

VARIABILIDADE TEMPORAL DE BLACK CARBON NO MATERIAL PARTICULADO FINO ATMOSFÉRICO EM CENTRO URBANO.

VARIABILIDAD TEMPORAL DEL CARBONO NEGRO EN PARTICULADO FINO ATMOSFÉRICO EN CENTRO URBANO.

TEMPORAL VARIABILITY OF BLACK CARBON IN ATMOSPHERIC FINE PARTICULATE MATERIAL IN URBAN CENTER.

Alice Murai Sakuray*
alice.murai.sakuray@uel.br

Igor Soares Mantovani*
igorsm843@gmail.com

Maria Cristina Solci*
solci@uel.br

*Universidade Estadual de Londrina, Paraná, Brasil.

Resumo

O material particulado (MP) é considerado um dos poluentes atmosféricos mais nocivos à saúde devido a sua alta capacidade de penetração no trato respiratório humano. O *black carbon* (BC) é um dos componentes com maior taxa de contribuição do MP. A quantificação e análise desses componentes é de grande importância já que propicia informações úteis à sociedade e influência na redução de atividades que impactem o meio ambiente. Este estudo analisou as concentrações de BC no MP em uma cidade de médio porte entre 2013 e 2020 a fim de verificar a variabilidade temporal deste poluente. As concentrações de MP foram determinadas por análise gravimétrica e as concentrações de BC pela técnica de reflectância de luz. Não houve grandes variações entre as concentrações determinadas, entretanto os valores obtidos de MP estão, em sua maioria, acima do nível máximo estabelecido pela OMS e as concentrações de BC apresentaram grande contribuição para as massas de MP determinadas.

PALAVRAS CHAVE: *Black carbon*; Material particulado, Variabilidade temporal, Poluição atmosférica.

Resumen

El material particulado (MP) es considerado uno de los contaminantes atmosféricos más dañinos para la salud debido a su alta capacidad de penetración en el tracto respiratorio humano. El carbono negro (CN) es uno de los componentes con mayor tasa de aporte de MP. La cuantificación y análisis de estos componentes es de gran importancia ya que brinda información útil a la sociedad e influye en la reducción de actividades que impactan el medio ambiente. Este estudio analizó las concentraciones de CN en MP en una ciudad de tamaño medio entre 2013 y 2020 con el fin de verificar la variabilidad temporal de este contaminante. Las concentraciones de MP se determinaron por análisis gravimétrico y las concentraciones de CN por la técnica de reflectancia de luz. No hubo grandes variaciones entre las concentraciones determinadas, sin embargo los valores de MP obtenidos están, en su mayoría, por encima del nivel máximo establecido por la OMS y las concentraciones de CN presentaron un gran aporte a las masas de MP determinadas.

PALABRAS CLAVE: Carbón negro; Material particulado, Variabilidad temporal,

Contaminação atmosférica.

Abstract

Particulate matter (PM) is considered one of the most harmful air pollutants to human health due to its high penetration capacity in the human body. Black Carbon (BC) is one of the components with the highest PM contribution rate. Therefore, the quantification and analysis of these components has significant importance since it provides useful information to society and influence in the reduction of activities that impact the environment. For that reason, this study aims to analyze and compare data on BC concentrations obtained in the city of Londrina between 2013 and 2020 to verify the temporal variability of this pollutant. The studies conducted sampling campaigns in distinct locations in the city of Londrina. PM concentrations were determined by gravimetric analysis and BC concentrations were determined using the light reflectance method, using the EEL 43D Smoke Stain Reflectometer (Diffusion Systems Ltd., London, United Kingdom). There were no large variations between the determined concentrations, however the values obtained of PM are, in their majority, above the maximum level established by the WHO and the BC concentrations presented great contribution to the determined PM masses.

KEYWORDS: Black Carbon; Particulate Matter; Temporal Variability; Air Pollution.

1. Introdução

A exposição à poluição atmosférica por um curto ou longo prazo é capaz de causar problemas sérios de saúde e estima-se que, por ano, ocorram cerca de 4,2 milhões de mortes causadas direta ou indiretamente pela poluição (WHO, 2021). Dentre os vários poluentes atmosféricos, um dos mais nocivos à saúde humana é o material particulado (MP), devido a sua capacidade de penetração no corpo humano, a partir das vias aéreas. São pequenas partículas sólidas ou líquidas que estão suspensas no ar e, em elevadas concentrações, formam uma neblina que restringe a visibilidade, apesar de serem invisíveis a olho nu quando não estão de forma concentrada (BAIRD; CANN, 2011).

O MP atmosférico (MP), conforme seu diâmetro aerodinâmico, é classificado como partículas totais em suspensão (PTS), MP grosso (\leq MP₁₀) com partículas com diâmetro menor ou igual a 10 μ m e MP fino (MP_{2,5}) com diâmetro igual ou menor que 2,5 micrometros (SEINFELD; PANDIS, 2006)

O efeito nocivo destes poluentes à saúde deve-se ao pequeno tamanho das partículas, que podem atingir diferentes regiões do sistema respiratório (WHO, 2005). A fonte de MP e suas interações com outros componentes dispostos na atmosfera também interferem nos efeitos causados à saúde humana, bem como na composição química desses sólidos.

