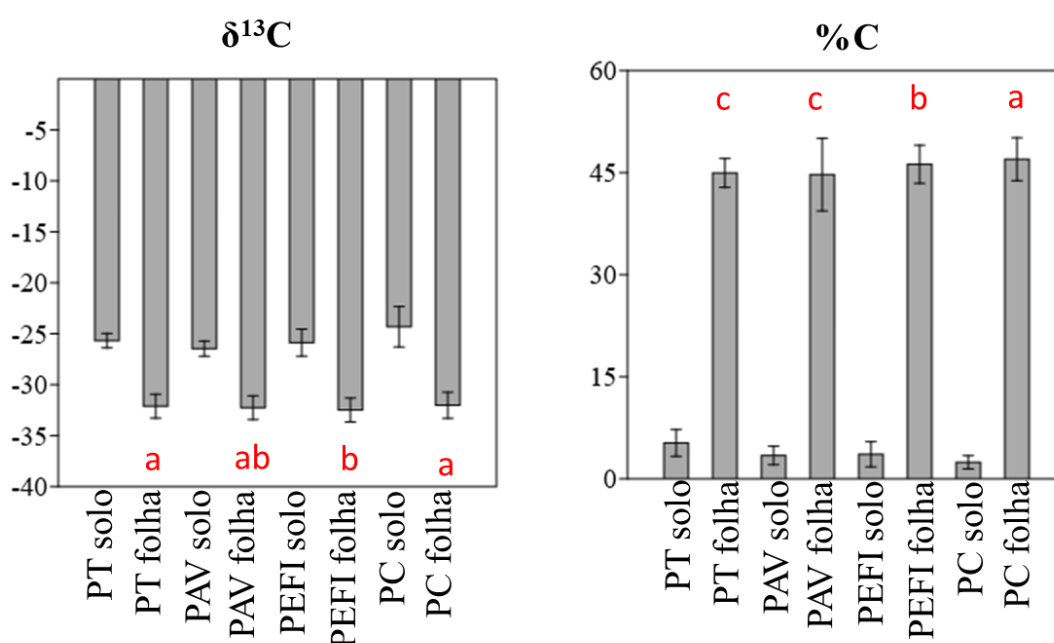


Figura 12. relação entre folha e solo para a porcentagem de C no solo e da composição isotópica. Letras distintas indicam diferenças significativas na %C foliar entre as florestas. Dados de solo obtidos de Ramon (2018).

A partir do dado da composição isotópica do carbono foliar foi calculada a discriminação isotópica (Δ) e com ela alguns outros parâmetros fisiológicos foram estimados, utilizando a equação de Farquhar (Silva et al. 2015, DaMatta et al. 2002). Esses parâmetros calculados representam os valores da folha durante o seu período de vida, portanto estes dados representam valores médios da folha ao longo de seu período de desenvolvimento.

Os fragmentos florestais localizados nas extremidades do gradiente centro-periferia (PT e PC) foram os que apresentaram menores valores de discriminação isotópica. Porém, o PAV não foi estatisticamente diferente de nenhuma área, embora tenha tido mediana superior à dos dados obtidos em PT e PC. Esta mesma tendência ocorreu para a pressão interna de CO_2 (P_i). Para os parâmetros eficiência intrínseca do uso da água ($iWUE$) e assimilação de carbono (A) foram

identificadas tendências invertidas, sendo que os fragmentos florestais localizados nas extremidades da mancha urbana de São Paulo (PT e PC) foram os que tiveram valores significativamente maiores, denotando que tanto PAV como o PEFI apresentaram tendências muito semelhantes.

Estes resultados sugerem que as árvores das comunidades arbóreas com maior discriminação (PAV e PEFI) provavelmente apresentaram maior abertura estomática ao longo da existência das folhas e por isso os valores de P_i são maiores do que os das árvores de fragmentos com menor discriminação (PT e PC). Desta forma, sugere-se que os maiores valores de P_i associados às árvores do PAV e PEFI estejam relacionados aos baixos valores de $iWUE$. Isso pode ser uma indicação que os indivíduos localizados nestes fragmentos estão perdendo mais água para assimilar mais carbono, enquanto o PT e PC se mostraram neste estudo mais conservadores no uso da água.

Waterhouse et al. (2004) viram em espécies de ecossistemas temperado do norte europeu um aumento de P_i e $iWUE$ ao longo das últimas décadas, que foi atribuído a dois fatores, a diminuição da densidade da câmara estomática e ao aumento crescente do CO_2 atmosférico.

Li et al. (2017) em estudo de uma floresta tropical no sudeste da china avaliaram a resposta das últimas décadas a variação da P_i , P_a e $iWUE$, e viram que mesmo que o P_i e P_a aumentassem ao longo dos anos, o $iWUE$ acompanhou essas variações. Os autores atribuíram parte dessas variações a poluição atmosférica, além do que não foi constatado um crescimento vegetal efetivo ao longo desses anos, mesmo com o aumento de CO_2 atmosférico.

O P_i está diretamente ligado ao $iWUE$, sendo eles inversamente proporcionais. Um valor elevado de P_i , que se aproxima da concentração atmosférica de CO_2 , indica que o estômato está aberto, favorecendo a entrada de CO_2 na câmara subestomática. Ao fixar este C, a planta gasta moléculas de água, portanto, uma planta com valor alto de P_i , fixando uma alta quantidade de C presente na câmara subestomática irá gastar mais moléculas de água, gerando assim uma eficiência intrínseca do uso da água menor.

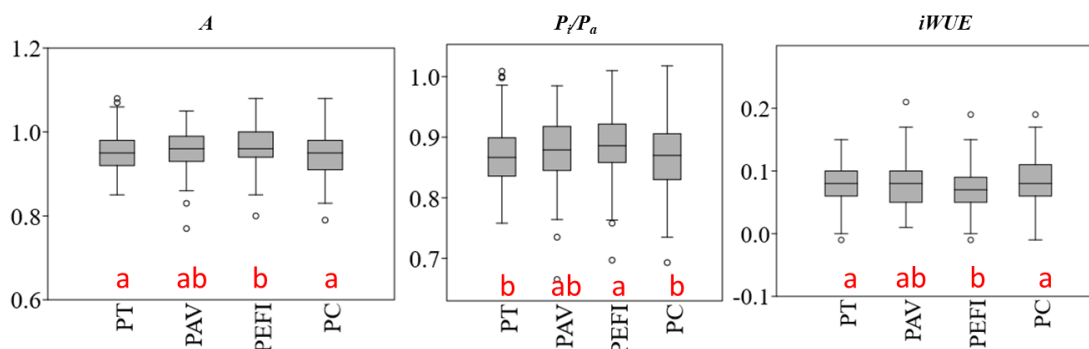


Figura 13. Parâmetros fisiológicos calculados, A- Assimilação líquida de C (μmol), B-Pressão interna de CO_2 (P_i) e Pressão externa de CO_2 (P_a), C- eficiência intrínseca do uso da água (μmol).

