

Infraestrutura verde para monitorar e minimizar os impactos da poluição atmosférica

ANA PAULA GARCIA MARTINS,^I ANDREZA PORTELLA RIBEIRO,^{II} MAURÍCIO LAMANO FERREIRA,^{III} MARCO ANTONIO GARCIA MARTINS,^{IV} ELNARA M. NEGRI,^V MARCOS ANTÔNIO SCAPIN,^{VI} ANDERSON DE OLIVEIRA,^{VII} MITIKO SAIKI,^{VIII} PAULO HILÁRIO NASCIMENTO SALDIVA^{IX} e RAFFALE LAFORTEZZA^X

Introdução

O CRESCIMENTO das cidades é uma realidade e vem ocorrendo de forma mais intensa nos países em desenvolvimento (Griggs et al., 2013; Kamakura; Mazzon, 2013; Güneralp et al., 2017). A rápida expansão urbana envolve não apenas o crescimento populacional, mas também mudanças nos domínios econômico, sociopolítico e de infraestrutura das comunidades.

Como o fenômeno da urbanização geralmente ocorre de maneira não planejada, é caracterizado pela utilização ineficiente de recursos; isto é, exercendo pressão sobre a capacidade da cidade em fornecer serviços básicos, como energia, educação, saúde, transporte, saneamento e segurança (Bhatta, 2010; Güneralp et al., 2017).

A urbanização também favorece o uso de veículos motorizados, o que contribui para o lançamento de grande volume de substâncias químicas no ar, no solo e na água. A urbanização ainda altera a paisagem local. Por exemplo, grandes edifícios e outras infraestruturas prevalecem a terrenos abertos e com vegetação. Como resultado, os espaços verdes são reduzidos em número e o solo se torna impermeável, seco e propenso ao fenômeno denominado “ilhas de calor urbano” (Frumkin, 2002; Mariani et al., 2016; Vieira et al., 2018).

A Infraestrutura Verde (IV) é essencial para o ajuste da qualidade do ar das cidades. A prevalência da cobertura arbórea, principalmente, desempe-

nha papel fundamental na minimização dos efeitos adversos nas populações urbanas, como o número de estressores e mortes associadas a altos níveis de contaminantes atmosféricos (Herzog; Rosa, 2010; Doick; Hutchings, 2013; Dorigo; Lamano-Ferreira, 2015).

A capacidade natural da vegetação verde em capturar contaminantes transportados pelo ar tem sido reconhecida como um serviço ecossistêmico (Popek et al., 2015; Sgrigna et al., 2016; Vieira et al., 2018). Nowak et al. (2014) indicaram uma melhoria da qualidade do ar em até 16% em área com vegetação densa nos Estados Unidos da América.

Diversos trabalhos científicos têm enfatizado quão necessária é a presença de árvores para reduzir os impactos negativos do processo de urbanização. Os estudos indicam que os benefícios das árvores ultrapassam os limites da qualidade ambiental, pois também melhoram o bem-estar físico e mental das cidades (Herzog; Rosa, 2010; Amato-Lourenço et al., 2016; Selmi et al., 2016; Nowak et al., 2018; Fernandes et al., 2019).

Devido a tais vantagens, a utilização de árvores vem sendo incentivada, por meio da criação e expansão da IV, em locais com vegetação escassa. De fato, de árvores, corredores, telhados verdes a grandes espaços naturais, são observados benefícios à saúde dos cidadãos em centros urbanos, considerando-se estações com baixa umidade do ar, quando os registros de internações aumentam, sobretudo entre idosos (Zupancic et al., 2015; Kim et al., 2017; Arnetz et al., 2018). Outro benefício atrelado à IV se refere aos impactos positivos na regeneração de economias locais e regionais. A paisagem verde atrela valor monetário a imóveis e é favorável à criação, por exemplo, de empregos, *start ups* e investimentos no setor de serviços (Popek et al., 2015).

Apesar do consenso em relação aos impactos positivos da IV, ainda há espaço para o desenvolvimento de estudos científicos que se concentrem em descrever quali e quantitativamente tais impactos; portanto, pesquisas futuras são necessárias para contribuir com informações sobre a relação da IV com a qualidade do ar (Chérin et al., 2018; Selmi et al., 2016).

Assim, o principal objetivo deste estudo foi explorar a viabilidade do uso de árvores para reter ou dispersar a poluição do tráfego veicular. O trabalho foi desenvolvido, orientando-se pela seguinte questão de pesquisa: De que forma a utilização de árvores urbanas pode subsidiar informações sobre o impacto ambiental de corredores de tráfego veicular, no que se refere a área de influência, caracterização da principal fonte de contaminantes e limitação da propagação dos poluentes?

A pesquisa foi realizada na cidade de São Paulo (SP), a maior cidade da América do Sul e com a sétima maior região metropolitana do mundo, com cerca de 20 milhões de pessoas e uma frota de veículos em torno de 7,5 milhões, circulando diariamente na cidade (IBGE, 2010), o que implica a emissão significativa de contaminantes aéreos.

Em ampla revisão sistemática, Dapper et al. (2016) sugeriram que a poluição atmosférica tem sido responsável pelo baixo peso de recém-nascidos, partos prematuros e maior ocorrência de anemia falciforme. O Material Particulado (MP) está entre os principais poluentes e tem sido comumente associado a efeitos adversos à saúde. O MP é uma mistura complexa de partículas extremamente pequenas e gotículas líquidas (Nowak et al., 2018; Ferreira et al., 2017). As partículas de MP são classificadas por tamanho de partícula, por exemplo, MP₁₀ – partículas menores que 10 µm; PM_{2,5} – partículas menores ou 2,5 µm (Ferreira et al., 2017). Uma vez inalado e dependendo do tamanho de sua partícula, o MP pode passar pela garganta e nariz e entrar nos pulmões, promovendo graves problemas de saúde, como doenças respiratórias e cardiovasculares (Lin et al., 2017; Zeng et al., 2016).

Nesse sentido, em um estudo realizado na região do Vale do Paraíba, Nascimento et al. (2006) mostraram que o incremento de 24,7 mg m⁻³ em MP₁₀ contribuiu para o aumento em 9,8% dos casos de internação de crianças com pneumonia, em hospitais locais. Mantovani et al. (2016) mostraram uma forte relação entre concentração de poluentes atmosféricos e casos de internações hospitalares, destacando o valor gasto com o tratamento de debilitados. Os autores ressaltaram a necessidade de se pensar sistematicamente na questão da mobilidade urbana, políticas de emissões atmosféricas e saúde pública.

A poluição atmosférica é – de certa forma – mais pronunciada em grandes metrópoles; pois nelas, além de diversas atividades antrópicas, existe imensa frota veicular, fonte relevante de MP, o qual apresenta em sua composição diversos elementos químicos, como os usualmente chamados metais pesados: cádmio (Cd), cobre (Cu) e chumbo (Pb), entre outros (Ferreira et al., 2017)

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a poluição do ar nas megacidades está acima dos níveis recomendados. Os níveis de MP_{2,5} em São Paulo são cerca de duas vezes maiores que a recomendação da OMS (Silva et al., 2019). Um inventário realizado em 2002, e atualizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, 2020), indicou que na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), as principais fontes de MP são as emissões veiculares, as atividades industriais e os aerossóis secundários; isto é, aqueles formados pela reação química de poluentes gasosos primários que se condensam e geram aerossóis orgânicos, de sulfato e de nitrato, com partículas de tamanho ≤ 10 µm. Na Tabela 1, são caracterizadas e quantificadas as fontes de MP₁₀ e MP_{2,5} para a RMSP (Cetesb, 2020).

Tabela 1 – Estimativa de emissão das fontes de material particulado na RMSP

Fonte Emissora	*MP ₁₀ (% relativa)	*MP _{2,5} (% relativa)
Aerossol Secundário	25	51
Combustão de Biomassa	**ni	7

Processo Industrial	10	**ni
Ressuspensão	25	5
Motocicletas	1,8	37
Veículos Leves	6,2	
Veículos Pesados	32	

MP total = 66.103 t ano⁻¹; **ni = não informado. *Fonte:* Cetesb (2020).

Como a cidade de São Paulo não se estabeleceu de maneira planejada; tornou-se vulnerável a vários riscos sociais e ambientais. Um mapeamento da prefeitura mostrou que aproximadamente 49% do território municipal são cobertos por espaços verdes. Por outro lado, uma estimativa feita por Buckeridge (2015) indicou que a cidade possui uma cobertura espacial verde profundamente desigual, com maiores déficits observados na região central e leste. Segundo o autor, 22 bairros apresentaram menos de uma árvore por habitante, de um total de 28 estudados. Isso significa que, à parte as áreas com fragmentos urbanos de floresta, especialmente nos limites da cidade, São Paulo tem uma média de 0,06 a 0,6 árvore por habitante na região leste, até o máximo de 2 árvores por habitante, na região oeste (Buckeridge, 2015).

Os valores informados pelo autor destacam a importância do manejo correto da arborização urbana, uma vez que a falta de planejamento na sua utilização pode induzir a outros problemas ambientais e inibir seus benefícios (Buckeridge, 2015). A maneira mais adequada para adicionar IV em áreas urbanas é por meio de um inventário detalhado da população de árvores que inclui seus tipos e características. Além disso, outra questão de grande importância é priorizar distribuição espacial equilibrada de IV (Buckeridge, 2015; Lüttge; Buckeridge, 2020).

No presente estudo, para alcançar seus objetivos, cinco parques urbanos de São Paulo, localizados em áreas com diferentes tipos de frota veicular (Veículos Leves [VL] e Veículos Pesados [VP]), foram selecionados para monitorar a qualidade do ar. O monitoramento biológico, com cascas de árvores, foi adotado para avaliar o potencial gradiente de poluentes aéreos; isto é, considerando uma influência mais profunda do tráfego na região periférica dos parques do que em suas áreas mais internas.