Tendo em vista as diferentes fontes de emissão, o MP pode possuir composição diversificada, podendo conter poeira mineral, metais, sais marinhos, íons inorgânicos e orgânicos solúveis em água e moléculas orgânicas. No MP₁₀ as composições predominantes são poeiras, fungos, desgaste de pneus, pavimentação de estradas, alguns nitratos, sulfatos e cloretos e alguns óxidos. Já no MP_{2,5} encontram-se predominantemente íons sulfato, nitrato, amônio, carbono elementar, compostos orgânicos, e metais (BRITO; ARAÚJO; SILVA, 2018).

A exposição ao MP, em especial o MP_{2,5}, causa efeitos graves na saúde como doenças no aparelho respiratório e cardiovascular, câncer, arteriosclerose, síndrome metabólica, desenvolvimento de diabetes tipo-2 (RAJAGOPALAN; BROOK, 2012). O MP fino quando inalado, pode chegar às regiões mais profundas do trato respiratório. Partículas com diâmetros ainda menores, como o MP_{1,0} e MP_{0,1}, podem atingir os alvéolos pulmonares e chegar até o sistema circulatório, com efeito prejudicial à saúde

humana (GUARIEIRO; VASCONCELLOS; SOLCI, 2011). As Diretrizes Globais de Qualidade do Ar (AQG) da Organização Mundial de Saúde (OMS) apresenta recomendações que consistem em valores numéricos expressados como a concentração de um poluente no ar em determinado tempo médio de exposição. A OMS assume que os efeitos adversos na saúde não ocorrem ou são mínimos quando os níveis de concentração estão abaixo dos valores recomendados. Já o Padrão de Qualidade do Ar significa um determinado nível de um poluente atmosférico, como concentração ou nível de deposição, que é adotado por uma autoridade reguladora executora.

Padrões de Qualidade do ar recomendados pela OMS em setembro de 2021, propõe o nível máximo para MP fino de $5 \mu\text{g m}^{-3}$ para médias anuais e $15 \mu\text{g m}^{-3}$ para médias diárias entre outros (MP₁₀, ozônio, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono). São os Padrões de Qualidade do Ar estabelecidos pela OMS que servem como parâmetros para a regulamentação na avaliação da qualidade do ar pelos órgãos competentes.

No Brasil, os padrões de qualidade do ar estão estabelecidos pela resolução CONAMA nº 491 de 19 de novembro de 2018 (BRASIL, 2018). Os padrões de qualidade do ar estão organizados de forma sequencial em quatro etapas (tabela 1) a serem adotados mediante Relatório de Avaliação da Qualidade do Ar elaborado pelos órgãos responsáveis pelo monitoramento, até que se atinja o padrão de qualidade do ar final (PF), que seguem os valores definidos pela Organização Mundial da Saúde em 2005. A tabela 2 apresenta os valores recomendados pela OMS em 2005 e o atual (2021) onde os níveis para o MP fino alcançam valores significativamente menores.

Em 2019, o Ministério do Meio Ambiente publicou o “Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar” a fim de orientar os órgãos ambientais competentes na implantação e operação de redes de monitoramento e na avaliação da qualidade do ar, por meio da padronização da atividade. Entretanto, na prática, a realização de tais atividades nos estados é questionável. Observa-se que mesmo o PF não atinge os níveis recomendados pela OMS em 2011.

Tabela 1. Padrões de Qualidade do Ar ($\mu\text{g m}^{-3}$) para MP fino estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente em 2018 no Brasil e pela OMS em 2005 e 2021.

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF	OMS 2005	OMS 2021
MP _{2,5}	24horas	60	50	37	25	25	15
	Anual	20	17	15	10	10	5

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº491/2018; OMS, 2021.

PI = Padrões intermediários

PF = Padrão final

1.1. Black carbon

Um dos componentes que compõe a fração orgânica do material particulado é o *blackcarbon* (BC) que apresenta propriedades físicas e químicas únicas. O BC é capaz de absorver radiação solar em uma ampla faixa espectral da luz visível, apresentando importante contribuição para o aquecimento global pois faz com que a radiação absorvida aqueça a atmosfera e disperse a luz, reduzindo a radiação solar que atinge a superfície da Terra (ZHENG et al., 2017).

A forte capacidade de absorção em 550 nm, insolubilidade em água e em solventes orgânicos, propriedade refratária em $T_{\text{vap}} \approx 4000 \text{ K}$ e toxicidade potencial, fazem o BC diferir das outras formas de carbono e possuir características bastante nocivas ao meio ambiente quando se trata da poluição atmosférica. As partículas de BC são encontradas, predominantemente, na fração fina e podem

permanecer por dias ou semanas em suspensão na atmosfera (MA; BIRMILI, 2015).

Tem como principais fontes de emissão a queima de combustíveis fósseis em veículos automotores, principalmente o diesel, combustíveis sólidos para indústrias, queima de biomassa proveniente da agricultura e vegetação e centrais elétricas que utilizam carvão (JANSSEN et al., 2012). A partir da fonte de emissão, é possível caracterizar quimicamente as partículas, sendo uma mistura de carbono elementar, carbono orgânico, espécies iônicas e traços de metais (NI et al., 2014). Além das fontes de emissão, as condições meteorológicas também interferem nas concentrações em escalas de tempo diurnas e sazonais de acordo com as áreas de estudo, sendo bastante influenciada pela velocidade do vento, temperatura e umidade relativa (SANTOS et al, 2020).

Há uma preocupação com os potenciais impactos do BC na saúde e conforme revisão da literatura pela OMS, concluiu-se que as evidências ligam as partículas de BC com efeitos cardiovasculares e mortalidade prematura, tanto para exposições de curto (diário) e longo prazo (anuais). Em estudos que levam em conta BC e MP_{2.5} simultaneamente, as associações são fortes para o BC. (WHO Regional Office for Europe, 2013a).