Van der sleen et al. (2014), em um trabalho com espécies tropicais na Bolívia, Camarões e Tailândia, destacaram que em um período de 150 anos não houve crescimento médio considerável destas espécies pelo aumento de CO₂ atmosférico, mas *iWUE* aumentou, assim como o *Pi* das espécies analisadas. Os autores destacaram que o *Pi* aumentou entre 43-50% nas espécies estudadas em estímulo ao aumento de CO₂, gerando um aumento entre 30-35% do *iWUE*. Adams et al (2019) em artigo de revisão constataram um aumento de *Pi* e *iWUE* em florestas tropicais sem o crescimento das árvores, inferindo que a capacidade de sequestro de C de florestas tropicais está diminuindo mesmo com ao aumento do CO₂ atmosférico, muito pelo aumento de carbono não ser acompanhado por outros nutrientes essenciais à planta. Além disso, os autores relacionam essas mudanças em sistema tropicais, inferindo que futuramente esses sistemas vão se equiparar às florestas temperadas europeias, onde a planta vai entrar em equilíbrio deixando de responder produtivamente ao aumento de CO₂.

Ao utilizarmos os dados de *Pi* para calcular a relação *Pi/Pa* (o que reflete a abertura estomática), observa-se para todas as áreas um valor médio de 0.9, ou seja, um valor muito próximo da máxima abertura estomática (1), o que segundo Ávila-Lovera et al. (2019) é comum em florestas não decíduas onde folhas mais velhas tenham uma razão *Pi/Pa* elevada, além de menores valores de *iWUE*.

Nossos resultados mostram que as árvores dos fragmentos florestais localizados nas bordas do gradiente centro-periferia (PT e PC) apresentaram assimilação de carbono (*A*) e razão *Pi / Pa* significativamente menores e, portanto, maiores valores de eficiência intrínseca do uso da água na folha. (*iWUE*) do que as árvores do PEFI.

De fato, existe um forte componente de dependência entre essas variáveis estimadas, uma vez que a razão *Pi / Pa* representa um equilíbrio entre as taxas de difusão de CO₂, controladas pelas condutâncias estomática e mesófila, e as taxas de *A*, governadas fundamentalmente pela capacidade redutora de o ciclo de Calvin (Farquhar et al., 1989), que juntos afeta o *iWUE*. Nossos resultados mostram que as árvores dos fragmentos florestais localizados nas bordas do gradiente centro-periferia (PT e PC) apresentaram valores significativamente maiores de eficiência intrínseca do uso da água (*iWUE*) e menor assimilação de carbono (*A*) e razão *Pi / Pa* do que as árvores do PEFI.

Do ponto de vista ecofisiológico e considerando a robusta amostragem foliar realizada, as diferenças comportamentais significativas observadas nas características foliares quando comparamos os diferentes fragmentos florestais podem ser atribuídas a características como estágio sucessional, grupos funcionais e condições edafoclimáticas, como disponibilidade de água e temperatura. Dos fragmentos estudados, PT apresenta o estágio sucessional mais

avanzado. Este tipo funcional de vegetação tem baixa condutância estomática e, portanto, baixas taxas fotossintéticas e respiratórias do que árvores de outros estágios sucessionais (Odum, 2007, Pinto-Coelho 2009).

No entanto, Lima e Pallamin (2018), estudando as mesmas quatro florestas urbanas, observaram que o PT é a floresta mais seca quando comparada às outras áreas. Essa condição sucessional e ambiental pode explicar, em certa medida, os menores valores de A e P_i / P_a , condicionando um alto $iWUE$. Além disso, PT é o menor fragmento estudado e o mais cercado por edifícios altos. Aragaki, (2017) explica que atributos da morfologia urbana, como edifícios altos ao redor da floresta e sua pequena área, criam uma situação de alto sombreamento, favorecendo o desenvolvimento de espécies arbóreas pertencentes a estágios sucessionais avançados e limitando o processo de assimilação de carbono. Por outro lado, em comparação com os outros três fragmentos, o PEFI difere significativamente, apresentando os maiores valores médios de A e a relação P_i / P_a e, conseqüentemente, menor $iWUE$.

Este comportamento do traço foliar é suportado pelos valores elevados significativos de %C da folha e sinal de $\delta^{13}C$ mais baixo, apontando para uma limitação inferior da assimilação de carbono em níveis estomáticos e ou bioquímicos quando comparados com as outras áreas. Conforme mencionado anteriormente, o fragmento florestal PEFI é a segunda maior área neste estudo e está em estágio médio avançado de sucessão segundo Aragaki (2017). Diferente do PT, essas características, aliadas ao clima ameno da região que se caracterizam por um alto acúmulo anual de chuva de 1500 mm e temperatura média do ar de 22°C (Tanus et al. 2012), podem competir pelos melhores traços foliares observados. . Esses resultados levantam novos limites sobre a influência de diferentes graus de urbanização na dinâmica dos fragmentos florestais periurbanos e sugerem que os traços fisiológicos das folhas podem contribuir para as respostas das comunidades florestais de longo prazo. Novos estudos, incluindo análises sazonais que integram ao longo do tempo as respostas fisiológicas do dossel às medições de tensões ambientais, podem aprimorar a aplicação deste método no escopo da dinâmica da floresta periurbana.

4.4 Interação carbono e nitrogênio

4.4.1 Razão C:N

A estequiometria ecológica examina as relações entre organismos e o ecossistema. A relação C:N pode ser associada com diversos processos ecológicos, por exemplo, decomposição de serapilheira, capacidade de fixação de N_2 , produtividade primária, dentre outros (Sardans &

Pañuelas 2012). Em termos de caracterização de área e fatores limitantes, a razão C:N tem um aspecto muito importante.

As medianas de razões C:N obtidas a partir das folhas de florestas urbanas (Figura 13A) foram PT: 17,48, PAV: 17,89, PEFI: 18,45, PC: 17,21. A razão C/N no PT foi significativamente menor do que no PEFI, enquanto no PAV e PC não foi diferente de nenhuma outra área.

A razão C:N foliar é um excelente parâmetro que está diretamente correlacionado com a qualidade da serapilheira e as taxas de decomposição (Sanchez-Silva et al 2018). Sardans & Pañuela (2012) aponta que uma redução da qualidade da serapilheira (aumento da razão C:N) desacelera a ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres, o que vai se acumular no solo como matéria orgânica recalcitrante (resistente a decomposição).

