

POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E CICLISMO URBANO: ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO ATMOSFÉRICA DE MATERIAL PARTICULADO FINO SOBRE A REDE CICLOVIÁRIA DA CIDADE DE SÃO PAULO EM 2018

Fabrizio Pietrobelli

Júlio Celso Borello Vargas

Faculdade de Arquitetura (PROPUR)

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

A atividade de transporte aparece como o contribuinte mais importante para a exposição pessoal diária à poluição do ar. Para os ciclistas, a quantidade de ar inalado durante uma viagem é até 4,3 vezes maior do que um passageiro de automóvel. Ainda, o material particulado fino (MP_{2,5}) favorece o desenvolvimento de câncer. Este artigo analisa espacialmente as concentrações atmosféricas de MP_{2,5} sobre a malha cicloviária de São Paulo, Brasil, em 2018 e verifica se os valores atendem aos padrões de qualidade do ar brasileiro e internacional. Um software de sistema de informação geográfica (GIS) foi usado para interpolar os valores medidos pelo estado de São Paulo e transferir para a rede cicloviária. Os resultados mostram que há uma variação espacial significativa das concentrações de MP_{2,5} e que nenhum trecho da rede cicloviária atendeu aos limites recomendados pela Organização Mundial de Saúde. Ainda assim, os valores máximos obtidos respeitam os limites nacionais.

ABSTRACT

Transportation activity appears as the most important contributor to daily personal exposure to air pollution. For cyclists, the amount of air inhaled during a trip is up to 4.3 times greater than that of an automobile passenger. Also, the fine particulate matter (PM_{2.5}) favors the development cancer. This article analyzes spatially the atmospheric concentrations of PM_{2.5} on the cycling network of São Paulo city, Brazil, in 2018 and verifies whether the values comply with both the Brazilian and international air quality standards. A geographic information system (GIS) software was used to interpolate the values measured by the state of São Paulo and transfer to the cycling network. The results show that there is significant spatial variation of the PM_{2.5} concentrations and that no section of the cycling network complied with the limits recommended by the World Health Organization. Even so, the maximum values obtained respect the national limits.

1. INTRODUÇÃO

A poluição do ar em ambientes urbanos tem sérias implicações na saúde e na qualidade de vida dos seus habitantes (DELIGIORGI, PHILIPPOPOULOS, 2011, p. 341). Uma ampla variedade de fontes antropogênicas de poluição do ar aumenta os níveis de concentração de poluentes atmosféricos, levando à deterioração da qualidade do ar ambiente. Dados recentes revelam que nove em cada dez pessoas respiram ar com qualidade inferior ao recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2018). Ainda, estima-se que, anualmente, sete milhões de pessoas morrem de doenças causadas pela respiração de ar poluído (UNEA, 2017).

Dentre os poluentes atmosféricos conhecidos, o material particulado (MP) é apontado como o mais prejudicial à saúde humana (CESAR *et al.*, 2013). Isso porque a exposição ao MP favorece o desenvolvimento de doenças respiratórias além de infecções e câncer (GBD 2013 Collaborators, 2015). Capaz de penetrar profundamente nos pulmões, o MP fino (MP_{2,5}) é composto por partículas sólidas e líquidas com diâmetro aerodinâmico de aproximadamente 2,5 micrômetros (3% do diâmetro de um fio de cabelo humano) e pode permanecer no ar por semanas e viajar centenas ou milhares de quilômetros (GREENSTONE, FAN, 2018).

Embora algumas partículas surjam de fontes naturais como poeira, sal marinho e incêndios florestais, a maior parte da poluição por material particulado fino é induzida pelo homem (GREENSTONE, FAN, 2018). Para a cidade de São Paulo, Marien (2018) quantificou as fontes locais de MP_{2,5} no período de 2012 a 2014 e concluiu que as emissões veiculares

tiveram uma participação de 63% na massa gerada, seguido de 21% pela ressuspensão de pavimento e 16% pela queima de carvão e lenha.

Não obstante, ao combinar a exposição diária por atividade com os registros de tempo por atividade, o transporte aparece como o contribuinte mais importante para a exposição pessoal à poluição atmosférica (DONS *et al.*, 2011, p. 3600). A exposição dos usuários aos poluentes é afetada não somente pela rota e tipo de combustível como também pelo modo de transporte. Registros apontam que picos de curto prazo são mais predominantes durante as viagens de bicicleta do que nas de carro. Por picos de curto prazo, entende-se, por exemplo, a passagem de um caminhão, cujos poluentes atmosféricos emitidos podem dispersar-se em até 5 minutos.

Embora não esteja claro na literatura se são picos altos (de curto prazo), períodos longos de exposição a níveis elevados, ou uma combinação de ambos que causam efeitos à saúde (DE HARTOG *et al.*, 2010; PANIS *et al.*, 2010; JACOBS *et al.*, 2010; PETERS *et al.*, 2004 apud DONS *et al.*, 2011), a porção de ar inalado decorrente da atividade física durante o deslocamento realizado por bicicleta chega a ser 4,3 vezes maior em comparação à um passageiro de carro (PANIS *et al.*, 2010, p. 2263). Essa diferença é causada pelo aumento da taxa de ventilação (ventilação por minuto) nos ciclistas, o que aumenta significativamente sua exposição ao escape do tráfego. Com isso, calcula-se que as doses inaladas de poluição atmosférica são maiores para os ciclistas - aspecto ignorado ou subestimado em estudos anteriores (ZUURBIER *et al.*, 2010, p. 788; PANIS *et al.*, 2010, p. 2263).