Mesmo se o BC não for o principal agente causal, as partículas de BC podem ser uma métrica avaliável para a qualidade do ar principalmente para a avaliação de riscos das partículas primárias decorrentes da combustão no tráfego veicular, incluindo ainda as partículas orgânicas que ainda não são inteiramente investigadas no MP fino. De acordo com as recomendações da OMS 2021, medidas de BC devem ser consideradas adicionalmente na avaliação da qualidade do ar. Embora não tenham dados mundiais suficientes disponíveis para fornecer recomendações de níveis máximos de BC, a OMS salienta que a exposição de BC na faixa de 1,08 a 1,15 $\mu\text{g m}^{-3}$ ao ano, já é suficiente para causar problemas à saúde humana.(HENNEBERGER et al., 2005)

Sabendo da relação entre a poluição atmosférica e os efeitos causados à saúde humana, o direito a respirar o ar sadio é garantido pelo Artigo 196 da Constituição Federal Brasileira, que assegura, mediante o dever do Estado, o direito à saúde e redução do risco de doenças através de políticas sociais e econômicas (BRASIL, 1988). Apesar disso, as concentrações de BC na atmosfera e os efeitos causados à saúde se quer são citados na Resolução CONAMA nº 491, deixando evidente a contradição na legislação ambiental em vigor.

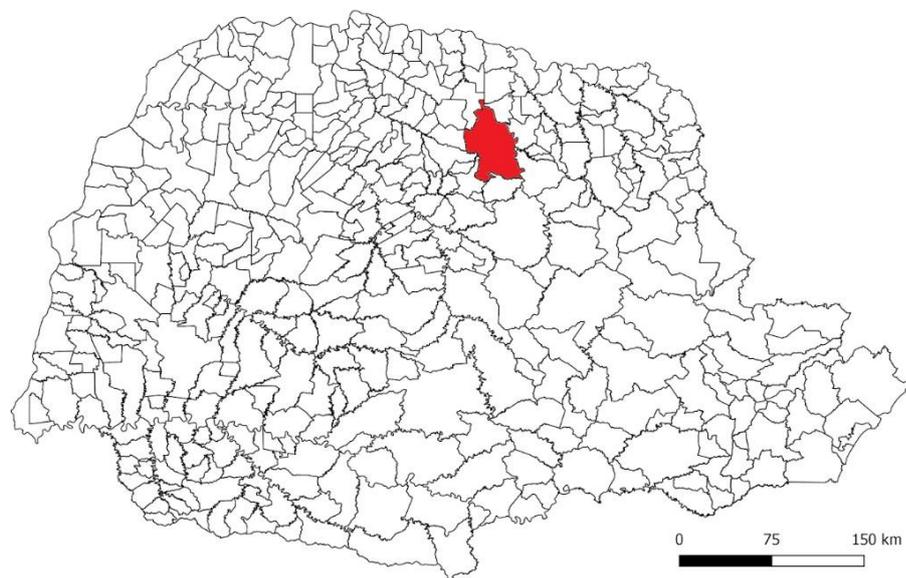
Este trabalho tem como objetivo analisar as concentrações de BC e do MP fino que foram coletados em distintos locais na cidade de Londrina – Paraná, comparando com valores recomendados pela OMS de 2011, a fim de construir uma série temporal das dos dois poluentes entendendo suas fontes e fomentando a discussão sobre a importância de revisões na legislação ambiental.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

Os estudos foram realizados em Londrina, norte do estado do Paraná, situada na latitude 23°18'44''S e longitude 50°09'46''O (IPARDES, 2021). Londrina tem área territorial equivalente à 1.652.569 km² e possui 580.870 habitantes. Baseado na última estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, é a segunda cidade mais populosa do estado (IBGE, 2021). Em 2021, a frota de veículos no município de Londrina era de 393.260 sendo 1862 ônibus urbano (DETRANPR, 2021)

Figura 1. Localização da cidade de Londrina no estado do Paraná.



Fonte:IPARDES, 2021.

2.1. Locais de amostragem

As coletas foram realizadas no interior do terminal de ônibus urbano (TOU) no centro de Londrina e em ambientes externos, às margens de rodovia intermunicipal PR-445 e no pátio do Museu Histórico de Londrina (MHL) adjacente ao TOU. O TOU é responsável pela distribuição dos usuários por todas as regiões de Londrina, com a circulação em torno de 100 mil pessoas em dias úteis. Possui dois andares, sendo o piso superior a céu aberto com livre circulação de ar e o inferior considerado como local semifechado, sem sistema de exaustão, onde apenas circulam ônibus abastecidos com diesel e biodiesel. O piso inferior é formado por paredes de 5 m de altura com aberturas de 2 a 3 m nas laterais e na frente do prédio, respectivamente, e fechadas ao fundo. A edificação é circundada por ruas nas laterais e uma avenida frontal. Os ônibus circulam em velocidade média de 20 km h^{-1} e desligam os motores durante as paradas que ocorrem em tempo variável, não ultrapassando 15 minutos. O fluxo de veículos é de sentido único e o TOU permanece 24h em funcionamento, com diminuição da frota veicular durante a madrugada. Segundo informações da Companhia Municipal de Trânsito e Urbanização de Londrina (CMTU), os períodos entre 6h e 9h, 11h às 14h, 17h às 20h e 21h30min às 23h são os que ocorrem maior fluxo de veículos em função das atividades de comércio e educação. O MHL está localizado em região central da cidade com alto tráfego veicular e são múltiplas as fontes de emissão de material particulado.

