



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL de LONDRINA

---

IGOR SOARES MANTOVANI

**VARIABILIDADE DO MATERIAL PARTICULADO, FRAÇÕES  
CARBONÁCEAS E SUAS PROPRIEDADES ÓPTICAS EM  
ATMOSFERA URBANA DE LONDRINA**

IGOR SOARES MANTOVANI

**VARIABILIDADE DO MATERIAL PARTICULADO, FRAÇÕES  
CARBONÁCEAS E SUAS PROPRIEDADES ÓPTICAS EM  
ATMOSFERA URBANA DE LONDRINA**

Tese apresentada à Universidade Estadual de  
Londrina - UEL, como requisito parcial para a  
obtenção do título de Doutor em Química.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina Solci

Londrina  
2026

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

M293v MANTOVANI, IGOR.  
VARIABILIDADE DO MATERIAL PARTICULADO, FRAÇÕES CARBONÁCEAS E SUAS PROPRIEDADES ÓPTICAS EM ATMOSFERA URBANA DE LONDRINA / IGOR MANTOVANI. - Londrina, 2026.  
81 f.

Orientador: Maria Cristina Solci.  
Tese (Doutorado em Química) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Química, 2026.  
Inclui bibliografia.

1. Black Carbon - Tese. 2. material particulado fino - Tese. 3. carbono orgânico solúvel em água - Tese. I. Solci, Maria Cristina. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Exatas. Programa de Pós-Graduação em Química. III. Título.

CDU 54

IGOR SOARES MANTOVANI

**VARIABILIDADE DO MATERIAL PARTICULADO, FRAÇÕES  
CARBONÁCEAS E SUAS PROPRIEDADES ÓPTICAS EM  
ATMOSFERA URBANA DE LONDRINA**

Tese apresentada à Universidade Estadual  
de Londrina - UEL, como requisito parcial  
para a obtenção do título de Doutor em  
Química

---

Profa. Dra. Maria Cristina Solci  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Profa. Dra. Diana Nara Ribeiro de Sousa  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr. Odair Pastor Ferreira  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr. Sergio Machado Correa  
Universidade do Estado do Rio de Janeiro -  
UERJ

---

Prof. Dr. Marco Tadeu Grassi  
Universidade Federal do Paraná - UFPR

Londrina, 25 de fevereiro de 2026.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por estar sempre ao meu lado.

Aos meus pais, pelo apoio, pelos valores e pelo incentivo permanente aos estudos, que foram fundamentais para que eu chegasse até aqui. Às minhas irmãs, pelo companheirismo, compreensão e apoio em todos os momentos, especialmente nos períodos mais desafiadores desta jornada.

À minha avó Maria (in memoriam), que sem seus incentivos eu não teria chegado aonde estou. Seus ensinamentos permanecem vivos em minha trajetória. Sua força, carinho e exemplo continuam sendo fonte de inspiração e motivação.

À Isadora, minha noiva, pelo amor, paciência e apoio diário ao longo deste percurso. Por todas as noites de análises juntos na UEL, sua parceria, compreensão e incentivos foram essenciais para tornar esta jornada mais leve e significativa.

Agradeço, de forma especial, a minha orientadora, Profa. Dra. Maria Cristina Solci por todos os ensinamentos, pela confiança e pelo apoio ao longo de toda essa trajetória. Foram 14 anos de convivência e trabalho conjunto, marcados por aprendizados que vão muito além do aspecto acadêmico. Sua orientação, paciência e dedicação foram fundamentais não apenas para o desenvolvimento deste trabalho, mas também para meu crescimento pessoal e profissional.

Aos colegas do laboratório, pelo convívio, pelas discussões científicas e pela colaboração ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Em especial, agradeço ao Ismael, pelo apoio técnico, pelas trocas de conhecimento e pela disponibilidade em auxiliar sempre que necessário.

“Não importa a lentidão, desde que não se  
pare.” **Confúcio**

## RESUMO

MANTOVANI, Igor Soares. **VARIABILIDADE DO MATERIAL PARTICULADO, FRAÇÕES CARBONÁCEAS E SUAS PROPRIEDADES ÓPTICAS EM ATMOSFERA URBANA DE LONDRINA**. 2026. 81 f. Tese (Doutorado em química) – Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2026.

A poluição atmosférica associada ao material particulado fino  $MP_{2.5}$  representa um dos principais desafios ambientais em áreas urbanas. A elevada complexidade química desse poluente, reforça a necessidade de estudos que integrem aspectos físicos, químicos e óticos do MP atmosférico. O estudo avaliou a variabilidade temporal de  $MP_{2.5}$ , BC, WSOC e suas propriedades ópticas na atmosfera urbana de Londrina (PR). As amostragens foram realizadas entre maio de 2017 e julho de 2018, utilizando um amostrador de alto volume. A concentração de  $MP_{2.5}$  foi determinada por gravimetria, o BC por reflectância ótica e o WSOC por extração aquosa seguida de quantificação em analisador de carbono orgânico total. As propriedades ópticas do WSOC foram avaliadas por espectrofotometria UV-Vis, com determinação dos coeficientes de absorção e da eficiência de absorção mássica. Os resultados indicaram elevada variabilidade temporal das concentrações de  $MP_{2.5}$ , com média de  $34,7 \mu g m^{-3}$ . As concentrações de BC variaram entre 0,15 e  $6,86 \mu g m^{-3}$ , com média de  $1,64 \mu g m^{-3}$ , correspondendo a aproximadamente 4,7% da massa do  $MP_{2.5}$  e indicando predominância de fontes associadas a processos de combustão. O WSOC apresentou concentrações entre 0,45 e  $171,8 \mu g m^{-3}$ , com média de  $12,6 \mu g m^{-3}$ , evidenciando contribuição significativa de processos de formação secundária e envelhecimento atmosférico. As análises estatísticas multivariadas revelaram forte associação entre  $MP_{2.5}$  e WSOC, enquanto o BC apresentou comportamento relativamente independente, sugerindo dinâmicas distintas de emissão e transformação atmosférica. A razão BC/WSOC variou significativamente, indicando alternância entre emissões primárias e material mais oxidado. Conclui-se que o WSOC exerce papel central na variabilidade da massa do  $MP_{2.5}$  e na absorção da radiação solar.

**Palavras-chave:** material particulado fino; carbono negro; carbono orgânico solúvel em água; propriedades ópticas

## ABSTRACT

MANTOVANI, Igor Soares. **Variability of particulate matter, carbonaceous fractions and their optical properties in the urban atmosphere of Londrina**. 2026. 81f. Thesis (Doctorate in Chemistry) – Center for Exact Sciences, State University of Londrina, Londrina, 2026.

Atmospheric pollution associated with fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) represents one of the main environmental challenges in urban areas. The high chemical complexity of this pollutant reinforces the need for studies that integrate physical, chemical, and optical aspects of atmospheric particulate matter. This study evaluated the temporal variability of PM<sub>2.5</sub>, BC, WSOC, and their optical properties in the urban atmosphere of Londrina (PR). Sampling was conducted between May 2017 and July 2018 using a high-volume sampler. PM<sub>2.5</sub> concentration was determined by gravimetric analysis, BC by optical reflectance, and WSOC by aqueous extraction followed by quantification using a total organic carbon analyzer. The optical properties of WSOC were assessed by UV-Vis spectrophotometry, with determination of absorption coefficients and mass absorption efficiency. The results indicated high temporal variability in PM<sub>2.5</sub> concentrations, with a mean of 34.7  $\mu\text{g m}^{-3}$ . BC concentrations ranged from 0.15 to 6.86  $\mu\text{g m}^{-3}$ , with a mean of 1.64  $\mu\text{g m}^{-3}$ , corresponding to approximately 4.7% of PM<sub>2.5</sub> mass and indicating the predominance of combustion-related sources. WSOC concentrations ranged from 0.45 to 171.8  $\mu\text{g m}^{-3}$ , with a mean of 12.6  $\mu\text{g m}^{-3}$ , highlighting a significant contribution from secondary formation processes and atmospheric aging. Multivariate statistical analyses revealed a strong association between PM<sub>2.5</sub> and WSOC, while BC showed relatively independent behavior, suggesting distinct emission and atmospheric transformation dynamics. The BC/WSOC ratio varied significantly, indicating alternation between primary emissions and more oxidized material. It is concluded that WSOC plays a central role in both the variability of PM<sub>2.5</sub> mass and in the absorption of solar radiation.

**Keywords:** fine particulate matter; black carbon; water soluble organic carbon; optical properties

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1</b> - Doenças e efeitos da poluição atmosférica no corpo humano com base em estudo populacional. ....                                                                                                                                                                                    | 16 |
| <b>Figura 2</b> - Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela resolução N° 506 de 5 de julho de 2024 do CONAMA.....                                                                                                                                                                                | 17 |
| <b>Figura 3</b> - Distribuição de tamanho do material particulado atmosférico, suas principais fontes emissoras e os efeitos potenciais sobre o sistema respiratório humano. ....                                                                                                                    | 21 |
| <b>Figura 4</b> - Distribuição esquemática do material particulado atmosférico em função do diâmetro aerodinâmico, evidenciando os principais modos de tamanho e os processos físicos associados.....                                                                                                | 22 |
| <b>Figura 5</b> - Exemplos típicos de imagens obtidas por microscopia eletrônica de transmissão (MET) de amostras em pó produzidas em laboratório. (a) Fuligem de fulerenos; (b) agregado de carbono negro (BC) presente em partículas de exaustão veicular.....                                     | 24 |
| <b>Figura 6</b> - Mapa da posição da cidade de Londrina no Estado do Paraná .....                                                                                                                                                                                                                    | 30 |
| <b>Figura 7</b> - Esquema de funcionamento do amostrador de alto volume Hi-Vol.....                                                                                                                                                                                                                  | 31 |
| <b>Figura 8</b> - Esquema de funcionamento do analisador de Carbono Orgânico total TOC-Vwp.....                                                                                                                                                                                                      | 35 |
| <b>Figura 9</b> - Variação temporal das temperaturas do ar ao longo do período de estudo, compreendendo maio de 2017 a julho de 2018. São apresentadas as séries de temperatura média diária (linha azul), temperatura máxima diária (linha laranja) e temperatura mínima diária (linha cinza). .... | 38 |
| <b>Figura 10</b> - Variação temporal da umidade relativa do ar (%) ao longo do período de estudo, de maio de 2017 a julho de 2018. ....                                                                                                                                                              | 39 |
| <b>Figura 11</b> - Distribuição temporal da precipitação acumulada diária (mm) ao longo do período de estudo, de maio de 2017 a julho de 2018. ....                                                                                                                                                  | 40 |
| <b>Figura 12</b> - Rosa dos ventos <i>blowing from</i> , referente ao período de amostragem, indicando a frequência relativa (%) e a distribuição das velocidades do vento em função da direção. ....                                                                                                | 41 |
| <b>Figura 13</b> - Boxplots da velocidade média diária do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ) distribuída por estação do ano. ....                                                                                                                                                                           | 42 |
| <b>Figura 14</b> - Modelo de trajetória de retorno de massas de ar, sob o local de                                                                                                                                                                                                                   |    |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| amostragem.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 43 |
| <b>Figura 15</b> - Variação temporal das concentrações de material particulado (MP, $\mu\text{g m}^{-3}$ ), carbono orgânico solúvel em água (WSOC, $\mu\text{g m}^{-3}$ ) e carbono negro (BC, $\mu\text{g m}^{-3}$ ) em intervalos de 3 dias, ao longo do período de estudo.....                                                    | 45 |
| <b>Figura 16</b> - Boxplot da concentração média de carbono negro (BC) ao longo do período amostral. ....                                                                                                                                                                                                                             | 46 |
| <b>Figura 17</b> - Relações entre as concentrações de material particulado fino (MP <sub>2.5</sub> ), black carbon (BC) e carbono orgânico solúvel em água (WSOC). (a) Correlação entre MP <sub>2.5</sub> e BC; (b) correlação entre BC e WSOC; (c) correlação entre MP <sub>2.5</sub> e WSOC. ....                                   | 51 |
| <b>Figura 18</b> - Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada às variáveis MP <sub>2.5</sub> , BC e WSOC, evidenciando a forte associação entre MP <sub>2.5</sub> e WSOC na PC1 e o comportamento independente do BC na PC2. ....                                                                                     | 52 |
| <b>Figura 19</b> - Regressão por Componentes Principais (PCR) para previsão de MP <sub>2.5</sub> a partir de BC e WSOC, mostrando a relação entre valores observados e previstos, com linha de referência 1:1. ....                                                                                                                   | 53 |
| <b>Figura 20</b> - Mapa de contorno da concentração de carbono orgânico solúvel em água (WSOC) no material particulado fino (MP <sub>2.5</sub> ) em função das concentrações de carbono negro (BC) e da massa de material particulado (MP). ....                                                                                      | 54 |
| <b>Figura 21</b> - Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) com a projeção dos escores das amostras e dos vetores de carregamento das variáveis avaliadas, material particulado fino (MP <sub>2.5</sub> ), carbono negro (BC), carbono orgânico solúvel em água (WSOC) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) ..... | 56 |
| <b>Figura 22</b> - Espectro de absorção da fração orgânica solúvel em água (WSOC), obtido na faixa espectral de 190 a 800 nm. ....                                                                                                                                                                                                    | 58 |
| <b>Figura 23</b> - Série temporal da concentração de material particulado fino (MP <sub>2.5</sub> , $\mu\text{g m}^{-3}$ ) e do coeficiente de absorção da luz a 365 nm (Abs <sub>365</sub> , $\text{Mm}^{-1}$ ) no período de maio de 2017 a julho de 2018. ....                                                                     | 59 |
| <b>Figura 24</b> - Curva analítica para determinação de Carbono Total. ....                                                                                                                                                                                                                                                           | 81 |
| <b>Figura 25</b> - Curva analítica para determinação de Carbono Inorgânico .....                                                                                                                                                                                                                                                      | 81 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                                                                                    |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela 1</b> - Concentrações mínimas, máximas e médias de Material particulado fino durante os meses de amostragem.....                                                                         | 44 |
| <b>Tabela 2</b> - Médias mensais das concentrações de Material particulado fino (MP <sub>2.5</sub> ), black carbon (BC) e Carbono orgânico solúvel em água (WSOC) assim como a razão BC/WSOC ..... | 48 |
| <b>Tabela 3</b> - Matriz de correlação entre MP, BC e WSOC.....                                                                                                                                    | 50 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|                   |                                                    |
|-------------------|----------------------------------------------------|
| NH <sup>4+</sup>  | Amônio                                             |
| PCA               | Análise de Componentes Principais                  |
| Å                 | Angstrons                                          |
| BC                | <i>Black Carbon</i>                                |
| EC                | Carbono Elementar                                  |
| CI                | Carbono Inorgânico                                 |
| OC                | Carbono Orgânico                                   |
| WSOC              | Carbono Orgânico Solúvel em Água                   |
| TOC               | Carbono Orgânico Total                             |
| CT                | Carbono Total                                      |
| abs               | Coefficiente de Absorção                           |
| r <sup>2</sup>    | Coefficiente de Correlação Linear                  |
| COVs              | Compostos Orgânicos Voláteis                       |
| CONAMA            | Conselho Nacional do Meio Ambiente                 |
| DQA               | <i>Diretrizes de Qualidade do Ar</i>               |
| SO <sub>2</sub>   | Dióxido de Enxofre                                 |
| NO <sub>2</sub>   | Dióxido de Nitrogênio                              |
| MAE               | Eficiência de Absorção Mássica                     |
| CO <sub>2</sub>   | Gás Carbônico                                      |
| °C                | Graus Celsius                                      |
| HPA               | Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos            |
| NDIR              | Infravermelho Próximo Dispersivo                   |
| INCT              | Instituto Nacional de Ciência E Tecnologia         |
| PM                | Material Particulado                               |
| PM <sub>2.5</sub> | Material Particulado com diâmetro menor que 2,5 µm |

|                    |                                                     |
|--------------------|-----------------------------------------------------|
| $\mu\text{m}$      | Micrômetro                                          |
| SISNAMA            | Sistema Nacional do Meio Ambiente                   |
| $\text{NO}_3^-$    | Nitrato                                             |
| OMS                | Organização Mundial da Saúde                        |
| $\text{O}_3$       | Ozônio                                              |
| IPCC               | Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas |
| PCR                | Regressão por Componentes Principais                |
| SAUEL              | Sistema de Arquivos da UEL                          |
| HULIS              | Substâncias Húmicas atmosféricas                    |
| $\text{SO}_4^{2-}$ | Sulfato                                             |
| UEL                | Universidade Estadual de Londrina                   |

## SUMÁRIO

|          |                                                                                                                                                                        |           |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>INTRODUÇÃO .....</b>                                                                                                                                                | <b>14</b> |
| 1.1      | MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO .....                                                                                                                                 | 18        |
| 1.2      | BLACK CARBON .....                                                                                                                                                     | 23        |
| 1.3      | CARBONO ORGÂNICO SOLÚVEL EM ÁGUA (WSOC) .....                                                                                                                          | 26        |
| <b>2</b> | <b>OBJETIVOS .....</b>                                                                                                                                                 | <b>29</b> |
| 2.1      | OBJETIVO GERAL .....                                                                                                                                                   | 29        |
| 2.2      | OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....                                                                                                                                            | 29        |
| <b>3</b> | <b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>                                                                                                                                       | <b>30</b> |
| 3.1      | ÁREA DE ESTUDO .....                                                                                                                                                   | 30        |
| 3.2      | AMOSTRAGEM .....                                                                                                                                                       | 31        |
| 3.3      | ANÁLISE GRAVIMÉTRICA .....                                                                                                                                             | 32        |
| 3.4      | DETERMINAÇÃO DE BLACK CARBON .....                                                                                                                                     | 33        |
| 3.5      | ANÁLISE DE ABSORÇÃO DE LUZ .....                                                                                                                                       | 33        |
| 3.6      | DETERMINAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO E CARBONO INORGÂNICO .....                                                                                                            | 35        |
| 3.7      | DADOS METEOROLÓGICOS .....                                                                                                                                             | 36        |
| 3.8      | TRAJETÓRIA DE MASSAS DE AR .....                                                                                                                                       | 37        |
| <b>4</b> | <b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>                                                                                                                                   | <b>38</b> |
| 4.1      | CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS .....                                                                                                                                         | 38        |
| 4.2      | PERFIL DE CONCENTRAÇÃO MP2.5 .....                                                                                                                                     | 43        |
| 4.3      | PERFIL DE CONCENTRAÇÃO DO BC .....                                                                                                                                     | 45        |
| 4.4      | CONCENTRAÇÃO DE WSOC .....                                                                                                                                             | 47        |
| 4.5      | CORRELAÇÕES ENTRE MP, BC E WSOC .....                                                                                                                                  | 49        |
| 4.6      | PROPRIEDADES ÓPTICAS DO WSOC .....                                                                                                                                     | 57        |
| <b>5</b> | <b>CONCLUSÃO .....</b>                                                                                                                                                 | <b>61</b> |
|          | <b>REFERÊNCIAS .....</b>                                                                                                                                               | <b>63</b> |
|          | <b>ANEXOS .....</b>                                                                                                                                                    | <b>77</b> |
|          | <b>ANEXO A</b> Trajetórias de retorno (backward trajectories) de 70 horas calculadas pelo modelo HYSPLIT (NOAA), no período maio de 2017 a maio de 2018 .....          | 77        |
|          | <b>ANEXO B</b> Curvas Analíticas de Calibração para Quantificação de Carbono Total (CT) e Carbono Inorgânico (CI) por Analisador de Carbono Orgânico Total (TOC) ..... | 81        |

## 1 INTRODUÇÃO

A interação entre os compostos atmosféricos e a saúde humana constitui um campo de investigação cujas raízes remontam ao pensamento hipocrático. No tratado "Ares, Águas e Lugares", datado de aproximadamente 400 a.C., Hipócrates já postulava que a saúde e as doenças das populações estavam intrinsecamente ligadas às características do clima, da água e do ambiente geográfico (Gonçalves; Coelho, 2010).

Durante o início do século XX, conhecia-se os problemas de falta d'água potável e de alimentos, entretanto, julgava-se que o ar necessário para a manutenção da vida nunca deixaria de estar disponível, contudo, esta realidade foi se alterando e a qualidade do ar tornou-se uma das maiores preocupações da humanidade (Russo, 2018).

De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 491 de 2018, a poluição atmosférica é definida como “qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade”. Dentre os riscos ambientais à saúde global, a poluição atmosférica é uma das principais fontes de riscos, causando impactos expressivos na taxa de mortalidade. Dos poluentes atmosféricos, o material particulado com diâmetro igual e menor que 2,5 micrômetros (PM<sub>2.5</sub>) tem se destacado pelo seu elevado potencial de penetração no trato respiratório inferior, podendo alcançar os alvéolos pulmonares e até mesmo atingir a corrente sanguínea (Silva *et al.*, 2013).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) reconhece o PM<sub>2.5</sub> como um dos componentes mais nocivos da poluição do ar, devido à sua associação com doenças respiratórias e cardiovasculares crônicas (Jacobson *et al.*, 2024). Estes efeitos à saúde humana, são devidos à ampla variedade de propriedades químicas do MP, que causam estresse oxidativo e reações inflamatórias em todo o corpo (Kelly *et al.*, 2017). A exposição ao material particulado atmosférico teve uma taxa de crescimento maior que 1% ao ano, ao lado de massa corporal e índice de glicemia corresponde aos principais fatores de risco para mortes prematuras (Murray *et al.*, 2020).