Além disso, a bicicleta é tida como um modo de mobilidade saudável, cuja prática traz benefícios à saúde em função da atividade física realizada durante o deslocamento (TAINIO *et al.*, 2016). Tal ideia de que o ciclismo urbano é saudável tem crescido em paralelo ao aumento do número de viagens diárias por bicicleta na Região Metropolitana de São Paulo, por exemplo. Em 2017, 18% das viagens por bicicleta aconteceram nesse modo por razão da atividade física – número superior ao revelado em 2007, de 6,6% (METRÔ SP, 2019). Ainda, as viagens por bicicleta cresceram 24% de 2007 para 2017, passando de 304.000 para 377.000 viagens por dia. Neste sentido, é importante analisar as condições ambientais nas quais o ciclismo urbano ocorre, atentando-se para os níveis de poluição atmosférica e verificando se os limites para as concentrações de material particulado fino estão sendo respeitados.

1.1. Padrões da qualidade do ar e monitoramento da poluição atmosférica no Brasil

Em 1989, ao lançar o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR), o Brasil demonstrou pela primeira vez uma preocupação com a questão da poluição atmosférica, estabelecendo o monitoramento da qualidade do ar como uma atribuição dos estados. No ano seguinte foi publicado o primeiro dispositivo legal decorrente do PRONAR, a resolução 03/90, que definiu os padrões nacionais de qualidade do ar (WRI Brasil, 2018).

A revisão dos padrões de qualidade do ar voltou à pauta do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em 2012, com o intuito de atualizar a legislação e os padrões brasileiros. Após anos de discussões e debates, a minuta de revisão da resolução 03/90 foi aprovada em abril de 2018. Com a revisão, ficou estabelecido que os novos padrões de qualidade do ar seriam adotados em quatro etapas e de forma subsequente, a partir de uma avaliação efetuada a cada cinco anos pelo CONAMA e sendo a última delas o padrão estipulado pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

Tal regulamentação está em linha com as diretrizes recomendadas pela OMS, segundo publicação divulgada em 2005. O Ministério do Meio Ambiente expõe que (MMA, s.d.):

“Os padrões de qualidade do ar (PQAr) (...) variam de acordo com a abordagem adotada para balancear riscos à saúde, viabilidade técnica, considerações econômicas e vários outros fatores políticos e sociais, que por sua vez dependem, entre outras coisas, do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciar a qualidade do ar. As diretrizes recomendadas pela OMS levam em conta esta heterogeneidade e, em particular, reconhecem que, ao formularem políticas de qualidade do ar, os governos devem considerar cuidadosamente suas circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais”.

Desta forma, os padrões nacionais de qualidade do ar passaram a ser divididos em duas categorias, sendo elas: (i) padrões de qualidade do ar intermediários (PI) - estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas; e (ii) padrão de qualidade do ar final (PF) – valores-guia definidos pela Organização Mundial da Saúde em 2005. O quadro abaixo mostra as diferentes etapas estabelecidas na minuta da resolução e seus parâmetros.

Poluente atmosférico	Período de referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Material Particulado – MP ₁₀	24 horas	120	100	75	50
	Anual	40	35	30	20
Material Particulado – MP _{2,5}	24 horas	60	50	37	25
	Anual	20	17	15	10
Dióxido de Enxofre – SO ₂	24 horas	125	50	30	20
	Anual	40	30	20	-
Dióxido de Nitrogênio – NO ₂	1 hora	260	240	220	200
	Anual	60	50	45	40
Ozônio – O ₃	8 horas	140	130	120	100
Fumaça	24 horas	120	100	75	50
	Anual	40	35	30	20
Monóxido de Carbono – CO	8 horas	-	-	-	-
Partículas Totais em Suspensão – PTS	24 horas	-	-	-	240
	Anual	-	-	-	80
Chumbo – Pb	Anual	-	-	-	0,5

Quadro 1. Padrões de qualidade do ar vigentes no Brasil

Fonte: Ministério do Meio Ambiente (2018)

Para o poluente MP_{2,5}, ficou estabelecido o limite de 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para um período de referência de 24 horas, enquanto que o valor limite adotado pela OMS é de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para as concentrações médias anuais, o valor máximo aceitável nesta fase inicial (PI-1) é de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, contrastando com o limite recomendado pela OMS de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. O valor limite brasileiro para as concentrações médias anuais de MP_{2,5} difere também de padrões internacionais como: Peru (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), México (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Japão (15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), EUA (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e Suíça (8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (IEMA, 2012; EPA, 2013).

Além disso, atualmente apenas nove (dos 27) estados brasileiros realizam o monitoramento da qualidade do ar. São eles: Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal e Bahia. Segundo estudo realizado pelo Instituto Saúde e Sustentabilidade (ISS, 2014, p. 32), os dados referentes à qualidade do ar no país são obtidos através de 252 estações de monitoramento, abrangendo 94 municípios e o Distrito

Federal. Isso significa que apenas 1,7% dos municípios brasileiros tem a qualidade do ar monitorado (com base em IBGE, s.d.). Para fins de comparação, os EUA contam com 5.000 estações de monitoramento e a Europa, 7.500 (ISS, 2014, p. 76).

Ainda com relação ao poluente $MP_{2.5}$, apenas quatro estados brasileiros realizam o seu monitoramento, são eles: São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Espírito Santo (IEMA, 2018, p. 3). De um total de 49 estações capazes de medir a concentração do material particulado fino em todo o país, 20 estão localizadas no estado de São Paulo. Neste sentido, este trabalho define a rede cicloviária do município de São Paulo como objeto de estudo.