O PEFI foi a floresta com a maior razão C:N, sendo que isso pode significar menor eficiência na decomposição da matéria orgânica em relação aos outros fragmentos florestais. Por outro lado, alta razão C:N na folha pode indicar um eficiente mecanismo de translocação de nitrogênio antes da senescência foliar. Este fato estaria associado a uma estratégia de maior otimização deste outro elemento (N) extremamente custoso e limitante em sistemas florestais. Além disso, a literatura científica tem reportado que as relações estequiométricas entre C:N:P variam conforme a ontogenia da planta (Zhang et al., 2013). Embora não haja estudos prévios sobre a idade das florestas, uma lacuna que se fica em aberto com este trabalho é que o fragmento florestal PEFI pode ser o mais velho em termos de mosaico de vegetação, dada a sua relação entre C e N (Mendez e Karlsson, 2005; Frost et al., 2005) ou então podemos presumir que apenas as folhas do dossel desta floresta eram mais antigas do que as das outras áreas (Elser et al., 1996).

Além das folhas do dossel do PEFI, as folhas do PAV também foram as áreas que apresentaram menores %N, conforme a tabela 5. Desta forma, era esperado que o PAV também tivesse maior razão C:N. Todavia, apenas os valores referentes às folhas do PEFI tiveram este resultado. Domingues et al., (2018) apontam que folhas com baixa razão C:N não associadas a um alto valor de N podem estar intrinsecamente relacionadas a um atributo de densidade foliar. Assim, entende-se que atributos morfológicos podem estar operando mais fortemente na estequiometria do dossel das árvores de florestas urbanas do que a oferta de nutrientes pelo sistema.

As folhas do PT obtiveram altos teores de N, além de menor razão C:N entre as florestas urbanas. Isso provavelmente reflete a disponibilidade de N no solo (Ramon, 2018), além do maior sombreamento que esta área está submetida. Tal condição pode ser um *driver* do aumento de nitrogênio foliar na busca de maior eficiência fotossintética (Zhao et al., 2011).

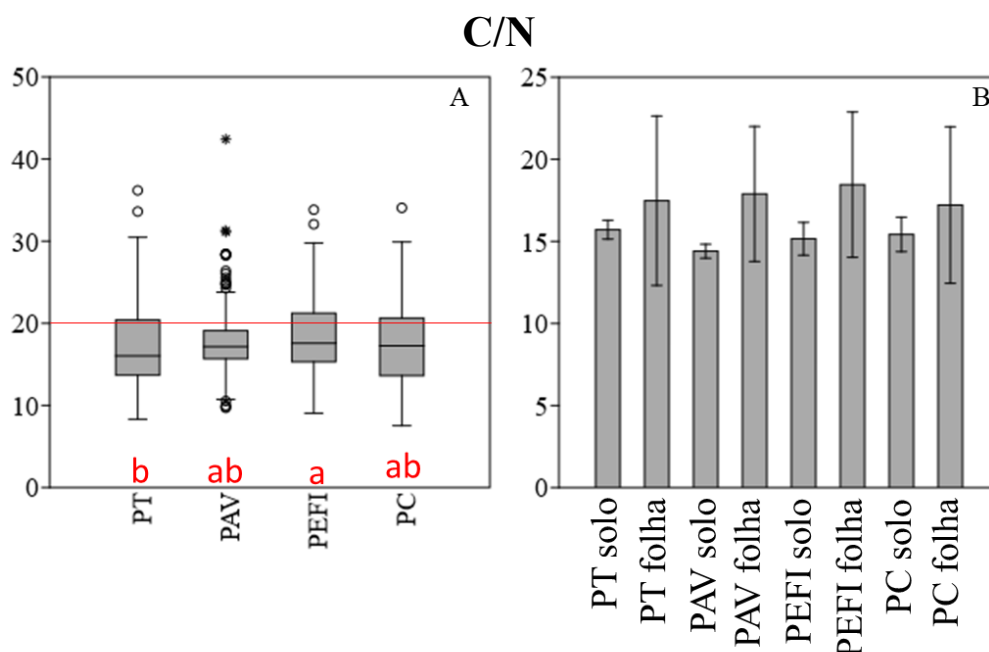


Figura 13. A- razão C/N nas folhas de árvores amostradas nas florestas urbanas estudadas. Figura 10B- comparação da razão C/N foliar deste estudo com os resultados de solo de Ramon (2018). Letras distintas indicam diferenças significativas na C/N foliar entre as florestas.

Ramon (2018), mostrou que o PAV e PT tiveram razão C:N mais uniforme nas diferentes camadas do solo (0-30 cm), enquanto o PEFI e o PC tiveram diminuição mais pronunciada da razão C:N ao longo dos perfis, constatando uma possível ciclagem de nutrientes mais eficiente. Ao se trabalhar com estes dados em termos de média geral do solo, utilizando-se as diferentes camadas analisadas por Ramon (2018), nota-se que o solo do PT é o que permanece com a maior razão C:N, seguido pelo PEFI, PC e PAV (figura 10B). Este resultado se contrapõe à tendência encontrada para as folhas, o que pode significar que processos específicos no solo devem operar fortemente na decomposição da serapilheira e na mineralização dos nutrientes, sendo a estequiometria foliar um atributo secundário.

Todas as médias encontradas neste estudo para a razão C:N foram menores do que os valores encontrado por Domingues et al. (2018), em estudo na floresta nacional dos Tapajós (FLONA Tapajó). Os autores estimaram uma média de 23 (C/N) e comentaram que os valores de C/N seguiram os valores de concentração de N sem nenhuma tendência específica.

Para a mata Atlântica, Vitoria et al (2018) em dois sítios de estudo na Florestas Atlântica, sendo um deles no Parque Nacional da Chapada da Diamantina, BA, e outro na Reserva Biológica União, RJ, com valores acumulados de precipitação de 1200 mm e 1900 mm, respectivamente, encontraram uma razão de C/N de 27,9 (1200 mm) e 20,2 (1900 mm).

Tabela 5. Medias de cada local para as composições isotópicas, porcentagens e razão C/N em folhas amostradas nas florestas urbanas.

Local	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	%N	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	%C	C/N
PT	2,66 $\pm$ 1,27a	2,77 $\pm$ 0,74a	-32,11 $\pm$ 1,17a	44,95 $\pm$ 2,12c	17,48 $\pm$ 5,16b
PAV	1,54 $\pm$ 1,40b	2,62 $\pm$ 0,62b	-32,26 $\pm$ 1,16ab	44,72 $\pm$ 5,34c	17,89 $\pm$ 4,11ab
PEFI	-0,31 $\pm$ 1,21c	2,64 $\pm$ 0,60b	-32,49 $\pm$ 1,17b	46,23 $\pm$ 2,80b	18,45 $\pm$ 4,43a
PC	-0,38 $\pm$ 1,60c	2,96 $\pm$ 0,90a	-32,02 $\pm$ 1,28a	46,98 $\pm$ 3,16a	17,21 $\pm$ 4,77ab

Letras diferentes indicam diferença estatística.