Diversas pesquisas epidemiológicas apontam uma correlação direta entre a

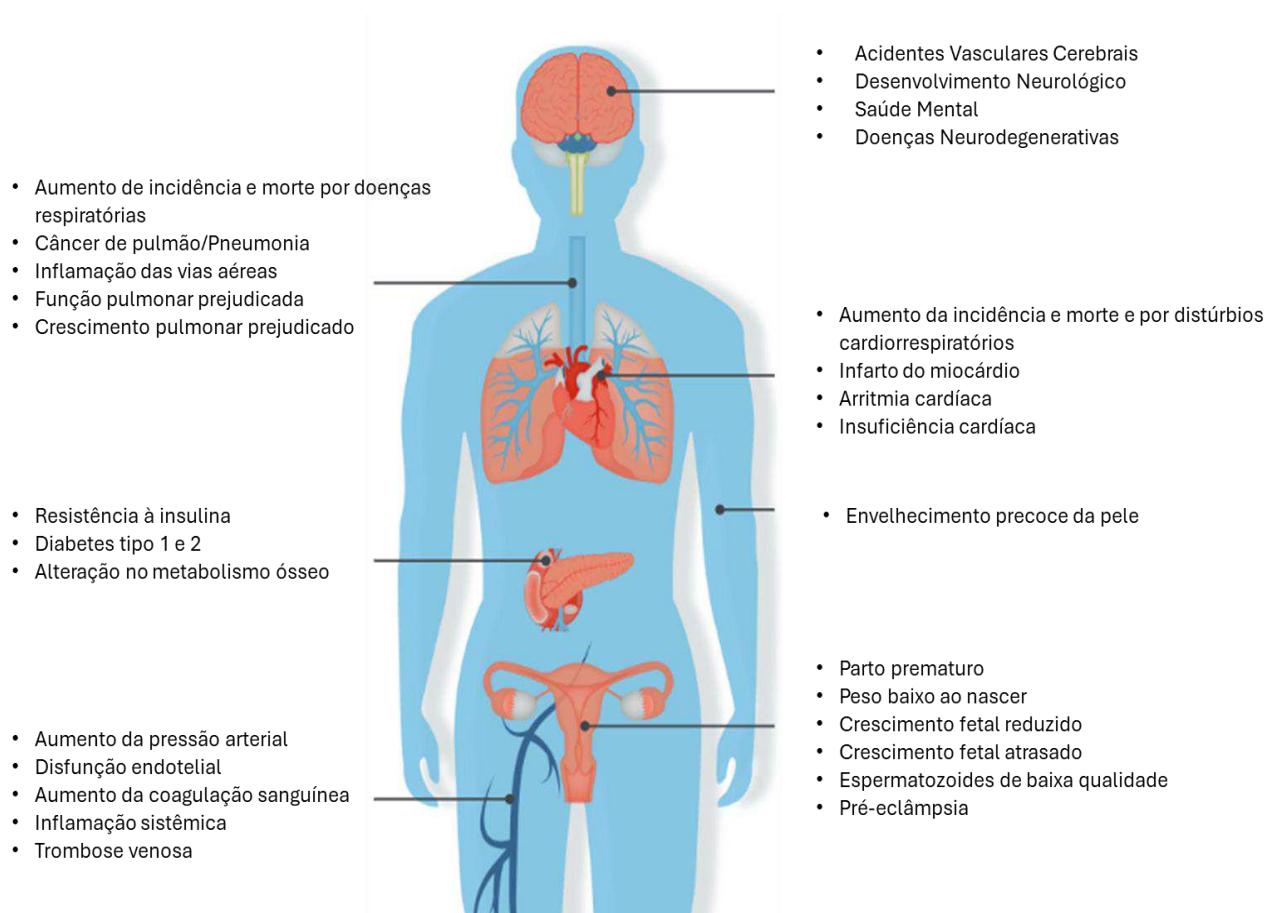
exposição crônica ao PM<sub>2.5</sub> e o aumento da incidência de enfermidades como bronquite crônica, asma, infarto agudo do miocárdio e acidentes vasculares cerebrais (Rodrigues *et al.*, 2017; Carmo *et al.*, 2010). Além disso, há evidências crescentes de que essas partículas finas podem afetar o sistema nervoso central, provocando alterações cognitivas e comportamentais, principalmente em crianças e idosos (Brunekreef; Holgate, 2002; Brito *et al.*, 2018). A toxicidade do PM<sub>2.5</sub> é agravada por sua composição heterogênea, que frequentemente inclui metais pesados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e substâncias carcinogênicas (Alves *et al.*, 2023). Abe e Miraglia (2016) concluíram em seu trabalho que se os níveis de MP<sub>2.5</sub> atingisse a recomendação da OMS (10 µg m<sup>-3</sup>), poderia haver uma diminuição de mais de 5.00 mortes prematuras causadas pela poluição anualmente, o que representaria um aumento de 15,8 meses na expectativa de vida para a população acima de 30 anos.

A associação da poluição atmosférica à saúde humana está além da simples associação a doenças respiratórias. A Figura 1 elucida alguns dos principais impactos associados à exposição.

Estudos realizados em regiões da Amazônia e em áreas urbanas densamente povoadas revelaram que a emissão de material particulado oriundo da queima de biomassa e combustíveis fósseis contribui significativamente para a elevação dos índices de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório, sobretudo em períodos de seca e inversão térmica (Andrade *et al.*, 2012). Em Manaus, por exemplo, análises indicam que os níveis de PM<sub>2.5</sub> excedem regularmente os limites recomendados, afetando de forma desproporcional comunidades vulneráveis (Boscá, 2021).

A maneira com que estes compostos chegam à atmosfera são classificadas como antrópicas, quando há ação humana de geração de poluentes, destaca-se a queima de combustíveis fósseis e emissões industriais. Por outro lado, quando há uma emissão direto da natureza sem interferência do homem são classificadas como naturais, como erupções de vulcões e partículas de areia (Abdel-shafy; Mansour, 2016; Xu *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2022; Pawlak *et al.*, 2024).

Figura 1 - Doenças e efeitos da poluição atmosférica no corpo humano com base em estudo populacional.



Fonte: Adaptado de Peters *et al.* (2019).

Com base no artigo de Forehead e Huynh (2018), pode-se afirmar que as emissões veiculares representam uma das principais fontes de poluição atmosférica em áreas urbanas, especialmente em regiões de grande circulação de pessoas, como ruas, locais de trabalho e áreas residenciais. Os automóveis liberam uma mistura complexa de poluentes, que incluem gases e partículas, cuja composição varia de acordo com o tipo de combustível, condições do tráfego e fatores meteorológicos.

O CONAMA é um órgão do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), que possui a função de propor diretrizes e estabelecer normas para a proteção do meio ambiente. Atualmente, é o principal órgão que estabelece os padrões nacionais de qualidade do ar visando a proteção da saúde e do meio ambiente (Brasil, 2024).

Em sua última atualização publicada em julho de 2024, a resolução nº 506 dispõe sobre as concentrações permitidas de poluentes atmosféricos e estabelece 5 etapas intermediárias para decréscimo dessas concentrações até chegar no padrão

de qualidade do ar final, em que as concentrações estão de acordo com o documento mais recente publicado pela OMS em 2021 (CONAMA, 2024; OMS, 2021).

Ressalta-se que as fases intermediárias contam com prazos definidos, tendo a primeira etapa iniciada com a publicação da normativa e a quarta etapa prevista para entrar em vigor em 1º de janeiro de 2044. A etapa final terá sua vigência estabelecida em data a ser definida por resolução do CONAMA.

Os poluentes que integram o documento do CONAMA são: material particulado ( $MP_{10}$ ), material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ), dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, ozônio, fumaça, monóxido de carbono, partículas totais em suspensão e chumbo. Para cada poluente são definidos períodos de referência específicos para avaliação, como médias horárias de 8 e 24 horas e médias anuais, bem como limites de concentração associados a diferentes níveis de qualidade do ar (PI-1 a PI-4 e padrão final – PF), conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela resolução N° 506 de 5 de julho de 2024 do CONAMA

| Poluente Atmosférico                 | Período de referência | PI-1              | PI-2              | PI-3              | PI-4              | PF                |     |
|--------------------------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----|
|                                      |                       | ug/m <sup>3</sup> | ug/m <sup>3</sup> | ug/m <sup>3</sup> | ug/m <sup>3</sup> | ug/m <sup>3</sup> | ppm |
| Material Particulado - $MP_{10}$     | 24 horas              | 120               | 100               | 75                | 50                | 45                | -   |
|                                      | Anual                 | 40                | 35                | 30                | 20                | 15                | -   |
| Material Particulado - $MP_{2,5}$    | 24 horas              | 60                | 50                | 37                | 25                | 15                | -   |
|                                      | Anual <sup>1</sup>    | 20                | 17                | 15                | 10                | 5                 | -   |
| Dioxido de Enxofre - $SO_2$          | 24 horas              | 125               | 50                | 40                | 40                | 40                | -   |
|                                      | Anual <sup>1</sup>    | 40                | 30                | 20                | 20                | 20                | -   |
| Dioxido de Nitrogenio - $NO_2$       | 1 hora <sup>2</sup>   | 260               | 240               | 220               | 200               | 200               | -   |
|                                      | Anual <sup>1</sup>    | 60                | 50                | 45                | 40                | 10                | -   |
| Ozônio - $O_3$                       | 8 horas <sup>3</sup>  | 140               | 130               | 120               | 100               | 100               | -   |
| Fumaça                               | 24 horas              | 120               | 100               | 75                | 50                | 45                | -   |
|                                      | Anual <sup>1</sup>    | 40                | 35                | 30                | 20                | 15                | -   |
| Monoxido de Carbono - CO             | 8 horas a             | -                 | -                 | -                 | -                 | -                 | 9   |
| Particulas Totais em Suspensão - PTS | 24 horas              | -                 | -                 | -                 | -                 | 240               | -   |
|                                      | Anual <sup>4</sup>    | -                 | -                 | -                 | -                 | 80                | -   |
| Chumbo - $Pb^5$                      | Anual <sup>1</sup>    | -                 | -                 | -                 | -                 | 0,5               | -   |

1 - Média aritmética anual

2 - Máxima média horária obtida no dia

3 - Máxima média móvel obtida no dia

4 - Média geométrica anual

5 - Medido nas partículas totais em suspensão

Fonte: CONAMA (2024)

Contudo, há uma liberação para que cada estado defina seus próprios padrões de qualidade do ar, desde que os padrões adotados sejam mais rigorosos que o a legislação federal. São Paulo por exemplo, por meio do decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013 estabelece padrões de qualidade do ar para o estado. Os limites para  $MP_{2.5}$  em 24 horas são 60, 50, 37 e  $15 \mu g m^{-3}$  nas metas MI1, MI2, MI3 e MF respectivamente, sendo que, com base na deliberação CONSEMA nº 4, de 19/05/2021 está em vigor como padrão de qualidade do ar a MI2.

No âmbito global, a OMS estabelece diretrizes de qualidade do ar (DQA) com o objetivo de proteger a saúde humana frente aos efeitos adversos da poluição atmosférica. As DQA, atualizadas em 2021, estabelece os valores-guia recomendados para os principais poluentes atmosféricos, refletindo o avanço do conhecimento sobre os impactos à saúde mesmo em baixas concentrações. Para o material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ), a OMS recomenda um valor-guia anual de  $5 \mu g m^{-3}$  e um valor de 24 horas de  $15 \mu g m^{-3}$ , semelhante ao objetivo final do CONAMA 506, reconhecendo a inexistência de um limiar seguro de exposição e a associação consistente entre  $MP_{2.5}$  e aumento da mortalidade por doenças cardiovasculares, respiratórias e câncer de pulmão. Diretrizes semelhantes são estabelecidas para  $MP_{10}$ , dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), ozônio ( $O_3$ ), dióxido de enxofre ( $SO_2$ ) e monóxido de carbono (CO), considerando efeitos agudos e crônicos à saúde (WHO, 2021).

Além de orientar políticas públicas, os padrões de qualidade do ar da OMS desempenham papel central em estudos científicos e avaliações de risco ambiental, servindo como referência internacional para comparação de dados observacionais e modelagens atmosféricas. A OMS ressalta que a exposição prolongada a concentrações acima dos valores recomendados contribui para a carga global de doenças e reduz a expectativa de vida, particularmente em ambientes urbanos e regiões em desenvolvimento. Dessa forma, as diretrizes da OMS constituem um referencial científico essencial para a interpretação de resultados ambientais, o estabelecimento de metas de controle da poluição e a integração entre estudos de qualidade do ar, saúde pública e mudanças climáticas (WHO, 2021; Hei, 2020).

## 1.1 MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO

Dentre os constituintes da poluição atmosférica, o material particulado

atmosférico representa um dos mais complexos e relevantes para a ciência atmosférica, tanto pelo seu papel na qualidade do ar, efeitos no clima e saúde humana. Esse poluente é formado por uma mistura heterogênea de partículas sólidas e líquidas em suspensão no ar. (Baird; Cann, 2011)

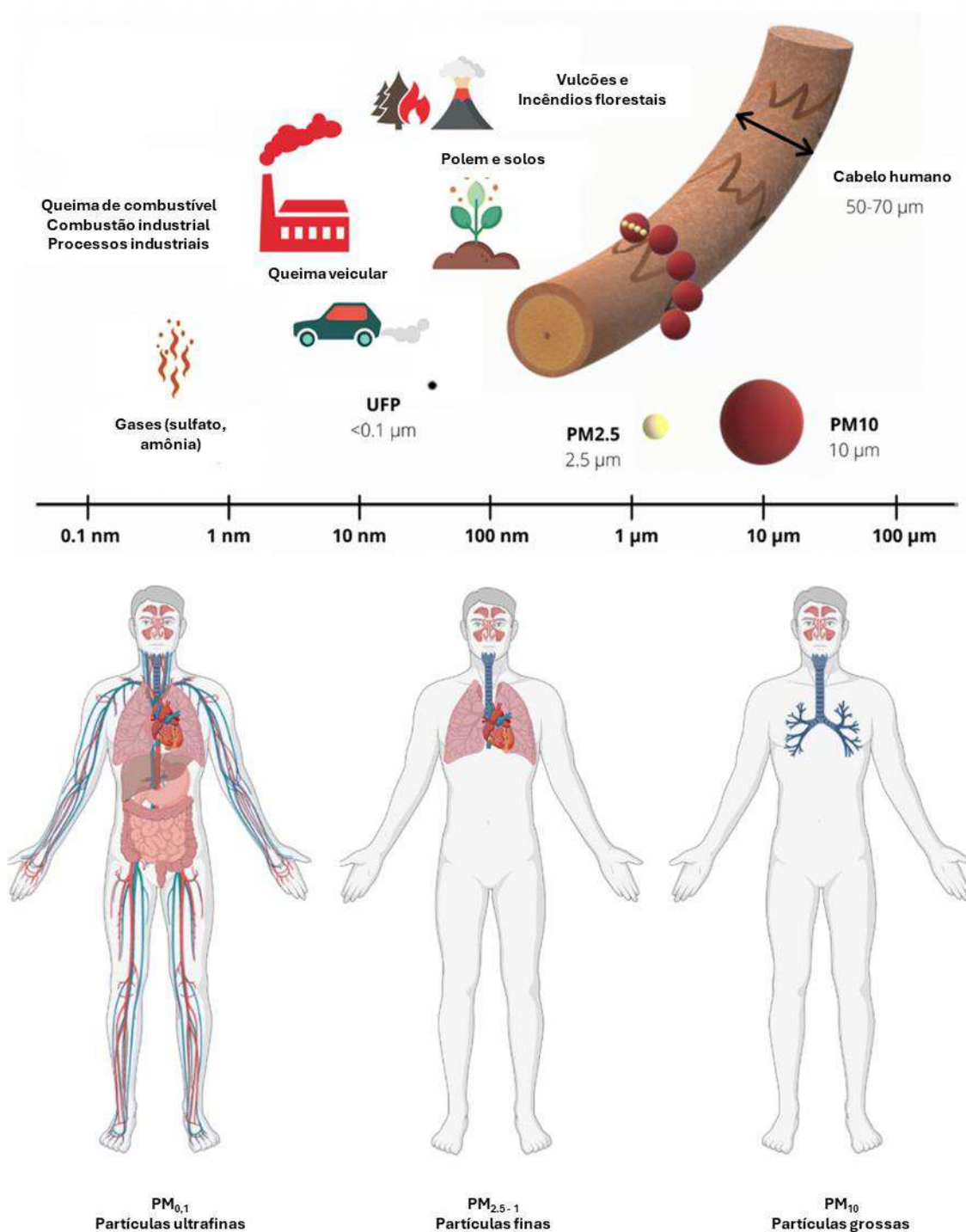
O MP é uma mistura química complexa, composta por partículas sólidas e líquidas, cujos constituintes refletem as suas diversas fontes e os processos de transformação atmosférica (Yang *et al.*, 2018). A sua composição pode ser amplamente dividida numa fração inorgânica e numa fração carbonácea (Ma *et al.*, 2022). A fração inorgânica do MP é frequentemente dominada por compostos inorgânicos secundários, nomeadamente o sistema sulfato-nitrato-amônio (SNA) (Ma *et al.*, 2022). O sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) são formados a partir da oxidação atmosférica dos seus precursores gasosos ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ , respectivamente) e podem constituir uma porção substancial da massa total de MP em áreas poluídas (Tian *et al.*, 2020). A composição inorgânica primária inclui material caracterizado por elementos como alumínio, silício, cálcio e ferro, proveniente da ressuspensão de poeiras do solo, e sal marinho (sódio, cloreto), predominante em zonas costeiras (Nayebare *et al.*, 2022).

As partículas finas com diâmetro aerodinâmico igual e inferior a  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) podem ser classificadas, de acordo com sua origem, em partículas primárias e secundárias. As partículas primárias de  $\text{PM}_{2.5}$  são emitidas diretamente para a atmosfera e têm origem tanto em fontes naturais, como tempestades de poeira e incêndios florestais, quanto em fontes antrópicas, incluindo a combustão de combustíveis fósseis, a fumaça do cigarro e a queima de biomassa. Por sua vez, as partículas secundárias de  $\text{PM}_{2.5}$  são formadas na atmosfera a partir de reações químicas e processos físico-químicos envolvendo precursores gasosos de origem antrópica e biogênica (Beelen *et al.*, 2015).

O tamanho do material particulado atmosférico é uma característica crucial para avaliar seu impacto, sendo determinado com base no diâmetro aerodinâmico da partícula, que pode variar de poucos angstroms (Å) a dezenas de micrômetros ( $\mu\text{m}$ ) (Seinfeld; Pandis, 2006). A Figura 3 ilustra a classificação do material particulado segundo o tamanho das partículas, bem como exemplos de suas principais fontes e os diferentes padrões de deposição no sistema respiratório humano, evidenciando que essa característica impacta diretamente o comportamento atmosférico do material particulado e seus efeitos sobre a saúde humana (Finlayson-Pittis; Pittis, 2000).

Partículas atmosféricas com maiores diâmetros apresentam deposição preferencial nas vias aéreas superiores, estando associadas a reações como tosse e processos alérgicos. Por outro lado, as partículas finas, caracterizadas por diâmetro aerodinâmico entre 2,5 e 1,0  $\mu\text{m}$ , possuem maior capacidade de penetração no sistema respiratório inferior, alcançando a região pulmonar e favorecendo o desenvolvimento de enfermidades respiratórias. Já as partículas ultrafinas, definidas por diâmetros inferiores a 1,0  $\mu\text{m}$ , apresentam elevada capacidade de transposição da barreira alveolar, sendo transportadas para a corrente sanguínea e, conseqüentemente, distribuídas para diferentes tecidos e órgãos, o que pode desencadear efeitos adversos sistêmicos (Flood-Garibay *et al.*, 2023).

Figura 3 - Distribuição de tamanho do material particulado atmosférico, suas principais fontes emissoras e os efeitos potenciais sobre o sistema respiratório humano.

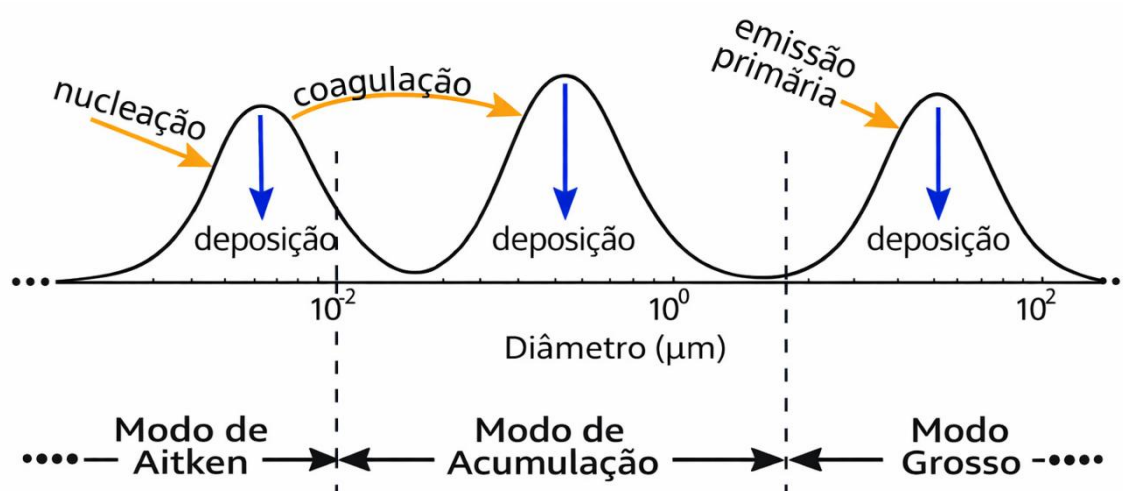


Fonte: Adaptado de Flood-Garibay *et al.*, (2023)

A distribuição de tamanho das partículas atmosféricas pode ser representada de forma idealizada por três modos principais, conforme discutido

abaixo: Aitken, acumulação e grosseiro (*coarse*), antecedidos pelo modo de nucleação, que frequentemente aparece associado ao modo Aitken (Figura 4) (Seinfeld; Pandis, 2006).