1.2. São Paulo e sua rede cicloviária

O Plano Cicloviário do Município de São Paulo, atendendo as diretrizes estabelecidas no Plano Diretor Estratégico de São Paulo – PDE (2014), assim como o disposto no Plano de Mobilidade do Município de São Paulo – PlanMob/SP (2016), constitui parte integrante da política de planejamento da cidade e busca consolidar o uso da bicicleta como veículo de transporte na cidade (CET SP, 2019). Além disso, objetiva consolidar uma rede cicloviária abrangente, segura e integrada que garanta a segurança do uso da bicicleta na malha viária da cidade.

Ainda segundo a Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo (CET SP, 2019), o Plano, em conformidade com o Código de Trânsito Brasileiro (1997) e a Política Nacional de Mobilidade Urbana (2010), define a bicicleta como “uma alternativa de locomoção economicamente menos dispendiosa e ambientalmente mais saudável quando comparada aos modos individuais motorizados”.

Atualmente a infraestrutura cicloviária da cidade de São Paulo é composta por 473,3 km de ciclovias e ciclofaixas (CET SP, s.d.). A rede cicloviária que totalizava 11 km de extensão em 2008, teve mais de 400 km somados à infraestrutura entre 2014 e 2016, como resultado da elaboração do PlanMob/SP (CET SP, 2019, p. 8). Desde 2017, contudo, praticamente não houve ampliação da rede e a infraestrutura sofre com problemas de manutenção (MOBILIZE, 2019). Ainda, o Plano Cicloviário lançado em 2018 pela CET apresenta como proposta expandir a rede estrutural cicloviária para 1.800 km até 2028 (CET SP, 2019, p. 44).

2. OBJETIVOS

Esse artigo tem como objetivo principal analisar espacialmente as concentrações atmosféricas de $MP_{2.5}$ sobre a rede cicloviária da cidade de São Paulo no ano de 2018, discutir sua distribuição e atendimento aos padrões brasileiros e internacionais de qualidade do ar. Além disso, busca gerar argumentos que possam contribuir na revisão dos padrões de qualidade do ar no Brasil, evidenciando a importância de estabelecer limites mais rígidos para o $MP_{2.5}$ (foco deste trabalho). Também propõe uma reflexão acerca da ideia do ciclismo urbano como sendo um modo de mobilidade saudável.

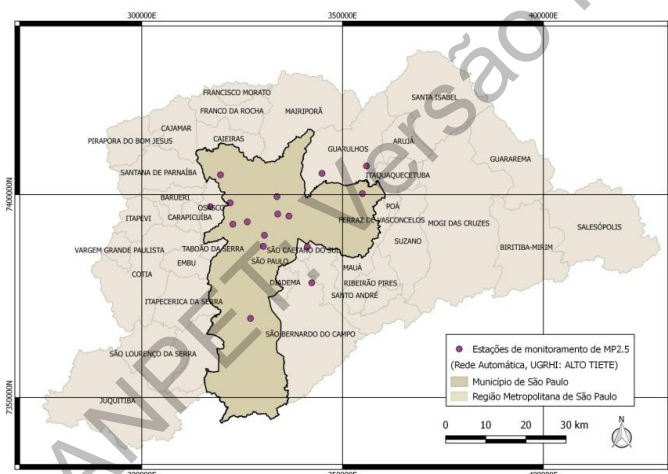
3. MÉTODOS

Para proceder com a análise espacial das concentrações atmosféricas de material particulado fino sobre a rede cicloviária da cidade de São Paulo, foram realizadas três etapas principais, a saber: (i) coleta dos dados; (ii) manipulação e organização do banco de dados; (iii) interpolação dos valores médios anuais de $MP_{2.5}$.

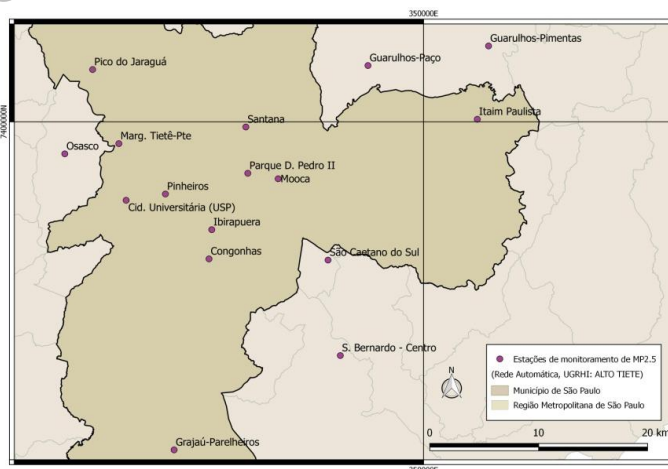
3.1. Coleta dos dados

Arquivos *shapefile* referentes ao município de São Paulo e à Região Metropolitana de São Paulo foram obtidos através dos Dados Abertos disponibilizados pela Prefeitura de São Paulo, na plataforma GeoSampa. Lá foram encontrados também as ciclovias e ciclofaixas que compõem a rede cicloviária da cidade. O acesso aos dados de monitoramento da qualidade do ar realizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) se deu através do sistema Qualar (sistema online de qualidade do ar da CETESB). Lá foi possível consultar os registros de $MP_{2.5}$ nas respectivas bases de dados.