Materiais e métodos

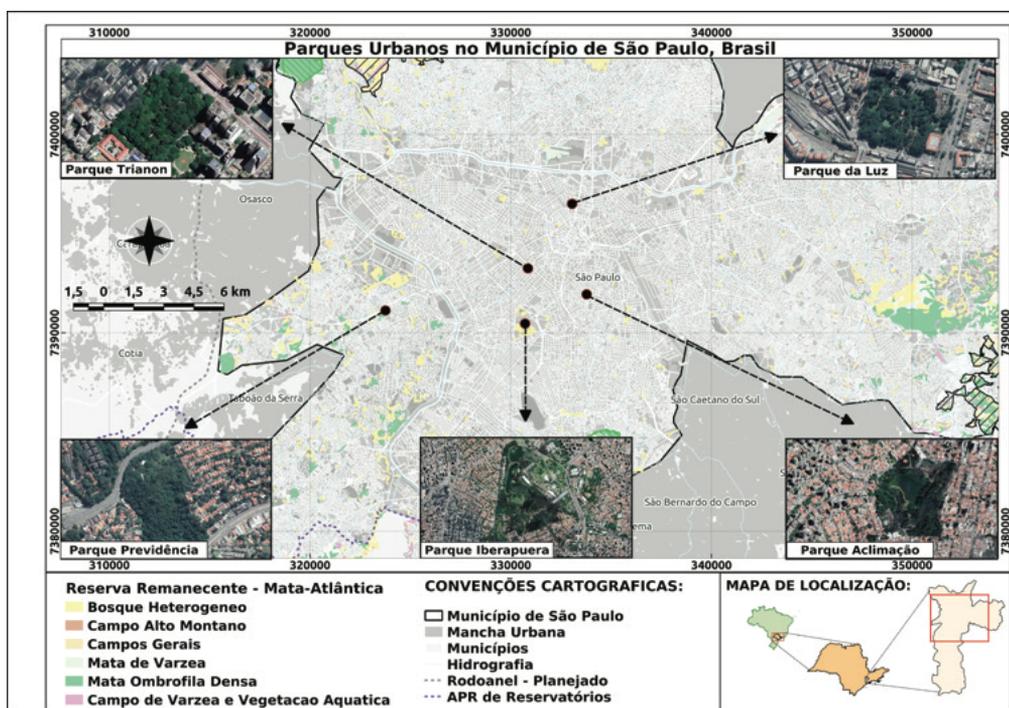
Área de estudo

Conforme é apresentado na Figura 1, os parques Trianon, Ibirapuera, Aclimação, Luz e Previdência foram selecionados para realizar a pesquisa, na megacidade de São Paulo. Os parques Trianon, Ibirapuera, Aclimação e Luz estão expostos a condições de tráfego intenso, o qual consiste primordialmente de VL e ritmo de fluxo do tipo para-anda. Já o parque Previdência fica perto de uma rodovia estadual. Assim, além de VL comercial, o parque da Previdência

está exposto às emissões de VP, ambos movidos a diesel (Dallmann; Façanha, 2016; Pacheco et al., 2017).

Para o monitoramento biológico, amostras de cascas de árvore foram coletadas, durante o outono, em cada um dos cinco parques, tentando privilegiar as espécies arbóreas predominantes, como *Eucalyptus* e *Tipuana tipu*. Como a contaminação da casca por contribuição do solo é limitada a 1,5 m do comprimento do tronco, supõe-se que, acima desse nível, o ar se torne a principal fonte de poluentes na casca (Schelle et al., 2008; Ribeiro et al., 2017). Uma faca de titânio foi usada para coletar as amostras, evitando-se a contaminação cruzada por metais.

Cascas de árvores de *Eucalyptus* e *Tipuana tipu* também foram coletadas em uma região de controle, em Embu-Guaçu (SP), considerada área limpa pois está localizada longe da influência de tráfego veicular e emissões industriais. Todos os pontos de amostragem foram georreferenciados.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 1 – Localização geográfica da cidade de São Paulo e dos parques urbanos.

O monitoramento biológico ideal deve se pautar por um protocolo de amostragem padronizado, com coletas repetidas e sob as mesmas condições (Ballach et al., 2002). Entretanto, obedecer a essas condições não é uma tarefa simples. Nesse sentido, o monitoramento biológico com cascas tem se mostra-

do uma alternativa de sucesso, para a investigação de poluição atmosféricas em áreas urbanas. De acordo com Moreira (2015), a utilização de cascas de árvores permite avaliar o tipo e a influência da localização das árvores à intensidade das emissões de poluentes. Para estudos dessa natureza, qualquer árvore pode ser utilizada, priorizando-se, quando possível, aquelas com cascas que soltam com facilidade (ou mais porosas) e que permitam fácil acesso. Assim, para a coleta das amostras do presente estudo, os autores estabeleceram os seguintes critérios: (i) coletar cascas de árvores de mesma espécie que estivessem presentes nos cinco parques estudados; (ii) padronizar a coleta de casca em árvores com perímetro médio de 2,0 m e 1,5 m acima do solo, ao invés de 1,30 m, comumente utilizado para DAP (Clark et al., 2001); e (iii) estabelecer e padronizar três áreas distintas dentro dos parques: árvores localizadas na borda, em áreas intermediárias e no centro do parque.

No laboratório, as amostras foram limpas com uma escova de dentes de nylon e a camada externa da casca foi ralada e processada em equipamentos titânio, em seguida, as amostras foram peneiradas.

Em cada parque os locais de amostragem foram classificados em: externo (para pontos localizados a menos de 50 m da influência do tráfego veicular), interno (para locais localizados a mais de 200 m, dentro do parque) e intermediário (pontos entre as duas categorias anteriores).

Análises químicas

As amostras foram analisadas quimicamente, por meio de espectrometria de fluorescência de raios X por dispersão de energia (Shimadzu, Japão). Foram determinadas as concentrações de Ca, Co, Cu, Cr, Fe, Pb, S e Zn. Os parâmetros de medição foram: contagem de tempo de 180 s no alvo (Rh, 50 kV x 100 μ A), exceto para a determinação de enxofre (15 kV x 100 μ A), com detector de Si (Li). As curvas de calibração foram ajustadas por regressão linear, usando os parâmetros básicos para corrigir os efeitos da matriz das amostras.

A qualidade do conjunto de dados experimentais foi verificada por meio da análise dos Materiais de Referência Certificados (MRC) *Peach Leaves* (NIST-1547) e *Herbal Polish Herbs* (INCT-MPH-2). Esses MRC são amostras de matriz biológica (plantas), com valores de concentrações já determinadas. Os MRC são normalmente usados para validar as análises químicas. A comparação de valores certificados com os resultados experimentais do MRC pode indicar o quão preciso e exato é o método químico utilizado na determinação de elementos de interesse ambiental, como enxofre (S) e metais pesados. Os dados experimentais do estudo indicaram erros relativos de $\leq 10\%$ e desvios padrão relativos de $\leq 10\%$, respectivamente. Esses valores garantem a confiabilidade dos resultados obtidos para as amostras de casca de árvore.

Tratamento estatístico

A análise de variância (Anova) multifatores (seguida do teste *post-hoc* de Tukey a um nível de significância de 5%) foi aplicada para comparar os resulta-

dos elementares entre os cinco parques urbanos e com os dados das amostras da região limpa. A Anova multifatores também foi utilizada para determinar se havia diferenças significativas nas concentrações dos elementos químicos, nas diferentes regiões de cada parque: externa, intermediária e interna (Calado; Montgomery, 2003).

A Análise Fatorial (AF) com extração por componentes principais foi aplicada ao conjunto de dados, para avaliar a correlação entre os elementos químicos determinados nas amostras de casca de árvores e as fontes principais (Yeomans; Golder, 1982; Johnson; Wichern, 1992). O tratamento estatístico foi realizado usando o *SPSS Software Package*[®], versão 8.0 (Golden Software).

Apesar de terem sido determinados os elementos Ca, Co, Cu, Cr, Fe, Pb, S e Zn, o que gerou número substancial de dados, neste artigo serão apresentados apenas os mapas e gráficos para Co e S, uma vez que esses elementos são reconhecidos como marcadores eficientes de emissões de VL e VP, respectivamente (Thorpe; Harrison, 2008; Pacheco et al., 2017).

Gradiente horizontal

Foi avaliado o intervalo de concentração dos potenciais poluentes, considerando as categorias dos pontos de coleta (externo, intermediário, interno). Em estudos prévios que medem poluentes atmosféricos no MP (Zhu; Hinds, 2005; Hagler et al., 2009), normalmente, os níveis de contaminantes apresentam uma queda a partir dos corredores de tráfego, diminuindo os valores com o aumento da distância das rodovias e ruas. O decaimento dos níveis de poluentes segue um padrão exponencial; por isso, este tipo de análise tem sido considerada como um estimador robusto para avaliar os efeitos adversos das emissões veiculares (Zhu; Hinds, 2005; Hagler et al., 2009).

Uma vez que informações relacionadas à cobertura vegetal não foram obtidas durante a campanha de amostragem, verificou-se a viabilidade de usar imagens de satélite e fotografia aérea, obtidas a partir do Google Earth Pro[®], versão 7.1.

Para tanto, várias imagens dos cinco parques foram selecionadas usando um procedimento de ponto de contagem. Em seguida, criou-se uma grade 2D (x, y) para cada imagem obtida (de cada parque), representando três parâmetros por quadrante: (i) árvores e arbusto; (ii) superfície do corpo d'água; e (iii) outros (calçada, terra, grama). A porcentagem de cobertura vegetal foi estimada com base no número de arbustos e árvores que foram identificados por quadrante, em cada imagem de parque.

O comportamento de Co e S foi avaliado com base nas seguintes distâncias entre as ruas e interior dos parques, respectivamente: 0-180 e 0-130 m para o Parque Aclimação; 0-200 e 0-150 m para o Ibirapuera; 0-70 m para ambos os elementos, no Parque da Previdência; 0-170 e 0-130 m no para o Luz; e 0-50 e 0-150 m para o Parque Trianon.

A partir do decaimento exponencial das concentrações, foram gerados gráficos com os coeficientes obtidos para cada parque, em função da porcentagem de cobertura vegetal estimada a partir de imagens de satélite. Os gráficos de regressão foram gerados por meio do programa Excel®, versão 2010 (Microsoft).

Resultados e discussão

Os resultados mostraram a variação espacial na concentração de contaminantes atmosféricos. As concentrações médias apresentadas na Tabela 2 indicam que os menores níveis de Ca, Co, Cu, Cr, Fe, Pb, S e Zn foram encontrados em amostras de cascas coletadas na região limpa (Embu-Guaçu, $p < 0,05$).