Figura 4 - Distribuição esquemática do material particulado atmosférico em função do diâmetro aerodinâmico, evidenciando os principais modos de tamanho e os processos físicos associados.



Fonte: Adaptado de Finlayson-Pitts e Pitts, 2000

O modo de nucleação compreende partículas secundárias recém-formadas, geralmente com diâmetros da ordem de algumas dezenas de nanômetros. Estas crescem por condensação de vapores em sua superfície e por coagulação, quando duas ou mais partículas colidem e se agregam (Kulmala *et al.*, 2004). Partículas nesta faixa são particularmente relevantes para os processos de formação de nuvens, pois servem como núcleos de condensação. No entanto, também estão sujeitas a remoção por deposição seca (difusão molecular) ou deposição úmida (precipitação) (O'Dowd; De Leeuw, 2007).

As partículas do modo Aitken, nomeadas em homenagem a John Aitken, que investigou MP no final do século XIX, representam a fase de crescimento subsequente das partículas de nucleação. À medida que atingem diâmetros próximos de 1  $\mu\text{m}$ , a taxa de crescimento do diâmetro tende a diminuir consideravelmente, pois o volume de uma esfera ideal cresce com o cubo do diâmetro, implicando que partículas maiores necessitam de aumentos volumétricos muito maiores para crescerem no mesmo incremento de diâmetro que partículas menores. Esse processo favorece o

acúmulo de partículas nesta faixa, originando o modo de acumulação (Holmes, 2007).

Já as partículas do modo grosso (diâmetro superior a  $2,5\ \mu\text{m}$ ) não resultam do crescimento das partículas de acumulação, mas sim de emissões diretas, como poeira mineral oriunda do solo, partículas de sal marinho e emissões antrópicas. Embora também possam sofrer condensação e aglomeração, seu crescimento em diâmetro é significativamente mais lento (O'Dowd; Hoffmann, 2005).

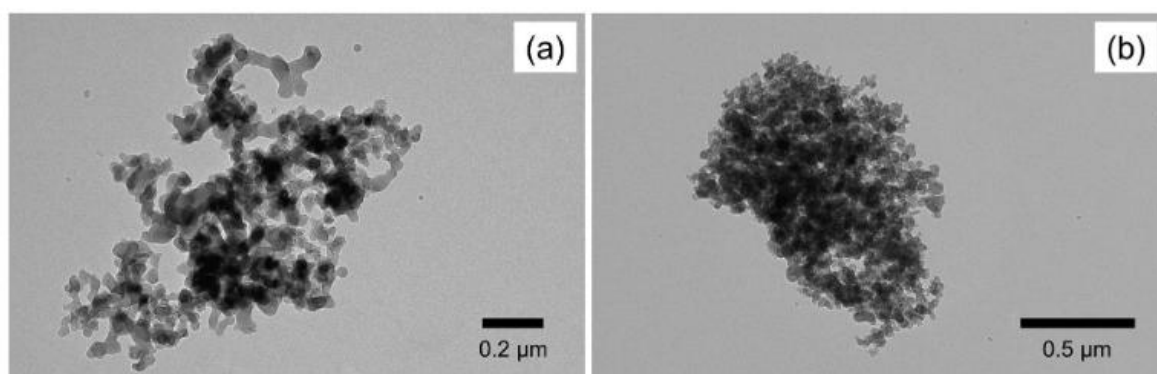
A distribuição de partículas atmosféricas pode ser descrita em termos de número, área superficial e volume (ou massa), sendo cada parâmetro relevante para processos distintos. Enquanto a distribuição em número está ligada principalmente à nucleação e ao comportamento inicial das partículas, a área superficial relaciona-se à capacidade de absorção de gases e ao fornecimento de superfícies reativas, e o volume ou massa está diretamente associado a impactos climáticos e ambientais. (KULMALA *et al.*, 2004)

## 1.2 BLACK CARBON

O carbono negro (*black carbon* – BC) é um dos constituintes do material particulado atmosférico, proveniente majoritariamente da combustão incompleta de combustíveis fósseis e biomassa. Sua presença ocorre principalmente no material particulado fino, embora também seja observada em outros diâmetros de partículas (Seinfeld; Pandis, 2016; Ma; Birmili, 2015). Fontes típicas incluem emissões veiculares, em especial motores a diesel, provenientes de processos industriais, da queima de carvão mineral, de incêndios florestais, da queima de lenha e de resíduos agrícolas (Bond *et al.*, 2013; Watson, 2002).

Diferentemente de outros componentes carbonáceos, como o carbono orgânico (OC), o BC é constituído predominantemente por arranjos grafíticos altamente condensados, como ilustrado na Figura 5, o que lhe confere características físico-químicas peculiares e grande estabilidade atmosférica (Pöschl, 2005).

Figura 5 - Exemplos típicos de imagens obtidas por microscopia eletrônica de transmissão (MET) de amostras em pó produzidas em laboratório. (a) Fuligem de fulerenos; (b) agregado de carbono negro (BC) presente em partículas de exaustão veicular.



Fonte: Adaptado de Moteki *et al.*, (2023)

Além de seu papel como marcador de fontes de combustão, o BC é considerado uma das principais frações de MP com impacto climático direto, em virtude de sua forte capacidade de absorção de radiação solar (IPCC, 2021).

A produção de BC está intimamente relacionada à ineficiência dos processos de combustão (Chen *et al.*, 2020), nos quais parte do carbono presente no combustível não é oxidado completamente a  $\text{CO}_2$ , mas permanece em estruturas condensadas, que se nucleiam e crescem até formar agregados particulados (Bond *et al.*, 2013). Em regiões urbanas, as emissões veiculares representam a maior contribuição, enquanto em áreas rurais e de floresta predomina a emissão associada à queima de biomassa (Andrade *et al.*, 2012).

O BC apresenta uma estrutura composta por esferoides primários de poucos nanômetros de diâmetro (10–80 nm), que se aglomeram em cadeias fractais de elevada área superficial específica (Seinfeld; Pandis, 2016). Essa morfologia irregular influencia sua interação com outros constituintes atmosféricos, favorecendo a adsorção de compostos orgânicos e inorgânicos (Li *et al.*, 2019).

Do ponto de vista químico, o BC é formado predominantemente por carbono elementar, organizados em domínios grafiticos (Brewer, 2019). Essa estrutura confere grande refratariedade térmica, baixa solubilidade em água e resistência à degradação química, o que prolonga sua permanência na atmosfera (Pöschl, 2005). Ainda assim, processos de envelhecimento atmosférico podem modificar suas propriedades,

promovendo a oxidação superficial e o revestimento por compostos orgânicos voláteis condensados ou sais inorgânicos higroscópicos (Li *et al.*, 2019).

Uma das propriedades mais relevantes do BC é sua forte capacidade de absorção da radiação eletromagnética no espectro visível e infravermelho próximo, sendo considerado o principal absorvedor de luz entre os constituintes do material particulado atmosférico (Bond *et al.*, 2013). Essa absorção, aliada à baixa refletividade (albedo quase nulo), confere ao BC um papel climático central.

No material particulado atmosférico, o BC corresponde a uma fração específica do carbono total, frequentemente definida de forma operacional como carbono elementar (EC) (Birch; Cary, 1996). Sua composição é dominada por carbono elementar, mas pode incluir pequenas quantidades de hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre, além de metais traço derivados da fonte de emissão (LI *et al.*, 2019).

A relação entre carbono elementar (EC) e carbono orgânico (OC) é um parâmetro amplamente utilizado para indicar a predominância de diferentes tipos de fontes. Proporções elevadas de EC/OC tendem a estar associadas a emissões veiculares e combustíveis fósseis, enquanto valores mais baixos estão relacionados à queima de biomassa (Turpin; Lim, 2001).

Estudos mostram que, em áreas urbanas de grande tráfego, o BC pode representar até 40% da massa de carbono presente no PM<sub>2.5</sub>, constituindo um dos componentes mais importantes para a qualidade do ar (Jiang *et al.*, 2019). Em contrapartida, em regiões afetadas por queimadas, o BC apresenta maior variabilidade, tanto em quantidade quanto em propriedades físico-químicas, devido à heterogeneidade dos processos combustivos (Andrade *et al.*, 2012).

O carbono negro é reconhecido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) como um dos poluentes climáticos mais importantes de origem antrópica, depois do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e Ozônio troposférico (O<sub>3</sub>), principalmente em razão de sua elevada capacidade de absorção de radiação solar (IPCC, 2021). Ao absorver radiação e aquecer a atmosfera, o BC contribui para a alteração do balanço radiativo terrestre. Além disso, quando depositado em superfícies de alta refletância, como neve e gelo, reduz o albedo e acelera o derretimento, ampliando os efeitos do aquecimento global (Bond *et al.*, 2013).

O BC também exerce efeitos indiretos ao interagir com nuvens, podendo atuar como núcleo de condensação quando recoberto por compostos solúveis, modificando

a formação e as propriedades ópticas das nuvens, com implicações para os ciclos hidrológicos regionais (Bougiatioti *et al.*, 2016).

A presença de BC no ar ambiente está associada a uma série de efeitos adversos, incluindo doenças respiratórias crônicas, asma, inflamações sistêmicas e complicações cardiovasculares (Jansen *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2019). Estudos epidemiológicos também indicam que a exposição prolongada ao BC pode contribuir para redução da expectativa de vida em áreas urbanas altamente poluídas (Bond *et al.*, 2013).

Outro aspecto relevante é a capacidade do BC de transportar na sua superfície compostos tóxicos, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e metais pesados, que potencializam seus efeitos biológicos negativos (Pöschl, 2005). Esse mecanismo de “vetorização química” amplia a toxicidade do material particulado contendo BC, aumentando os riscos à saúde humana.

O carbono negro é, portanto, um constituinte-chave do material particulado atmosférico, com implicações ambientais e sanitárias significativas. A origem em processos de combustão, aliada à estrutura gráfica altamente refratária e à forte capacidade de absorção de radiação, torna o BC um agente relevante tanto para a mudança climática global quanto para a qualidade do ar em escala local. Além disso, seus impactos na saúde humana reforçam a necessidade de monitoramento e controle de suas emissões, especialmente em áreas urbanas.

Assim, compreender a formação, características e efeitos do BC no material particulado atmosférico é fundamental para o desenvolvimento de políticas públicas voltadas à melhoria da qualidade do ar e à mitigação das mudanças climáticas.

### 1.3 CARBONO ORGÂNICO SOLÚVEL EM ÁGUA (WSOC)

A fração orgânica solúvel em água, do inglês *Water-Soluble Organic Carbon* (WSOC), refere-se aos compostos orgânicos presentes no MP<sub>2.5</sub> que apresenta afinidade pela fase aquosa, decorrente de suas propriedades físico-químicas, tais como polaridade, presença de grupos funcionais oxigenados e maior grau médio de oxidação (Kiss *et al.*, 2002; Graber; Rudich, 2006).

Quimicamente, a solubilidade dos compostos orgânicos é diretamente influenciada pela presença de grupos funcionais hidrofílicos, como carboxilas,

hidroxilas, carbonilas e fenóis (Hallquist *et al.*, 2009; Jimenez *et al.*, 2009). Esses atributos distinguem a fração orgânica hidrofóbica do WSOC, influenciando sua distribuição entre fases gasosa, particulada e aquosa, além de sua reatividade química na atmosfera (Blando; Turpin, 2000; Lin *et al.*, 2011).

A característica de ser solúvel em água, confere ao WSOC um papel central nos processos atmosféricos mediados pela fase aquosa, incluindo reações em MP higroscópico e formações de nuvens. Compostos orgânicos solúveis em água apresentam maior probabilidade de participar de reações de oxidação, hidratação e oligopolimerização na fase aquosa, contribuindo para a evolução química do MP (Erven *et al.*, 2011).

A principal fonte de WSOC está associada a emissão direta de compostos orgânicos hidrofílicos para a fase particulada. Entre estas fontes, a queima de biomassa destaca-se como uma das mais relevantes por liberar uma gama de compostos fenólicos, ácidos orgânicos e derivados aromáticos (Feng *et al.*, 2022). Estudos em regiões com incidência de queimadas agrícolas ou incêndios florestais apresentam um aumento expressivo nas concentrações de WSOC (Duan *et al.*, 2020; Deng *et al.*, 2022). Em ambientes urbanos, emissões veiculares também contribuem para o WSOC, especialmente por meio da liberação de compostos orgânicos oxigenados provenientes da combustão incompleta de combustíveis fósseis e da oxidação parcial de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (Kawamura; Bikkina, 2016). Embora o carbono orgânico primário emitido por veículos seja predominantemente hidrofóbico, processos rápidos de oxidação atmosférica podem aumentar sua solubilidade em água em escalas de tempo relativamente curtas (Wei *et al.*, 2024).

A oxidação de compostos orgânicos voláteis (COVs), representa uma das principais vias de formação secundária do WSOC, resultando em formação de produtos com menor volatilidade e maior polaridade, favorecendo sua incorporação a fase particulada e sua solubilidade em água (Hallquist *et al.*, 2009; Jimenez *et al.*, 2009).

Processos de envelhecimento atmosférico promovem um aumento progressivo de WSOC, refletindo uma conversão de compostos inicialmente hidrofóbicos em espécies mais oxigenadas e hidrofílicas (Erven *et al.*, 2011; Lee *et al.*, 2020). Estudos demonstram uma razão positiva entre WSOC e carbono orgânico total, reforçando a importância dos processos secundários na variabilidade temporal desta fração

(Sullivan *et al.*, 2004).

A determinação da composição química do WSOC é uma tarefa difícil devido a sua extrema complexidade e ampla distribuição de massas moleculares. Compostos de baixa massa molecular como ácidos dicarboxílicos (oxálico, málico, succínico), ácidos monocarboxílicos e aldeídos, são frequentemente identificados como componentes desta fração do MP (Kawamura; Ikushima, 1993; Yao *et al.*, 2002). Entretanto, uma fração substancial do WSOC é composta por espécies macromoleculares, frequentemente agrupadas sob o termo substâncias húmicas (HULIS). Essas espécies apresentam estruturas aromáticas conjugadas, elevado grau de heterogeneidade química e propriedades ópticas marcantes (Kiss *et al.*, 2002; Graber; Rudich, 2006).

O WSOC é amplamente reconhecido como o principal portador da absorção ótica associada à fração orgânica do MP atmosférico. Os espectros de absorção dessa fração apresentam comportamento característico, com forte absorção no ultravioleta e decaimento exponencial em direção ao visível, típico de compostos orgânicos aromáticos conjugados (Sun *et al.*, 2007). Estas características é uma das quais classifica a fração carbonácea do material particulado.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a variabilidade temporal do material particulado fino ( $PM_{2.5}$ ), das frações carbonáceas associadas, *black carbon* (BC) e carbono orgânico solúvel em água (WSOC) e de suas propriedades ópticas na atmosfera urbana de Londrina (PR).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Investigar a origem e os padrões de transporte das massas de ar associadas ao material particulado fino por meio da análise de trajetórias retroativas utilizando o modelo HYSPLIT.
- Quantificar as concentrações de carbono negro (BC) no  $MP_{2.5}$ , analisando sua variabilidade temporal e sua representatividade relativa na massa total do material particulado fino;
- Determinar as concentrações de carbono orgânico solúvel em água (WSOC) associadas ao  $MP_{2.5}$ , avaliando sua contribuição para a fração carbonácea e sua variabilidade sazonal;
- Investigar as relações estatísticas entre  $MP_{2.5}$ , BC e WSOC por meio de análises de correlação, análise de componentes principais (PCA) e regressão por componentes principais (PCR), visando identificar padrões de associação e possíveis fontes dominantes;
- Avaliar a razão BC/WSOC como indicador do balanço entre emissões primárias de combustão e processos de formação secundária de material particulado orgânico;
- Caracterizar as propriedades ópticas da fração orgânica solúvel em água por meio da análise espectral de absorção UV–Vis, determinando coeficientes de absorção e eficiência de absorção mássica (MAE).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

Os estudos foram realizados na cidade de Londrina, localizada na região norte do Paraná, região sul do Brasil. Possui uma área de 1,652,569 km<sup>2</sup> sendo localizada nas coordenadas geográficas: 23° 17' 34" de latitude Sul e 51° 10' 24" de longitude a Oeste com altitude média de 550 m. Caracteriza-se por ser a segunda cidade mais populosa do Estado, possuindo população de 555.965 pessoas (IBGE, 2022). Possui a frota veicular de 451.996 veículos, sendo a 29ª maior frota do país, exibindo um aumento de 21,78% de crescimento da frota em 10 anos (IBGE,2024).

Figura 6 - Mapa da posição da cidade de Londrina no Estado do Paraná



Fonte: TAKEDA (2025)

As amostragens foram realizadas no estacionamento do Sistema de Arquivos da UEL (SAUEL), situado às margens da rodovia Celso Garcia CID, PR 445 km 378 (23°20'10.8"S 51°11'06.1"W). O local se caracteriza por ser área urbana e tem como

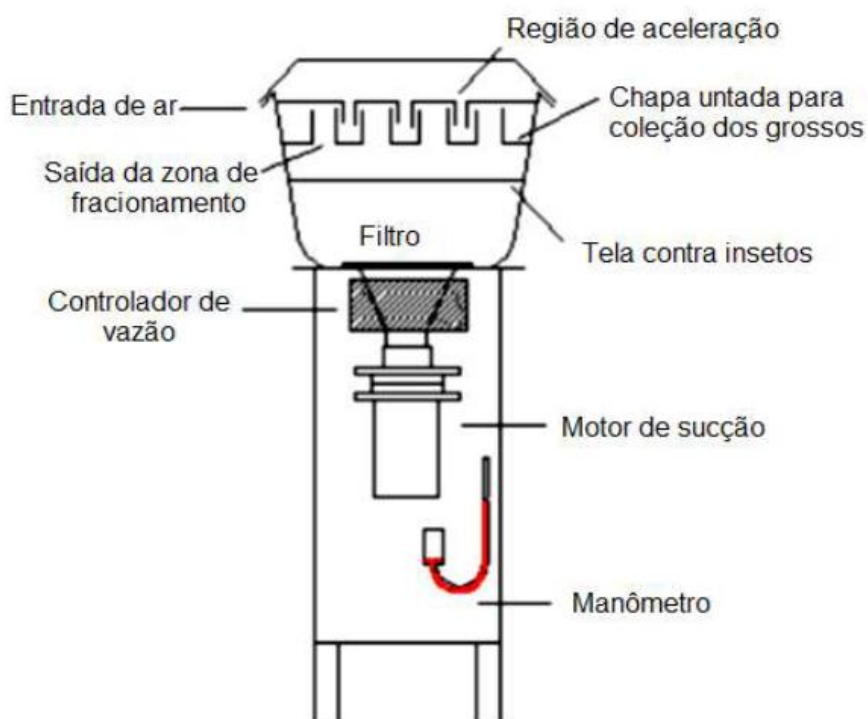
principal fonte de poluição atmosférica a emissão oriunda de queima de combustível veicular, além de possíveis queimas de biomassa. A rodovia PR-445 tem grande importância socioeconômica por se tratar da principal ligação da região à Curitiba, capital do Estado, além de ser ligação da região sul da cidade à região norte e as cidades vizinhas.

### 3.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas como parte de um projeto do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) de Energia e Ambiente, sendo realizada simultaneamente em outras quatro capitais brasileiras (Salvador, São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte). O período de amostragem foi de maio de 2017 a julho de 2018, por um período de 24h, a cada três dias.

Para as amostragens foi utilizado o amostrador de alto volume (Hi-Vol MP<sub>2.5</sub> - Energética, Brasil), operando na vazão de 67,8 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>. Foram utilizados filtros de fibra de quartzo (Whatman-QMA, 203 x 254 mm) previamente tratados para retirada de possíveis contaminantes.

Figura 7 - Esquema de funcionamento do amostrador de alto volume Hi-Vol



Fonte: SOMAR (2026)

Antes da amostragem, os filtros de quartzo foram calcinados em mufla (Vulcan™ A-550) a 450 °C por três horas, para remoção de contaminantes orgânicos (SHAH *et al.*, 2012), e posteriormente acondicionados em dessecador a  $24 \pm 3$  °C e  $30 \pm 2\%$  de umidade relativa por 24 horas. Em seguida, foram pesados em balança analítica (BEL, modelo M214; precisão: 0,1mg), embalados em papel alumínio e armazenados em um dessecador até a coleta.

Após a amostragem, os filtros carregados com MP foram transportados ao laboratório, condicionados novamente por 24 horas e pesados para determinação da massa de MP por diferença gravimétrica. Posteriormente, foram acondicionados em papel alumínio, vedados em sacos plásticos e armazenados a -20 °C até análise. O controle da qualidade amostral foi realizado por meio de testes de branco de campo, consistindo no transporte de filtros limpos até o ponto de amostragem e seu posterior condicionamento e pesagem.

### 3.3 ANÁLISE GRAVIMÉTRICA

Para determinar a concentração de MP, os filtros foram pesados antes e depois das amostragens, sempre respeitando o acondicionamento e ambientação dos filtros para que a umidade não interferisse nos resultados. A massa de MP impregnada nos filtros é dada pela subtração da massa inicial do filtro e o resultado obtido após a coleta, para o cálculo da concentração em  $\mu\text{g m}^{-3}$ , divide-se o valor obtido pelo volume de ar que passou pelo filtro durante o tempo de amostragem, de acordo com a equação a seguir:

$$C_{MP2,5} = \frac{m_2 - m_1}{v} \quad (1)$$

Onde:

$C_{MP2,5}$  = concentração de material particulado ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )

$m_1$  = massa do filtro antes da coleta ( $\mu\text{g}$ )

$m_2$  = massa do filtro após a coleta ( $\mu\text{g}$ )

$v$  = volume de ar coletado pelo amostrador ( $\text{m}^3$ )

### 3.4 DETERMINAÇÃO DE BLACK CARBON

Para determinação de *black carbon* (BC) utilizou-se do método de reflectância da luz, com auxílio do reflectômetro EEL 43D (*Diffusion Systems Ltd.*, London, UK) (Edwards et al, 1967; Bilkis et al, 2011).