Na relação entre C e N para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ se observa maior peso para a variável do isótopo do nitrogênio. Como visto anteriormente, apesar de não haver grande variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ foliar (entre -35‰ e -30‰), o estimado para a comunidade arbórea do PEFI foi significativamente diferente dos valores estimados no PT e PC, enquanto o PAV não foi diferente de nenhuma área. As folhas coletadas no PT apresentaram valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ de 2,66 ($\pm$ 1,27), ao passo que para as folhas coletadas no PAV houve grande dispersão dos dados devido a uma variação entre famílias e espécies 1,54 ($\pm$ 1,40). As folhas do PEFI e PC, por sua vez, tiveram valores negativos (-0,31 $\pm$ 1,21; -0,38 $\pm$ 1,60, respectivamente) (Tabela 5).

Ao se estabelecer uma relação entre estas duas variáveis ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$), observa-se na figura 14 que um deslocamento expressivo da dispersão das unidades amostrais da direita para a esquerda ao longo dos gráficos, destacando que no sentido centro-periferia, as folhas das árvores apresentam diminuição no valor isotópico de nitrogênio. Nesta correlação entre ambas as variáveis se percebe baixa influência do isótopo do carbono na inclinação das curvas de tendência, destacando o peso que o $\delta^{15}\text{N}$ tem na relação. Isso demonstra que o aumento (ou diminuição) de uma variável não está associada à outra, destacando processos independentes na assinatura isotópica do material biológico.

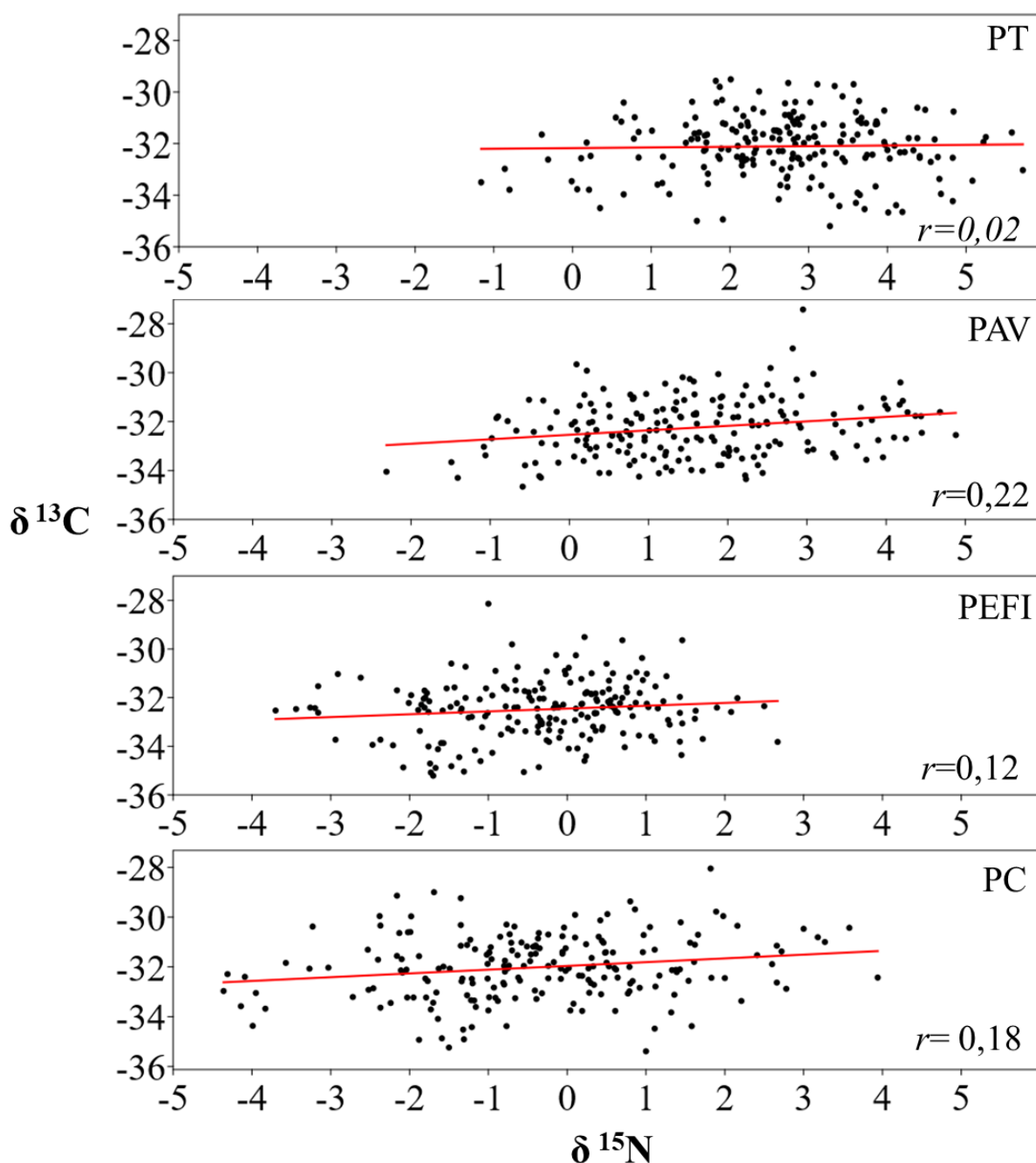


Figura 14. Análise de correlação entre a composição isotópica foliar de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ nas florestas urbanas estudadas.

Como descrito anteriormente, as folhas referentes ao PT apresentaram valores isotópicos de N estatisticamente maiores do que PEFI e PC e curiosamente tiveram os menores valores da razão C:N, mesmo que o PC não tenha diferido de nenhum local. Esta informação mostra que embora processos de discriminação isotópica do C não estejam operando de forma decisiva no PT, PAV e PC, a discriminação do N parece ser decisiva na relação entre ambas as variáveis. Isso pode dar indícios de que a composição do $\delta^{15}\text{N}$ pode estar ligada a porcentagem de carbono, havendo

tendência inversa entre o $\delta^{15}\text{N}$ e a %C. Além disso o N tem alta relevância por ser um fator limitante ao aumento da produtividade em algumas florestas e afetar diretamente as relações estequiométricas foliares e edáficas (Thornton et al., 2007).

Futuros cenários de enriquecimento de CO_2 atmosférico podem tornar crítica a produtividade de sistemas florestais com baixa eficiência do uso do N e disponibilidade do elemento no sistema (Ainsworth e Long, 2005). Mecanismos de *feedback* entre o $\delta^{15}\text{N}$ da serapilheira e solo podem indicar alterações na disponibilidade de N e consequentemente na produtividade florestal, mesmo sob uma condição de atmosfera enriquecida por CO_2 .