Em geral, os níveis de elementos-traços foram ligeiramente mais altos nas amostras coletadas nos locais externos dos parques, com as menores concentrações nas áreas internas, conforme ilustrado nas Figuras 2 e 3 para Co e S, respectivamente.

A Anova indicou que os resultados são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$). No entanto, mesmo na região externa, as maiores concentrações elementares foram observadas para as amostras coletadas nos pontos contíguos às ruas com maior influência do tráfego e próximas a semáforos ou cruzamentos. As diferenças nas concentrações medidas em cada parque, dependendo do local de amostragem, pode explicar a considerável variabilidade de Co e S e, consequentemente, a eficiência das árvores em atuarem como barreira natural para os contaminantes do ar.

Tabela 2 – Média e desvio padrão (DP) das concentrações elementares (mg kg⁻¹) em amostras de casca de árvores coletadas nos parques urbanos da cidade de São Paulo e região controle (limpa)

Parque Urbano	Ponto de Coleta	Parâmetro	Co	Cu	Zn	Cr	Pb	Fe	S (%)	Ca (%)
		n	8	8	8	8	8	8	8	8
	interno	média	0.8	45.3	82.6	2.2	2.6	1978.6	0.4	0,8
		DP	0.3	16.1	62.7	0.6	0.7	1100.0	0,1	0,8
		n	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5,0
Aclimação	intermediário	média	1.0	48.7	43.2	2.5	3.6	2327.8	0.4	0,2
		DP	0.5	9.4	13.3	1.0	1.2	1288.1	,0	0,2
		n	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7,0
	externo	média	1.1	51.2	74.7	2.9	2.5	2806.5	0.4	0,6
		DP	0.6	11.5	17.8	1.0	0.4	1321.0	0,2	0,7
		n	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12,0	12,0
	interno	média	0.7	44.0	103.6	2.4	2.6	1307.5	0.4	3,71
		DP	0.3	7.0	41.7	0.5	0.8	952.4	0,1	1,0
		n	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4,0	4,0
Ibirapuera	intermediário	média	1.1	40.9	50.9	2.3	2.9	2460.5	0.4	0,2
		DP	0.1	5.4	12.6	0.2	0.6	175.9	0,1	0,1
		n	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10,0	10,0
	externo	média	1.4	50.6	106.9	2.9	4.3	3167.3	0.4	6,1
		DP	0.8	23.4	61.8	.9	3.6	1861.0	0.1	1,3
		n	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6,0	6,0

	interno	média	0,7	35,8	82,6	2,0	2,4	1438,0	0,6	1,7
		DP	0,5	16,7	32,8	0,7	0,9	1334,3	0,2	1,2
		n	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Previdência	intermediário	média	0,6	40,1	116,3	2,6	2,3	1243,8	0,7	1,1
		DP	0,6	40,1	116,3	2,6	2,3	1243,8	0,7	1,1
		n	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
	externo	média	1,4	56,9	252,3	4,4	2,2	4062,9	0,6	1,6
		DP	.4	15,9	115,2	1,2	0,5	1191,1	0,1	0,8
		n	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	interno	média	0,7	37,1	78,4	2,4	3,0	1467,5	0,4	2,5
		DP	0,5	27,3	35,1	0,7	2,0	1238,1	0,1	2,0
		n	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Luz	intermediário	média	1,4	76,8	138,3	3,3	4,4	3207,2	0,5	1,9
		DP	0,5	45,7	76,5	0,6	1,5	1276,6	0,1	1,0
		n	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
	externo	média	1,5	62,7	195,0	4,1	2,9	3380,9	0,5	3,0
		DP	0,3	19,8	71,1	.6	0,9	854,8	0,1	0,7
		n	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
	interno	média	0,4	32,1	105,4	1,6	2,6	693,7	0,4	2,0
		DP	0,1	8,1	89,9	0,7	0,8	257,6	0,1	1,0
		n	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
Trianon	intermediário	média	1,1	53,3	86,5	2,3	4,6	2567,3	0,5	0,8
		DP	0,3	11,5	20,8	0,6	1,5	578,2	0,3	0,4
		n	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	externo	média	2,5	83,5	199,0	5,2	4,7	5318,2	0,6	1,2
		DP	1,4	30,0	163,7	2,7	2,9	2611,0	0,1	0,8
		n	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
Embu-Guaçu	Controle	interno	0,5	21,7	21,8	1,6	2,0	1055,8	0,3	0,5
		DP	0,3	2,7	12,6	0,5	0,1	949,5	,0	0,2

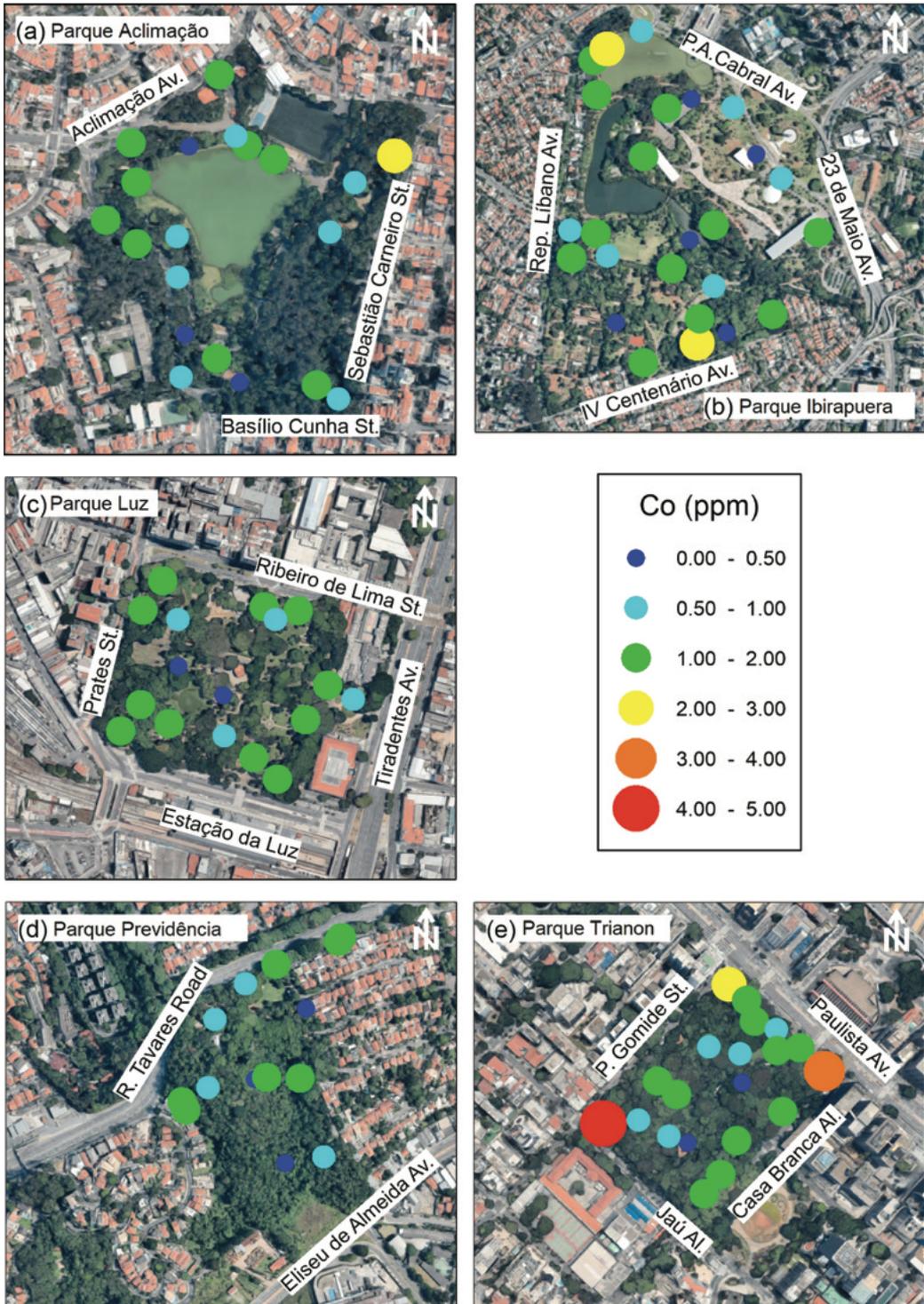
Fonte: Elaboração própria.

Os resultados obtidos com a AF, usando a rotação varimáx normalizada, são apresentados na Tabela 3. Valores em negrito indicam a carga fatorial mais significativa para cada elemento. De acordo com o critério de Kaiser, três componentes principais foram considerados (Yeomans; Golder, 1982), os quais representaram cerca de 77% da variação total.

Tabela 3 – Cargas fatoriais, autovalores e variância total (%).