Petzold *et al.* (2013) levanta a possibilidade de haver outros componentes presentes na amostra absorvendo a luz, entretanto, a partir de um grande número de estudos realizados (Schmid *et al.*, 2001; Brink *et al.*, 2004; Hitzemberger *et al.*, 2006; Reisinger *et al.*, 2008; Chow *et al.*, 2009; Cavalli *et al.*, 2010; Kondo *et al.*, 2011) sabe-se que os métodos químicos e óticos para determinação de BC, apesar de apresentar diferenças, podem ser correlatos estatisticamente.

A concentração de BC é obtida a partir da Equação 2, que relaciona valor de reflectância, área do filtro e volume da amostra. Há uma correlação negativa entre luz refletida e quantidade de material absorvente, ou seja, quanto maior a quantidade de BC na amostra, menor é o valor da reflectância (Silva *et al.*, 2019). As medidas foram feitas em 5 pontos diferentes da área do filtro em que o MP foi imputado para que a média da medida do refletômetro fosse calculada e então aplicada na Equação 2 (Hetem, 2014).

$$BC = \frac{(0,3724)e^{5,52 - \frac{0,51}{\ln(R)}}e^{0,84 \ln(R)}}{V} A \quad (2)$$

Onde:

BC = concentração ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )

V = Volume de ar coletado ( $\text{m}^3$ )

R = medida do reflectômetro (%)

A = área do filtro em  $\text{cm}^2$

A constante 0,3724 equivale à proporção entre o carbono elementar e o carbono total.

### 3.5 ANÁLISE DE ABSORÇÃO DE LUZ

Um extrato aquoso do filtro foi preparado seccionando o filtro de quartzo em secções de  $10 \text{ cm}^2$ . Uma parte foi então adicionada em um frasco de vidro de  $10 \text{ mL}$ ,

adicionou-se 10 mL de água deionizada e levou-se para sonicação por 30 minutos. Após este tempo, o extrato foi filtrado em filtro de seringa com membrana PTFE 0,22 µm. Para análise foi utilizada uma cubeta de quartzo com caminho ótico de 1cm e o equipamento Genesys 10uv (Thermo-Fischer) no método de múltiplos comprimentos de onda selecionados: 370, 470, 520, 590, 660, 700, 880, 950 nm.

A absorção de luz foi determinada por espectrofotometria UV-Vis e expressa como a absorvância, definida pela Lei de Lambert-Beer, a qual apresenta dependência linear com a concentração dos cromóforos (C), suas absorvidades mássicas ( $\varepsilon$ ) e o caminho ótico (l), como descrito na Equação 3.

$$A_{\lambda} = -\log_{10} \left( \frac{I}{I_0} \right) = l \cdot C \cdot \varepsilon = l \sum (c_i \varepsilon_i) \quad (3)$$

Em soluções contendo múltiplas espécies absorventes, a absorção total corresponde à soma das contribuições individuais, sendo representada pelo coeficiente de absorção da amostra líquida. Para correção de linha de base e minimização de deriva instrumental, os espectros foram referenciados à absorção em 700 nm, região na qual não há absorção significativa por material particulado atmosférico. Os valores de *absorvânciacorrigidos* foram convertidos em coeficientes de absorção espectral, considerando os volumes de extração e de ar amostrado, bem como o caminho ótico, permitindo a comparação quantitativa da absorção ótica dos cromóforos orgânicos em função do comprimento de onda. (Hecobian *et al.*, 2010)

O coeficiente de absorção de luz ( $Abs_{\lambda}$ , M/m) pode ser calculado usando a equação 4: (Chen *et al.*, 2024)

$$Abs_{\lambda} = (A_{\lambda} - A_{700}) \frac{V_i}{V_a L} \ln(10) \quad (4)$$

onde:

$A_{700}$  - valor de absorvância do extrato aquoso em 700 nm;

$A_{\lambda}$  - Absorvância no comprimento de onda selecionado;

$V_i$  - Volume de solvente utilizado na extração;

$V_a$  - Volume de ar amostrado respetivamente;

L - Comprimento ótico do sistema (1 cm).

A eficiência de absorção de massa ( $MAE_{\lambda}$ , m<sup>2</sup>/gC) é descrita pela Equação 5:

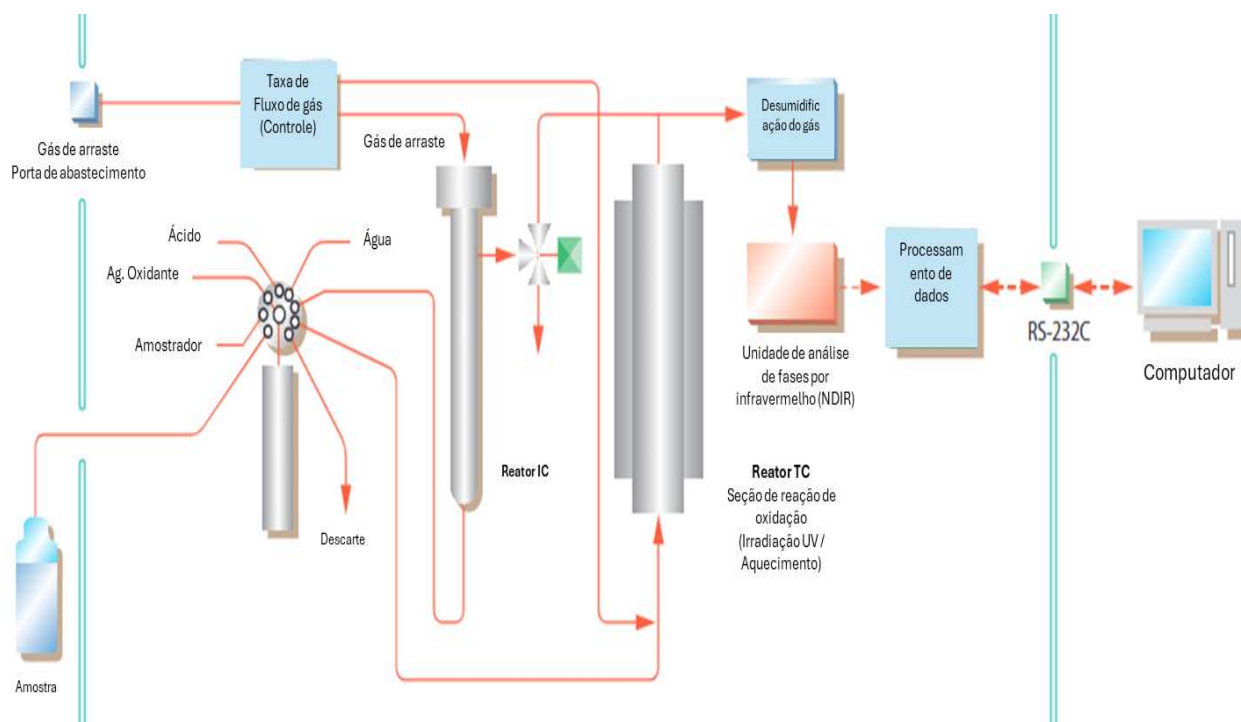
$$MAE_{\lambda} = \frac{Abs_{\lambda}}{c_{wsoc}} \quad (5)$$

onde CWSOC é a concentração de carbono orgânico solúvel em água ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ).

### 3.6 DETERMINAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO E CARBONO INORGÂNICO

As análises foram realizadas utilizando o analisador de Carbono Orgânico Total (TOC) de oxidação úmida (TOC-Vwp Shimadzu Corporation). Este método utiliza detecção do  $\text{CO}_2$  produzido na combustão total da amostra por infravermelho não dispersivo (NDIR) para quantificar as frações de carbono inorgânico (CI) e carbono total (CT) e, por subtração, o carbono orgânico total (COT ou TOC do inglês). Para a determinação do CT, a amostra é inserida no sistema carregada por um fluxo de ar sintético ultrapuro (livre de  $\text{CO}_2$ ), em um tubo de combustão preenchido com platina, onde ocorre a oxidação da amostra a  $\text{CO}_2$ . Para análise de CI, a amostra é acidificada com ácido fosfórico a uma solução de 25%, com isso, todo CI é convertido a  $\text{CO}_2$ . O  $\text{CO}_2$  produzido é isolado por aspersão da amostra e é determinado por NDIR. A determinação de TOC, foi realizada efetuando a subtração do CI no valor de CT, obtendo assim, apenas a parte orgânica total. O esquema de funcionamento do equipamento está ilustrado na Figura 8.

Figura 8 - Esquema de funcionamento do analisador de Carbono Orgânico total TOC-Vwp



Fonte: Adaptado de Shimadzu Japão, 2020

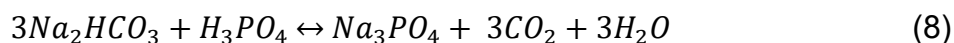
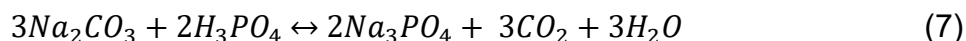
A determinação das concentrações de carbono total (CT) e carbono inorgânico (CI) foram realizadas por interpolação em curvas analíticas, obtidas a partir da relação entre a resposta instrumental (área do pico do detector) e a concentração dos padrões. Para a construção das curvas de analíticas, empregou-se ftalato ácido de potássio como padrão primário para CT, enquanto soluções de carbonato e bicarbonato de sódio foram utilizadas para CI.

O ftalato de potássio ( $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ ), sofre uma reação de oxidação por persulfato em meio ácido, catalisada por luz UV a 80 °C, no reator do equipamento, formando assim  $\text{CO}_2$ , de acordo com a reação descrita a seguir, que corresponde ao CT.



O  $\text{CO}_2$  produzido é detectado por NDIR e a área do pico obtido relaciona à concentração de CT presente na amostra.

Para a determinação de CI, ocorre a reação de acidificação do  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  e  $\text{NaHCO}_3$  em um outro reator do equipamento, sem a presença de calor, representado pelas equações abaixo:



Semelhante ao CT, o  $\text{CO}_2$  resultante foi detectado por NDIR e a área do pico correspondente é proporcional a concentração de CI.

As faixas de trabalho adotadas foram de 1 a 500  $\text{mg L}^{-1}$  para CT e para CI, de modo a abranger a faixa de concentração esperada nas amostras.

### 3.7 DADOS METEOROLÓGICOS

Os dados meteorológicos foram obtidos a partir do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), utilizando-se os registros da estação convencional [83768] – Londrina (Aeroporto), PR. Ressalta-se que a estação meteorológica está localizada a aproximadamente 4 km do ponto de amostragem, sendo considerada representativa das condições atmosféricas da área de estudo.

### 3.8 TRAJETÓRIA DE MASSAS DE AR

As trajetórias de massas de ar foram calculadas utilizando o modelo HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), desenvolvido pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Foram geradas trajetórias retroativas (*backward trajectories*), com o objetivo de identificar as possíveis regiões de origem das massas de ar que influenciaram o local de amostragem.

As simulações foram realizadas considerando velocidade vertical modelada (*model vertical velocity*), com tempo total de integração de 100 horas. Foram geradas trajetórias a cada 10 horas, totalizando até 24 trajetórias por simulação.

Como ponto de origem, foram utilizadas as coordenadas geográficas de Londrina (PR), aproximadamente 23,31° S e 51,17° W. As trajetórias foram inicializadas a uma altura de 500 m acima do nível do solo (AGL), representativa da camada limite atmosférica, sem utilização da altura automática da camada limite.

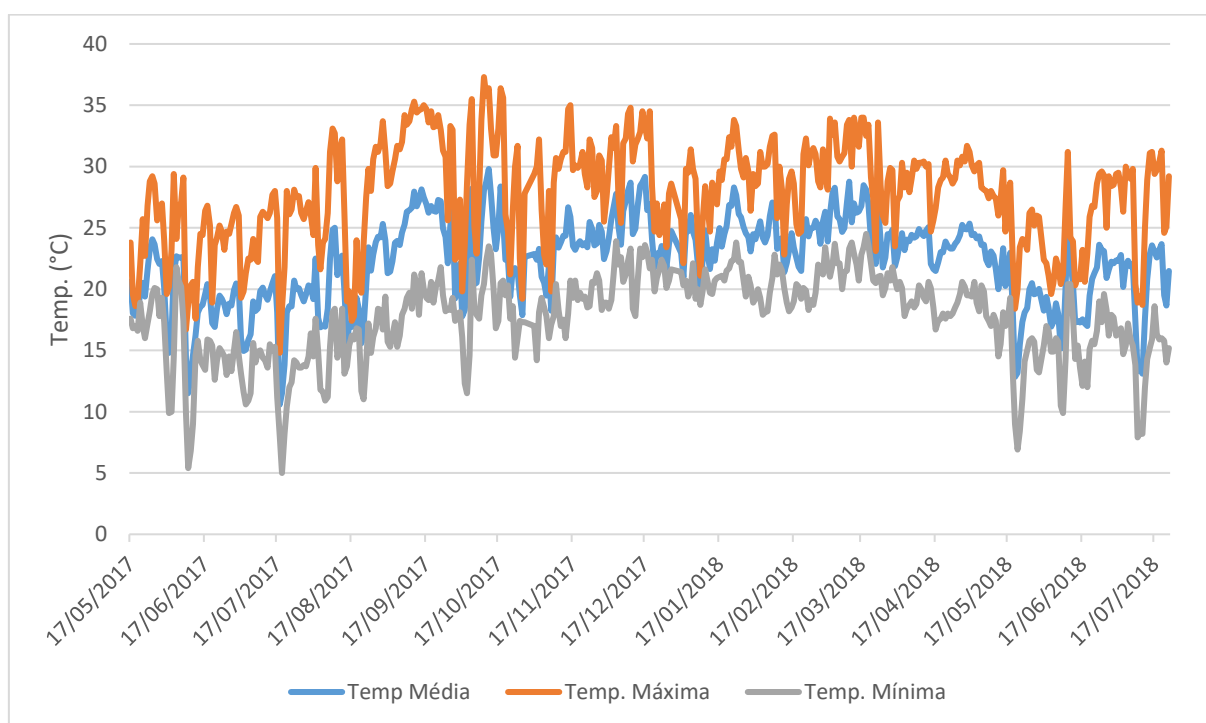
Os dados meteorológicos utilizados como entrada no modelo foram provenientes do sistema GDAS (*Global Data Assimilation System*), com resolução espacial de 1°, abrangendo o período de 2006 até o presente.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

Durante o período de amostragem, as condições meteorológicas apresentaram características típicas do clima subtropical úmido do sul do Brasil. A temperatura média diária foi de 22,3 °C, com amplitude entre 10,6 °C e 29,9 °C, conforme ilustrado na Figura 9. A distribuição centralizou-se em torno de uma mediana de 22,9 °C, com intervalo interquartil entre 20,0 °C e 24,7 °C, indicando predominância de condições térmicas amenas a quentes, moduladas por variação sazonal bem definida.

Figura 9 - Variação temporal das temperaturas do ar ao longo do período de estudo, compreendendo maio de 2017 a julho de 2018. São apresentadas as séries de temperatura média diária (linha azul), temperatura máxima diária (linha laranja) e temperatura mínima diária (linha cinza).

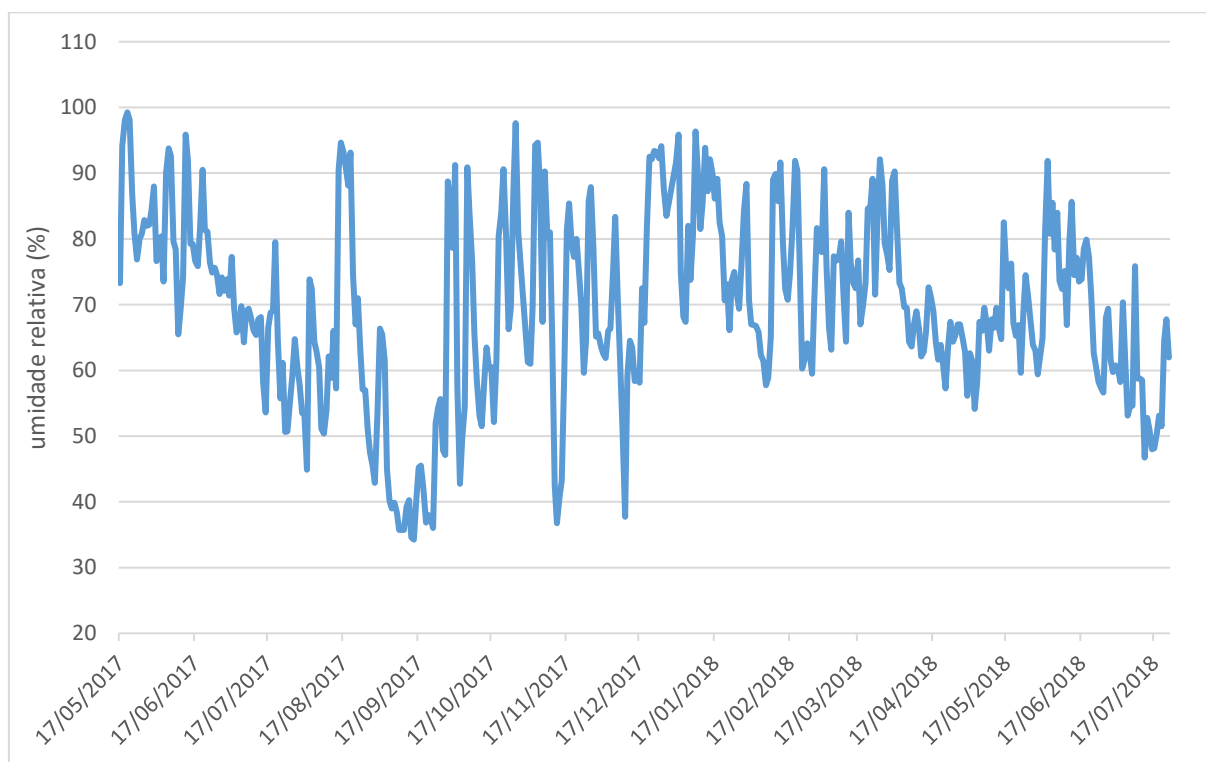


Fonte: INMET (2025)

A umidade relativa média diária apresentou valor de 69,6%, variando de 34,2% a 99,2% (Figura 10). A mediana foi de 69,0%, com intervalo interquartil entre 61,0% e 79,8%, evidenciando alternância entre períodos moderadamente úmidos e episódios

mais secos, com elevada variabilidade higrométrica ao longo da série.

Figura 10 - Variação temporal da umidade relativa do ar (%) ao longo do período de estudo, de maio de 2017 a julho de 2018.



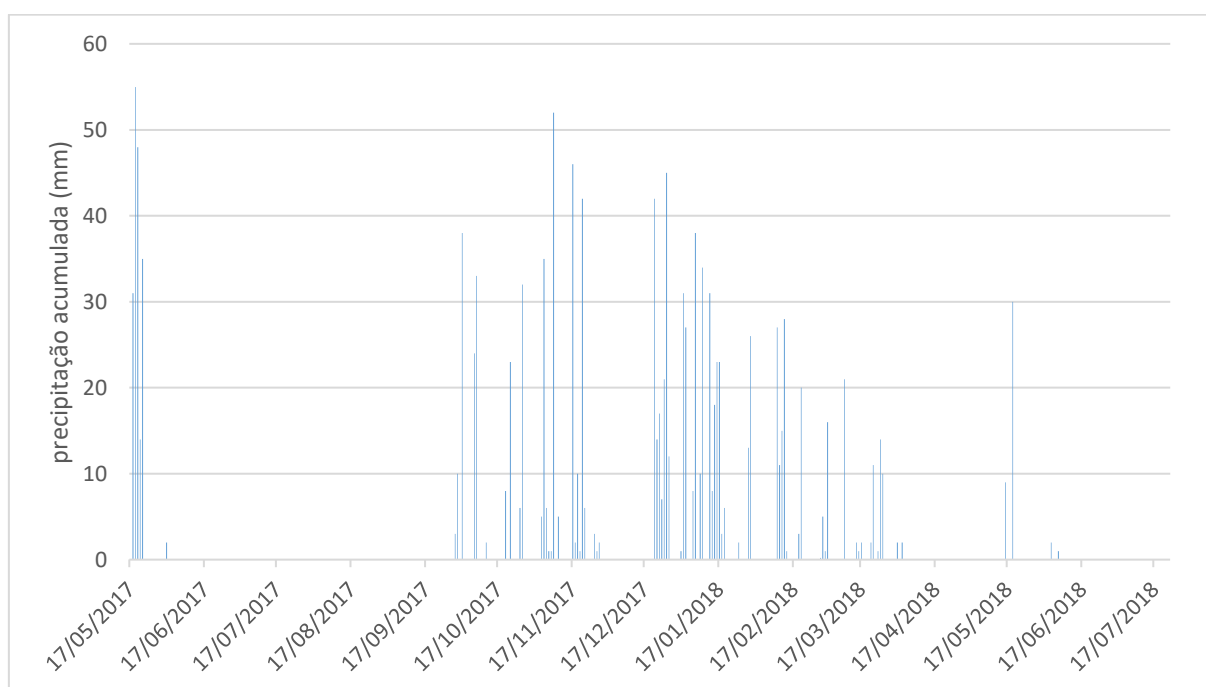
Fonte: INMET (2025)

Avaliando a sazonalidade dos valores, reforça as características do clima subtropical: no verão observou-se a maior temperatura média ( $24,6 \pm 1,9^{\circ}\text{C}$ ) acompanhada por umidade relativamente elevada ( $75,2 \pm 12,6\%$ ), enquanto no inverno ocorreram as menores temperaturas ( $19,3 \pm 3,0^{\circ}\text{C}$ ) e umidade média de  $68,13 \pm 12,43\%$ . A primavera destacou-se por um regime mais seco ( $62,31 \pm 18,72\%$ ), compatível com a ocorrência de episódios de baixa umidade na transição para o período quente. Em termos mensais, a maior temperatura média foi observada em março/2018 ( $25,5^{\circ}\text{C}$ ) e a menor em julho/2017 ( $18,1^{\circ}\text{C}$ ); para a umidade, considerando meses completos ( $\geq 28$  dias), o maior valor médio ocorreu em janeiro/2018 ( $80,91\%$ ) e o menor em setembro/2017 ( $46,79\%$ ).