Entre 03 e 11 de abril de 2014 foram realizadas amostragens no TOU. O piso inferior, com área equivalente à 2875 m², passava por remoção e substituição do revestimento asfáltico e, por isso, as linhas de ônibus foram transferidas para o piso superior. Os amostradores foram posicionados no piso inferior, à 4 m de altura e à 3 m de uma das laterais do prédio. As amostragens iniciaram após a remoção do asfalto antigo e durante os três primeiros dias de coleta houve a aplicação da nova massa asfáltica. A partir do quarto dia, já havia tráfego de ônibus no local (Piracelli et al., 2020).

No período de 22 a 29 de abril e 26 de agosto a 02 de setembro de 2014 no TOU, os equipamentos de amostragem foram instalados próximos à saída do piso inferior, onde os ônibus trafegam utilizando mistura de combustível B5 (5% biodiesel/95% diesel) e B6 (Lemos, 2015). No período de 2014 a 2017 foram realizadas cinco campanhas de amostragem com a frota de ônibus utilizando misturas B5, B6, B7 e B8 como combustível. Silva Júnior (2018) realizou três campanhas entre 2016 e 2017 (duas campanhas B7 e uma B8), obtendo 116 amostras através dos equipamentos montados na sala da equipe de manutenção da CMTU, no piso inferior do TOU. Os equipamentos foram montados nas janelas internas da sala voltados à área de embarque e desembarque de passageiros a uma altura de aproximadamente 3 m. As amostras dos dois trabalhos foram coletadas durante 14h por dia, das 10h às 24h, incluindo o período de menor circulação de ônibus. A frota de ônibus não foi alterada entre os anos de 2014 e 2017 (Silva Júnior et al. 2019). Em 2020, foram realizadas amostragens no período de 2 a 25 de abril intervalo de tempo referente à restrição de circulação em Londrina com o intuito de diminuir a proliferação do vírus SARS-COV-2. Concomitantemente, realizaram campanha no MHL, instalando os equipamentos no pátio externo do Museu (Mantovani et al., 2021).

A PR-445 é um importante via que atravessa o município de norte a sul e por isso, em dias comuns, tem como principal fonte de emissão de MP o tráfego de veículos automotivos. As coletas realizadas na rodovia ocorreram enquanto obras de pavimentação asfáltica eram realizadas e devido a isso, o tráfego misto da rodovia foi transferido às ruas marginais. As amostragens na rodovia PR-445 ocorreram no período de 20 a 29 de setembro de 2013. Os amostradores foram instalados em local aberto, à 3 m da marginal a uma altura de 3 m. Durante a campanha, ocorreram etapas de terraplanagem e compactação próximos aos amostradores.

Para a coleta do material particulado fino, foram utilizados amostradores ciclones de baixo volume URG-2000-30EH (URG Corporation, EUA) à vazão de 16,7 L min⁻¹ com filtros de fibra de vidro ou quartzo (Sartorius, Alemanha) com diâmetro de 47 mm. O procedimento para a amostragem do material particulado fino, em todos os trabalhos realizados, consistiu em etapas definidas e idênticas, onde antes da amostragem, o filtro é tratado a temperatura de 150 °C para retirada de possíveis contaminantes orgânicos e então colocado em dessecador com temperatura em torno de 20 °C e umidade entre 30 e 50%, durante 24h. Os filtros foram então pesados em balança ultra analítica (Mettler Toledo, Modelo AX26) com precisão de 1,0 µg, embalados em placa de Petri e identificados. Dentre os filtros tratados, 10% deles foram selecionados para o branco de campo. Após a amostragem, os filtros foram transportados ao laboratório e mantidos em dessecador sob as mesmas condições de umidade, temperatura e armazenamento e em seguida, feitas as pesagens finais.

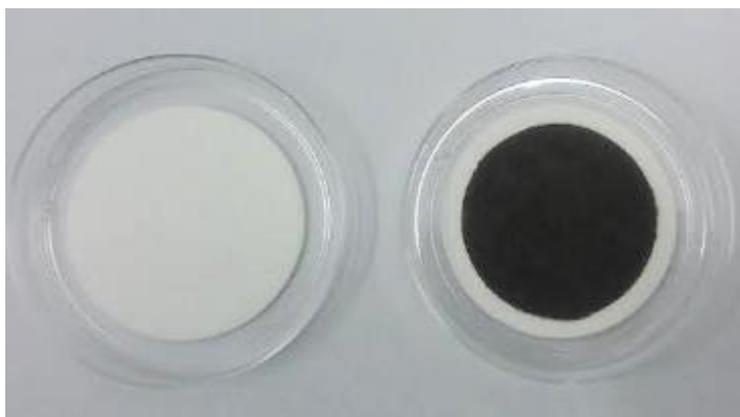
A determinação do material particulado fino foi realizada através de análise gravimétrica onde a massa de MP foi calculada com base na diferença entre as massas finais e iniciais dos filtros tratados. Para a determinação da concentração de BC foi utilizada a técnica por reflectância de luz, por meio do reflectômetro EEL 43D Smoke Stain Reflectometer (Diffusion Systems Ltd., Londres, Reino Unido). (PIRACELLI, 2015).