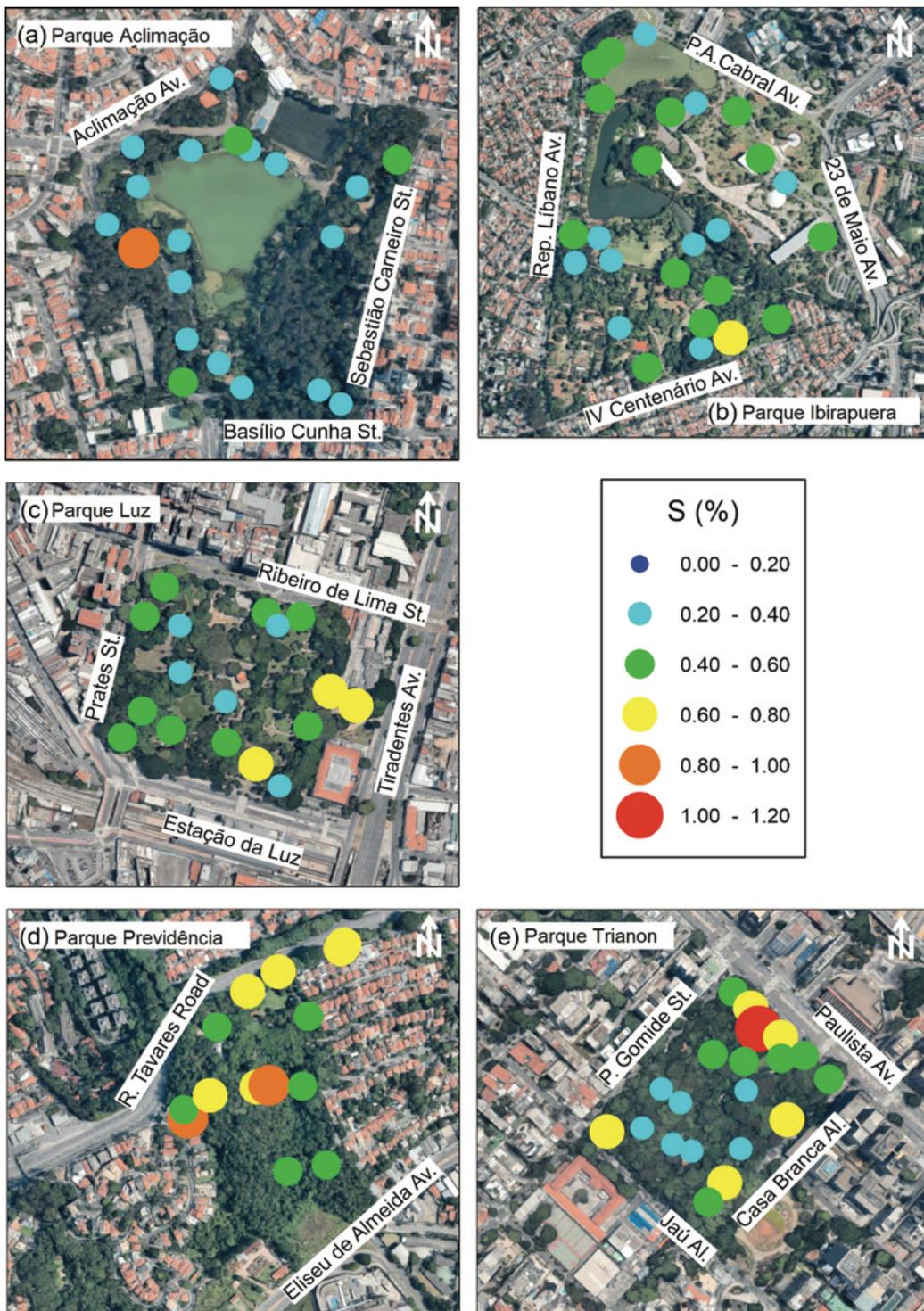
Elementos	Fatores		
	F1	F2	F3
Cu	0.613	0.426	0.400
Co	0.937	0.251	0.076
Pb	0.368	-0.089	0.781
Zn	0.242	0.796	0.167
Cr	0.782	0.508	0.026
Fe	0.913	0.308	0.071
S	0.109	0.762	-0.104
Ca	-0.217	0.092	0.785
Autovalores	4.505	1.334	1.112
Variância Total (%)	50.051	14.827	12.360

Fonte: Elaboração própria.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 2 – Concentração de Co encontrado na casca das árvores dos parques estudados e as principais ruas e avenidas que circundam as áreas verdes. Diferentes cores e tamanhos dos círculos indicam a faixa de concentração do elemento.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 3 – Concentração de S encontrado na casca das árvores dos parques estudados e as principais ruas e avenidas que circundam as áreas verdes. Diferentes cores e tamanhos dos círculos indicam a faixa de concentração do elemento.

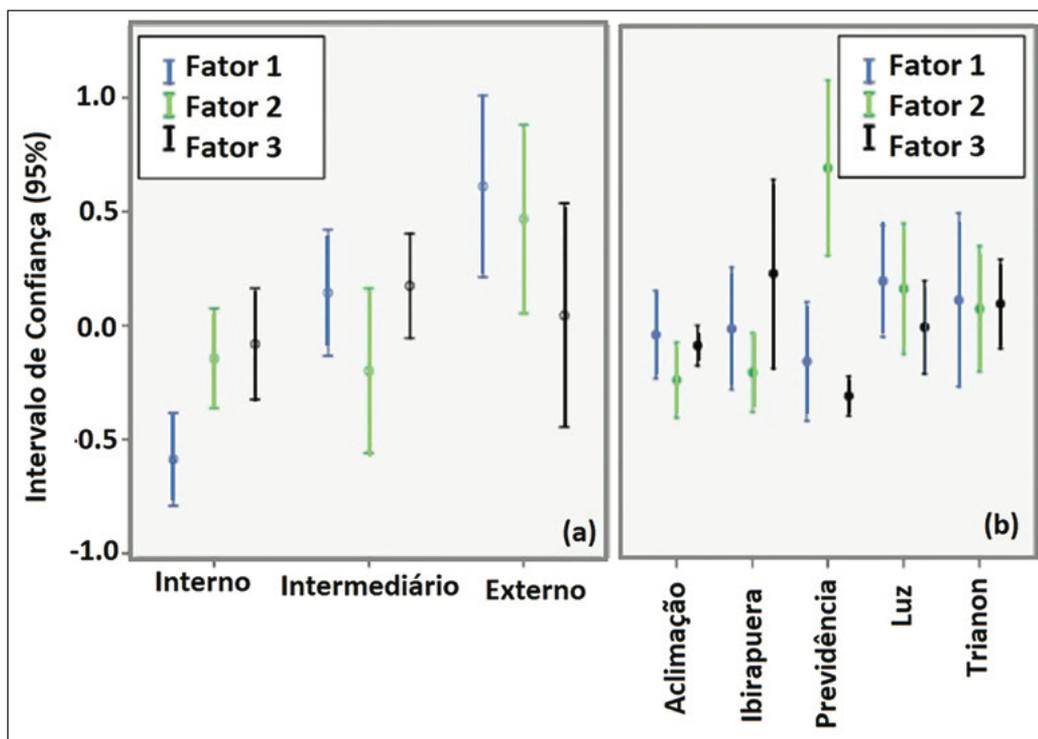
A matriz dos componentes do conjunto de dados indicou que Co, Cu, Cr e Fe apresentaram as maiores cargas fatoriais em F1. O Fe é considerado um componente importante da crosta terrestre, o que indicaria a ressuspensão da poeira das ruas contíguas aos parques. No entanto, os demais metais são marcadores de desgaste de dispositivos veiculares; assim F1 estaria agrupando elementos que têm origem na poeira das avenidas, nas quais partículas com traços de borrachas de pneus e lonas de freio que contêm os respectivos metais estariam presentes (Adachi; Tainosho, 2004). Os metais agrupados em F1 estão entre aqueles cuja composição química difere das ligas de aço (Thorpe; Harrison, 2008; Johansson et al., 2009).

As mais altas cargas fatoriais de S e Zn são explicadas no F2. Apesar do esforço mundial para controlar a poluição, o S ainda é um componente natural do petróleo, sendo encontrado na gasolina e no diesel, este em maior concentração. Outra preocupação com o diesel se deve ao *lobby* da indústria automobilística que pressiona as autoridades brasileiras, desde 2013, a suspender as restrições na venda de veículos a passeio. Com certeza, essa liberação acarretaria mais emissões de enxofre (Carvalho et al., 2015; Dallmann; Façanha, 2016; Miller; Posada, 2019).

As emissões de S também estão associadas aos dispositivos de freios que são usados atualmente em veículos a motor, e necessitam de óleos lubrificantes. O processo de desgaste do freio também é considerado como a fonte mais relevante de Zn na atmosfera (Smolders; Degryse, 2002; Thorpe; Harrison, 2008).

Em relação a Ca e Pb, estes apresentaram as maiores carga fatoriais no F3. A presença de Pb poderia indicar a contribuição antrópica, pelo desgaste de dispositivos de automóveis (Thorpe; Harrison, 2008). Estudos prévios também relataram que a tinta usada na sinalização de tráfego e compostos anticorrosivos das engrenagens são importantes fontes de Pb em MP (Osaki et al., 2004). Segundo Adachi e Tainosho (2004), Ca e Pb constituem-se na maior parte da composição química da tinta amarela utilizadas na pintura de asfaltos. Os dois metais também são encontrados em partículas ultrafinas liberadas pelos escapamentos veículos. Além disso, reações químicas que acompanham a queima de óleos lubrificantes e combustíveis como diesel incrementam a quantidade de partículas ricas em metais como o Ca (Lough et al., 2005; Robert et al., 2007; Silva, 2007). Portanto, uma explicação à origem principal – Ca e Pb – no F2 também estaria relacionada à contribuição veicular.

Como mencionado anteriormente, as concentrações indicadas na Tabela 2 são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$). Apesar disso, observou-se uma tendência de diminuição dos valores, a partir da região externa em direção à interna dos parques. As cargas fatoriais (Tabela 3) também foram comparadas estatisticamente por meio da Anova. As diferenças entre F1, F2 e F3 são apresentadas na Figura 4 e indicam a tendência de acúmulo de poluentes em parques, com ruas em seus entornos mais suscetíveis às frenagens que resultam em maior liberação de MP para atmosfera (Andrade et al., 2010; Carvalho et al., 2015).



Fonte: Elaboração própria.

Figura 4 – (A) – Concentrações médias e desvio padrão para F1, F2 e F3, para os diferentes pontos de coleta (externo, intermediário e interno) nos parques. (B) – Concentrações Médias e desvio padrão para F1, F2 e F3 dos parques urbanos: Acimação, Ibirapuera, Previdência, Luz e Trianon.

Pode-se verificar que os elementos associados ao F3 (Ca e Pb) apresentaram teores semelhantes nas amostras coletadas na parte interna e intermediária, com maior variabilidade nas amostras de borda (Figura 4A), o que sugere duas origens importantes para Ca e Pb: natural e antrópica.

Ao se analisar os valores indicados na Tabela 2, a variação média do Pb, para a maior parte das amostras dos parques, ficou entre 2,2 e 3,0 mg kg⁻¹; exceto pelo Parque Trianon com valores acima de 4 mg kg⁻¹, para as amostras da região intermediária e externa e pelo Parque da Luz, nas cascas coletadas em área intermediária. Ao se comparar as concentrações do metal, nos parques, com a concentração média da região controle (igual a 2,0 mg kg⁻¹), pode-se sugerir a contribuição natural do Pb, nos parques Acimação, Ibirapuera e Previdência e – consequentemente – a do Ca, que também apresentou maior carga em F3 (Tabela 3) e cuja origem é comumente associada a material crustal, uma vez que são componentes abundantes da terra, sendo importante constituinte em poeira do solo e de estradas (Chow et al., 2003).