Avaliando o regime de precipitação do período de 17/05/2017 a 23/07/2018 observou-se um regime marcadamente episódico, caracterizado pela predominância de dias sem chuva e pela ocorrência de eventos concentrados em poucos dias,

indicando longos intervalos de estabilidade atmosférica sem remoção úmida relevante. Quando a precipitação ocorreu, ela se manifestou principalmente na forma de eventos pontuais, com acumulados diários elevados em algumas datas, como demonstrado na Figura 11:

Figura 11 - Distribuição temporal da precipitação acumulada diária (mm) ao longo do período de estudo, de maio de 2017 a julho de 2018.

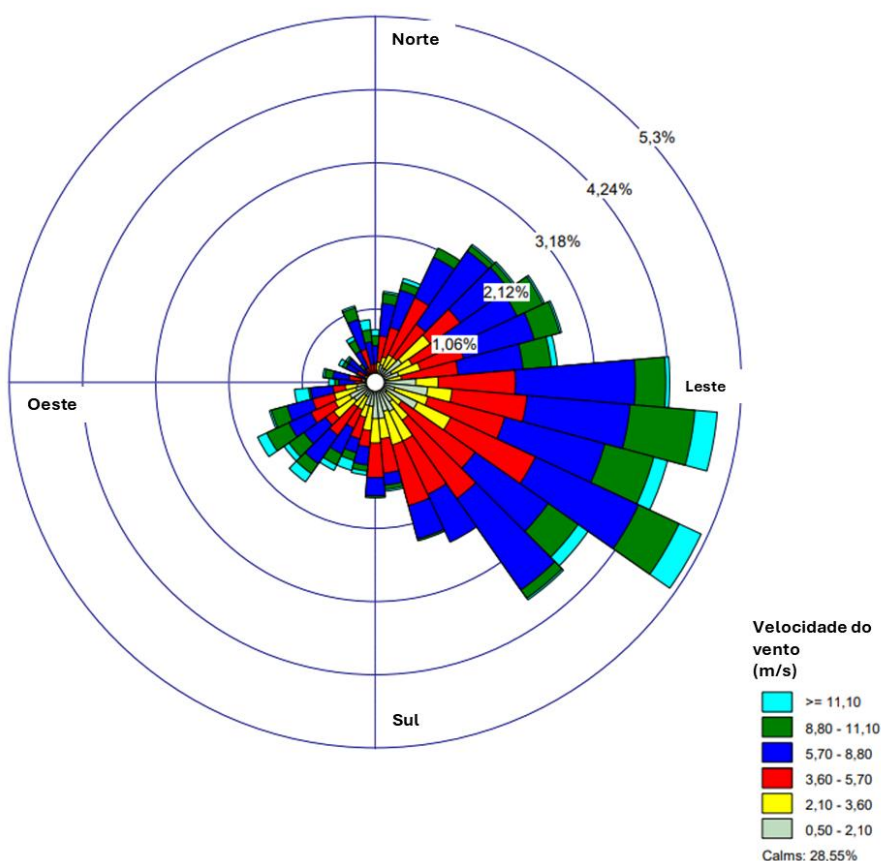


Fonte: INMET (2025)

O regime de ventos caracterizou-se por intensidades moderadas, com média diária em torno de  $4,1 \text{ ms}^{-1}$  e variação ao longo do período, incluindo episódios com médias diárias mais elevadas (até aproximadamente  $12 \text{ ms}^{-1}$ ). Os ventos tenderam a ser mais intensos na primavera e menos intensos no outono. Houve uma maior recorrência de ventos provenientes de Leste (E) e Sudeste (SE) (juntos, cerca de 56% dos dias), seguidos por Nordeste (NE). Esse comportamento indica um escoamento preferencial associado à circulação regional e às condições meteorológicas típicas do período analisado, essas características são relevantes para a interpretação dos resultados atmosféricos, uma vez que a direção e a intensidade do vento modulam transporte, dispersão e recirculação de poluentes, afetando tanto as concentrações quanto a variabilidade temporal das propriedades físico-químicas e ópticas do material

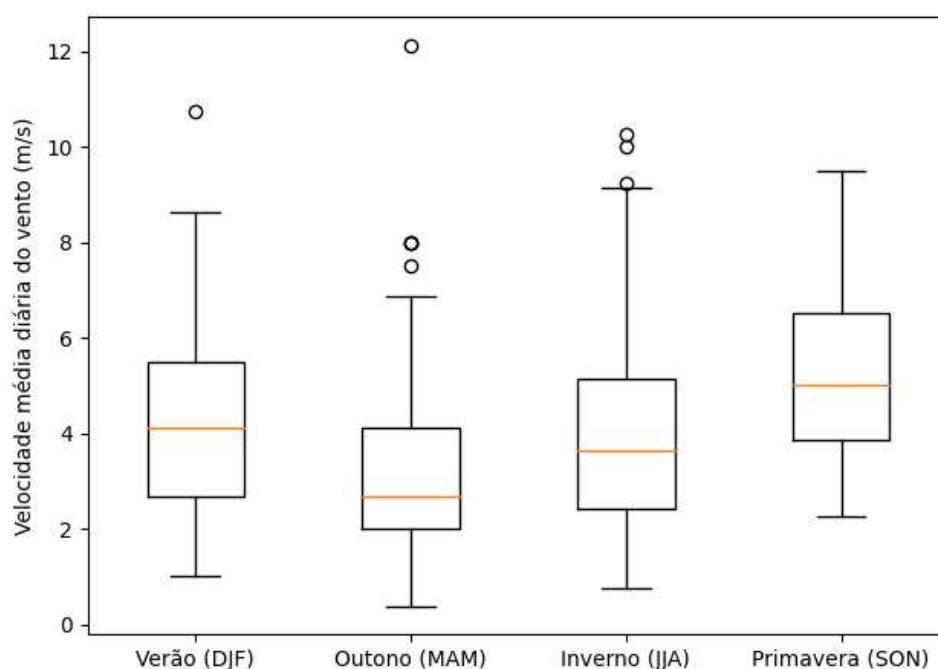
particulado. A Figura 12 (rosa dos ventos) sintetiza de forma integrada o regime de ventos observado ao longo do período. A Figura 13 evidencia, de forma mais detalhada, a variabilidade sazonal da velocidade média diária do vento por meio de diagramas de caixa. Observa-se que a primavera (SON) apresenta as maiores medianas e maior dispersão dos dados, indicando maior frequência de ventos mais intensos. Em contrapartida, o outono (MAM) concentra as menores medianas e menor variabilidade, caracterizando condições mais estáveis. O verão (DJF) e o inverno (JJA) apresentam comportamento intermediário, além da ocorrência de valores extremos em todas as estações, com velocidades superiores a  $9\text{--}10\text{ m s}^{-1}$ . Esses resultados reforçam o padrão sazonal previamente descrito, evidenciando maior intensidade e variabilidade dos ventos na primavera e condições mais brandas no outono.

Figura 12 - Rosa dos ventos *blowing from*, referente ao período de amostragem, indicando a frequência relativa (%) e a distribuição das velocidades do vento em função da direção.



Fonte: Próprio autor (2025)

Figura 13 - Boxplots da velocidade média diária do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ) distribuída por estação do ano.

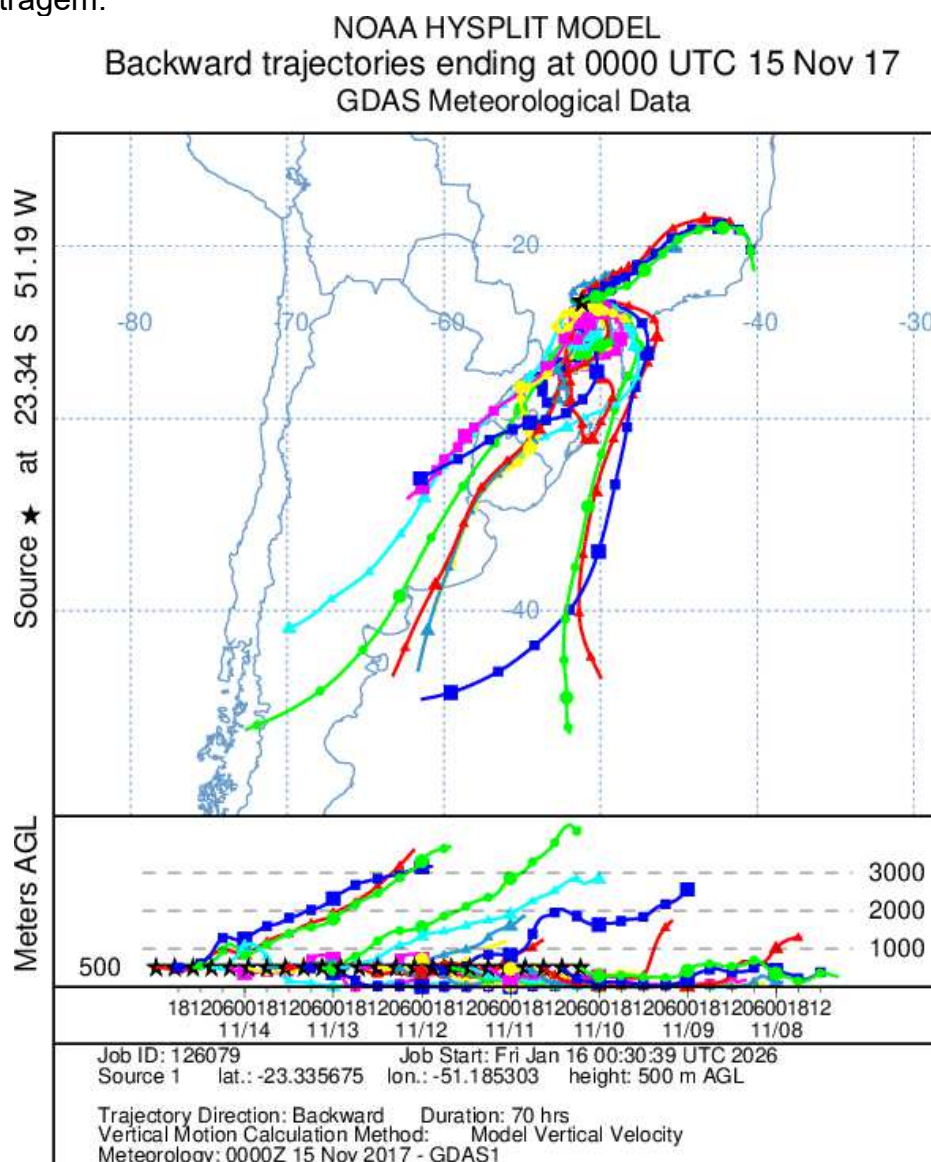


Fonte: Próprio autor (2025)

A radiação solar apresentou média de  $364 \text{ W m}^{-2}$ , alcançando valores máximos superiores a  $440 \text{ W m}^{-2}$ , indicando períodos de intensa atividade fotoquímica. Condições semelhantes já foram descritas em outros estudos realizados em centros urbanos do Brasil (Cruz *et al.*, 2020; Pires *et al.*, 2014), reforçando o papel da meteorologia como fator modulador da concentração e composição do MP atmosférico (dos Santos, 2020).

As trajetórias de retorno calculadas pelo modelo HYSPLIT, com duração de aproximadamente 70 h, evidenciaram que as massas de ar que atingiram o ponto receptor foram influenciadas por um regime de transporte atmosférico complexo, caracterizado pela alternância entre contribuições marítimas e continentais ao longo do período analisado. Considerando que o mês de novembro de 2017 apresentou as maiores concentrações médias de material particulado observadas no período de estudo, a trajetória de retorno representativa desse mês encontra-se apresentada no corpo do texto (Figura 14). As trajetórias de retorno referentes aos demais meses analisados são apresentadas no Apêndice 1, permitindo a avaliação comparativa dos diferentes regimes de transporte ao longo do ano.

Figura 14 - Modelo de trajetória de retorno de massas de ar, sob o local de amostragem.



Fonte: Próprio autor (2025)

De modo geral, observou-se predominância de trajetórias provenientes dos quadrantes leste e sudeste, associadas à advecção de massas de ar do oceano Atlântico e da faixa costeira do Sudeste do Brasil, intercaladas por episódios de transporte continental oriundo dos setores sul e sudoeste, abrangendo regiões do interior do continente sul-americano.

#### 4.2 PERFIL DE CONCENTRAÇÃO MP<sub>2.5</sub>

As concentrações de MP<sub>2.5</sub> (média mensal) obtidas durante o período de amostragem estão resumidos na Tabela 1.

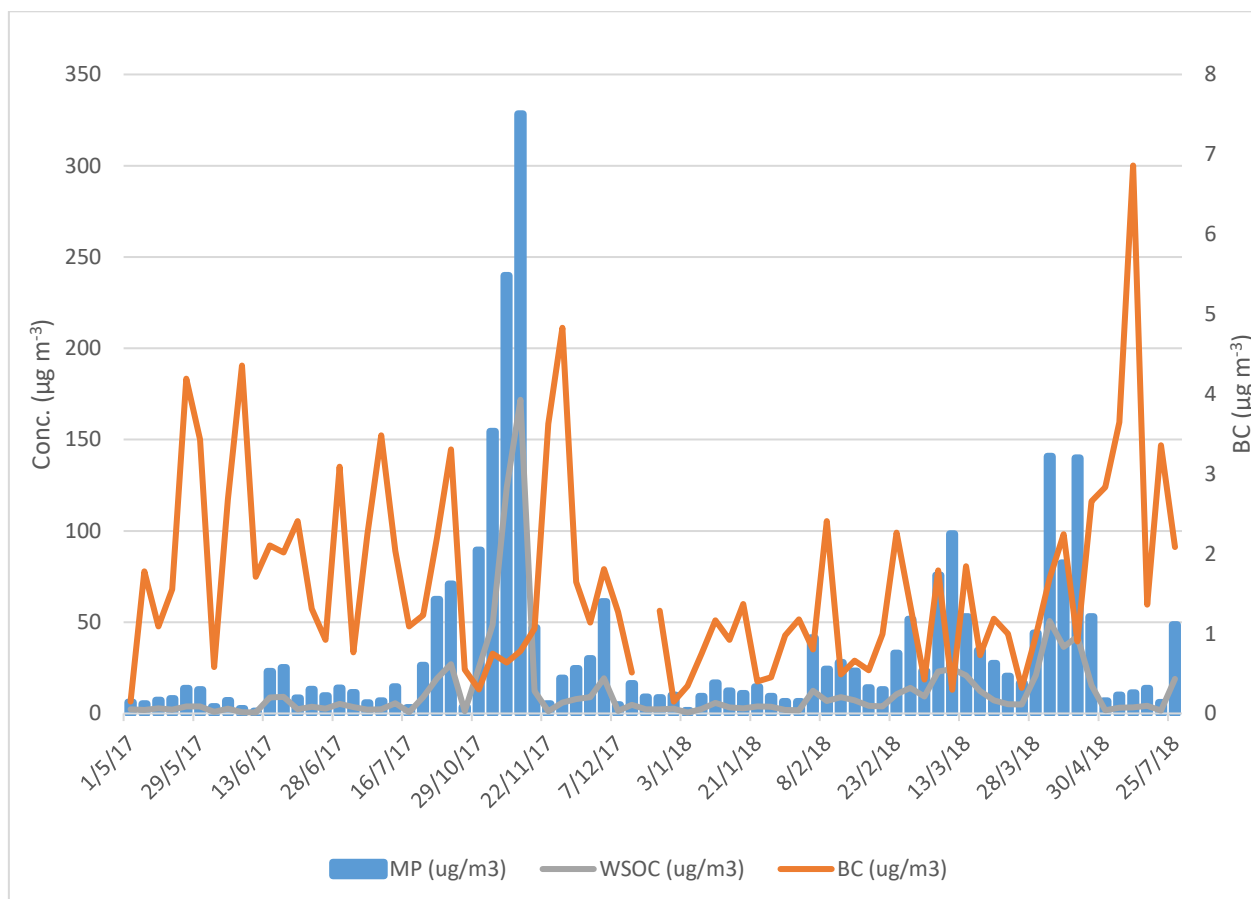
Tabela 1 - Concentrações mínimas, máximas e médias de Material particulado fino durante os meses de amostragem.

| Período | Concentração de MP <sub>2.5</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) |        |                  |
|---------|---------------------------------------------------------|--------|------------------|
|         | Mínima                                                  | Máxima | Média            |
| mai/17  | 5,32                                                    | 13,63  | 8,86 (±3,55)     |
| jun/17  | 1,21                                                    | 25,05  | 10,75 (±8,15)    |
| jul/17  | 3,15                                                    | 62,48  | 18,64 (±20,79)   |
| out/17  | 3,42                                                    | 89,38  | 54,54 (±45,23)   |
| nov/17  | 5,20                                                    | 328,38 | 116,93 (±126,94) |
| dez/17  | 4,71                                                    | 61,13  | 21,59 (±21,35)   |
| jan/18  | 1,54                                                    | 16,72  | 10,12 (±4,41)    |
| fev/18  | 6,43                                                    | 41,32  | 22,85 (±11,42)   |
| mar/18  | 16,63                                                   | 98,35  | 44,49 (±26,25)   |
| abr/18  | 6,78                                                    | 140,81 | 84,58 (±57,63)   |
| mai/18  | 9,91                                                    | 11,14  | 10,53 (±0,87)    |
| jun/18  | 6,02                                                    | 13,73  | 9,87 (±5,45)     |

Fonte: Próprio autor (2025)

Os valores apresentaram ampla variação, oscilando entre 1,21 e 328,38 µg m<sup>-3</sup>, com média de 34,7 µg m<sup>-3</sup>. Esse valor médio é consideravelmente superior ao limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde (15 µg m<sup>-3</sup>) (OMS, 2020), evidenciando um cenário preocupante em termos de qualidade do ar. Além disso, episódios críticos foram identificados em meses como novembro de 2017 e abril de 2018, quando os níveis ultrapassaram 100 µg m<sup>-3</sup>, caracterizando situações de risco à saúde pública. Esses episódios extremos coincidem com condições meteorológicas desfavoráveis, como baixa ventilação e ausência de precipitação, e refletem também o impacto de queimadas sazonais e do tráfego veicular intenso. Comparando-se com outros estudos, valores médios em São Paulo variaram entre 20 e 30 µg m<sup>-3</sup> (Castanho; Artaxo, 2001; Andrade *et al.*, 2012), enquanto em regiões asiáticas como Pequim ultrapassaram 150 µg m<sup>-3</sup> durante episódios críticos (Elser *et al.*, 2016). Assim, embora Londrina apresente médias intermediárias, a magnitude dos picos registrados aproxima-se de realidades urbanas globais altamente poluídas. Tais concentrações reiteram a necessidade de políticas públicas voltadas ao monitoramento e mitigação das fontes de emissão.

Figura 15 - Variação temporal das concentrações de material particulado (MP,  $\mu\text{g m}^{-3}$ ), carbono orgânico solúvel em água (WSOC,  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) e carbono negro (BC,  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) em intervalos de 3 dias, ao longo do período de estudo.

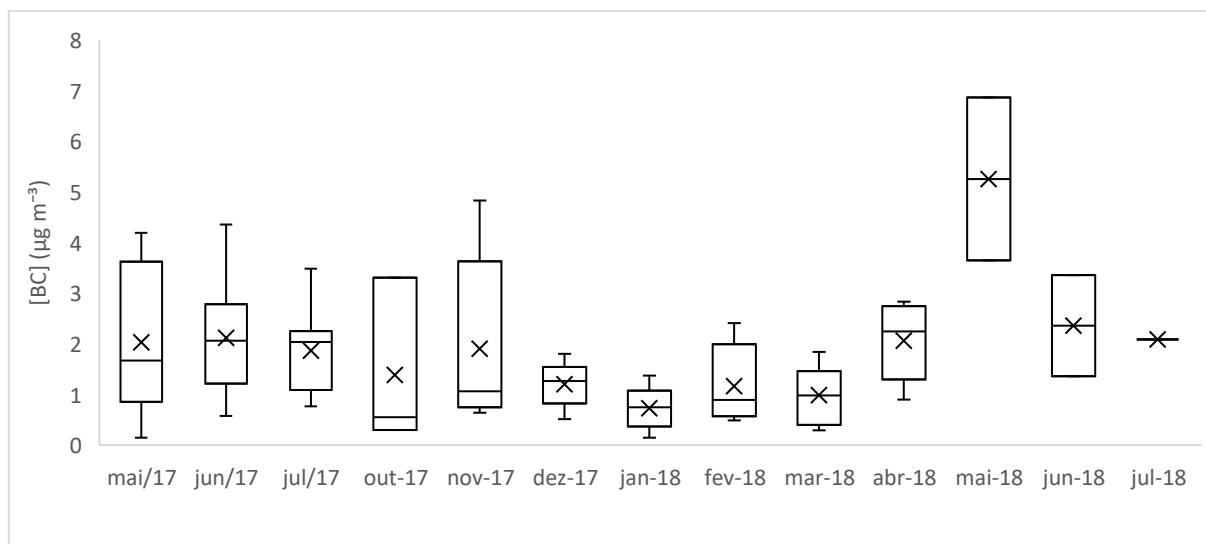


Fonte: Próprio autor (2025)

#### 4.3 PERFIL DE CONCENTRAÇÃO DO BC

As concentrações de BC variaram entre 0,15 e 6,86  $\mu\text{g m}^{-3}$ , com média de 1,64  $\mu\text{g m}^{-3}$ , representando aproximadamente 4,7% da massa total do  $\text{MP}_{2.5}$ . Apesar de representar uma pequena fração do  $\text{MP}_{2.5}$ , o BC apresenta elevada relevância quando avaliado o impacto deste poluente no clima e na saúde. A Figura 16 apresenta o box-plot mensal das concentrações observadas no período de maio de 2017 a julho de 2018, permitindo avaliar a variabilidade intra e intermensal, bem como a ocorrência de valores extremos ao longo da série temporal.