3. Resultados e discussão

Locais com grande atividade antrópica, principalmente com o uso de veículos automotores que utilizam o diesel, tendem a ser impactados por poluentes atmosféricos. Entretanto, é preciso considerar

as condições meteorológicas durante as amostragens visto que a temperatura, precipitação, velocidade dos ventos e umidade podem alterar os valores de concentração de MP_{2,5} e, conseqüentemente, a concentração de BC (TOMAZ et al., 2017). O primeiro indício de que há um alto nível de BC no MP amostrado é a coloração escura nos filtros pós coletas (Figura 2).

Figura 2. Filtro branco à esquerda e filtro após amostragem de MP, à direita.



Fonte: LEMOS(2015).

No trabalho realizado por Piracelli e colaboradores (2020), à margem da rodovia PR-445 em setembro de 2013, o intervalo de concentração de MP_{2,5} foi de 6,3 a 24,2 com média de 13,0 $\mu\text{g m}^{-3}$. A concentração média de BC no MP_{2,5} foi de 3,4 $\mu\text{g m}^{-3}$, com intervalo de 1,8 a 6,5 $\mu\text{g m}^{-3}$. Considerando as médias BC corresponde à 26% da massa de MP_{2,5}. É importante ressaltar que as coletas foram realizadas durante obras de pavimentação asfáltica. As concentrações determinadas durante esta campanha estão condizentes com as variações meteorológicas, visto que os dias que apresentaram maior concentração foram dias com temperaturas mais elevadas e pouca ou nenhuma precipitação. Nos dias de baixas concentrações, houve a ocorrência de precipitação propiciando a deposição por via úmida do poluente.

Em segunda campanha no TOU, entre 03 e 11 de abril de 2014, foi obtida a concentração máxima de 144,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ de MP_{2,5} ocorrida no primeiro dia de coleta sendo explicado pela reforma do asfalto. Nos dias subsequentes, houve variação de 20 a 50 $\mu\text{g m}^{-3}$, sendo a mesma ordem de grandeza determinada por Martins e colaboradores (2012) em 2008, em que o TOU operava em condições normais. A concentração média de BC foi de 11,6 $\mu\text{g m}^{-3}$ com intervalo de 4,9 e 16,2 $\mu\text{g m}^{-3}$. A menor concentração observada ocorreu no último dia de obras no asfalto com os ônibus ainda fora de circulação no piso inferior. Conforme a retomada da operação normal de ônibus, observou-se aumento gradativo de emissão de BC.

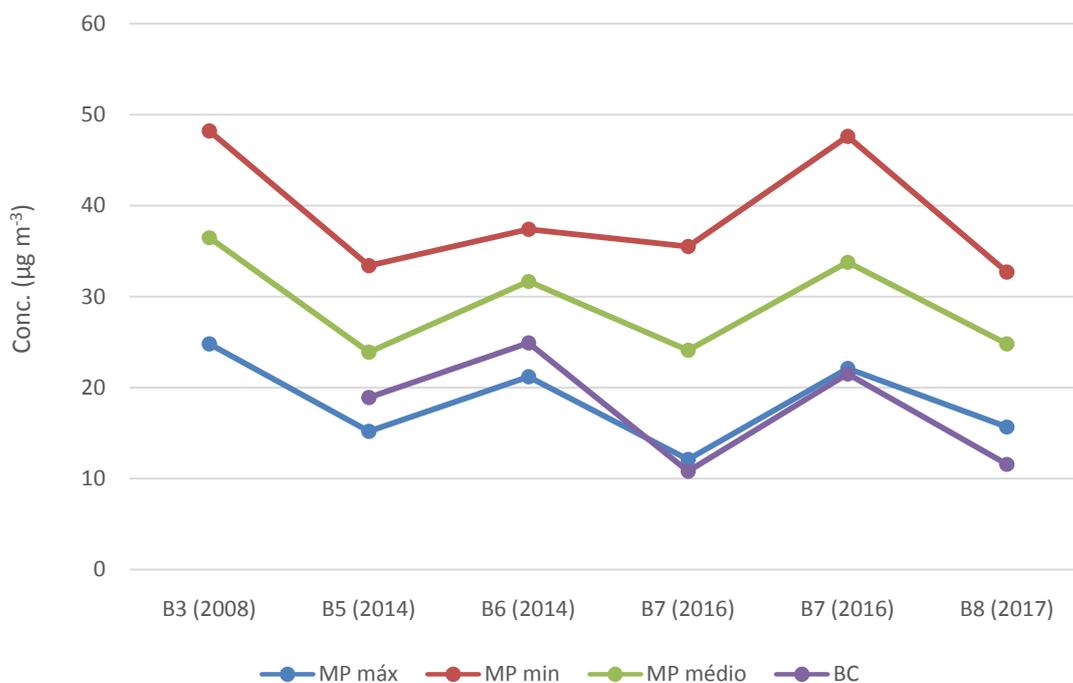
Lemos (2015) realizou a primeira campanha no TOU entre 22 e 29 de abril de 2014, período em que os ônibus eram abastecidos com a mistura B5, seguindo a lei vigente. As concentrações de MP_{2,5} variaram de 15,2 e 33,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ com média de 23,9 $\mu\text{g m}^{-3}$. No período de 26 de agosto a 02 de setembro de 2014, a frota de ônibus já utilizava a mistura B6. As concentrações de MP_{2,5} variaram 21,2 a 37,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ e média de 29,7 $\mu\text{g m}^{-3}$. As concentrações médias de BC na primeira e segunda campanha foram de 18,9 e 25,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ que representaram 70 e 85% na massa do MP.