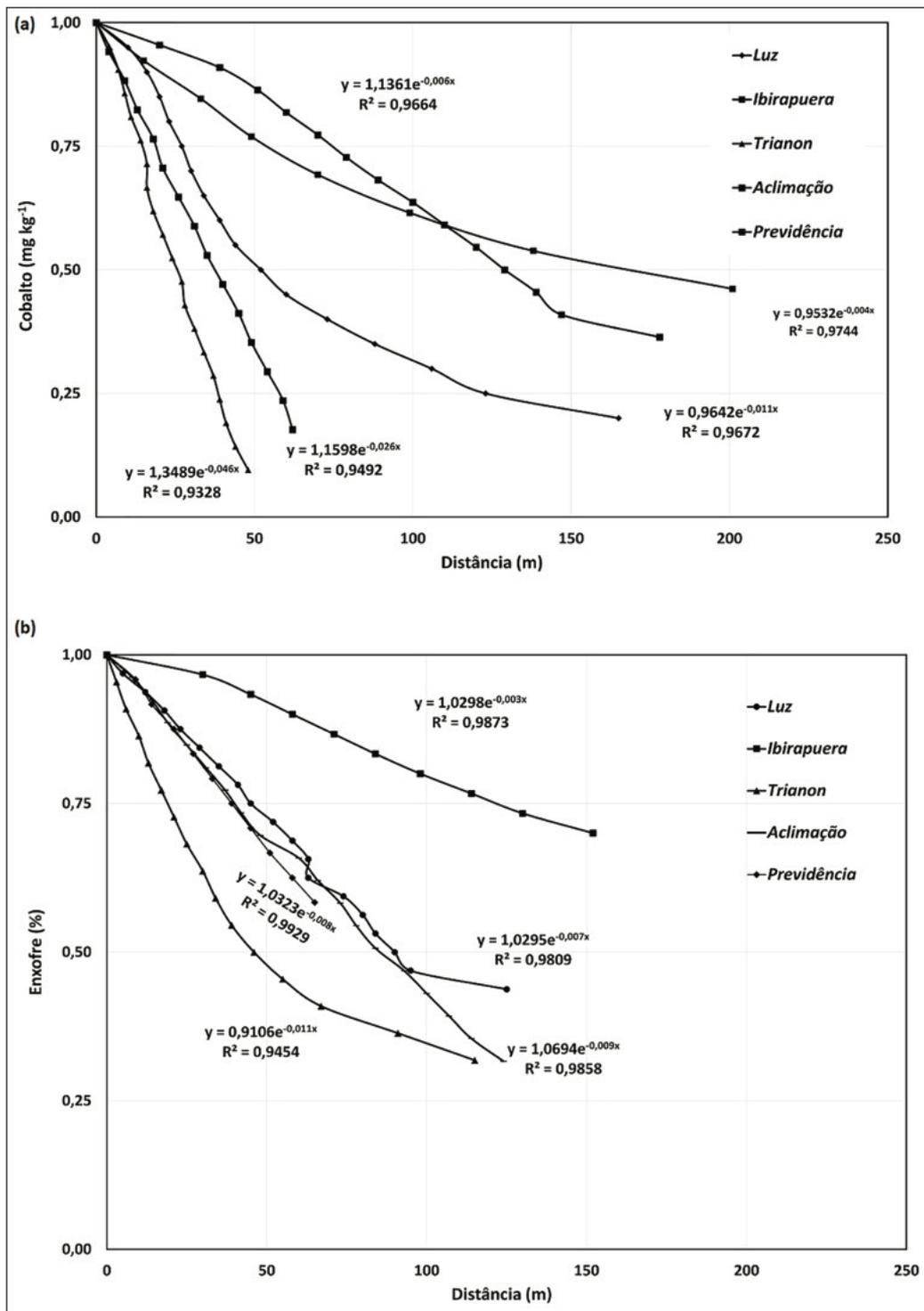
Em relação ao Parque Ibirapuera, existe a possibilidade de a origem de Ca e Pb estar associada à ressuspensão do solo, sobretudo na região mais externa do parque, que é circundada por uma pista voltada à circulação de pedestres. O parque está localizado próximo ao centro de São Paulo, é o maior da cidade e ocupa uma área de 158 ha, com cobertura vegetal, mas também com área de solo exposto. Suas ruas circundantes sustentam uma variedade de frotas de veículos. Algumas avenidas apresentam tráfego de alta densidade, alterando a velocidade constante com o ritmo “para-anda”; o parque também conta com a contribuição de emissões de ônibus e carros de passageiros. Assim, uma explicação plausível às duas origens de Ca e Pb seria a ressuspensão do solo devido aos inúmeros frequentadores do local que praticam esportes como corrida e ciclismo (Silva-Filho; Tosetti, 2010). Isso também explicaria o comportamento observado para o Parque Ibirapuera em relação ao F3 (Figura 4B). Além disso, vale ressaltar que há mais de três décadas, em virtude da proibição de adicionar chumbo tetraetila na gasolina (Conama, 1986), o metal deixou de ser o principal marcador emissão veicular, visto que seu incremento na atmosfera reduziu significativamente (Saldiva; André, 2009).

Em relação aos parques Aclimação, Luz e Trianon, situados na região central, a variabilidade das concentrações foi semelhante para os três fatores considerados. Foram identificados três diferentes modos de transporte ao redor desses parques, que podem justificar a variabilidade nos níveis de metais traçadores de poluição veicular: (i) veículos leves de passageiros (automóveis) predominantemente; (ii) veículos pesados (ônibus); e (iii) veículos comerciais leves com menor presença de vans e pick-ups (Carvalho et al., 2015). Sugere-se que a origem principal dos metais incluídos em F1 (Co, Cu, Cr e Fe) se deve ao desgaste dos freios e pneus, uma vez que nos arredores dos parques há predominância no fluxo de veículo do ritmo “para-anda”, o que contribui para o incremento de MP oriundo de diferentes dispositivos veiculares.

No que se refere ao Parque Previdência, a significativa variabilidade apresentada em F2 (Figura 4B) corrobora com o fato de o parque ser afetado pelas emissões da Rodovia Raposo Tavares, caracterizada por uma intensa circulação de veículos a diesel (LDV comercial e HDV), rico em enxofre.

As leis brasileiras exigem que os automóveis funcionem com gasolina (uma mistura de 75% de gasolina e 25% de etanol), etanol (com 5% de água) ou, em certos casos, gás natural comprimido. Por outro lado, as frotas de ônibus geralmente operam com o chamado “diesel metropolitano”, por isso contribuem com as emissões de S (~ 50 ppm). Lim et al. (2009) também mediram o Zn (Mg, Ni e outros metais), além de S, em fumaças oriundas da queima de óleo diesel metropolitano.

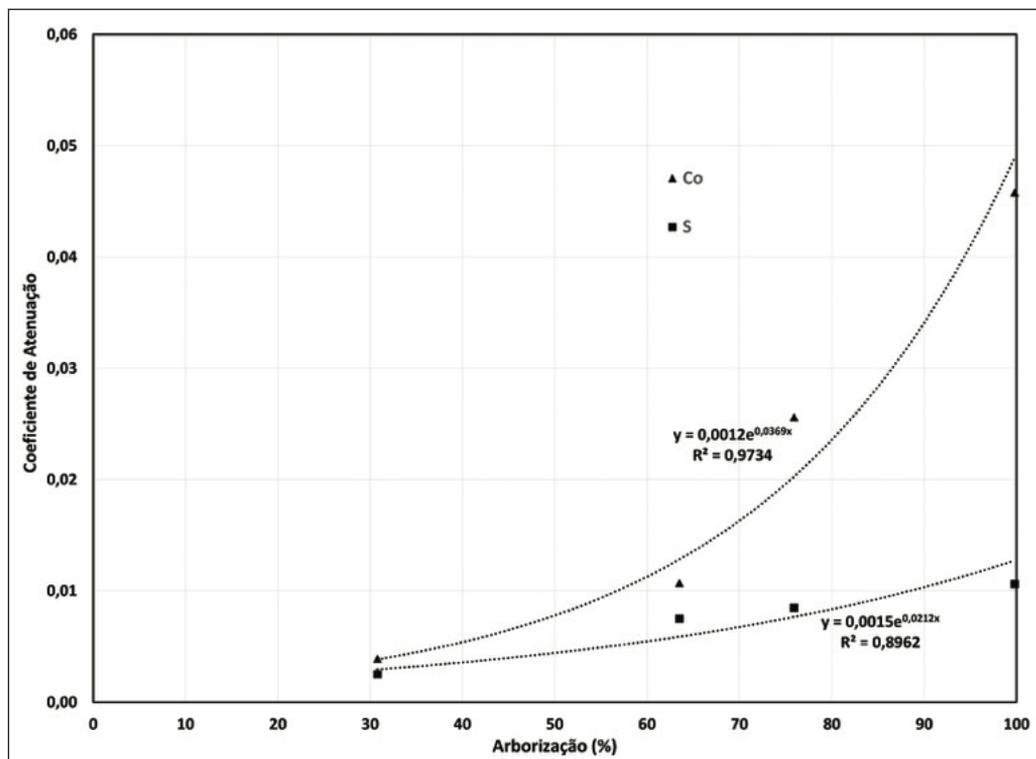
Com base nos gradientes de concentração e na estimativa da cobertura vegetal foi possível indicar as diferenças relacionadas à distância do MP derivado do tráfego veicular, dentro de uma área limitada, conforme observado na Figura 5 (A e B).



Fonte: Elaboração própria.

Figura 5 – Decaimento exponencial entre a concentração dos elementos e a distância das fontes emissoras: (A) - Cobalto; (B) – Enxofre.

Na Figura 6, apresenta-se o modelo estatístico com o decaimento exponencial, levando-se em conta a porcentagem de arborização estimada a partir das imagens do Google Earth Pro®, versão 7.1.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 6 – Coeficiente de atenuação de Co e S nos parques de São Paulo – SP.