Foram incluídas as estações de medições localizadas nos municípios vizinhos de São Paulo (pertencentes à Região Metropolitana de São Paulo), pois, desta forma, é possível ampliar a superfície de análise e aumentar o tamanho da amostra (medições de $MP_{2.5}$). No total, os registros de 16 estações foram considerados como dados de entrada para as análises, sendo elas pertencentes à uma mesma Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) – a UGRHI Alto Tietê (CETESB, s.d.). O Mapa 1 apresenta a localização geográfica da área de estudo na Região Metropolitana de São Paulo enquanto o Mapa 2 exhibe a localização e denominação das estações de monitoramento consideradas.



Mapa 1: Região Metropolitana de São Paulo e estações de monitoramento de $MP_{2.5}$
Fonte: elaboração própria.



Mapa 2: Localização e denominação das estações de monitoramento de $MP_{2.5}$
Fonte: elaboração própria.

3.2. Manipulação e organização do banco de dados

Uma planilha eletrônica ajustada foi preparada para imputar as informações no software GIS. Nela foram inseridos os nomes das estações de monitoramento, suas respectivas coordenadas de latitude e longitude e os valores médios de MP_{2.5} para cada mês do ano de 2018. Com isso, foi possível estimar as médias anuais de material particulado fino de cada estação de monitoramento. A versão final da planilha está no quadro abaixo.

Estações	Lat.	Long.	Valores das médias mensais de MP _{2.5} (µg/m ³)												Médias anuais (MP _{2.5})
			Ano de 2018												
			J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Santana	7399522	333675	11	11	15	17	19	21	29	16	17	13	11	15	16,3
Parque D.Pedro II	7395221	333855	11	11	15	17	20	24	34	17	18	13	12	12	17,0
Congonhas	7387264	330293	13	12	18	19	20	27	32	17	18	15	14	16	18,4
Ibirapuera	7389978	330545	12	11	15	16	18	20	28	12	14	10	10	12	14,8
Mooca	7394711	336644	12	10	15	16	18	19	30	15	17	12	13	13	15,8
São Caetano do Sul	7387152	341225	12	11	15	17	19	23	32	16	18	13	13	16	17,1
Cid.Universitária-USP	7392709	322680	11	10	14	16	18	21	30	15	17	13	13	14	16,0
Grajaú-Parelheiros	7369511	327086	14	10	16	17	20	25	32	16	17	13	13	17	17,5
Pinheiros	7393293	326287	11	10	14	16	18	22	31	15	17	14	13	15	16,3
Osasco	7397028	317045	15	13	18	20	24	31	43	21	22	16	16	19	21,5
Guarulhos-Paço	7405233	344893	13	15	16	18	19	21	31	16	17	12	11	14	16,9
Itaim Paulista	7400240	354934	13	11	16	17	24	27	38	16	18	13	11	16	18,3
Marg.Tietê-Pte	7397977	322013	14	12	17	20	25	29	41	19	19	14	13	16	19,9
S.Bernardo-Centro	7378279	342354	12	10	16	16	18	22	28	14	18	12	13	17	16,3
Guarulhos-Pimentas	7407053	355969	14	14	18	28	26	29	40	19	19	14	13	17	20,9
Pico do Jaraguá	7404863	319602	10	10	12	15	16	14	24	12	15	16	16	18	14,8

Quadro 2. Estações de monitoramento e médias de MP_{2.5} (µg/m³) para o estudo
Fonte: elaboração própria, a partir de CETESB (s.d.)

3.3. Modelagem da poluição atmosférica e método de interpolação espacial

Considerando que as estações de monitoramento são pontos discretos no espaço e que, portanto, os valores de poluição estão concentrados nestas localizações, tornam-se necessários procedimentos de interpolação espacial para estimar uma superfície contínua sobre o território da cidade.

Segundo Deligiorgi e Philippopoulos (2011, p.341), duas abordagens diferentes foram adotadas pela comunidade científica no campo da modelagem da poluição do ar, sendo estas diferenciadas por seus princípios fundamentais aplicados. A primeira abordagem envolve a simulação numérica da dispersão atmosférica baseada na compreensão atual da física e química que regem o transporte, a dispersão e a transformação de poluentes na atmosfera. O processo de modelagem geralmente requer um conjunto de parâmetros como campos meteorológicos, informações sobre o terreno e uma descrição das fontes de poluição.

Uma abordagem alternativa é baseada na análise estatística de concentrações de poluentes coletadas por redes de monitoramento da qualidade do ar – comumente implantadas em áreas urbanas (ibid). Modelos estatísticos geram previsões explorando esses padrões espaço-

temporais e permitem a estimativa de concentrações de poluentes em locais não monitorados. Assim, a interpolação espacial é um método utilizado para estimar os valores da variável em estudo em locais não amostrados, usando observações pontuais dentro da mesma região.

Na literatura referente aos métodos de modelagem da poluição atmosférica não há um consenso quanto ao melhor modelo de interpolação. Galkina e Grinstein (2014, p.1) compararam quatro métodos de interpolação comuns para prever as concentrações de material particulado no estado da Califórnia, incluindo (i) suavização de Kernel, (ii) o peso inverso da distância (IDW), (iii) o particionamento de Voronoi e (iv) Kriging. Os resultados apontam que a interpolação por Kriging produziu mapas com erros padrão de predição mais confiáveis, sendo aconselhado para unidades geográficas menores.