Figura 16 - Boxplot da concentração média de carbono negro (BC) ao longo do período amostral.



Fonte: Próprio autor (2025)

De modo geral, há uma assimetria positiva em diversos meses, apresentando medianas frequentemente deslocadas para o quartil inferior, indicando que eventos esporádicos de altas concentrações exercem influência significativa sobre a dispersão dos dados. Esse comportamento sugere que, embora os níveis típicos permaneçam relativamente moderados, episódios específicos contribuem de forma relevante para a variabilidade observada. No período correspondente ao ano de 2017, observa-se que os meses de maio, junho e julho apresentam medianas intermediárias acompanhadas por intervalos interquartis relativamente amplos, indicando heterogeneidade nas condições atmosféricas e nas contribuições das fontes emissoras.

Em contraste, estudos realizados na região central de Londrina apresentam concentrações significativamente maiores, 2,55 e 8,10  $\mu\text{g m}^{-3}$  (Targino *et al.*, 2016; Krecl *et al.*, 2018; Targino; Krecl, 2016). Esta diferença entre os valores pode ser atribuídas as diferentes fontes de emissão e presença de congestionamentos frequentes. Piraccelli *et al.* (2020) observou uma concentração de 3,4  $\mu\text{g m}^{-3}$  em medições realizadas em rodovia intermunicipal na região de Londrina, corroborando a influência direta do tráfego veicular como principal fonte de BC.

A alta capacidade de absorção de radiação solar o torna o principal contribuidor

para o aquecimento global (Lin *et al.*, 2019; Vandita *et al.*, 2025). Os episódios de maior concentração de BC coincidiram com aumentos significativos de MP, sugerindo a contribuição de fontes comuns, como emissões veiculares, queima de biomassa e atividades industriais. Estudos conduzidos em centros urbanos da América do Sul, como La Paz e El Alto (Mardoñez-Balderrama *et al.*, 2024) e São Paulo (Andrade *et al.*, 2010), evidenciaram concentrações semelhantes, reforçando que a variabilidade do BC em Londrina segue padrões encontrados em outras metrópoles latino-americanas. A presença contínua de BC, mesmo em períodos de menor concentração de MP, confirma o caráter persistente das fontes de combustão.

#### 4.4 CONCENTRAÇÃO DE WSOC

A linearidade refere-se à capacidade do método analítico de produzir respostas diretamente proporcionais à concentração do analito, dentro de uma faixa específica de aplicação, sendo usualmente avaliada por meio do coeficiente de determinação da curva analítica ( $r^2$ ) (Raposo, 2016). Nesse estudo, a linearidade foi determinada utilizando soluções padrão de ftalato ácido de potássio como padrão primário para CT, enquanto soluções de carbonato e bicarbonato de sódio foram utilizadas para CI. A curva analítica foi construída a partir de soluções padrão com concentrações variando de 1 a 500 mg L<sup>-1</sup>, com injeções realizadas em triplicata.

As equações de reta obtidas para as curvas analíticas foram  $y=0,2188x + 46,579$  e  $y=0,124x + 19,328$  para CT e CI respectivamente. Os valores obtidos para  $r^2$  das curvas analíticas foram superiores a 0,999 para ambas as análises, demonstrando assim que o método utilizado apresenta uma boa linearidade dentro da faixa de trabalho avaliada.

As concentrações de WSOC variaram entre 0,45 e 171,8 µg m<sup>-3</sup> e média de 12,6 µg m<sup>-3</sup>. Essa faixa de valores sugere forte influência de processos de formação secundária, uma vez que as concentrações mais elevadas coincidiram com condições de alta radiação solar e elevada umidade relativa, parâmetros que favorecem reações fotoquímicas e a produção de compostos solúveis. A literatura indica que o WSOC pode representar entre 20% e 60% do carbono orgânico total (Aumont *et al.*, 2000; Du *et al.*, 2014). Os valores obtidos neste estudo acompanham esta faixa de concentração, como descrito na Tabela 2.

Embora episódios críticos tenham superado a média reportada em regiões

urbanas europeias (Sannigrahi *et al.*, 2006), a presença de compostos altamente polares, como ácidos carboxílicos, fenóis e espécies húmicas, confere ao WSOC grande importância para a higroscopicidade do MP, influenciando diretamente processos de nucleação e crescimento de partículas. Além disso, o WSOC é precursor do carbono marrom (*Brown carbon*, BrC), fração absorvedora de radiação na região UV-visível, com potencial em alterar o balanço radiativo terrestre (López-Caravaca *et al.*, 2024).

A Tabela 2 apresenta as médias mensais das concentrações MP, BC, WSOC e a razão BC/WSOC, utilizada como indicador do balanço relativo entre emissões primárias de combustão e a fração orgânica mais oxidada e hidrossolúvel do MP atmosférico.

Tabela 2 - Médias mensais das concentrações de Material particulado fino (MP<sub>2.5</sub>), *black carbon* (BC) e Carbono orgânico solúvel em água (WSOC) assim como a razão BC/WSOC

| Período | MP ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) | BC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) | WSOC ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) | BC/WSOC |
|---------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|---------|
| mai-17  | 8,86                        | 2,03                        | 2,78                          | 0,73    |
| jun-17  | 10,75                       | 2,12                        | 3,62                          | 0,58    |
| jul-17  | 18,64                       | 1,86                        | 6,03                          | 0,31    |
| out-17  | 54,54                       | 1,38                        | 17,71                         | 0,08    |
| nov-17  | 116,93                      | 1,90                        | 53,03                         | 0,04    |
| dez-17  | 21,59                       | 1,20                        | 6,49                          | 0,19    |
| jan-18  | 10,12                       | 0,73                        | 2,98                          | 0,24    |
| fev-18  | 22,85                       | 1,17                        | 6,94                          | 0,17    |
| mar-18  | 44,49                       | 0,99                        | 14,16                         | 0,07    |
| abr-18  | 84,58                       | 2,06                        | 29,24                         | 0,07    |
| mai-18  | 10,53                       | 5,25                        | 3,20                          | 1,64    |
| jun-18  | 9,87                        | 2,36                        | 2,81                          | 0,84    |
| jul-18  | 48,53                       | 2,08                        | 18,98                         | 0,11    |

Fonte: Próprio autor (2025)

O BC é amplamente reconhecido como um traçador de fontes primárias associadas à combustão incompleta, especialmente de combustíveis fósseis e biomassa, enquanto o WSOC está frequentemente relacionado a MP orgânico envelhecidos e à formação secundária na atmosfera (Sullivan; Weber, 2006).

A razão entre BC/WSOC obtida pelas médias mensais, apresentaram valores com elevada variação, com valores de 0,04 a 1,64 em novembro de 2017 e maio de 2018 respectivamente, indicando mudanças significativas no perfil químico MP<sub>2.5</sub>. De

modo geral, valores reduzidos de BC/WSOC ( $< 0,1$ ) coincidiram com elevadas concentrações de MP e WSOC, particularmente em novembro de 2017, quando o WSOC atingiu valores superiores a  $50 \mu\text{g m}^{-3}$ , enquanto o BC permaneceu relativamente baixo. Valores de BC/WSOC baixos indicam que aumento da carga de MP fino nesses meses esteve associado predominantemente à fração orgânica hidrossolúvel, indicando maior contribuição de MP orgânico mais oxidados e de processos de formação secundária, conforme descrito em estudos anteriores para ambientes urbanos e regionais (Decesari *et al.*, 2000).

Em contraste, valores elevados da razão BC/WSOC foram registrados em maio e junho de 2017. O maior valor observado (BC/WSOC = 1,64 em maio de 2018) ocorreu em um mês caracterizado por baixa concentração média de MP, porém com concentração elevada de BC e WSOC relativamente reduzido. Esse padrão é característico de MP sob maior influência de emissões primárias recentes, com menor grau de oxidação da fração orgânica, resultando em uma menor proporção de compostos solúveis em água (Li *et al.*, 2021). Resultados semelhantes foram reportados em estudos que associam razões BC/WSOC elevadas à predominância de fontes de combustão e a MP menos processados atmosféricamente (Cheng *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2014).

Observa-se ainda que a razão BC/WSOC tende a diminuir nos meses em que a concentração total de MP aumenta de forma mais expressiva, sugerindo que episódios de maior carga de MP estão relacionados principalmente ao incremento da fração orgânica hidrossolúvel, em concordância com observações realizadas em outras regiões urbanas (Sullivan; Weber, 2006).

#### 4.5 CORRELAÇÕES ENTRE MP, BC E WSOC

A análise estatística revelou correlação fortemente positiva entre o MP e WSOC ( $r = 0,97$ ), indicando que a variação da massa total do material particulado foi amplamente explicada pela fração solúvel em água. Esse resultado sugere que o WSOC representa parcela significativa do MP<sub>2.5</sub> na região estudada, possivelmente associado a processos secundários de formação fotoquímica, como a oxidação de compostos orgânicos voláteis, além da contribuição direta da queima de biomassa. Achados semelhantes foram reportados em estudos internacionais, como Snyder *et al.* (2009) e Du *et al.* (2014), que destacaram a elevada correlação entre WSOC e MP

em ambientes urbanos e periurbanos. Para determinação da correlação entre as compostos, realizou-se o teste de Shapiro-Wilk nos dados e observou-se que todas as variáveis são não paramétricas, sendo assim, adotou-se a o método de correlação de spearman. A Tabela 3 apresenta a matriz de correlação de spearman entre a massa de material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ), o carbono negro (BC) e o carbono orgânico solúvel em água (WSOC).

Tabela 3 - Matriz de correlação entre MP, BC e WSOC.

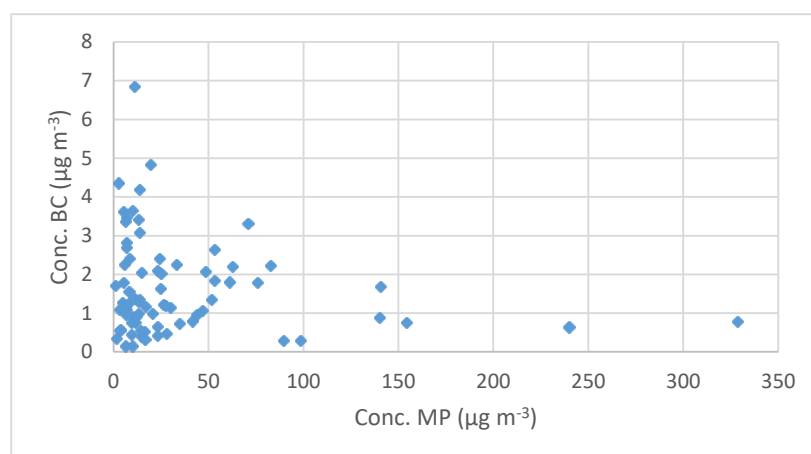
| Componente | MP    | BC    | WSOC  |
|------------|-------|-------|-------|
| MP         | 1     | -0,19 | 0,99  |
| BC         | -0,19 | 1     | -0,16 |
| WSOC       | 0,99  | -0,16 | 1     |

Fonte: Próprio autor (2025)

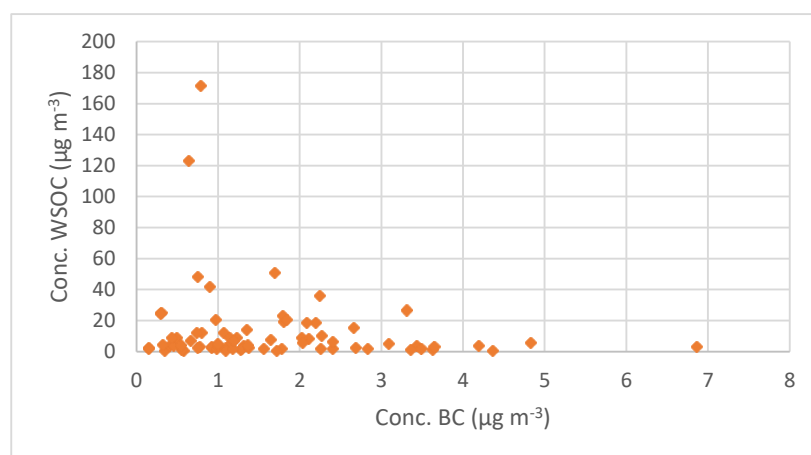
O BC apresentou correlação fraca e negativa com o  $MP_{2.5}$  ( $r = -0,17$ ) e com o WSOC ( $r = -0,15$ ), o que reforça a compreensão de que sua variabilidade está menos associada à massa total de partículas e mais relacionada a fontes específicas de emissão por combustão, como motores a diesel e queimadas, conforme descrito por Bond *et al.* (2013). Esse comportamento evidencia a natureza distinta das frações carbonáceas, enquanto o WSOC está fortemente ligado aos processos de formação secundária e representa uma parcela significativa da composição do MP, o BC atua como um marcador direto de emissões primárias, refletindo o impacto de fontes pontuais e intensas de combustão. A Figura 17 apresenta os diagramas de dispersão entre as concentrações de material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ), carbono negro (BC) e carbono orgânico solúvel em água (WSOC).

Figura 17 - Relações entre as concentrações de material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ), black carbon (BC) e carbono orgânico solúvel em água (WSOC). (a) Correlação entre  $MP_{2.5}$  e BC; (b) correlação entre BC e WSOC; (c) correlação entre  $MP_{2.5}$  e WSOC.

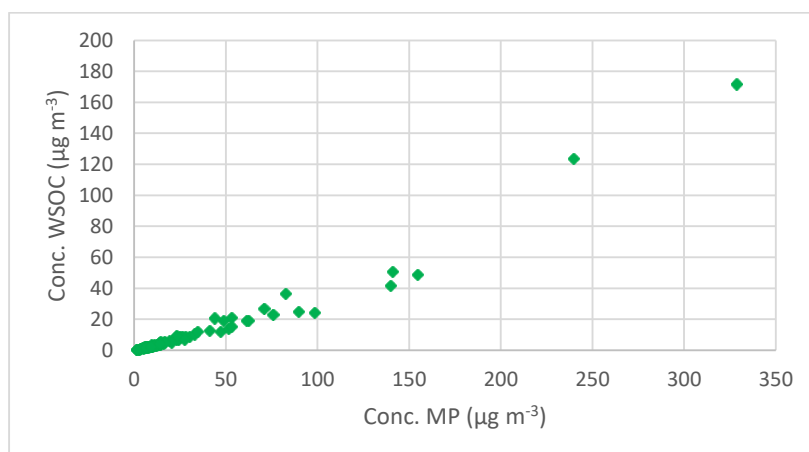
a)



b)



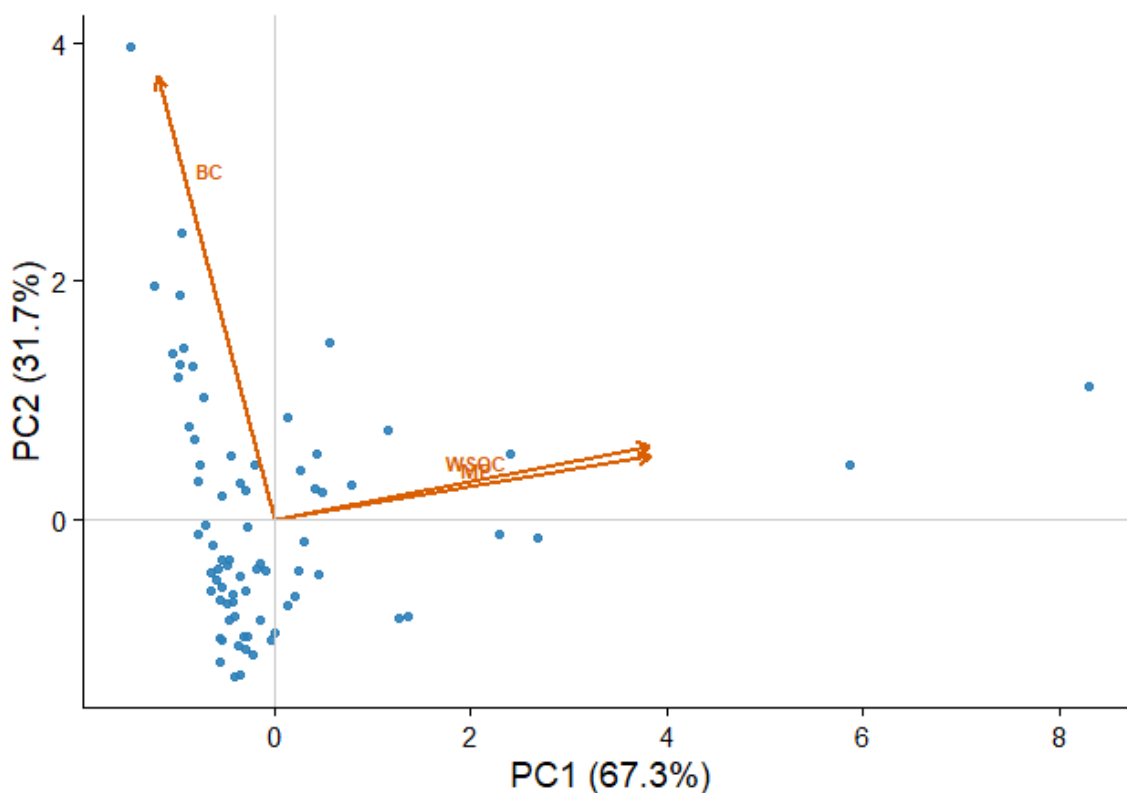
c)



Fonte: Próprio autor. (2025)

A aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA), apresentada na Figura 18 permite visualizar essas diferenças. A primeira componente (PC1) explicou 67,3% da variabilidade dos dados e foi dominada pelo MP<sub>2.5</sub> e pelo WSOC, confirmando a forte associação entre essas duas variáveis. Já a segunda componente (PC2), responsável por 31,7% da variabilidade, foi influenciada principalmente pelo BC, evidenciando seu comportamento independente em relação ao MP total. Estudos de Ma e Birmili (2015) e Seinfeld e Pandis (2016) corroboram essa distinção, mostrando que o BC frequentemente apresenta dinâmica diferenciada em relação à massa particulada total.

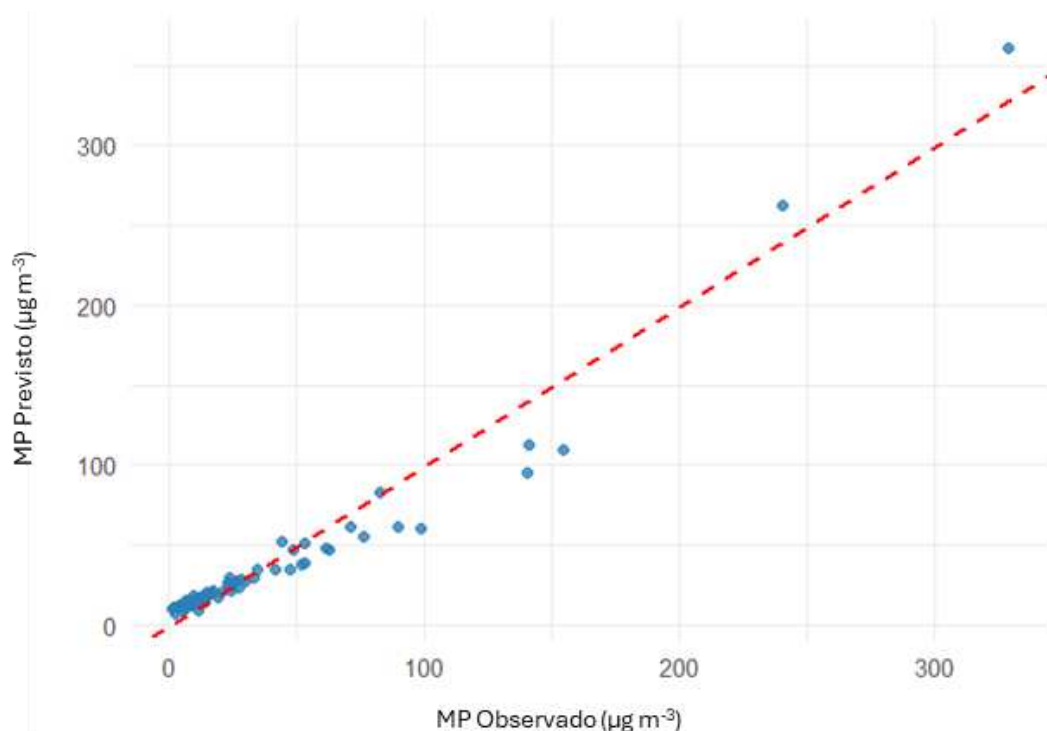
Figura 18 - Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada às variáveis MP<sub>2.5</sub>, BC e WSOC, evidenciando a forte associação entre MP<sub>2.5</sub> e WSOC na PC1 e o comportamento independente do BC na PC2.