O perfil de comparação entre as frações de MP e BC determinadas por Lemos (2015), indicaram

que a fonte principal de emissão do poluente foi a queima de combustível nos veículos. Isso se comprova pelos dias referentes aos finais de semana apresentarem as concentrações mais baixas dos poluentes, já que há diminuição no número de ônibus trafegando na área.

Silva Júnior e colaboradores (2019) publicaram os resultados de quatro campanhas (2014 a 2016) realizadas no interior do TOU acompanhando o aumento da adição do biodiesel no diesel (B5, B6 e B7). As concentrações médias de MP_{2,5} e BC estão apresentadas na Figura 3. Em comparação com Martins et al. (2012), que realizaram estudos em 2008 quando os ônibus utilizavam a mistura B3, os níveis do poluente ficaram mais baixo conforme a fração de biodiesel no combustível aumentava, sugerindo que a adição de biodiesel ao diesel diminui a concentração de MP_{2,5}. A primeira campanha de B7 apresentou a concentração mais baixa de BC e o aumento desta na segunda campanha B7 deve-se ao fato de ser um período no qual há aumento de circulação de ônibus devido ao horário estendido do comércio de rua. Com exceção da segunda campanha B7, observa-se a diminuição da concentração de BC, indicando positiva contribuição da adição do biodiesel ao diesel. Durante todas as campanhas, a variação de temperatura e umidade não influenciaram nos resultados obtidos.

Figura 3. Intervalo de concentração e média de MP_{2,5} e concentração média de BC em $\mu\text{g m}^{-3}$, por campanha, realizadas por Silva Júnior et al. (2019) e comparação com trabalho de Martins et al. (2012) de 2008. Campanhas realizadas no TOU.



Fonte: Adaptado de Silva Júnior et al. (2019)

As concentrações médias, mínimas e máximas de MP_{2,5} obtidas por Silva Júnior (2018) no TOU estão descritas na Tabela 3, bem como as concentrações médias de BC. Na primeira campanha B7, entre 27 e 29/10 houve diminuição da concentração de MP fino, podendo ser explicada pelo aumento da umidade relativa que diminui a resuspensão das partículas. Na segunda campanha B7, a menor concentração ocorreu entre os dias 31/12 e 01/01, por serem dias que há menor circulação de ônibus. Dos 29 dias de campanha, houve precipitação em 17 e umidade relativa do ar média de 77%. Considerando que as partículas não se resuspenderam devido a umidade da pavimentação, as concentrações obtidas se referem principalmente as emissões recentes dos veículos. Na campanha de B8, as menores concentrações foram obtidas no final de semana e a concentração de MP aumentou em média 3% com adição de 1% de biodiesel ao diesel.

Tabela 3. Concentrações de MP_{2,5} em $\mu\text{g m}^{-3}$ obtidas em campanhas realizadas por Silva Júnior (2018).

Mistura	Período	MP _{2,5} min.	MP _{2,5} máx..	MP _{2,5} médias
B7	19 de out. a 03 de nov. de 2016	12,1	35,5	24,6
B7	19 de dez. de 2016 a 17 de jan. de 2017	21,7	47,6	33,8
B8	19 de jun. a 01 de jul. de 2017	16,0	32,7	25,3

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

A alta concentração de BC na segunda campanha é explicada pelo aumento de ônibus em função do prolongamento do horário comercial, porém os dias com menores concentrações foram 24/12, 31/12 e 01/01, devido as datas comemorativas. Entre a primeira e a terceira campanha, houve um aumento de 7% na concentração de BC. Na primeira campanha, as menores concentrações de BC foram obtidas nos finais de semana, com a diminuição da frota em circulação.

O último trabalho foi realizado por Mantovani e colaboradores (2021), no período de 02 a 25 de abril de 2020, no pátio do MHL e no interior do TOU, quando, devido à pandemia, ocorreu o *lockdown* parcial e relaxamento das medidas restritivas na cidade de Londrina. Foram obtidas 42 amostras no MHL e 39 amostras no TOU e as concentrações de MP_{2,5} e BC estão contidas na Tabela 6.

Entre os períodos de restrição (02/04 a 11/04) e relaxamento (12/04 a 24/04) houve variação média de 27,4% de MP_{2,5} no MHL e 34,2% de MP_{2,5} no TOU. As concentrações mais altas no período de relaxamento podem ser explicadas pela reabertura do setor industrial da cidade.

Tabela 4. Concentrações de MP_{2,5} e BC obtidas por Mantovani et al. (2021) em abril de 2020.

Local	MP _{2,5} min.	MP _{2,5} máx..	MP _{2,5} médias	Média deBC
MHL	9,4	48,3	18,3	0,76
TOU	10,8	33,9	17,4	-

Fonte: Adaptado de Mantovani et al. (2020).

A partir das concentrações de MP_{2,5} e BC ao longo dos últimos 8 anos, é apresentada a tabela 5 para a comparação dos dados. Considerando as recomendações da OMS para o limite diário de MP_{2,5} de $15 \mu\text{g m}^{-3}$, todas as concentrações médias, com exceção da obtida por Piracelli et al. (2020), estão acima do nível recomendado. Em um estudo em que as amostragens ocorreram entre maio de 2017 e julho de 2018 (SANTOS et al., 2020) em Londrina, a concentração média de MP_{2,5} foi de $35,4 \mu\text{g m}^{-3}$ sendo possível observar diminuição expressiva da concentração média de MP_{2,5} em comparação com a realizada em abril de 2020.