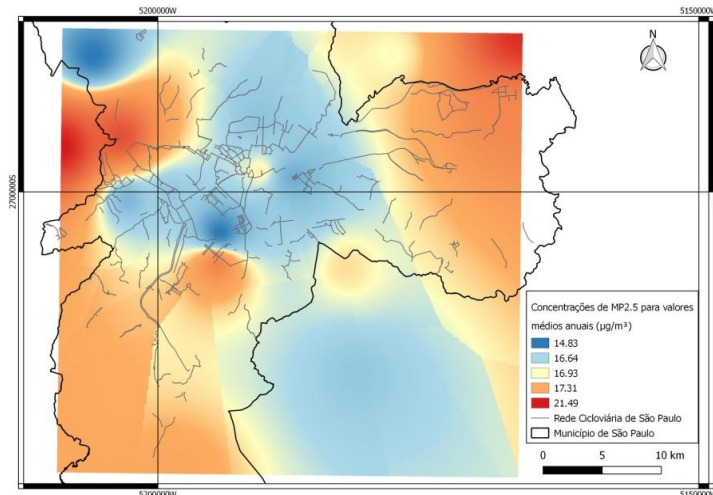
Deve-se destacar, contudo, que o estudo citado contou com medições monitoradas a partir de 147 estações, o que contribui para aprimorar o arranjo espacial nos pesos do modelo – os quais se baseiam não apenas na distância entre os pontos medidos e a localização de previsão, como também na disposição espacial geral dos pontos (GISResources, 2015). Em outras palavras, isso significa que a quantificação da autocorrelação espacial utilizada no arranjo espacial de pesos de Kriging gera um modelo ajustado para os pontos medidos com maior precisão de previsão, dando a essa técnica uma maior confiabilidade em função do número de dados de entrada.

Como a análise proposta por este trabalho para a cidade de São Paulo conta com menos de 20 estações de monitoramento de $MP_{2,5}$ – localizadas não apenas no município de São Paulo como também nos municípios adjacentes pertencentes à Região Metropolitana, considerou-se utilizar o método de Ponderação de Distância Inversa (“Inverse Distance Weighting”, IDW, em inglês). Deligiorgi e Philippopoulos (2011, p.345) destacam que na modelagem de poluição do ar, o método IDW é uma alternativa popular à metodologia Kriging, sendo aplicado operacionalmente pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA para gerar previsões de material particulado, por exemplo.

A interpolação IDW implementa explicitamente a suposição de que as coisas próximas umas das outras são mais parecidas do que as que estão mais distantes umas das outras (GISResources, 2015). Para prever um valor para qualquer local não amostrado, o IDW usa os valores medidos em torno do local de previsão. Esses valores medidos mais próximos do local de previsão terão maior influência sobre o valor previsto do que aqueles mais distantes. Assim, a IDW assume que cada ponto medido tem uma influência local que diminui com a distância. Ele pondera os pontos mais próximos do local de predição maior do que os mais distantes, por isso o nome de distância inversa ponderada (ibid).

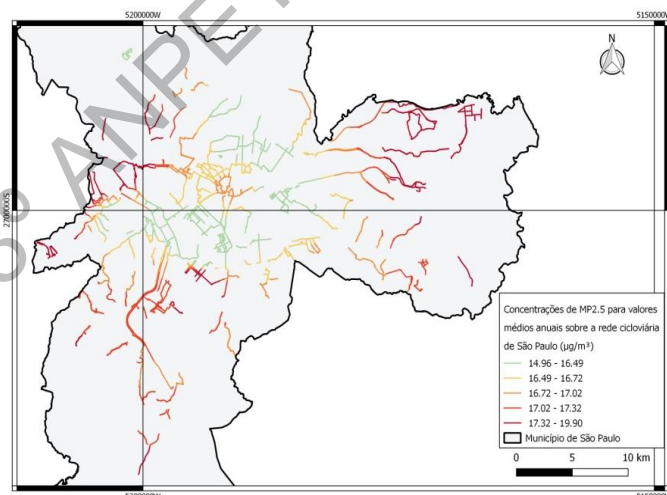
3.4. Interpolação dos valores médios anuais de $MP_{2,5}$

Tendo adicionado ao projeto os valores médios anuais de $MP_{2,5}$ das estações selecionadas e tendo definido o método para realizar a interpolação dos dados, procedeu-se com a geração da superfície de concentração do poluente na área de estudo. Através do método de interpolação IDW foi possível estimar uma superfície com valores contínuos de $MP_{2,5}$ e ilustrar a variação espacial das concentrações médias anuais na cidade de São Paulo no ano de 2018 (Mapa 3).



Mapa 3: Variação espacial das concentrações de MP_{2.5} na cidade de São Paulo (2018)
Fonte: elaboração própria

A quantidade e localização dos pontos disponíveis faz com que a superfície gerada se limite a um retângulo delimitado pelos pontos das estações de medição. Ou seja, não é possível realizar a extrapolação dos dados para além dos pontos de medição (áreas externas ao “polígono de interpolação”) – limitando a possibilidade de análise para a completa área do município de São Paulo. Constatou-se, contudo, que a área gerada pela interpolação dos dados compreende 242 das 253 ciclovias georreferenciadas – ou, ainda, 95,6% da extensão da rede cicloviária - o que permite a continuação das análises propostas pelo trabalho. Por fim, foi possível transferir os valores interpolados das concentrações atmosféricas de MP_{2.5} para a rede cicloviária da cidade de São Paulo, resultando no Mapa 4, abaixo.