Fonte: Próprio autor (2025)

A Regressão por Componentes Principais (PCR) foi empregada, considerando o MP como variável resposta e BC e WSOC como variáveis explicativas, mostrado na Figura 19.

Figura 19 - Regressão por Componentes Principais (PCR) para previsão de  $MP_{2.5}$  a partir de BC e WSOC, mostrando a relação entre valores observados e previstos, com linha de referência 1:1.



Fonte: Próprio autor (2025)

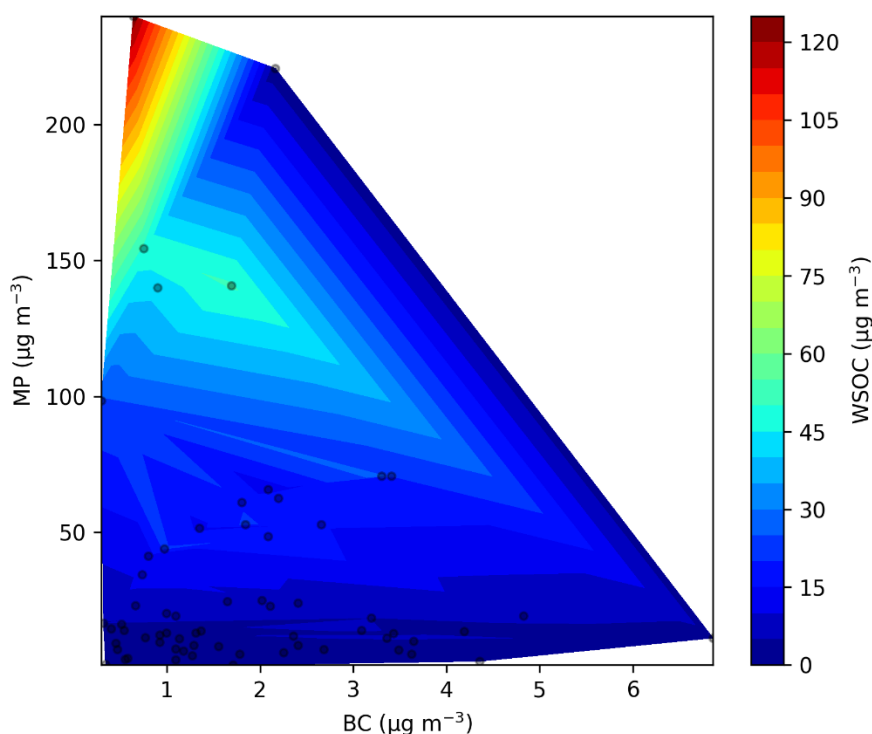
O modelo ajustado apresentou elevado poder de explicação ( $R^2 = 0,94$ ), indicando que a combinação linear das componentes principais de BC e WSOC consegue reproduzir com alta fidelidade a variabilidade do MP. Entretanto, a validação cruzada revelou  $R^2$  médio de 0,57, evidenciando que episódios críticos de MP não são totalmente capturados apenas por essas duas frações, refletindo a contribuição de outros constituintes e de condições meteorológicas específicas. Esse resultado é consistente com achados de Jacobson *et al.* (2024), que destaca o papel multifatorial do MP na saúde e no clima.

O WSOC agrega uma gama de compostos solúveis de origem diversa, tanto primária (ex.: queima de biomassa) quanto secundária (oxidação de COVs). O BC se caracteriza por sua composição predominantemente gráfica, insolúvel e com alta estabilidade atmosférica (Zhang *et al.*, 2023). Assim, o WSOC apresenta um comportamento mais dinâmico, variando em relação a massa total de MP, enquanto o BC apresenta variabilidade mais autônoma. Além disso, a coexistência de altos níveis de WSOC e BC em determinados episódios sugere a sobreposição de

processos de emissão primária e secundária. Em condições propícias, partículas de BC podem atuar como núcleos de condensação para compostos orgânicos, intensificando a formação de WSOC (Dalirian *et al.*, 2018). Esse mecanismo não apenas reforça a correlação indireta entre os dois constituintes, mas também evidencia o papel do BC como catalisador físico-químico no crescimento das partículas atmosféricas.

A Figura 20 apresenta o mapa de contorno da concentração de carbono orgânico solúvel em água (WSOC) no  $MP_{2.5}$  em função das concentrações de carbono negro (BC) e da massa de material particulado fino (MP). O gráfico foi obtido por interpolação bidimensional restrita ao domínio experimental dos dados, permitindo avaliar a variabilidade do WSOC apenas nas combinações de BC e MP efetivamente observadas, sem extrapolação para regiões não amostradas.

Figura 20 - Mapa de contorno da concentração de carbono orgânico solúvel em água (WSOC) no material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ) em função das concentrações de carbono negro (BC) e da massa de material particulado (MP).



Fonte: Próprio autor (2025)

Observa-se que as concentrações de WSOC e MP estão correlacionadas positivamente, ou seja, concentrações maiores de WSOC são observadas simultaneamente com valores elevados de MP, particularmente em condições de

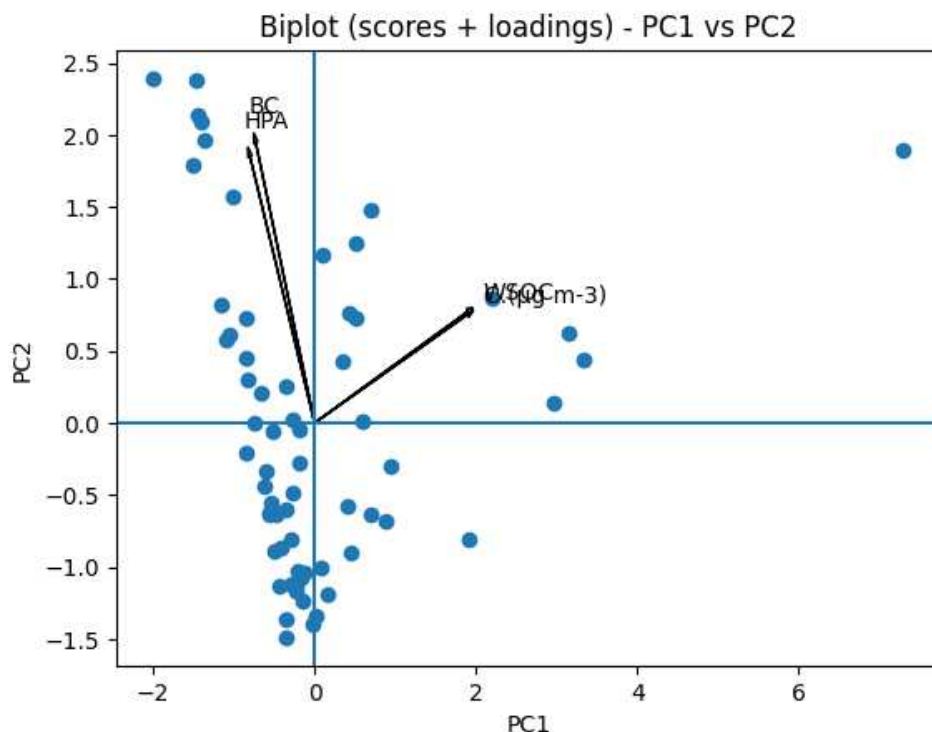
baixas a moderadas concentrações de BC. Esse comportamento indica que a carga total de MP exerce influência dominante sobre a abundância de compostos orgânicos solúveis em água, refletindo o acúmulo de material orgânico secundário e de frações orgânicas oxigenadas hidrofílicas. Diversos estudos demonstram que o WSOC constitui uma parcela significativa do MP orgânico secundário, sendo favorecido por processos de oxidação atmosférica e envelhecimento químico, que aumentam a polaridade e a solubilidade em água dos compostos orgânicos (Sullivan *et al.*, 2004; Jimenez *et al.*, 2009).

Para um mesmo intervalo de MP, observa-se uma tendência de diminuição das concentrações de WSOC com o aumento de BC, especialmente nas faixas mais elevadas desse marcador de combustão. Esse padrão sugere uma mudança na composição química do MP, na qual o aumento da contribuição de emissões primárias ricas em BC, tipicamente associadas à combustão incompleta de combustíveis fósseis e biomassa, ocorre concomitantemente à redução relativa da fração orgânica solúvel. Emissões primárias de combustão tendem a ser dominadas por carbono elementar e compostos orgânicos menos oxigenados, hidrofóbicos e de menor solubilidade em água, o que reduz a proporção de WSOC no MP total (Andreae; Gelencsér, 2006; Bond *et al.*, 2013).

A região do gráfico caracterizada por MP elevado e BC relativamente baixo, associada às maiores concentrações de WSOC, pode ser interpretada como um regime atmosférico dominado por processos secundários de formação de MP orgânico, incluindo oxidação fotoquímica de precursores gasosos e formação de substâncias húmicas-like (HULIS). Esses compostos são reconhecidos por sua elevada solubilidade em água e por contribuírem de forma significativa para as propriedades ópticas e higroscópicas do MP, desempenhando papel relevante no balanço radiativo e na interação MP–nuvem (Lou *et al.*, 2020).

Santos (2021) em sua tese realizou a quantificação de HPAs nas amostras utilizadas para este trabalho, com estes dados é possível estabelecer a correlação da concentração destes compostos com as outras variáveis. A Figura 21 apresenta o biplot da Análise de Componentes Principais (PCA), considerando os escores das amostras e os carregamentos das variáveis na projeção dos dois primeiros componentes (PC1 e PC2).

Figura 21 - Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) com a projeção dos escores das amostras e dos vetores de carregamento das variáveis avaliadas, material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ), carbono negro (BC), carbono orgânico solúvel em água (WSOC) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)



Fonte: Próprio autor (2025)

Observa-se que os HPA não apresentam relação direta ou proporcional com a massa de  $MP_{2,5}$  nem com o carbono orgânico solúvel em água (WSOC), indicando que sua variabilidade não é controlada pelos mesmos mecanismos que governam a fração orgânica total do MP. Esse comportamento é consistente com o caráter predominantemente hidrofóbico dos HPA e com sua forte associação à fase particulada por adsorção em superfícies ricas em carbono elementar, sobretudo o BC (Ravindra; Sokhi; Van Grieken, 2008).

No biplot da Análise de Componentes Principais os vetores associados aos HPA apresentam orientação próxima àquela observada para o BC, com maior contribuição para o segundo componente principal (PC2). Tal associação sugere que os HPA compartilham fontes emissoras semelhantes às do BC, principalmente ligadas a processos de combustão incompleta, como emissões veiculares, queima de combustíveis fósseis e de biomassa. A separação clara entre os carregamentos de HPA e aqueles de  $MP_{2,5}$  e WSOC no espaço fatorial indica que os HPA representam um marcador químico de emissões primárias recentes, pouco influenciado por processos de oxidação secundária e envelhecimento atmosférico que favorecem a

formação de compostos orgânicos mais oxidados e hidrossolúveis (Cheruiyot *et al.*, 2015)

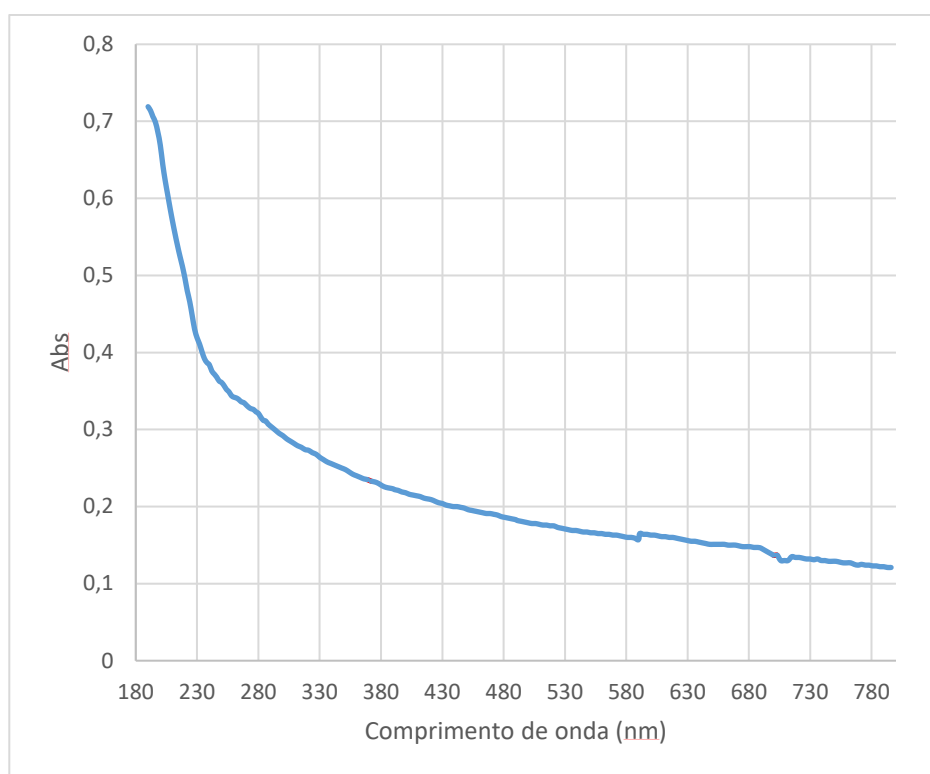
Do ponto de vista de saúde pública, a associação entre altos níveis de MP fino e WSOC é particularmente relevante. Os WSOC contêm compostos capazes de induzir estresse oxidativo e processos inflamatórios (Yu *et al.*, 2022), efeitos que se somam aos danos respiratórios já bem documentados para o MP<sub>2.5</sub>. A presença simultânea de BC agrava esse quadro, visto que esse poluente atua como forte adsorvente de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), aumentando a toxicidade das partículas inaladas (Watson, 2002). Portanto, a coexistência dessas frações não só amplia os impactos climáticos, mas também potencializa riscos à saúde, configurando um cenário de vulnerabilidade ambiental urbana.

Em síntese, os resultados encontrados para Londrina revelam um perfil carbonáceo caracterizado pela predominância de WSOC, com correlação direta à massa de MP, e pela presença de BC em concentrações variáveis, mas com forte relevância climática e toxicológica. Esse padrão é semelhante ao descrito em outras cidades de médio porte em países em desenvolvimento, nas quais o crescimento urbano desordenado, o tráfego veicular e as práticas agrícolas coexistem como fontes dominantes de poluição atmosférica (Vasconcellos *et al.*, 2011). Dessa forma, o estudo evidencia a necessidade de abordagens integradas para mitigar tanto as emissões primárias quanto os processos de formação secundária de partículas, especialmente em regiões onde os episódios críticos superam em magnitude aqueles observados em grandes centros urbanos.

#### 4.6 PROPRIEDADES ÓPTICAS DO WSOC

O espectro de absorção obtido para o WSOC apresentou forte *absorvância* na região do ultravioleta e decaiu exponencialmente em comprimentos de onda próximos ao visível.

Figura 22 - Espectro de absorção da fração orgânica solúvel em água (WSOC), obtido na faixa espectral de 190 a 800 nm.

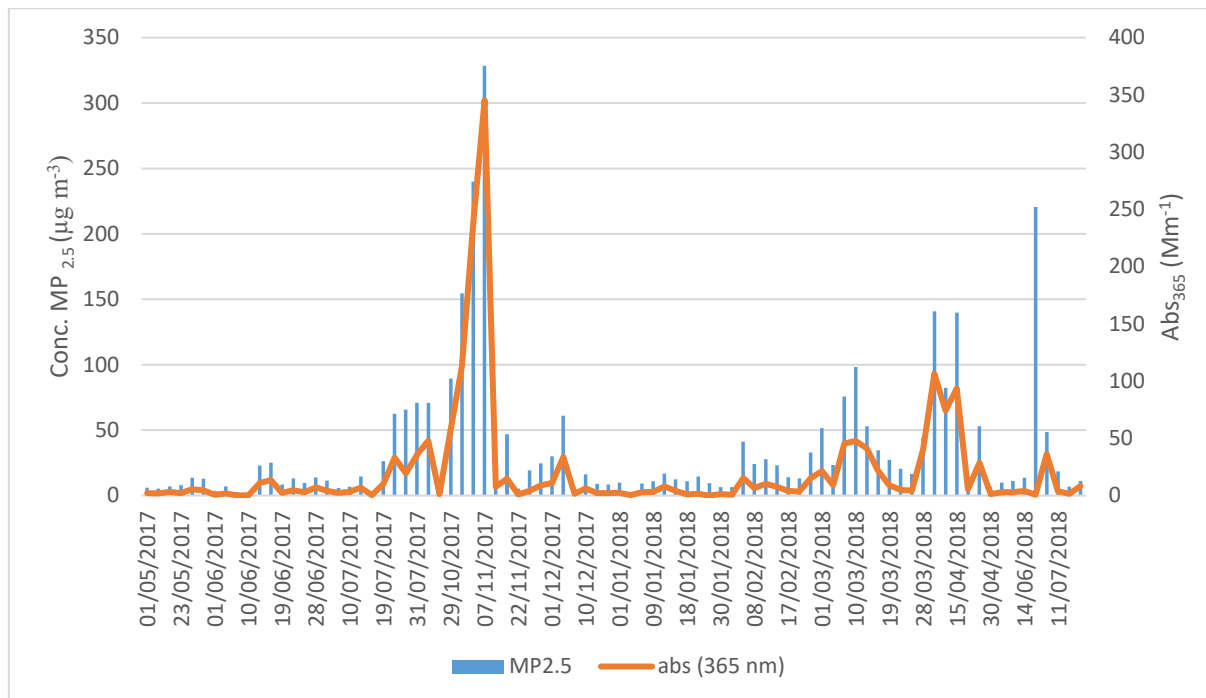


Fonte: Próprio autor (2025)

As medições espectrofotométricas, realizadas entre 200 e 500 nm, indicaram a *absorvância* de 0,5 em 200 nm, com redução progressiva até 0,15 em 530 nm, evidenciando que a fração cromófora do WSOC é composta principalmente por compostos orgânicos (Huang *et al.*, 2020). Esse perfil espectral é consistente com o comportamento relatado por Lou *et al.* (2020), que observaram decaimento exponencial da absorção em WSOC atmosférico associado à presença de ácidos aromáticos, fenóis oxidados e frações húmicas.

A variação temporal do coeficiente de absorção de luz em 365 nm ( $abs_{365}$ ) e da concentração de  $MP_{2.5}$  no período de estudo pode ser observado na Figura 23.

Figura 23 - Série temporal da concentração de material particulado fino ( $MP_{2.5}$ ,  $\mu g\ m^{-3}$ ) e do coeficiente de absorção da luz a 365 nm ( $Abs_{365}$ ,  $Mm^{-1}$ ) no período de maio de 2017 a julho de 2018.



Fonte: Próprio autor (2025)

Observa-se que aumentos na concentração de  $MP_{2.5}$  são acompanhados de valores altos de  $abs_{365}$ , evidenciando que episódios de maior poluição atmosférica estão relacionados ao aumento de compostos orgânicos cromóforos no material particulado. Zhang *et al.* (2018) descrevem um aumento significativo na absorção do WSOC durante períodos de poluição severa, atribuídos principalmente por aumento de emissões por queima de biomassa e combustíveis fósseis, bem como ao acúmulo de material particulado secundário sob condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão.

Em contraste, períodos marcados por baixas concentrações de  $MP_{2.5}$  apresentam baixos valores de  $abs_{365}$ , entretanto, apresentam uma menor variabilidade temporal. Esse padrão é compatível com a predominância de  $MP$  orgânico secundário formado por processos fotoquímicos intensos, porém compostos majoritariamente por espécies menos cromóforas. (Hecobian *et al.* 2010)

A eficiência de absorção mássica (MAE) é a capacidade intrínseca de uma substância absorver a radiação eletromagnética. Durante o estudo, obteve-se um valor médio de MAE de  $1,8\ m^2\ g^{-1}$  para o WSOC, indicando uma alta contribuição

desta fração do MP para absorção da radiação na faixa do ultravioleta.

O valor obtido de MAE reflete a presença de compostos orgânicos cromóforos, com estrutura aromática conjugada e grupos funcionais oxigenados capazes de absorver radiação em comprimentos de onda curtos, indicando uma possível presença de substâncias húmicas-like (HULIS), ácidos fenólicos e compostos nitro aromáticos (Sun *et al.*, 2021). Estudos correlacionam a intensidade de absorção do WSOC com a origem das emissões e o grau de envelhecimento das partículas na atmosfera (Tang *et al.*, 2020). Processos de fotodegradação e oxidação secundária tendem a reduzir a MAE devido à quebra de cromóforos e aumento da polaridade dos compostos, enquanto emissões recentes provenientes de combustão de biomassa apresentam valores mais elevados, em decorrência da maior concentração de estruturas aromáticas condensadas (Klodt *et al.*, 2022). Dessa forma, a magnitude de  $1,8 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  obtida neste estudo indica uma contribuição relevante de fontes primárias e/ou de WSOC recém-formado, com limitada degradação fotoquímica.

Estudos realizados por Cheng *et al.* (245011) e Zhou *et al.* (2022) descreve valores de MAE de 1,79 e  $0,99 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  respectivamente, indicando que os resultados obtidos na cidade de Londrina-PR são consistentes com valores reportados em ambientes urbanos e periurbanos influenciados por fontes antrópicas. Assim, o resultado obtido reforça a hipótese de que o WSOC local possui elevado potencial de absorção ótica e, portanto, desempenha papel não negligenciável no balanço radiativo atmosférico (Paraskevopoulou *et al.*, 2023).