As concentrações médias de BC acompanham, em sua maioria, a concentração média de MP_{2,5} por ser o componente que aparece em maior porcentagem. A variação de BC entre as campanhas é explicada principalmente pela fonte de emissão, tendo aumento nos períodos de maior circulação de

veículos. Condições meteorológicas e episódios anormais, como reforma asfáltica ou *lockdown*, também influenciam nas concentrações de BC.

A alta contribuição do BC na concentração do MP fino, reforça a necessidade de uma revisão nas leis brasileiras para que se torne uma ferramenta de avaliação e um padrão de qualidade do ar. Considerando a concentração anual de BC de 1,08 a 1,15 $\mu\text{g m}^{-3}$ (WHO, 2021) já causar problemas à saúde, apenas a concentração determinada por Mantovani et al, (2021) de 0,76 $\mu\text{g m}^{-3}$ está abaixo dessa concentração.

Tabela 5. Concentrações de MP_{2,5} e BC, em $\mu\text{g m}^{-3}$ em abril de 2020, obtidas por Mantovani et al. (2021).

Autores	Local	Período de estudo	MP _{2,5} médias	BC médias
Piracelli et al. 2020	PR-445	20a29/09/13	13,0	3,4
	TOU Central	03a11/04/14	48,4	11,6
Lemos (2015)	TOU Central	22a29/04/14	23,9	18,9
		26/08a02/09/14	29,7	25,2
Silva Júnior et al. 2019	TOU Central	22a29/04/14	23,9	18,9
		24a31/08/14	31,7	24,9
		16a31/10/16	24,1	10,8
		02a31/12/16	33,8	21,5
		13a30/06/17	24,8	11,6
Silva Júnior (2018)	TOU Central	19/10a03/11/16	24,6	10,8
		19/12/16a17/01/17	33,8	21,5
		19/06a01/07/17	25,3	11,6
Mantovani et al. 2021	MHL	02a25/04/2020	18,3	
	TOU Central		17,4	0,76

Fonte: Próprios autores.

4. Conclusão

As concentrações de MP_{2,5} analisadas nos cinco trabalhos realizados pelo LACA, apresentaram pouca variação ao longo dos anos estudados, com exceção da concentração obtida em 2013 e em abril de 2020. No entanto, todas as concentrações médias estão acima do limite estabelecido pela Organização Mundial da Saúde. A menor concentração média (13,0 $\mu\text{g m}^{-3}$) foi em setembro de 2013 e a maior foi em outubro de 2017 (203 $\mu\text{g m}^{-3}$).

As concentrações de BC determinadas apresentaram grande contribuição ao MP fino determinado, apresentando necessidade de revisão nas leis para que se torne um padrão de qualidade do ar. A menor concentração média de BC foi obtida em abril de 2020 (0,76 $\mu\text{g m}^{-3}$) e a maior foi obtida em agosto de 2014 (25,2 $\mu\text{g m}^{-3}$). Conclui-se, portanto, que as concentrações médias mais baixas foram observadas quando a circulação de veículos estava reduzida e as atividades industriais estavam interrompidas.

Referências

BAIRD,C.;CANN,M. **Química ambiental**. 4ed. PortoAlegre: Bookman, 2011.

BO, M.; SALIZZONI,P.;CLERICO,M.;BUCCOLIERI,R.AssessmentofIndoor-OutdoorParticulateMatterAirPollution:AREview.**Atmosphere**,8,136,2017.<https://doi.org/10.3390/atmos8080136>

BRASIL. Lei nº 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional doMeioAmbiente.InstituiocódigoCivil.**DiárioOficialdaUnião**:seção1,Brasília,DF,p.16509,02 set 1981.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**.Brasília,DF, 1988.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobrepadrõesdequalidadedoar.**DiárioOficialdaUnião**:seção1,Brasília,DF,p.155,21nov2018.

BRITO, P. H.F; ARAÚJO, R.S.; SILVA, G. M.M. Composição química do materialparticuladoatmosférico:umarevisãodeliteratura.**Holos**,v.3,34,2018.DOI:10.15628/holos.2018.4648.

BRITO,G.F.S.;SODRÉ,F.F.;ALMEIDA,F.V.Oimpactodomaterialparticuladonaqualidadedoar.**Revista Virtual deQuímica**,v. 10, 5,2018.

BOVÉ, H.; BONGAERTS, E.; SLENDERS, E. *et al.* Ambient black carbon particlesreach the fetal side of human placenta. **Nature Communications**, v. 10, 3866, 2019.<https://doi.org/10.1038/s41467-019-11654-3>.

DETRANPR.Estatísticasdeetrânsito.**GovernodoParaná**.Disponívelem:<https://www.detran.pr.gov.br/Pagina/Estatisticas-de-transito>.

GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Vehicle Emissions: what will change withuseofbiofuel?**Biofuels-Economy,EnvironmentandSustainability**,2013.<http://dx.doi.org/10.5772/52513>.

GUARIEIRO,L.L.N.;VASCONCELLOS,P.C.;SOLCI,M.C.Poluentesatmosféricosprovenientesdaqueimadecombustíveisfósseisebiocombustíveis:umabrevevisão. **RevistaVirtual deQuímica**, v.3,5,p.434-445,2011.