Em estudos experimentais sob a condição de limitação por nitrogênio, a diminuição do $\delta^{15}\text{N}$ foliar, e consequentemente na serapilheira, está associado a diminuição da disponibilidade de N e a uma tendência de ciclo mais fechado (Iversen e Norby, 2008). BrassiriRad et al., (2003) encontraram que o $\delta^{15}\text{N}$ na serapilheira após oito anos de enriquecimento por CO_2 em sistema FACE diminuiu mais (em -2,4‰) do que no tratamento controle de CO_2 (em -1,8‰), ou seja, uma diferença equivalente a um quarto sob alto dióxido de carbono atmosférico. Estudos semelhantes em sistema FACE tem mostrado resultados que suportam estes achados. Garten et al., (2011) mostraram que o declínio acentuado de $\delta^{15}\text{N}$ foliar sob alto CO_2 , ao longo do tempo, afetaram a disponibilidade de N do solo.

5. Conclusões

Os resultados obtidos permitiram comprovar a veracidade das duas hipóteses em relação à composição isotópica de N determinada na comunidade arbórea das florestas urbanas da cidade de São Paulo incluídas no estudo.

Houve ampla variação entre famílias botânicas no valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$. A maioria das famílias botânicas tiveram valores positivos, ou seja, valores enriquecidos pelo isótopo pesado. Apenas Annonaceae, Clusiaceae, Lacistemaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Proteaceae e Rhamnaceae foram representadas por árvores com valores negativos. Dentre as famílias mais representativas deste estudo, Euphorbiaceae e Fabaceae foram as que tiveram os maiores valores percentuais de N. Entre as famílias menos representativas, algumas apresentaram alta porcentagem de N, como Nyctaginaceae, sendo suas espécies incluídas na amostragem as com maior potencial para acumular N. Observou-se, também, nítida variação entre as florestas no sentido do centro da cidade para a periferia. A comunidade arbórea da floresta mais próxima do centro, situada no Parque Trianon, apresentou os mais altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e a do Parque do Carmo, a mais afastada do centro entre as florestas urbanas estudadas, os menores valores.

Por outro lado, a primeira hipótese não foi comprovada e a segunda foi confirmada parcialmente em relação à composição isotópica de C e respostas fisiológicas da comunidade arbórea das florestas urbanas.

Apesar dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas folhas das árvores das quatro florestas estudadas terem variado amplamente (entre -27,42‰ e -35,39‰), tal dispersão não foi determinada de forma característica pela diversidade de espécies e famílias botânicas incluídas na amostragem.

A porcentagem de C na comunidade arbórea das florestas urbanas diminuiu linearmente no sentido centro-periferia, observando-se valores mínimos na floresta mais central incluída no Parque Trianon e máximos na floresta mais periférica localizada no Parque do Carmo. No entanto, houve variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre florestas, mas não foi detectado uma diminuição linear no sentido centro periferia. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas árvores da floresta mais próxima do centro e nas da floresta mais afastada (Parque Trianon e Parque do Carmo respectivamente) foram similares e mais baixos do que a composição isotópica das árvores das outras florestas. Esses fragmentos florestais localizados nas extremidades do gradiente centro-periferia também foram os que apresentaram menores valores estimados de discriminação isotópica de C e de concentração interna de CO_2 e as menores eficiências intrínsecas do uso da água e assimilação de carbono.

Estes resultados sugerem que as árvores dos fragmentos florestais nos extremos se mostraram mais conservadoras no uso da água, apresentaram menor abertura estomática e menor capacidade de assimilar carbono da atmosfera do que os demais fragmentos, isto é, tendo como base o tempo de vida das folhas coletadas neste estudo. Vale destacar, ainda, que a assimilação de C estimada foi negativa em todas as florestas, indicando que as folhas das árvores fotorrespiraram mais do que fixaram efetivamente C ao longo de sua existência.

Bibliografia

- Ab'Saber, A. N. (2017). A terra paulista. *Boletim Paulista de Geografia*, (23), 5-37
- Aragaki, S. (2017). Composição florística e estrutura de cinco fragmentos florestais urbanos no município de São Paulo (SP, Brasil) (Doctoral dissertation, Tese de Doutorado, Instituto de Botânica, São Paulo).
- Argenta, G., & Silva, P. R. F. D. (1999). Adubação nitrogenada em milho implantado em semeadura direta após aveia preta. *Ciência Rural*, 29(4), 745-754.
- Ariotti, A. P.; Eichler, F. E.; De Freitas, E. M. 2016. Estrutura do componente arbóreo e arborescente de um fragmento urbano no município de Sério, Rio Grande Do Sul, Brasil. *Ciência Florestal*, v. 26, n. 3.
- Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., Groppo, J. D., Salgado, P. R., Evangelista, B., ... & Camargo, P. B. D. (2013). Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Embrapa Informática Agropecuária-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Austin, A. T., Bustamante, M. M. C., Nardoto, G. B., Mitre, S. K., Pérez, T., Ometto, J. P. H. B., ... & Enrich-Prast, A. (2013). Latin America's nitrogen challenge. *Science*, 340(6129), 149-149.
- Avdeeva, E., Averina, T., & Kochetova, L. (2018). Life quality and living standards in big cities under conditions of high-rise construction development. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 33, p. 03013). EDP Sciences.
- Barbosa, P. D. O. 2019. Fluxo de carbono via serapilheira em florestas urbanas de São Paulo: compreensão do funcionamento da infraestrutura verde da cidade.
- Barron, S., Sheppard, S. R., & Condon, P. M. (2016). Urban forest indicators for planning and designing future forests. *Forests*, 7(9), 208.
- BassiriRad, H., J. V. H. Constable, J. Lussenhop, B. A. Kimball, R. J. Norby, W. C. Oechel, P. B. Reich, W. H. Schlesinger, S. Zitzer, H. L. Sehtiya, and S. Silim. (2003). Widespread