Mapa 4: Concentrações de MP_{2.5} sobre a rede cicloviária da cidade de São Paulo (2018)
Fonte: elaboração própria

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os Quadros 3 e 4, abaixo, permitem analisar as variações temporais e espaciais das concentrações de MP_{2.5} no ano de 2018 para a cidade de São Paulo. Com relação à variação temporal, observa-se que o mês com maior concentração de MP_{2.5} é julho e com menor é fevereiro, guardando relação com a variação das condições climáticas e com a sazonalidade das atividades humanas, conforme descrito por Wang *et al.* (2019).

Estações	Valores das médias mensais de MP _{2.5} (µg/m ³) Ano de 2018												Médias anuais (MP _{2.5})
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Santana	11	11	15	17	19	21	29	16	17	13	11	15	16,3
Parque D.Pedro II	11	11	15	17	20	24	34	17	18	13	12	12	17,0
Congonhas	13	12	18	19	20	27	32	17	18	15	14	16	18,4
Ibirapuera	12	11	15	16	18	20	28	12	14	10	10	12	14,8
Mooca	12	10	15	16	18	19	30	15	17	12	13	13	15,8
São Caetano do Sul	12	11	15	17	19	23	32	16	18	13	13	16	17,1
Cid.Universitária-USP	11	10	14	16	18	21	30	15	17	13	13	14	16,0
Grajaú-Parelheiros	14	10	16	17	20	25	32	16	17	13	13	17	17,5
Pinheiros	11	10	14	16	18	22	31	15	17	14	13	15	16,3
Osasco	15	13	18	20	24	31	43	21	22	16	16	19	21,5
Guarulhos-Paço	13	15	16	18	19	21	31	16	17	12	11	14	16,9
Itaim Paulista	13	11	16	17	24	27	38	16	18	13	11	16	18,3
Marg.Tietê-Pte	14	12	17	20	25	29	41	19	19	14	13	16	19,9
S.Bernardo-Centro	12	10	16	16	18	22	28	14	18	12	13	17	16,3
Guarulhos-Pimentas	14	14	18	28	26	29	40	19	19	14	13	17	20,9
Pico do Jaraguá	10	10	12	15	16	14	24	12	15	16	16	18	14,8
Médias mensais agregadas	12,4	11,3	15,6	17,8	20,1	23,4	32,7	16,0	17,6	13,3	12,8	15,4	17,4

Quadro 3. Médias mensais agregadas e anuais de MP_{2.5} (µg/m³) por estação para o estudo
Fonte: elaboração própria

Variações	Valor Médio (µg/m ³)	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação
Varição temporal (meses do ano)	17,4	5,68	32,68
Varição espacial (entre estações)	17,4	1,99	11,42

Quadro 4. Dados estatísticos obtidos a partir das concentrações médias de MP_{2.5}
Fonte: elaboração própria

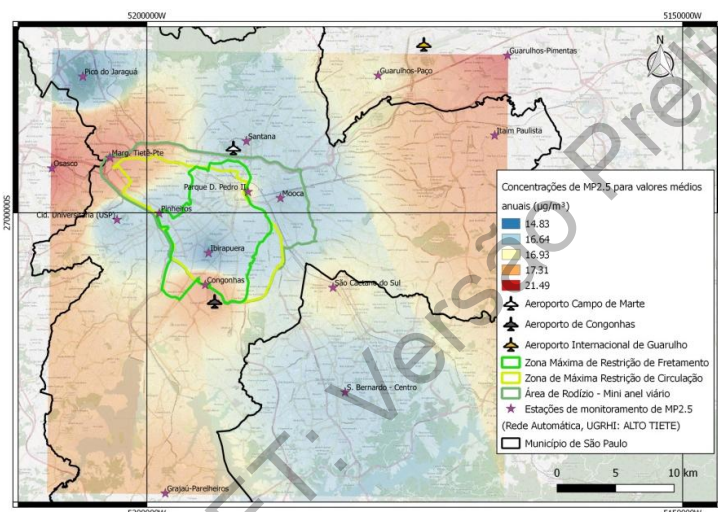
No espaço, via de regra, os valores mínimos estão localizados na região central da cidade e os máximos próximos aos limites do município. A estação com maior valor médio anual é Osasco e a menor é Ibirapuera (não por acaso localizada dentro do parque de mesmo nome), cujas médias são significativamente diferentes com $\alpha = 0,05$. Ainda, o coeficiente de variação temporal para o agregado da cidade é consideravelmente maior do que o da variação espacial entre estações: 32,68 vis-à-vis 11,42.

Analisando em detalhe as estações, verifica-se que as maiores variações temporais foram registradas pelas estações Itaim Paulista e Marginal Tietê - próximas aos limites geográficos do município de São Paulo. Isso pode indicar que essas localidades são mais sensíveis à sazonalidade dos efeitos da combinação entre dinâmica humana e condições climáticas. Uma possível explicação para isso está também relacionada ao volume e tipo de veículo que trafega nas regiões próximas aos limites municipais, onde estão localizadas as rodovias e vias principais de acesso à cidade.

Cabe destacar também que a frota de veículos no município e no estado de São Paulo aumentou em 12,3% e 12,5%, respectivamente, entre dezembro de 2014 e dezembro de 2018

(DETRAN SP, 2019). Isso toma ainda mais importância ao se considerar os dados de Marien (2018), os quais apontam que as emissões veiculares contribuíram para 63% do total de massa de $MP_{2.5}$ gerada localmente no município no período de 2012 a 2014. Pode-se supor, assim, que o aumento do número de veículos circulantes na região de estudo gere, como consequência, uma participação ainda mais expressiva dos veículos como fontes geradoras de $MP_{2.5}$ em São Paulo recentemente.