A partir das equações obtidas no decaimento exponencial, indicam-se as atenuações dos níveis de Co e S. O coeficiente indica uma estimativa da concentração “aprisionada” na casca (Tabela 4), para a cada um metro de distância, a partir do ponto inicial (árvore mais próxima da rua).

Tabela 4 – Coeficientes de Atenuação das concentrações de Co e S

Parque*	Arborização (%)	Coeficiente de Atenuação	
		Co	S
Ibirapuera	30,8	0,0039	0,0025
Luz	63,5	0,0107	0,0075
Previdência	75,9	0,0256	0,0085
Trianon	99,8	0,0458	0,0106

*Não calculado para o Parque Aclimação; sem informações sobre porcentagem de arborização.

Fonte: Elaboração própria.

A atenuação dos níveis se deve à capacidade da árvore em reter os contaminantes do MP. Esse potencial de atenuação das árvores as coloca como protagonistas nas soluções para minimizar a poluição atmosférica, o que também se alinha aos objetivos sustentáveis de uma cidade, uma vez que parques e áreas verdes geralmente estão associados à saúde física e mental da população (Akipinarr, 2016).

No caso dos parques estudados, a diferença na densidade da vegetação corrobora com estudos que destacam a cobertura vegetal como barreira à propagação de partículas aos arredores de ruas com intenso fluxo veicular. O Parque Trianon; o menor parque, com estimativa de cobertura vegetal de 99,8% (calculada conforme discutido na subseção “Gradiente horizontal”), é o que possui maior densidade arbórea; enquanto o Parque Ibirapuera (30,8% de cobertura) é menos denso em vegetação. Nos casos da Figura 6 e da Tabela 4, os dados indicaram que a influência da cobertura verde foi ainda mais pronunciada na retenção de Co em comparação ao S, sugerindo que partículas maiores (no caso metais) são capturadas com mais eficiência pela vegetação, do que não metais.

Marando et al. (2016) relataram a remoção significativa de contaminantes aéreos por meio de florestas urbanas, na cidade de Roma. Os pesquisadores ressaltam que as árvores servem para melhorar a qualidade do ar. Ainda sugeriram maior abrangência de IV na cidade, como proposta de “solução baseada na natureza” na agenda sociopolítica de Roma. Além disso, em outro estudo, modelos computacionais foram propostos para avaliar a eficiência das árvores em atuar com barreiras naturais para minimizar a dispersão de poluentes atmosféricos, destacando a eficiência da IV para melhorar a qualidade de vida em áreas densamente povoadas (Morakinyo; Lam, 2016).

As plantas geralmente absorvem poluentes gasosos, principalmente por meio de estômatos das folhas. Os poluentes gasosos reagem com a água presente nas plantas, para formar ácidos e outros produtos químicos. As plantas ainda podem interceptar o MP à medida que as correntes de vento sopram partículas depositadas. Algumas partículas são absorvidas pela planta, enquanto outras aderem à superfície, podendo ressuspender na atmosfera, ou serem lavadas pela água das chuvas, atingindo o solo (Moreira, 2015). Para Nowak et al. (2018), esses processos podem reduzir vários poluentes encontrados no ambiente urbano, além do MP, óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O_3).

Em contrapartida, alguns estudos destacam que o adensamento da arborização de viário pode implicar a piora da qualidade do ar. Vias com intensa frota veicular e bem arborizadas podem prejudicar o fluxo de ar e impedir a dispersão dos poluentes emitidos na troposfera, acarretando o aumento dos níveis de poluentes gasosos, como por exemplo, do NO_2 , em escala local (Vos et al., 2013; Grundström; Pleijel, 2014). Assim, os autores recomendam, para

locais com intenso tráfego veicular, a construção preferivelmente de corredores com predomínios de arbustos, que teriam um efeito limitado na aerodinâmica local.

De acordo Yli-Pelkonen (2017), a variação na concentração de poluentes gasosos em parques e florestas urbanas depende de diferentes parâmetros de copa e as características do espaço em que se encontram: (i) abertos e (ii) densamente arborizados. Essa diferença resulta em concentrações de O_3 significativamente mais baixas em habitats densamente arborizados em comparação aos espaços abertos adjacentes aos parques. Entretanto, ao autor indica que não há variação nos teores NO_2 , entre os dois locais estudados.

A retenção de poluentes em locais densamente arborizados pode ainda ser intensificada ao se considerar as características topográficas do ambiente. No caso de São Paulo, onde predominam construções verticalizadas, em ruas e áreas estreitas, que atuam como barreiras, interferindo na dinâmica dos ventos e criando microambientes com clima próprio, os chamados “cânions urbanos” (Oke, 1988). Nesses ambientes, a circulação reduzida dos ventos e a formação de vórtices dificultam a dispersão de poluentes atmosféricos, principalmente o NO_2 , que tem na frota veicular sua principal fonte (Lin et al., 2014).

O que se entende das pesquisas supracitadas, portanto, é que ações com foco na mitigação da poluição atmosférica devem se fundamentar na variabilidade local de vegetação, clima, microclima e condições de tráfego. Isto é, devem-se levar em conta a variedade, a morfologia, a disponibilidade e a adaptabilidade das espécies à características locais. Além disso, essas ações devem considerar um elenco de cenários de projetos para vários tipos poluentes, dados meteorológicos e sua influência nas concentrações destes (Barwise; Kumar, 2020; Tomson, 2021).

Uma das necessidades fundamentais das políticas públicas ambientais é o estabelecimento de indicadores que permitam a tomada de decisão. Verifica-se um crescimento das “cidades verdes”, com foco na redução dos efeitos adversos da poluição ambiental. Isso implica a necessidade de mais evidências científicas para que a eficiência da IV, no tocante à mitigação de poluentes atmosféricos, seja, de fato, reconhecida (Kumar, et al., 2019).

Nesse sentido, esta pesquisa destacou a capacidade das árvores em interceptar o MP transportado pelas correntes de vento, permitindo identificar e quantificar espécies químicas que foram adsorvidas na casca. O conjunto de dados reforçou que a paisagem arbórea pode ser considerada como estratégia robusta para estabelecer valores de referência que indiquem as pressões e riscos da poluição atmosférica.

A investigação em diferentes parques influenciados por diferentes tipos de frota veicular (VL e VP), bem como a identificação de marcadores de emissões automotivas distintas (suspensão de poeira, freio ou tubo de esca-

pe) corroboraram estudos prévios que indicam que a IV deve ser incluída no planejamento ambiental e no gerenciamento da qualidade do ar dentro do cenário urbano.

Não obstante, estrutura, composição e manejo da vegetação devem ser avaliados para garantir que os espaços verdes forneçam efetivamente serviços ecossistêmicos (Amato-Lourenço et al., 2016). O plantio de árvores nas cidades supera os benefícios de estas funcionarem como filtros de contaminantes atmosféricos. Outras necessidades sociais (cultural, saúde mental, atividade física) sem custo adicional também são atendidas pelos espaços verdes. As árvores desempenham um papel fundamental para melhorar o ambiente urbano, mas seus lucros geralmente não são considerados nos instrumentos de políticas urbanas. Além disso, o comportamento histórico e cultural do uso da infraestrutura cinza ainda prevalece na entrega e gerenciamento de serviços, em prejuízo à IV.

Por ora, o governo da cidade de São Paulo tem demonstrado esforços para promover a agenda ambiental para o desenvolvimento da cidade. Dentro do Plano Diretor Estratégico de São Paulo (PDE) (Lei n.16.050/2014), as autoridades reconheceram o papel dos parques urbanos em favor do bem-estar e da saúde. O PDE prevê, a médio e longo prazos, a construção de 167 novos parques, a criação do fundo municipal, pagamento por serviços ambientais e políticas setoriais de gestão ambiental.

Assim, é importante destacar a necessidade de planejar maiores áreas verdes em cidades como São Paulo, dada a confirmação dos benefícios econômicos e ecológicos para minimizar os efeitos adversos da poluição do ar, das ilhas de calor e para favorecer a umidade e permeabilidade do solo.

Considerações finais

A partir dos níveis de poluentes encontrados em amostras de cascas, coletadas de árvores localizadas em parques da cidade de São Paulo, pôde-se verificar a dinâmica da deposição do material particulado e identificar gradientes de tráfego, os quais indicaram que o tamanho do fragmento florestal influenciará o impacto das fontes veiculares tanto fora, quanto dentro dos parques.

Nesse sentido, os parques localizados na região central – Aclimação, Luz e Trianon – onde há predomínio de fluxo veicular em ritmo para-anda, apresentaram os maiores teores de metais. De forma geral, as mais altas concentrações de Co, Cu, Cr e Fe foram observadas nas amostras coletadas de árvores contíguas às ruas e avenidas; ou seja, das árvores mais externas.

Pôde-se verificar que as amostras coletadas no Parque Previdência apresentaram forte relação com os elementos S e Zn, comumente encontrados em veículos a diesel, como caminhões e ônibus. Estes predominam na Rodovia Raposo Tavares, situada próxima ao parque e que liga a cidade de São Paulo ao interior do estado.

As amostras coletadas no maior parque da cidade, o Ibirapuera, além de apresentarem altas concentrações de Co, Cu, Cr e Fe, associadas ao tráfego veicular de seu entorno, também indicaram que o fluxo intenso de pedestres no interior do parque pode ser um fator favorável à ressuspensão da poeira, o que deixaria os frequentadores mais expostos à poluição.

O estudo ainda permitiu demonstrar que as árvores atuam como barreiras naturais ao material particulado. Com o modelo de regressão utilizado, pôde-se verificar que a taxa de decaimento do Co e S obedeceu à distância de coleta da casca, em relação à rua; isto é, observou-se queda da concentração da borda para o interior do parque. Nesse sentido, o Parque Trianon – mais densamente arborizado – foi o que apresentou maiores taxas de decaimento. Portanto, este estudo indicou que as cascas de árvores são monitores biológicos confiáveis e podem ser usadas para distinguir as fontes de poluição antrópica.

Essa contribuição é importante ao se considerar que nas megacidades, milhares de pessoas vivem a uma curta distância de hot spots de poluição atmosférica, principalmente nos grandes conglomerados urbanos de países em desenvolvimento. Em São Paulo (SP), as áreas mais pobres da periferia e os pontos deteriorados do centro da cidade têm o maior número de pessoas vivendo perto de áreas com tráfego intenso de veículo e com cobertura vegetal escassa. O mesmo ocorre em muitas outras cidades da América Latina, África e Ásia, onde a frota automotiva está crescendo rapidamente sem um aumento correspondente da infraestrutura urbana, para fluidez do trânsito.