- foliage $\delta^{15}\text{N}$ depletion under elevated CO_2 : inferences for the nitrogen cycle. *Global Change Biology* 9: 1582– 1590.
- Bird, J. A., K., M., & Torn, M. S. (2008). ^{13}C and ^{15}N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. *Organic Geochemistry*, 39(4), 465-477.
- Blum, J. (2016). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. In *Urban Forests*. Apple Academic Press, 21-54.
- Boccuzzi, G. (2017). Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125 (tese de mestrado).
- Brasil, I. B. G. E. 2019. Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. Censo demográfico.
- Bulbovas, P., Sant'Anna, S. M. R., Moraes, R. M. D., Lima, E. D. S., Pina, J. M., Esposito, M. P., ... & Peralta, D. F. (2008). Avaliação da sensibilidade de plantas jovens de quiabo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench.-Malvaceae) ao ozônio. *Hoehnea* 35(3): 359-366, 3 fig.,
- Bustamante, M. M., Martinelli, L. A., Pérez, T., Rasse, R., Ometto, J. P. H., Pacheco, F. S., ... & Marquina, S. (2015). Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. *Environmental Research Letters*, 10(6), 065007.
- Calfapietra, C., Peñuelas, J., & Niinemets, Ü. (2015). Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in plant science*, 20(2), 72-75.
- Carnicer, J., Sardans, J., Stefanescu, C., Ubach, A., Bartrons, M., Asensio, D., & Penuelas, J. (2015). Global biodiversity, stoichiometry and ecosystem function responses to human-induced C–N–P imbalances. *Journal of plant physiology*, 172, 82-91..
- Cassimiro, J. C., Moura, B. B., Alonso, R., Meirelles, S. T., & Moraes, R. M. (2016). Ozone stomatal flux and O_3 concentration-based metrics for *Astronium graveolens* Jacq., a Brazilian native forest tree species. *Environmental pollution*, 213, 1007-1015.
- Clark, Deborah A. et al. (2001). Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological applications*, v. 11, n. 2, p. 371-384.

- Craine, J. M., Elmore, A. J., Aida, M. P., Bustamante, M., Dawson, T. E., Hobbie, E. A., ... & Nardoto, G. B. (2009). Global patterns of foliar nitrogen isotopes and their relationships with climate, mycorrhizal fungi, foliar nutrient concentrations, and nitrogen availability. *New Phytologist*, 183(4), 980-992.
- Da Silva, K. G. (2015). Crescimento e funcionalidade do sistema radicular de bromélias epífitas ornamentais submetidas a concentrações de nitrogênio e regimes hídricos (Doctoral dissertation, Instituto de Botânica).
- de Carvalho, C. H. R. (2011). Emissões relativas de poluentes do transporte motorizado de passageiros nos grandes centros urbanos brasileiros (No. 1606). Texto para Discussão.
- De 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.
- de Tecnologia, C. C., & Ambiental, S. (2016). Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo-2016. São Paulo.
- Denk, T. R., Mohn, J., Decock, C., Lewicka-Szczebak, D., Harris, E., Butterbach-Bahl, K., ... & Wolf, B. (2017). The nitrogen cycle: A review of isotope effects and isotope modeling approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 105, 121-137.
- Diefendorf AF, Mueller KE, Wing SL et al (2010) Global patterns in leaf ^{13}C discrimination and implications for studies of past and future climate. *Proc Natl Acad Sci USA* 107:5738–5743.
- Durigan, M. R., Cherubin, M. R., De Camargo, P. B., Ferreira, J. N., Berenguer, E., Gardner, T. A., ... & Cerri, C. E. P. (2017). Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, 9(3).
- Ehleringer, J. R., Cerling, T. E., & Dearing, M. D. (2002). Atmospheric CO_2 as a global change driver influencing plant-animal interactions. *Integrative and Comparative Biology*, 42(3), 424-430.

- Elias, G. A., de Bona Martins, H., Vinholes, A. R., Marques, B. H., Zanette, V. C., & dos Santos, R. (2018). Árvores de um fragmento florestal urbano em santa catarina, sul do brasil: florística e estrutura. *Ciência Florestal*, 28(4), 1755-1769.
- Elser JJ, Dobberfuhl DR, MacKay NA, Schampel JH (1996) Organism size, life history, and N:P stoichiometry. *Bioscience* 46: 674–684.
- Elser, J. J. et al. (2010) Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change. *New Phytologist*, v. 186, n. 3, p. 593-608.
- Emmett, B. A., Kjønaas, O. J., Gundersen, P., Koopmans, C., Tietema, A., & Sleep, D. (1998). Natural abundance of ^{15}N in forests across a nitrogen deposition gradient. *Forest Ecology and Management*, 101(1-3), 9-18.
- Farquhar, G. D., Hubick, K. T., Condon, A. G., & Richards, R. A. (1989). Carbon isotope fractionation and plant water-use efficiency. In *Stable isotopes in ecological research* (pp. 21-40). Springer, New York, NY.
- Farquhar, Graham D.; O'LEARY, Marion H.; BERRY, Joe A. (1982). On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Functional Plant Biology*, v. 9, n. 2, p. 121-137, 1982.
- Fearnside, Philip M. (2002). Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. *Estudos Avançados*, v. 16, n. 44, p. 99-123.
- Feitosa, S. M. R., Gomes, J. M. A., Neto, J. M. M., & de Andrade, C. S. P. (2011). Consequências da Urbanização na Vegetação e na Temperatura da Superfície de Teresina–Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 6(2), 58-75.
- Felix, J. D., Elliott, E. M., Gish, T., Maghirang, R., Cambal, L., & Clougherty, J. (2014). Examining the transport of ammonia emissions across landscapes using nitrogen isotope ratios. *Atmospheric environment*, 95, 563-570.
- Fernandes, F. F. (2019), Características morfo-anatômicas foliares funcionais e respostas estruturais de diferentes grupos funcionais da Floresta Atlântica a distúrbios ambientais. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente (Tese de Doutorado).

- Figueira, A. M. E. S., Davidson, E. A., Nagy, R. C., Riskin, S. H., & Martinelli, L. A. (2016). Isotopically constrained soil carbon and nitrogen budgets in a soybean field chronosequence in the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(10), 2520-2529.
- Frost PC, Evans-White MA, Finkel ZV, Jensen TC, Matzek V (2005) Are you what you eat? Physiological constraints on organismal stoichiometry in an elementally imbalanced world. *Oikos* 109: 18–28.
- Gandolfi S., Leitão Filho H.F. & Bezerra C.L.F. (1995) Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivoarbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos. *Brazilian Journal of Biology* 55, 753–767.
- Garten Jr, C. T., Iversen, C. M., & Norby, R. J. (2011). Litterfall ^{15}N abundance indicates declining soil nitrogen availability in a free-air CO_2 enrichment experiment. *Ecology*, 92(1), 133-139.
- Goud, E. M., & Sparks, J. P. (2018). Leaf stable isotopes suggest shared ancestry is an important driver of functional diversity. *Oecologia*, 187(4), 967-975.
- 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.
- Groppa, J. D., Lins, S. R. M., Camargo, P. B. D., Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., ... & Pavão, E. (2015). Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. Embrapa Informática Agropecuária-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- Guarda, V.D.A; Campos, L.J.M. (2014). Bases ecofisiológicas da assimilação de carbono e suas implicações na produção de forragem. Embrapa Pesca e Aquicultura-Documentos (INFOTECA-E).
- Guarieiro, Lilian LN; Vasconcellos, Pérola C.; SOLCI, Maria Cristina. (2011). Poluentes atmosféricos provenientes da queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis: uma breve revisão. *Revista Virtual de Química*, v. 3, n. 5, p. 434-445.