Além disso, na região central da cidade, os valores de concentração atmosférica de $MP_{2.5}$ obtidos, os mínimos da amostra, coincidem com a delimitação das zonas de restrição veicular em vigor na cidade. Conforme pode ser observado no Mapa 5, três são as zonas de restrição: i) zona máxima de restrição de fretamento; ii) zona de máxima restrição de circulação e iii) área de rodízio – mini anel viário.



Mapa 5: Variação espacial de $MP_{2.5}$ na cidade de São Paulo e elementos urbanos relevantes
Fonte: elaboração própria.

Segundo a Companhia de Engenharia de Tráfego da Cidade de São Paulo (CET SP, s.d.), a zona máxima de restrição de fretamento objetiva ordenar o trânsito dos veículos que fazem este tipo de serviço, restringindo sua circulação em áreas críticas da cidade. Já a zona de máxima restrição de circulação restringe o trânsito de caminhões das 5 às 21 horas, de segunda à sexta-feira, e das 10 às 14 horas aos sábados, sendo que apenas os caminhões devidamente autorizados podem transitar nos horários de restrição (ibid). Por fim, o Rodízio Municipal abrange caminhões e automóveis, tendo a circulação restrita de veículos nas ruas e avenidas internas do mini-anel viário de acordo com o final da placa e o dia da semana (ibid).

Finalmente, considerando-se os dados estimados para as concentrações médias anuais de $MP_{2.5}$ em São Paulo, nota-se que o limite nacional de qualidade do ar atual ($20 \mu g/m^3$) não é ultrapassado, ainda que existam valores acima deste padrão em praticamente todas as estações – especialmente nos meses de junho e julho. Contudo, se tomado como limite o valor recomendado pela OMS ($10 \mu g/m^3$), nenhuma região da área analisada – bem como nenhum trecho da rede cicloviária municipal – atende a essa condição. Ainda, a variação espacial das concentrações do poluente analisado sobre a malha cicloviária apresenta comportamento semelhante ao da região como um todo, tendo os valores mais baixos localizados na região central da cidade e aumentando em direção aos limites geográficos do município.

5. CONCLUSÕES

A partir das análises realizadas, nota-se uma grande variação temporal e uma significativa variação espacial nos valores médios anuais de $MP_{2.5}$ na cidade de São Paulo no ano de 2018, indicando que a oscilação sazonal das concentrações de poluentes é mais forte do que as diferenças entre posições geográficas relativamente distantes entre si. De qualquer maneira, esta diferenciação espacial tem significância estatística e sugere que as concentrações estão relacionadas com a presença de infraestruturas pesadas – rodovias, indústrias e aeroportos – e com áreas “protegidas” como entorno de parques e zonas de restrição ao tráfego motorizado. Isto deve ser objeto de pesquisas futuras.

Do ponto de vista do atendimento às recomendações da OMS, em nenhum trecho da rede cicloviária municipal a média anual de $MP_{2.5}$ ficou abaixo do limite. Ainda assim, os valores obtidos respeitam o limite nacional, o que sugere que o Brasil adota padrões de qualidade do ar bastante permissivos em relação a padrões internacionais, expondo as populações urbanas e especialmente os ciclistas a níveis de $MP_{2.5}$ comprovadamente prejudiciais a saúde.

As análises espaciais aqui desenvolvidas com o uso de sistemas de informação geográfica permitem compreender melhor as condições ambientais (poluição atmosférica) nas quais o ciclismo urbano na cidade de São Paulo ocorre, gerando argumentos possíveis de serem considerados no planejamento de cidades, da mobilidade urbana e de políticas públicas. Diante disso, pode-se questionar também o ciclismo como sendo uma mobilidade saudável, ao considerar que a opção pela bicicleta como modo de transporte pode agravar a exposição pessoal à poluição atmosférica em função da realização de atividade física e das doses de ar (poluído) inaladas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cesar, A. C. G.; Nascimento, L. F. C.; Júnior, J. A. de C. (2013) Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. *Saúde Pública*; v. 47, n 6, p. 1209-1212.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (s.d.) Qualidade do ar. Qualar. Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/qualar/>>. Acesso em 13 jan. 2019.
- Companhia de Engenharia de Tráfego - CET SP. (2019) Plano Cicloviário do Município de São Paulo. Disponível em: <http://www.cetsp.com.br/media/866356/planocicloviariodesaopaulo_2019.pdf>. Acesso em 12 jul. 2019.
- Companhia de Engenharia de Tráfego - CET SP. (s.d.) Bicicleta. Disponível em: <<http://www.cetsp.com.br/consultas/bicicleta.aspx>>. Acesso em 12 jul. 2019.
- Companhia de Engenharia de Tráfego - CET SP. (s.d.) Rodízio Municipal: Como funciona. Disponível em: <<http://tiny.cc/sgakaz>>. Acesso em 17 jul. 2019.
- Companhia do Metropolitano de São Paulo – METRÔ. (2019) Pesquisa Origem Destino 2017: 50 anos. A Mobilidade Urbana da Região Metropolitana de São Paulo em detalhes. Disponível em: <shorturl.at/uMTX6>. Acesso em 13 jul. 2019.
- Deligiorgi, D., Philippopoulos, K. (2011) Spatial Interpolation Methodologies in Urban Air Pollution. Modeling: Application for the Greater Area of Metropolitan Athens, Greece. In: Dr. Farhad. Nejadkoorki (eds.), *Advanced Air Pollution*. ISBN: 978-953-307-511-2, InTech.
- Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo. (2019) Frota de Veículos em SP – por tipo de veículo. Disponível em: <<http://tiny.cc/pj8ycz>>. Acesso em 15 set. 2019.
- Dons, E.; Panis, L. I.; Poppel, M. V.; Theunis, J.; Willems, H.; Torfs, R.; Wets, G. (2011) Impact of time-activity patterns on personal exposure to black carbon. *Atmospheric Environment*, v. 45, (2011), p. 3594-3602.
- Environmental Protection Agency – EPA. (2013) Revised air quality standards for particle pollution and updates to the air quality index (AQI). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/2012_aqi_factsheet.pdf>. Acesso em 13 jul. 2019.
- Galkina, E., Grinstein, G. (2014) Comparison of interpolation methods for estimating spatially aggregated pollution exposure. University of Massachusetts, Lowell. Disponível em: <<http://tiny.cc/lb9ycz>>. Acesso em 13 fev. 2019.