Essa tríade urbana – com aumento de carros, mais pessoas morando perto de corredores de trânsito congestionados e baixa cobertura vegetal – contribui para a degradação do meio ambiente. As árvores podem contribuir no monitoramento do impacto do tráfego na qualidade do ar, bem como podem reduzir a exposição da população que vive perto dos corredores. As árvores também permitem caracterizar contaminantes do ar de veículos movidos a gasolina e a diesel.

Em razão do baixo custo do monitoramento biológico e da retenção eficiente de MP, recomenda-se expandir os espaços verdes urbanos no contexto do planejamento ambiental estratégico das cidades de médio e grande portes. No caso de São Paulo (SP), propõe-se o gerenciamento do manejo das árvores em diversas regiões da cidade, além dos parques urbanos, considerando os benefícios que estas oferecem à população paulistana.

Ainda merecem atenção instrumentos técnicos e jurídicos que versam sobre a qualidade do ar, os quais têm um efeito oposto ao aumento da frota de veículos e, conseqüentemente, à queima de combustível. As leis inibem as emissões veiculares; portanto, reduzem a poluição do atmosférica e devem ser consideradas em procedimentos que visam reduzir o impacto da contaminação em nível regional. Portanto, é mandatário que a legislação brasileira mantenha as restrições à venda de carros a diesel, que são mais prejudiciais à qualidade do ar e à saúde humana.

A longo prazo, os desafios estão relacionados ao desenho de estratégias que criem sistemas eficientes de conexão de parques urbanos com outras IV, garantindo maior amplitude de espaços verdes na cidade, com maior eficiência na atenuação de poluentes atmosféricos. Além disso, novas tecnologias podem ser empregadas para reduzir o nível de elementos potencialmente tóxicos nos dispositivos e combustíveis veiculares.

Como mencionado anteriormente, identificar valores econômicos de IV é uma tarefa complexa. Portanto, é essencial o apoio de investimentos sustentados. Apesar de grande parte das evidências apontarem os benefícios das IV em sustentabilidade ambiental e social, o desafio está em persuadir os detentores de orçamento e a gestão pública do valor econômico desses impactos positivos indiretos.

Por fim, é importante considerar que as cidades oferecem arenas para grandes escolhas, no tocante a reimaginar e reinventar um tipo diferente de futuro, com espaço para os seres humanos e outras espécies prosperarem. As soluções baseadas na natureza aparecem como uma oportunidade que oferece vários benefícios relacionados à adaptação e mitigação das mudanças climáticas e estabelecem uma gestão ambiental responsável no coração do interesse público, principalmente em questões de saúde e bem-estar humano.

Agradecimentos – Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa de doutorado concedida e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) (Processo n.2020/05383-9) pelo subsídio ao desenvolvimento da pesquisa.

Referências

ADACHI, K.; TAINOSHO, Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment international*, v.30, n.8, p.1009-1017, 2004.

AKIPINARR, A. How is quality of urban green spaces associated with physical activity and health? *Urban forestry & urban greening*, v.16, p.76-83, 2016.

AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. *Estudos avançados*, São Paulo, v.30, n.86, p.113-30, jan./abr. 2016.

ANDRADE, M. D. F. et al. Vehicle emissions and PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere, & Health*, Rockville, v.5, n.1, p.79-88, nov. 2010.

ARNETZ, B. B. et al. Neighborhood air pollution and household environmental health as it relates to respiratory health and healthcare utilization among elderly persons with asthma. *Journal of Asthma*, v.57, n.1, p.28-39, 2018.

BALLACH, H. J.; WITTIG, R.; WULFF, S. Twenty-five years of biomonitoring lead in the Frankfurt/Main area. *Environmental Science and Pollution Research*, v.9, n.2, p.136-42, 2002.

BARWISE, Y.; KUMAR, P.. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement.

- tement: a practical review for appropriate plant species selection. *Npj Climate and Atmospheric Science*, v.3, n.1, p.1-19, 2020.
- BHATTA, B. *Analysis of urban growth and sprawl from remote sensing data*. Berlin Heidelberg: Springer, 2010. 172p.
- BUCKERIDGE, M.. Árvores urbanas em São Paulo: planejamento, economia e água. *Estudos Avançados*, v.29, n.84, p.85-101, 2015.
- CALADO, V.; MONTGOMERY, D. *Planejamento de Experimentos usando o Statistica*. Rio de Janeiro: E-papers, 2003. 260p.
- CARVALHO, V. S. B. et al. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. *Environmental Science & Policy*, v.47, p.68-79, March 2015.
- CETESB. Qualidade do ar no estado de São Paulo, São Paulo, p.123, 2018. ISSN 0103-4103. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publica>>. Acesso em: maio 2020.
- CHÉRIN, N. et al. Modelling atmospheric dry deposition in urban areas using an urban canopy approach. *Geoscientific Model Development*, European Geosciences Union, v.8, p.893-910, jan. 2018.
- CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; MAGLIANO, K. L. Similarities and differences in PM10 chemical source profiles for geological dust from the San Joaquin Valley, California. *Atmospheric Environment*, v.37, n.9-10, p.1317-40, March 2003.
- CLARK, J. S. et al. Ecological Forecasts: An Emerging Imperative. *Science*, Washington DC, v.293, p.657-60, 2001.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução n.18, de 6 de maio de 1986. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=41>>. Acesso em: 17 mar. 2021.
- COSTA-NETO, C. *Geochemistry of Brazilian Oil Shales*. Washington DC: American Chemical Society, 1983. v.230.
- DALLMANN, T.; FAÇANHA, C. Environmental risks of diesel passenger vehicles in Brazil. *White Paper*, Washington, DC, p.28, March 2016. Disponível em: <<https://theicct.org/sites/default/files/publications/Brazil%20LDV%20Diesel%20White%20paper%20vF.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2020.
- DAPPER, S. N.; SPOHR, C.; ZANINI, R. R. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: uma revisão sistemática no estado de São Paulo. *Estudos Avançados*, v.30, n.86, p.83-97, 2016.
- DOICK, K. J.; HUTCHINGS, T. Air temperature regulation by urban trees and green infrastructure. *Research Note*, Forestry Commission, p.1-10, 2013.
- DORIGO, T. A.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Contribuições da percepção ambiental de frequentadores sobre praças e parques no Brasil (2009-2013): revisão bibliográfica. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, São Paulo, v.4, n.3, p.31-45, 2015.
- FERNANDES, C. O. et al. Between tree lovers and tree haters. Drivers of public perception regarding street trees and its implications on the urban green infrastructure planning. *Urban Forestry & Urban Greening*, v.37, p.97-108, jan. 2019.

- FERREIRA, A. B. et al. A Streamlined Approach by a Combination of Bioindication and Geostatistical Methods for Assessing Air Contaminants and Their Effects on Human Health in Industrialized Areas: A Case Study in Southern Brazil. *Frontiers in Plant Science*, v.8, p.1-15, 2017.
- FERREIRA, M. L. et al. Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo - SP, Brazil. *Environmental Research*, v.155, p.314-20, 2017.
- FRUMKIN, H. Urban sprawl and public health. *Public health reports*, v.117, p.201-16, may-june 2002.
- GRIGGS, D. et al. Sustainable development goals for people and planet. *Nature*, v.495, p.305-7, 2013.
- GRUNDSTRÖM, M.; PLEIJEL, H. Limited effect of urban tree vegetation on NO₂ and O₃ concentrations near a traffic route. *Environmental Pollution*, v.189, p.73-76, 2014.
- GÜNERALP, B. et al. Urbanization in Africa: challenges and opportunities for conservation. *Environmental Research Letters*, v.13, p.1-8, 2017.
- HAGLER, G. S. W. et al. Ultrafine particles near a major roadway in Raleigh, North Carolina: Downwind attenuation and correlation with traffic-related pollutants. *Atmospheric Environment*, v.43, n.6, p.1229-34, 2009.
- HERZOG, C. P.; ROSA, L. Z. Infraestrutura verde: sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. *Revista Labverde*, Rio de Janeiro, n.1, p.92-115, 2010.
- IBGE. Censo 2010, 2010. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=355030%26search=sao-paulo|sao-paulo&lang>>. Acesso em: 11 fev. 2019.
- JOHANSSON, C.; NORMAN, M.; BURMAN, L. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment*, v.43, n.31, p.4681-8, 2009.
- JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. *Applied multivariate statistical analysis*. 3.ed. Englewood Cliffs (N.J.): Prentice Hall, 1992.
- KAMAKURA, W. A.; MAZZON, J. A. Socioeconomic status and consumption in an emerging economy. *International Journal of Research in Marketing*, v.30, n.1, p.4-18, 2013.
- KIM, H. et al. Assessment of temporal variation for the risk of particulate matters on asthma hospitalization. *Environmental Research*, v.156, p.542-50, 2017.
- KUMAR, P. et al. The nexus between air pollution, green infrastructure and human health. *Environment international*, v.133, p.1-14, dez. 2019.
- LIM, J.; LIM, C.; YU, L. E. Composition and Size Distribution of Metals in Diesel Exhaust Particulates. *Journal of Environmental Monitoring*, v.11, n.9, p.1614-21, 2009.
- LIN, J. et al. Modeling urban vertical growth using cellular automata - Guangzhou as a case study. *Applied Geography*, v.53, p.172-86, 2014.
- LIN, Z. et al. Fine particulate matter constituents and blood pressure in patients with chronic obstructive pulmonary disease: a panel study in Shanghai, China. *Environmental Research*, v.159, p.291-6, 2017.