- Guehl, J. M., Domenach, A. M., Bereau, M., Barigah, T. S., Casabianca, H., Ferhi, A., & Garbaye, J. (1998). Functional diversity in an Amazonian rainforest of French Guyana: a dual isotope approach ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$). *Oecologia*, 116(3), 316-330.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2019), disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>.
- Iversen, C. M. and R. J. Norby. (2008). Nitrogen limitation in a sweetgum plantation: implications for carbon allocation and storage. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1021– 1032.
- Bird, J. A., Kleber, M., & Torn, M. S. (2008). ^{13}C and ^{15}N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. *Organic Geochemistry*, 39(4), 465-477.
- Kondrat, H. E. B. E. R. T. (2014). Dinâmica da Comunidade Vegetal de Remanescente de Mata Atlântica na Região Metropolitana de São Paulo. Kjelgren, R., & Montague, T. (1998). Urban tree transpiration over turf and asphalt surfaces. *Atmospheric Environment*, 32(1), 35-41.
- Krapp, A. (2015). Plant nitrogen assimilation and its regulation: a complex puzzle with missing pieces. *Current opinion in plant biology*, 25, 115-122.
- Lajtha, Kate; Michener, Robert H. Stable isotopes in ecology and environmental science. Blackwell Scientific Publications, 1994.
- Leuzinger, S., Vogt, R., & Körner, C. (2010). Tree surface temperature in an urban environment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(1), 56-62.
- Lima, H. P. (2018). Caracterização do meio-físico de quatro florestas urbanas na cidade de São Paulo, sp. São Paulo. Universidade Nove de Julho (UNINOVE).
- Lima Z. R., Pallamin V. M. (2008). Claiming Public Space: São Paulo's Trianon Terrace. *Progressive Planning: Citizen, Democracy, & Public Space*, 34-39.

- Lins, S. R. M., Della Coletta, L., de Campos Ravagnani, E., Gragnani, J. G., Mazzi, E. A., & Martinelli, L. A. (2016). Stable carbon composition of vegetation and soils across an altitudinal range in the coastal Atlantic Forest of Brazil. *Trees*, 30(4), 1315-1329.
- Long, L. C., D'Amico, V., & Frank, S. D. (2019). Urban forest fragments buffer trees from warming and pests. *Science of the Total Environment*, 658, 1523-1530.
- Magalhães, Luís Mauro S. (2006) Arborização e florestas urbanas terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades brasileiras. *Série Técnica Floresta e Ambiente, Seropédica*, v. 1, p. 23-26.
- Mardani, A., Streimikiene, D., Cavallaro, F., Loganathan, N., & Khoshnoudi, M. (2019). Carbon dioxide (CO₂) emissions and economic growth: A systematic review of two decades of research from 1995 to 2017. *Science of the total environment*, 649, 31-49.
- Martinelli, L. A. et al. (2009). Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: Oficina de Textos, p. 144.
- Martinelli, L. A., Piccolo, M. C., Townsend, A. R., Vitousek, P. M., Cuevas, E., McDowell, W., ... & Treseder, K. (1999). Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry*, 46(1-3), 45-65.
- Mayor, J. R., Wright, S. J., Schuur, E. A., Brooks, M. E., & Turner, B. L. (2014). Stable nitrogen isotope patterns of trees and soils altered by long-term nitrogen and phosphorus addition to a lowland tropical rainforest. *Biogeochemistry*, 119(1-3), 293-306.
- Mendes, K. R., Marengo, R. A., & Magalhães, N. D. S. (2013). Crescimento e eficiência fotossintética de uso do nitrogênio e fósforo em espécies florestais da Amazônia na fase juvenil. *Revista Árvore*, 37(4), 707-716.
- Mendez M, Karlsson PS (2005) Nutrient stoichiometry in *Pinguicula vulgaris*: nutrient availability, plant size, and reproductive status. *Ecology* 86: 982–991.
- Miller, L., Lemke, L. D., Xu, X., Molaroni, S. M., You, H., Wheeler, A. J., ... & Krouse, H. (2010). Intra-urban correlation and spatial variability of air toxics across an international

- airshed in Detroit, Michigan (USA) and Windsor, Ontario (Canada). *Atmospheric Environment*, 44(9), 1162-1174.
- Nardoto, G. B., Ometto, J. P. H. B., Ehleringer, J. R., Higuchi, N., da Cunha Bustamante, M. M., & Martinelli, L. A. (2008). Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon forest. *Ecosystems*, 11(8), 1234-1246.
- Nardoto, G. B., Quesada, C. A., Patiño, S., Saiz, G., Baker, T. R., Schwarz, M., ... & Marimon Junior, B. H. (2014). Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen-cycling characteristics as inferred from plant and soil ^{15}N : ^{14}N measurements. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1-2), 173-187.
- Nardoto, G.B.; Quesada, C. A. ; Patino, S. ; Rueda, G. S. ; Baker, T. R. ; Schwarze, M. ; Schrodth, F. ; Feldpausch, T. R. ; Domingues, T. F. ; Marimon, B. S. ; Vieira, I. ; Silveira, M. ; Bird, M. ; Phillips, O. L. ; Lloyd, J. ; Martinelli, L.A. (2014). Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen-cycling characteristics as inferred from plant and soil $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ measurements. *Plant Ecology & Diversity* (Print), v. 7, p. 173-187.
- Nastran, M., Kobal, M., & Eler, K. (2019). Urban heat islands in relation to green land use in European cities. *Urban forestry & urban greening*, 37, 33-41.
- Nowak, D. J. (2019). The atmospheric system: Air quality and greenhouse gases. In *Understanding Urban Ecology* (pp. 175-199). Springer, Cham.
- Oliveira, H. C., da Silva, L. M. I., de Freitas, L. D., Debiasi, T. V., Marchiori, N. M., Aidar, M. P. M., ... & Stolf-Moreira, R. (2017). Nitrogen use strategies of seedlings from neotropical tree species of distinct successional groups. *Plant Physiology and Biochemistry*, 114, 119-127.
- Ometto, J. P., Ehleringer, J. R., Domingues, T. F., Berry, J. A., Ishida, F. Y., Mazzi, E., ... & Martinelli, L. A. (2006). The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. *Biogeochemistry*, 79(1-2), 251-274.
- Ometto, J. P., Flanagan, L. B., Martinelli, L. A., Moreira, M. Z., Higuchi, N., & Ehleringer, J. R. (2002). Carbon isotope discrimination in forest and pasture ecosystems of the Amazon Basin, Brazil. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), 56-1.