HENNEBERGER, A.; ZAREBA, W.; IBALD-MULLI, A.; RÜCKERL, R.; CYRYS, J.;COUDERC, J.; MYKINS, B.; WOELKE, G.; WICHMANN, H.; PETERS, A.**Repolarization Changes Induced by Air Pollution in Ischemic Heart Disease Patients. Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 113, n. 4, p. 440-446, abr. 2005. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.7579>.

HETEM2014HETEM,I.G.**Quantificaçãodacontribuiçãoveicularparaasconcentraçõesatmosféricasde materialparticuladofinoeblackcarbonemSãoPaulo**.SãoPaulo,2014,96p.Dissertação(Programadepós-graduaçãomCiências).Universidade deSão Paulo,São Paulo.

HINDS, W. C. **Aerosol technology: properties, behavior and measurement of airborne particles**. 2.ed. New York: Wiley Interscience Publication, 1998.

IBGE. Cidades e Estados. **Portal do Governo Brasileiro**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pr/londrina.html/>.

IPARDES. **Governo do Paraná**. Disponível em: <https://www.ipardes.pr.gov.br/>.

JANSSEN, N.A.; GERLOFS-

NIJLAND, M.E.; LANKI, T.; SALONEN, R.O.; CASSEE, F.; HOEK, G.; FISHER, P.; BRUNEKREEF, B.; KRZYŻANOWSKI, M. Health effects of black. Copenhagen: **WHO Regional Office for Europe**, p. 1-86, 2012.

LEMOS, B. R. L. **Ânions inorgânicos e black carbon em material particulado proveniente da combustão de mistura de diesel e biodiesel**. (Mestrado em Química) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

MA, N.; BIRMILI, W. Estimating the contribution of photochemical particle formation to ultrafine particle number averages in an urban atmosphere. **Science of the Total Environment**, v. 512-513, p. 154-166, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.009>.

MANTOVANI, I. G. *et al.* O impacto de medidas restritivas devido à pandemia por COVID-19 nas concentrações de poluentes atmosféricos em cidade de médio porte. **Conjecturas**, v. 21, 6, 2021. DOI: 10.53660/CONJ-294-316.

MARQUEZINI, F. **Caracterização do material particulado atmosférico (MP_{1,0} e MP_{2,5}) quanto ao conteúdo aniônico inorgânico em ambientes aberto e fechado**. (Mestrado em Química) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

MARTINS, L. D. *et al.* Particle emission from heavy-duty engine fuelled with blended diesel and biodiesel. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 2663–2676, 2012.

NI, M. *et al.* A review on black carbon emissions, worldwide and in China. **Chemosphere**, v. 107, p. 83–93, 2014.

PIRACELLI, V. P. **Emissões de poluentes atmosféricos em condições reais de pavimentação asfáltica, material particulado (MP), Black Carbon (BC) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)**. (Mestrado em Química) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

PIRACELLI, V. P. *et al.* Emissões de poluentes atmosféricos em condições reais de pavimentação asfáltica: material particulado, black carbon e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Química Nova**, v. 43, 4, p. 404-4012, 2020. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170509>.

RAJAGOPALAN, S.; BROOK, R. D. Air pollution and type 2 diabetes: Mechanistic insights. **Diabetes**, vol. 61, p. 3037–3045, 2012. <https://doi.org/10.2337/db12-0190>.

- SANTOS, D. R. F.; MANTOVANI, I. S.; SOUZA, J.; SOLCI, M. C. Sazonalidade do material particulado fino de black carbon no ambiente de Londrina/Paraná. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 84069-84086, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n10-736>
- SEINFELD, J. H., PANDIS, N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2. ed. Spyros, 2006.
- SILVA JÚNIOR, C. R. **Poluentes atmosféricos nas fases gasosas e particulada fina (MP1,0 e MP2,5) provenientes da combustão de misturas biodiesel/diesel**. (Doutorado em Química) – Universidade Estadual de Londrina, 2018.
- SILVA JÚNIOR, C. R. *et al.* Black Carbon associated to PM_{1,0} and PM_{2,5}: mass variation due to combustion of biodiesel/diesel blends (B5, B6, B7 and B8). **J. Braz. Chem. Soc**, v.30,4, p.786-792, 2019. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180209>.
- SKOOG. **Fundamentos de Química Analítica**. 8. ed. São Paulo: Editora Thomson, 2006.
- TOMAZ, S. *et al.* Sources and atmospheric chemistry of oxy- and nitro-PAHs in the ambient air of Grenoble (France). **Atmospheric Environment**, 161, 2017.
- USEPA. **United States Environmental Protection Agency**, 2011. Disponível em: <http://www.epa.gov/>.
- WEATHER SPARK. Clima e condições meteorológicas médias em Londrina no ano todo. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/29737/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Londrina-Brasil-durante-o-ano#Figures-Temperature>.
- WHO. World Health Organization. **Air Quality Guidelines**, 2005.
- WHO. World Health Organization. **Global Air Quality Guidelines**, 2021.
- WHO. World Health Organization. **Health Topics, Air Pollution**, 2013. Disponível em: https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_2.
- ZHENG, X. *et al.* Characteristics of black carbon emissions from in-use light-duty passenger vehicles. **Environmental Pollution**, v.231, p.348–56, 2017.

Recebido em: 17-10-2022

Aceito em: 15-02-2023

Endereço para correspondência:

Nome Alice Murai Sakuray

email alice.murai.sakuray@uel.br



Esta obra está licenciada sob uma [Licença Creative Commons Attribution 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)