- LOUGH, G. C. et al. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environmental Science & Technology*, v.39, n.3, p.826-36, 2005.
- LÜTTGE, U.; BUCKERIDGE, M. Trees: structure and function and the challenges of urbanization. *Trees*. Published online. 2020.
- MARANDO, F. et al. Removal of PM10 by forests as a nature-based solution for air quality improvement in the Metropolitan city of Rome. *Forests*, v.7, n.7, p.1-14, 2016.
- MARIANI, L. et al. Climatological analysis of the mitigating effect of vegetation on the urban heat island of Milan, Italy. *Science of The Total Environment*, v.569, p.762-73, 2016.
- MANTOVANI, K. C. C. et al. Poluentes do ar e interações devido a doenças cardiovasculares em São José do Rio Preto, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v.21, p.509-16, 2016.
- MILLER, J.; POSADA, F. Brazil Proconve P-8 Emission Standards. *Policy Update*, p.1-8, fevereiro 2019. Disponível em: <https://theicct.org/sites/default/files/publications/P8_emissions_Brazil_update_20190227.pdf>. Acesso em: 10 maio 2020.
- MORAKINYO, T. E.; LAM, Y. F. Simulation study of dispersion and removal of particulate matter from traffic by road-side vegetation barrier. *Environmental Science and Pollution Research*, v.23, n.7, p.6709-22, 2016.
- MOREIRA, T. C. L. *Biomonitoramento intra-urbano da poluição de origem veicular: utilização da casca de árvore na identificação de fontes de poluição atmosférica*. São Paulo, 2015. 94p. Tese (Doutorado) -- Faculdade de Medicina.
- NASCIMENTO, L. F. C. et al. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. *Revista de Saúde Pública*, v.40, p.77-82, 2006.
- NOWAK, D. J. et al. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, v.29, p.40-8, 2018.
- NOWAK, D. J.; HIRABAYASHI, S.; GREENFIELD, E. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, v.193, p.119-29, 2014.
- OKE, T. R. The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, v.12, n.4, p.471-508. 1998.
- OSAKI, H.; WATANABE, I.; KUNO, K.. Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water, Air, and Soil Pollution*, v;157, p.209-23, 2004.
- PACHECO, M. T. et al. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. *Journal of Transport & Health*, v.4, p.53-72, 2017.
- PMSP. Biodiversidade. Secretaria Municipal do Verde e do Meio ambiente, 2019. Disponível em: <<http://biodiversidade.prefeitura.sp.gov.br/FormsPublic/p02AreasVerdes.aspx>>. Acesso em: 20 abril 2020.
- POPEK, R. et al. The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission. *International Journal of Phytoremediation*, v.17, n.12, p.1262-8, 2015.
- RIBEIRO, A. P. et al. Diagnóstico da poluição atmosférica em regiões sem redes con-

- vencionais de monitoramento da qualidade do ar: estudo em uma pequena cidade do Paraná, Brasil. *Interciencia*, v.42, n.11, p.767-73, 2017.
- ROBERT, M. A.; KLEEMAN, M. J.; JAKOBER, C. A. Size and composition distributions of particulate matter emissions: Part 2—Heavy-duty diesel vehicles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v.57, n.12, p.1429-38, 2007.
- SALDIVA, P. H. N.; ANDRÉ, P. A. Avaliação dos aspectos ambientais, de saúde e socioeconômicos envolvidos com a implementação do Proconve em seis Regiões Metropolitanas. São Paulo: LPAE - Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental, 2009.
- SCHELLE, E. et al. Mapping aerial metal deposition in metropolitan areas from tree bark: A case study in Sheffield, England. *Environmental Pollution*, v.155, n.1, p.164-73, 2008.
- SELMI, W. et al. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening*, v.17, p.192-201, 2016.
- SGRIGNA, G. et al. Characterization of leaf-level particulate matter for an industrial city using electron microscopy and X-ray microanalysis. *Science of the Total Environment*, v.548, p.91-9, 2016.
- SILVA, E. M. F. D. et al. Um novo ecossistema: florestas urbanas construídas pelo Estado e pelos ativistas. *Estudos Avançados*, v.33, n.97, p.81-102, 2019.
- SILVA, M. F. D. *Emissão de metais por veículos automotores e seus efeitos à saúde pública*. São Paulo, 2007, 155p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.
- SILVA FILHO, D. F.; TOSETTI, L. L. Valoração das árvores no Parque do Ibirapuera - SP: Importância da infraestrutura verde urbana. *Revista LABVERDE*, n.1, p.11-25, 2010.
- SMOLDERS, E.; DEGRYSE, F. Fate and effect of zinc from tire debris in soil. *Environmental Science & Technology*, v.36, n.17, p.3706-10, 2002.
- THORPE, A.; HARRISON, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, v.400, n.1-3, p.270-82, 2008.
- TOMSON, M. et al. Green infrastructure for air quality improvement in street canyons. *Environment International*, n.146, p.106288, 2021.
- VIEIRA, J. et al. Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environmental Research*, v.160, p.306-13, 2018.
- VOS, P. E. et al. Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental Pollution*, v.183, p.113-22, 2013.
- YEOMANS, K. A.; GOLDBERGER, P. A. The Guttman-Kaiser criterion as a predictor of the number of common factors. *The Statistician*, v.31, n.3, p.221-9, 1982.
- YLI-PELKONEN, V. et al. Trees in urban parks and forests reduce O₃, but not NO₂ concentrations in Baltimore, MD, USA. *Atmospheric Environment*, v.167, p.73-80, 2017.
- ZENG, X. et al. Children with health impairments by heavy metals in an e-waste recycling area. *Chemosphere*, v.148, p.408-15, 2016.

ZHU, Y.; HINDS, W. C. Predicting particle number concentrations near a highway based on vertical concentration profile. *Atmospheric Environment*, v.39, n.8, p.1557-66, 2005.

ZUPANCIC, T.; WESTMACOTT, C.; BULTHUIS, M. *The impact of green space on heat and air pollution in urban communities: A meta-narrative systematic review*. Vancouver: David Suzuki Foundation, 2015.

RESUMO – O Material Particulado (MP) está entre os principais contaminantes do ar. A Infraestrutura Verde (IV) vem sendo reconhecida como alternativa para melhorar a qualidade do ar. As árvores podem afetar diretamente os níveis de MP, interceptando partículas em sua superfície. Devido a essa capacidade, esta pesquisa teve como objetivo contribuir com informações sobre a viabilidade da vegetação verde para interceptar e identificar as principais fontes de poluentes atmosféricos. Amostras de cascas de árvores de parques urbanos de São Paulo (SP) foram utilizadas como monitor biológico de poluentes atmosféricos. Foi observado um decaimento exponencial das concentrações e aprisionamento de poluentes em direção à região mais interna dos parques. Além disso, foi possível distinguir a emissão de veículos leves das emissões de veículos pesados. O baixo custo do monitoramento e sua eficácia mostram que a IV ocupa papel de destaque na melhoria da saúde e a qualidade de vida das pessoas, bem como nas ações que buscam atenuar os efeitos da poluição do ar em cidades de médio e grande porte.

PALAVRAS-CHAVE: Emissões veiculares, Poluição do ar, Parques urbanos, Monitoramento biológico, Infraestrutura verde.

ABSTRACT – Particulate Matter (PM) ranks among the main air contaminants. A Green Infrastructure (GI) has been recognized as an alternative to improve air quality. Trees can directly affect PM levels by trapping it on their surface. This study aims to provide extra information on the feasibility of using green vegetation to trap pollution and also to identify the main sources of air pollutants in urban areas. Tree bark samples from urban parks in São Paulo, Brazil, were used as biological monitors of air pollutants. The trapping of pollutants and an exponential decay of their concentrations were observed towards the more inner sites of the parks. Furthermore, it was possible to discriminate light-duty from heavy-duty vehicle emissions. The low cost of monitoring and its effectiveness emphasize that a GI has a pivotal position in enhancing health and quality of life and in dealing with the effects of air pollution in medium-size and large cities.

KEYWORDS: Vehicle emissions, Air pollution, Urban parks, Biological monitoring, Green infrastructure.

Ana Paula Garcia Martins é engenheira florestal, pesquisadora na Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. @ – anapgmartins.iies@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0001-8987-2187>.

Andreza Portella Ribeiro é química, professora e pesquisadora no Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, Universidade Nove de Julho, São Paulo. @ – aportellar@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0002-1763-4558>.

Maurício Lamano Ferreira é biólogo, professor e pesquisador no Centro Universitário Adventista de São Paulo, e no Programa de Mestrado em Análise Geoambiental da Universidade de Guarulhos. @ – mauecologia@yahoo.com.br / <http://orcid.org/0000-0002-7647-3635>.

Marco Antonio Garcia Martins é engenheiro agrônomo, pesquisador associado no Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de Harvard, Boston, Estados Unidos. @ – mmartins@hsph.harvard.edu / <http://orcid.org/0000-0002-0771-9697>.

Elnara M Negri é médica, professora e pesquisadora da Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. @ – emnegri@yahoo.com.br / <http://orcid.org/0000-0002-6428-6066>.

Marcos Antônio Scapin é químico, professor e pesquisador no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo. @ – mascapin@ipen.br / <http://orcid.org/0000-0002-0606-4369>.

Anderson de Oliveira é tecnólogo em Transporte Terrestre, especialista em Geoprocessamento, mestrando no Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, Universidade Nove de Julho, São Paulo. @ – anderx100@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0001-6720-6394>.

Mitiko Saiki é engenheira química, professora e pesquisadora no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo. @ – mitiko@ipen.br / <http://orcid.org/0000-0003-2197-3592>.

Paulo Hilário Nascimento Saldiva é médico, professor e pesquisador na Universidade de São Paulo. @ – pepino@usp.br / <http://orcid.org/0000-0003-2005-8253>.

Raffale Laforteza é biólogo, pesquisador sênior no Departamento de Solo, Planta e Ciência Alimentar, Universidade de Bari, Bari, Itália. @ – raffaele.laforteza@uniba.it / <http://orcid.org/0000-0003-4642-8435>.

Recebido em 12.6.2020 e aceito em 27.3.2021.

^{I,IV,IX} Universidade de São Paulo, Faculdade de Medicina, São Paulo, Brasil.

^{II,VII} Universidade Nove de Julho, Programa de Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, São Paulo, Brasil.

^{III} Centro Universitário Adventista de São Paulo, São Paulo Brasil e Universidade de Guarulhos, Programa de Mestrado em Análise Geoambiental, Guarulhos, São Paulo, Brasil.

^{IV} Universidade de Harvard, Departamento de Saúde Ambiental, Boston, Estados Unidos.

^{VI, VIII} Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, Brasil.

^X Universidade de Bari, Departamento de Solo, Planta e Ciência Alimentar, Bari, Itália.