- Pataki, D. E., Bowling, D. R., & Ehleringer, J. R. (2003). Seasonal cycle of carbon dioxide and its isotopic composition in an urban atmosphere: Anthropogenic and biogenic effects. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108(D23).
- Pataki, D. E., McCarthy, H. R., Litvak, E., & Pincetl, S. (2011). Transpiration of urban forests in the Los Angeles metropolitan area. *Ecological Applications*, 21(3), 661-677.
- Pereira, A. L.; BENEDITO, E. (2007). Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Revista Biociências*, v. 13, n. 3, 2007.
- Phillips, Oliver L. et al. (1998). Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science*, v. 282, n. 5388, p. 439-442.
- PMMA, Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do Município de São Paulo, (2017), disponível para consulta em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf
- Raczka, B. et al. (2017). Does vapor pressure deficit drive the seasonality of $\delta^{13}\text{C}$ of the net land-atmosphere CO_2 exchange across the United States? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*.
- Ramon, M. (2018). Carbono e nitrogênio em solos e metais pesados em serapilheiras de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP. São Paulo, Universidade Nove de Julho, 102 (tese de mestrado)
- Rasmussen, C., Southard, R. J., & Horwath, W. R. (2008). Litter type and soil minerals control temperate forest soil carbon response to climate change. *Global Change Biology*, 14(9), 2064-2080.
- Reed, S. C., Cleveland, C. C., & Townsend, A. R. (2011). Functional ecology of free-living nitrogen fixation: a contemporary perspective. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 42, 489-512.

- Reich, Peter B. et al. (2014) Temperature drives global patterns in forest biomass distribution in leaves, stems, and roots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 38, p. 13721-13726.
- Rubino, M., Dungait, J. A. J., Evershed, R. P., Bertolini, T., De Angelis, P., D'Onofrio, A., ... & Cotrufo, M. F. (2010). Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a ^{13}C labelled-leaf litter experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(7), 1009-1016.
- Sanglimsuwan, K.. (2011). Carbon dioxide emissions and economic growth: An econometric analysis. *International Research Journal of Finance and Economics*. 67. 97-102.
- Santiago, L. S., Silvera, K., Andrade, J. L., & Dawson, T. E. (2017). Functional strategies of tropical dry forest plants in relation to growth form and isotopic composition. *Environmental Research Letters*, 12(11), 115006.
- São Paulo (2020). PARQUE NATURAL MUNICIPAL FAZENDA DO CARMO. Visualizado em:
https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/unid_de_conservacao/index.php?p=42141 em 24 de março de 2020.
- Sardans, J.; RIVAS-UBACH, A.; PEÑUELAS, J. The C: N: P stoichiometry of organisms and ecosystems in a changing world: a review and perspectives. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 14, n. 1, p. 33-47, 2012.
- Schippers, Peter et al. (2015) Tree growth variation in the tropical forest: understanding effects of temperature, rainfall and CO₂. *Global change biology*, v. 21, n. 7, p. 2749-2761.
- Schirmer, W. N., & de Melo Lisboa, H. (2008). Química da atmosfera: constituintes naturais, poluentes e suas reações. *Tecno-Lógica*, 12(2), 37-46.
- Siddique, I. ; Engel, V. L. ; Parrota, J. ; Lamb, D. ; Nardoto, G. B. ; Ometto, J. P. H. B. ; Martinelli, L. A. ; Schmidh, S. (2008). Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry*, v. 88, p. 89-101.

- Silva, Lucas CR et al. (2015). Isotopic and nutritional evidence for species-and site-specific responses to N deposition and elevated CO₂ in temperate forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 120, n. 6, p. 1110-1123.
- Silva, Lucas CR; ANAND, Madhur. (2012). Probing for the influence of atmospheric CO₂ and climate change on forest ecosystems across biomes. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 1, p. 83-92.
- Silva, V. E., Silva, A. C., Pereira, R. C., de Camargo, P. B., Silva, B. P. C., Barral, U. M., & Mendonça Filho, C. V. (2013). Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical. I-Composição florística, fitomassa e acúmulo de carbono. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(1), 121-133.
- Souza, R. C. D. (2019). Fluxos de gases de efeito estufa [GEE] em florestas urbanas de São Paulo, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade.
- Sun, Y., Xie, S., & Zhao, S. (2019). Valuing urban green spaces in mitigating climate change: a city wide estimate of aboveground carbon stored in urban green spaces of China's Capital. *Global change biology*.
- SVMA – Secretaria do Verde e Meio Ambiente. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/organizacao/index.php?p=3246. Resgatado em 24/06/2017
- Tanus M. R., Pastore M., Bianchini R. S., Gomes E. P. C. (2012). Florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e o efeito de borda em trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Hoehnea* 39, 157–168.
- Teixeira, E. C., Feltes, S., & Santana, E. R. R. D. (2008). Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. *Química Nova*, 31(2), 244-248.
- Testa, Joara Fernanda. (2015). A poluição atmosférica por veículos automotores na Região Metropolitana de São Paulo: causas e impactos. *Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)*, v. 19, n. 2, p. 1209-1221.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs. World Urbanization Prospects, Available online at: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=857993> (accessado novembro, 2018).

United Nations, Department of Economic and Social Affairs. World Urbanization Prospects 2019, available online at: <https://population.un.org/wpp/Download/Standard/Population/> (acesso fevereiro, 2019).

van Kuijk, M., & Anten, N. P. (2009). Whole-canopy nitrogen-use efficiency of pioneer species in early secondary forest succession in Vietnam. *Ecological research*, 24(4), 811-820.

Wang, D. D. (2019). Performance assessment of major global cities by DEA and Malmquist index analysis. *Computers, Environment and Urban Systems*, 77, 101365.

Wright I J, Reich P B and Westoby M (2003). Least-cost input mixtures of water and nitrogen for photosynthesis *Am. Nat.* 161 98–111.

Zhang H, Wu H, Yu Q, Wang Z, Wei C, et al. (2013) Sampling Date, Leaf Age and Root Size: Implications for the Study of Plant C:N:P Stoichiometry. *PLoS ONE* 8(4): e60360. doi:10.1371/journal.pone.0060360.

Zhao, B. P., Ma, B. L., Hu, Y. G., & Liu, J. H. (2011). Leaf photosynthesis, biomass production and water and nitrogen use efficiencies of two contrasting naked vs. hulled oat genotypes subjected to water and nitrogen stresses. *Journal of plant nutrition*, 34(14), 2139-2157.

Zhou, Jiansong; TUNG, Ka-Kit. (2013) Deducing multidecadal anthropogenic global warming trends using multiple regression analysis. *Journal of the Atmospheric Sciences*, v. 70, n. 1, p. 3-8.

Ziska, Lewis H.; Bunce, James A. (2008). Plant responses to rising atmospheric carbon dioxide. In: Morison, James IL; Morecroft, Michael D. Ed. *Plant frowth and climate change*. John Wiley & sons. P. 17-47.