- GBD 2013 Collaborators (2015) Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990–2013: a systematic analysis for the global burden of disease study 2013. *The Lancet*, v. 396, p. 2287–2323.
- GIS Resources (2015) Types of Interpolation Methods. Interpolation Methods. Disponível em: <http://www.gisresources.com/types-interpolation-methods_3/>. Acesso em 13 fev. 2019.
- Greenstone, M.; Fan, C. Q. (2018) Introducing the air quality life index. Twelve facts about particulate air pollution, human health, and global policy. *Energy Policy Institute*, University of Chicago. Disponível em: <<http://tiny.cc/ge9ycz>>. Acesso em 10 jan. 2019.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (s.d.) Panorama. Cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>. Acesso em 19 fev. 2019.
- Instituto de Energia e Meio Ambiente. (2012) Padrões de qualidade do ar. Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia. Disponível em: <<https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/padroes-final01.pdf>>. Acesso em 12 jul. 2019.
- Instituto de Energia e Meio Ambiente. (2018) Plataforma de Qualidade do Ar. Nota Metodológica. Disponível em: <<http://tinyurl.com.br/b6>>. Acesso em 19 fev. 2019.
- Instituto Saúde e Sustentabilidade. (2014) Monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Disponível em: <<http://tinyurl.com.br/b7>>. Acesso em 18 fev. 2019.
- Marien, Y. (2018) Quantificação das fontes locais de MP_{2,5} na cidade de São Paulo para o período de 2012 a 2014. Disponível em: <http://www.iag.usp.br/pos/sites/default/files/d_yann_marien_original.pdf>. Acesso em 15 jul. 2019.
- Ministério do Meio Ambiente. (s.d.) Padrões de Qualidade do Ar. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padroes-de-qualidade-do-ar.html>>. Acesso em 18 fev. 2019.
- Ministério do Meio Ambiente. (2018) Revisão da Resolução CONAMA nº 03/1990 – Padrões de Qualidade do Ar. Disponível em: <<http://tiny.cc/wl8ycz>>. Acesso em 16 fev. 2019.
- Mobilidade Urbana Sustentável – Mobilize. (2019) São Paulo não amplia malha ciclovitária desde 2016. Disponível em: <shorturl.at/qv189>. Acesso em 13 jul. 2019.
- Organização Mundial da Saúde. (2018) Air Pollution. Disponível em: <<https://www.who.int/airpollution/en/>>. Acesso em 10 dez. 2018.
- Panis, L. I., Geus, B. De, Vandenbulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., Mishra, V., Thomas, I., Meeusen, R. (2010) Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment*, v. 44, n. 19, p. 2263–2270.
- Prefeitura de São Paulo (s.d.) GeoSampa Mapa. Disponível em: <<http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/>>. Acesso em 05 fev. 2019.
- Tainio, M., de Nazelle, A. J., Götschi, T., Kahlmeier, S., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M. J., Woodcock, J. (2016) Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking?. *Preventive medicine*, v. 87, p. 233–236.
- United Nations Environment Assembly. (2017) Towards A Pollution-Free Planet: Background report. Disponível em: <<https://goo.gl/21Qyuc>>. Acesso em 07 dez. 2018.
- World Bank Group. (2016) The Cost of Air Pollution: Strengthening the Economic Case for Action. Disponível em: <<https://goo.gl/1kQ7xb>>. Acesso em 08 dez. 2018.
- Wang, Y., Duan, X., Wang, L. (2019) Spatial-temporal evolution of PM_{2.5} concentration and its socioeconomic influence factors in chinese cities in 2014–2017. *Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 6, p. 985 (1–18).
- WRI Brasil (2018) Qualidade do ar no Brasil: o que está em jogo na mudança dos padrões. Disponível em: <shorturl.at/qRTX6>. Acesso em 12 fev. 2019.
- Zuurbier, M.; Hoek, G.; Oldenwening, M.; Lenters, V.; Meliefste, K.; Hazel, P. V D.; Brunekreef, B. (2010) Commuters' Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is Affected by Mode of Transport, Fuel Type, and Route. *Environmental Health Perspect*, v. 118, n. 6, p. 783–789.

Fabrizio Pietrobelli (fabrizio.pietrobelli@ufrgs.br)
Júlio Celso Borello Vargas (julio.celso@ufrgs.br)
Departamento de Urbanismo, Faculdade de Arquitetura, Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Rua Sarmiento Leite, 320 – Porto Alegre, RS, Brasil