## 5 CONCLUSÃO

O presente estudo permitiu uma avaliação abrangente da variabilidade temporal do material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ), das frações carbonáceas associadas — carbono negro (BC) e carbono orgânico solúvel em água (WSOC) e de suas propriedades ópticas na atmosfera urbana de Londrina (PR), contribuindo de forma relevante para a compreensão dos processos físico-químicos que governam a composição e o comportamento do MP atmosférico em cidades brasileiras de médio porte.

As concentrações de  $MP_{2,5}$  apresentaram elevada variabilidade ao longo do período de amostragem, com valores médios superiores às diretrizes recomendadas pela Organização Mundial da Saúde em diversos meses e ocorrência de episódios críticos associados a condições meteorológicas desfavoráveis, como baixa ventilação atmosférica e ausência de precipitação. Esses resultados evidenciam um cenário de potencial risco à saúde pública e reforçam a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade do ar na região.

O carbono negro, embora represente uma fração relativamente pequena da massa total do  $MP_{2,5}$ , mostrou-se um componente persistente ao longo do período analisado, refletindo a influência contínua de fontes primárias de combustão, especialmente emissões veiculares e queima de biomassa. A fraca correlação observada entre BC e a massa total de  $MP_{2,5}$ , bem como com o WSOC, indica que a dinâmica do BC é fortemente controlada por fontes específicas e episódicas, apresentando comportamento distinto daquele associado aos processos de formação secundária do MP.

Em contraste, o WSOC apresentou forte associação com a massa total de  $MP_{2,5}$ , evidenciada pela elevada correlação entre essas variáveis e pela dominância conjunta na primeira componente principal da análise multivariada. Esse comportamento indica que a variabilidade do  $MP_{2,5}$  em Londrina é amplamente governada pela fração orgânica solúvel em água, sugerindo papel central dos processos de oxidação atmosférica e formação secundária de material particulado orgânico, especialmente em períodos caracterizados por elevada radiação solar e condições favoráveis à atividade fotoquímica.

A razão BC/WSOC revelou-se um indicador eficaz para distinguir períodos dominados por emissões primárias recentes daqueles associados ao MP mais

envelhecido e oxidado. Valores reduzidos dessa razão coincidiram com episódios de maior carga de  $MP_{2,5}$  e WSOC, indicando predominância de compostos orgânicos hidrossolúveis e maior contribuição de processos secundários. Por outro lado, valores elevados de BC/WSOC estiveram associados a concentrações relativamente baixas de  $MP_{2,5}$ , mas com maior influência de emissões primárias de combustão.

A caracterização das propriedades ópticas do WSOC evidenciou um comportamento espectral típico de MP orgânico rico em cromóforos, com forte absorção na região do ultravioleta e decaimento exponencial em direção ao visível, compatível com a presença de compostos aromáticos conjugados e substâncias húmicas-like. Os valores de eficiência de absorção mássica obtidos situam-se dentro da faixa reportada para ambientes urbanos sob influência antrópica, reforçando o papel do WSOC como principal responsável pela absorção ótica da fração orgânica do MP e como contribuinte relevante para o carbono marrom (*brown carbon*).

A análise integrada das variáveis químicas, ópticas e meteorológicas demonstrou que a variabilidade do  $MP_{2,5}$  e de suas frações carbonáceas em Londrina resulta da interação entre fontes locais de emissão, processos de transporte regional e condições atmosféricas que modulam a formação, transformação e remoção do MP. As trajetórias de massas de ar indicaram alternância entre influências continentais e marítimas, corroborando a complexidade dos mecanismos de controle das concentrações observadas.

De forma geral, os resultados desta tese evidenciam que, mesmo em centros urbanos de médio porte, o material particulado fino apresenta composição química e propriedades ópticas comparáveis às observadas em grandes áreas metropolitanas, com implicações significativas para a qualidade do ar, a saúde humana e o balanço radiativo regional. Assim, este trabalho contribui para o avanço do conhecimento sobre o MP atmosférico no contexto brasileiro e reforça a importância de políticas públicas voltadas à redução das emissões de fontes primárias de combustão e à mitigação dos processos que favorecem a formação secundária de material particulado.

## REFERÊNCIAS

- ABE, Karina; MIRAGLIA, Simone. Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 13, n. 7, p. 694, 11 jul. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph13070694>.
- ABDEL-SHAFY, Hussein I.; MANSOUR, Mona S.M.. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal Of Petroleum**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 107-123, mar. 2016. Egyptian Petroleum Research Institute. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>.
- ANDREAE, M. O.; GELENCSE, A.. Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 6, n. 10, p. 3131-3148, 28 jul. 2006. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-6-3131-2006>.
- ANDRADE, Maria de Fatima; MIRANDA, Regina Maura de; FORNARO, Adalgiza; KERR, Americo; OYAMA, Beatriz; ANDRE, Paulo Afonso de; SALDIVA, Paulo. Vehicle emissions and PM<sub>2.5</sub> mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 79-88, 20 nov. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-010-0104-5>.
- ANDRADE, Valdir S.; ARTAXO, Paulo; HACON, Sandra; CARMO, Cleber N.. INFLUÊNCIA DO MATERIAL PARTICULADO (PM<sub>2.5</sub>) DE QUEIMADAS E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS NA MORBIDADE RESPIRATÓRIA DE CRIANÇAS EM MANAUS, AM. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 1, n. 4, p. 744-758, jan. 2012.
- ALVES, Célia; EVTYUGINA, Margarita; VICENTE, Estela; VICENTE, Ana; RIENDA, Ismael Casotti; LACAMPA, Ana Sánchez de; TOMÉ, Mário; DUARTE, Iola. PM<sub>2.5</sub> chemical composition and health risks by inhalation near a chemical complex. **Journal Of Environmental Sciences**, [S.L.], v. 124, p. 860-874, fev. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2022.02.013>.
- AUMONT, Bernard; MADRONICH, Sasha; BEY, Isabelle; TYNDALL, Geoffrey S.. Contribution of Secondary VOC to the Composition of Aqueous Atmospheric Particles: a modeling approach. **Journal Of Atmospheric Chemistry**, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 59-75, jan. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1006243509840>.
- BAIRD, C.; CANN, M. Química Ambiental. 4.ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BEELEN, Rob; HOEK, Gerard; RAASCHOU-NIELSEN, Ole; STAFOGGIA, Massimo; ANDERSEN, Zorana Jovanovic; WEINMAYR, Gudrun; HOFFMANN, Barbara; WOLF, Kathrin; SAMOLI, Evangelia; FISCHER, Paul H.. Natural-Cause Mortality and Long-Term Exposure to Particle Components: an analysis of 19 european cohorts within the multi-center escape project. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.],

v. 123, n. 6, p. 525-533, jun. 2015. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1408095>.

BIRCH, M. Eileen; CARY, Robert A.. Elemental carbon-based method for occupational monitoring of particulate diesel exhaust: methodology and exposure issues. **The Analyst**, [S.L.], v. 121, n. 9, p. 1183, 1996. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/an9962101183>.

BLANDO, James D; TURPIN, Barbara J. Secondary organic aerosol formation in cloud and fog droplets: a literature evaluation of plausibility. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 34, n. 10, p. 1623-1632, jan. 2000. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(99\)00392-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00392-1).

BOND, T. C.; DOHERTY, S. J.; FAHEY, D. W.; FORSTER, P. M.; BERNTSEN, T.; DEANGELO, B. J.; FLANNER, M. G.; GHAN, S.; KÄRCHER, B.; KOCH, D.. Bounding the role of black carbon in the climate system: a scientific assessment. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.L.], v. 118, n. 11, p. 5380-5552, 6 jun. 2013. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/jgrd.50171>.

BOSCÁ, Patry Marques. **O impacto da emissão de material particulado sobre a saúde respiratória da população de Manaus no período de 2008 a 2019**. 2021. 149 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2021.

BOUGIATIOTI, Aikaterini; BEZANTAKOS, Spiros; STAVROULAS, Iasonas; KALIVITIS, Nikos; KOKKALIS, Panagiotis; BISKOS, George; MIHALOPOULOS, Nikolaos; PAPAYANNIS, Alexandros; NENES, Athanasios. Biomass-burning impact on CCN number, hygroscopicity and cloud formation during summertime in the eastern Mediterranean. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 16, n. 11, p. 7389-7409, 14 jun. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-16-7389-2016>.

BRASIL. (1990) **Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Brasília: CONAMA.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 506, de 5 de julho de 2024**. Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar e diretrizes para sua aplicação. Diário Oficial da União: Edição: 130, Seção 1, Página: 133, 9 jul. 2024. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/>. Acesso em: 12 jan 2026.

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Censo Demográfico 2022. Rio de Janeiro: IBGE. 2022.

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Frota de Veículos 2024. Rio de Janeiro: IBGE. 2024

BREWER, Thomas L.. Black carbon emissions and regulatory policies in transportation. **Energy Policy**, [S.L.], v. 129, p. 1047-1055, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2019.02.073>.

BRINK, Harry Ten; MAENHAUT, Willy; HITZENBERGER, Regina; GNAUK, Thomas; SPINDLER, Gerald; EVEN, Arja; CHI, Xuguang; BAUER, Heidi; PUXBAUM, Hans; PUTAUD, Jean-Philippe. INTERCOMP2000: the comparability of methods in use in europe for measuring the carbon content of aerosol. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 38, n. 38, p. 6507-6519, dez. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.027>.

BRITO, Gabriel Ferreira da Silva; SODRÉ, Fernando Fabriz; ALMEIDA, Fernanda Vasconcelos de. Impact of Particulate Matter on Air Quality. **Revista Virtual de Química**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 1335-1354, 2018. Sociedade Brasileira de Quimica (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180092>.

BRUNEKREEF, Bert; HOLGATE, Stephen T. Air pollution and health. **The Lancet**, [S.L.], v. 360, n. 9341, p. 1233-1242, out. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736\(02\)11274-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736(02)11274-8).

CARMO CN, HACON S, LONGO KM, FREITAS S, IGNOTTI E, PONCE DE LEON A, *et al.* Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Rev Panam Salud Publica**. 2010;27(1):10–6.

CASTANHO, Andréa D.A.; ARTAXO, Paulo. Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 35, n. 29, p. 4889-4902, out. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(01\)00357-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(01)00357-0).

CAVALLI, F. *et al.* Atmospheric Measurement Techniques Toward a Standardised Ther-mal-Optical Protocol for Measuring Atmospheric Organic and Elemental Carbon: The EUSAAR Protocol. **Atmos. Meas. Tech**, v. 3, p. 79-89, 2010.

CHEN, Haibiao; ZHOU, Ruizhi; FANG, Li; SUN, Honglei; YANG, Qiaoyun; NIU, Hongya; LIU, Junwen; TIAN, Yingze; CUI, Min; YAN, Caiqing. Variations in optical properties of water- and methanol-soluble organic carbon in PM<sub>2.5</sub> in Tianjin and Handan over the Wintertime of 2018–2020. **Atmospheric Research**, [S.L.], v. 303, p. 107332, jun. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2024.107332>.

CHEN, Y.; LIU, C.; SU, W.; HU, Q.; ZHANG, C.; LIU, H.; YIN, H. Identification of volatile organic compound emissions from anthropogenic and biogenic sources based on satellite observation of formaldehyde and glyoxal. **The Science of the Total Environment**, 159997, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159997>.

CHENG, Y.-H.; YAN, J.-W. Comparisons of particulate matter, CO, and CO<sub>2</sub> levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 28, p. 4882–4891, set. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.011>

CHOW, Judith C.; WATSON, John G.; DORAISWAMY, Prakash; CHEN, Lung-Wen Antony; SODEMAN, David A.; LOWENTHAL, Douglas H.; PARK, Kihong; ARNOTT, W. Patrick; MOTALLEBI, Nehzat. Aerosol light absorption, black carbon, and elemental carbon at the Fresno Supersite, California. **Atmospheric Research**, [S.L.],

v. 93, n. 4, p. 874-887, ago. 2009. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.04.010>.

CHERUIYOT, Nicholas Kiprotich; LEE, Wen-Jhy; MWANGI, John Kennedy; WANG, Lin-Chi; LIN, Neng-Huei; LIN, Yuan-Chung; CAO, Junji; ZHANG, Renjian; CHANG-CHIEN, Guo-Ping. An Overview: polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from the stationary and mobile sources and in the ambient air. **Aerosol And Air Quality Research**, [S.L.], v. 15, n. 7, p. 2730-2762, 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.4209/aaqr.2015.11.0627>.

CRUZ, Lícia P.s.; SANTOS, Daniela F.; SANTOS, Ivanice F. dos; GOMES, Ícaro V.s.; SANTOS, Akácia V.s.; SOUZA, Keliane S.P.P.. Exploratory analysis of the atmospheric levels of BTEX, criteria air pollutants and meteorological parameters in a tropical urban area in Northeastern Brazil. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 152, p. 104265, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2019.104265>.

DALIRIAN, Maryam; YLISIRNIÖ, Arttu; BUCHHOLZ, Angela; SCHLESINGER, Daniel; STRÖM, Johan; VIRTANEN, Annele; RIIPINEN, Ilona. Cloud droplet activation of black carbon particles coated with organic compounds of varying solubility. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 18, n. 16, p. 12477-12489, 28 ago. 2018. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-18-12477-2018>.

DECESARI, Stefano; FACCHINI, Maria Cristina; FUZZI, Sandro; TAGLIAVINI, Emilio. Characterization of water-soluble organic compounds in atmospheric aerosol: a new approach. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.L.], v. 105, n. 1, p. 1481-1489, jan. 2000. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/1999jd900950>.

DENG, Junjun; MA, Hao; WANG, Xinfeng; ZHONG, Shujun; ZHANG, Zhimin; ZHU, Jialei; FAN, Yanbing; HU, Wei; WU, Libin; LI, Xiaodong. Measurement report: optical properties and sources of water-soluble brown carbon in tianjin, north china :: insights from organic molecular compositions. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 22, n. 10, p. 6449-6470, 19 maio 2022. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-22-6449-2022>.

DU, Zhenyu; HE, Kebin; CHENG, Yuan; DUAN, Fengkui; MA, Yongliang; LIU, Jiumeng; ZHANG, Xiaolu; ZHENG, Mei; WEBER, Rodney. A yearlong study of water-soluble organic carbon in Beijing II: light absorption properties. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 89, p. 235-241, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.02.022>.

DUAN, Rui-Rui; HAO, Ke; YANG, Ting. Air pollution and chronic obstructive pulmonary disease. **Chronic Diseases And Translational Medicine**, [S.L.], v. 6, n. 4, p. 260-269, dez. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cdtm.2020.05.004>.

EDWARDS, J.D.; OGREN, J.A.; WEISS, R.e.; CHARLSON, R.J.. Particulate air pollutants: a comparison of british :smoke: with optical absorption coefficient and elemental carbon concentration. **Atmospheric Environment (1967)**, [S.L.], v. 17, n. 11, p. 2337-2341, jan. 1983. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/0004->

6981(83)90233-0.

ELSER, Miriam; HUANG, Ru-Jin; WOLF, Robert; SLOWIK, Jay G.; WANG, Qiyan; CANONACO, Francesco; LI, Guohui; BOZZETTI, Carlo; DAELLENBACH, Kaspar R.; HUANG, Yu. New insights into PM 2.5 chemical composition and sources in two major cities in China during extreme haze events using aerosol mass spectrometry. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 3207-3225, 11 mar. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-16-3207-2016>.

FINLAYSON-PITTS, Bruce J.; PITTS, James N., Jr. *Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments and applications*. 1. ed. San Diego: Academic Press, 1999. ISBN 978-0-12-257060-5.

FLOOD-GARIBAY, Jessica Andrea *et al.* Particulate matter and ultrafine particles in urban air pollution and their effect on the nervous system. **Environmental Science: Processes & Impacts**, [S.L.], v. 25, n. 4, p. 704-726, 2023. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/d2em00276k>.

FOREHEAD, H.; HUYNH, N. Review of modelling air pollution from traffic at street-level – The state of the science. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 775-786, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.019>

GOLÇALVES, F. L. T.; COELHO, M. de S. Z. S. Variação da morbidade de doenças respiratórias em função da variação da temperatura entre os meses de abril e maio em São Paulo. **Ciência e Natura**, UFSM, 32 (1): 103 - 118, 2010.

GRABER, E. R.; RUDICH, Y.. Atmospheric HULIS: how humic-like are they? a comprehensive and critical review. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 6, n. 3, p. 729-753, 6 mar. 2006. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-6-729-2006>.

HALLQUIST, M.; WENGER, J. C.; BALTENSPERGER, U.; RUDICH, Y.; SIMPSON, D.; CLAEYS, M.; DOMMEN, J.; DONAHUE, N. M.; GEORGE, C.; GOLDSTEIN, A. H.. The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 9, n. 14, p. 5155-5236, 29 jul. 2009. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-9-5155-2009>.

**HEALTH EFFECTS INSTITUTE.** *State of Global Air 2020: special report*. Boston, MA: Health Effects Institute, 2020.

HECOBIAN, A.; ZHANG, X.; ZHENG, M.; FRANK, N.; EDGERTON, E. S.; WEBER, R. J.. Water-Soluble Organic Aerosol material and the light-absorption characteristics of aqueous extracts measured over the Southeastern United States. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 10, n. 13, p. 5965-5977, 2 jul. 2010. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-10-5965-2010>.

HITZENBERGER, R.; PETZOLD, A.; BAUER, H.; CTYROKY, P.; POURSMAEIL, P.; LASKUS, L.; PUXBAUM, H.. Intercomparison of Thermal and Optical Measurement Methods for Elemental Carbon and Black Carbon at an Urban Location. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 40, n. 20, p. 6377-6383,

15 set. 2006. American Chemical Society (ACS).  
<http://dx.doi.org/10.1021/es051228v>.

HETEM, Ivan; ANDRADE, Maria. Characterization of Fine Particulate Matter Emitted from the Resuspension of Road and Pavement Dust in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil. **Atmosphere**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 31, 23 fev. 2016. MDPI AG.  
<http://dx.doi.org/10.3390/atmos7030031>.

HOLMES, N.s.. A review of particle formation events and growth in the atmosphere in the various environments and discussion of mechanistic implications. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 41, n. 10, p. 2183-2201, mar. 2007. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.10.058>.

HUANG, Ru-Jin; ZHANG, Yanlin; BOZZETTI, Carlo; HO, Kin-Fai; CAO, Jun-Ji; HAN, Yongming; DAELLENBACH, Kaspar R.; SLOWIK, Jay G.; PLATT, Stephen M.; CANONACO, Francesco. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. **Nature**, [S.L.], v. 514, n. 7521, p. 218-222, 17 set. 2014. Springer Science and Business Media LLC.  
<http://dx.doi.org/10.1038/nature13774>

HUANG, Ru-Jin; HE, Yao; DUAN, Jing; LI, Yongjie; CHEN, Qi; ZHENG, Yan; CHEN, Yang; HU, Weiwei; LIN, Chunshui; NI, Haiyan. Contrasting sources and processes of particulate species in haze days with low and high relative humidity in wintertime Beijing. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 20, n. 14, p. 9101-9114, 31 jul. 2020. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-20-9101-2020>.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Banco de Dados Meteorológicos – BDMEP**. Brasília, DF: INMET, 2025. Disponível em:  
<https://bdmep.inmet.gov.br/> Acesso em: 12 jan 2026.

IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.

JACOBSON, Ludmilla Viana *et al.* Desempenho dos dados de material particulado fino sobre a qualidade do ar em estudo epidemiológico em Salvador, Brasil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, [S.L.], v. 27, n. , p. 240068-240068, out. 2024. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1980-549720240068.2>.

JANSEN, K. L. *et al.* Associations between ambient black carbon, particulate matter, and carbon monoxide and heart rate variability in subjects with coronary artery disease. *Environmental Health Perspectives*, v. 113, n. 6, p. 700-706, 2015.

JIANG, Z. *et al.* Black carbon aerosol in urban China: emissions, measurement and health effects. *Science of the Total Environment*, v. 667, p. 426-435, 2019.

JIMENEZ, J. L.; CANAGARATNA, M. R.; DONAHUE, N. M.; PREVOT, A. S. H.; ZHANG, Q.; KROLL, J. H.; DECARLO, P. F.; ALLAN, J. D.; COE, H.; NG, N. L.. Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere. **Science**, [S.L.], v. 326, n. 5959, p. 1525-1529, 11 dez. 2009. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1180353>.

KAWAMURA, Kimitaka; BIKKINA, Srinivas. A review of dicarboxylic acids and related compounds in atmospheric aerosols: molecular distributions, sources and transformation. **Atmospheric Research**, [S.L.], v. 170, p. 140-160, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.11.018>.

KAWAMURA, Kimitaka.. Identification of C2-C10 .omega.-oxocarboxylic acids, pyruvic acid, and C2-C3 .alpha.-dicarbonyls in wet precipitation and aerosol samples by capillary GC and GC/MS. **Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 65, n. 23, p. 3505-3511, 1 dez. 1993. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/ac00071a030>.

KELLY, Frank J.; FUSSELL, Julia C. Role of oxidative stress in cardiovascular disease outcomes following exposure to ambient air pollution. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 110, p. 345-367, 2017.

KISS, Gyula; VARGA, Bálint; GALAMBOS, István; GANSZKY, Ildikó. Characterization of water-soluble organic matter isolated from atmospheric fine aerosol. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.L.], v. 107, n. 21, p. 1, 15 nov. 2002. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2001jd000603>.

KULMALA, M.; VEHKAMÄKI, H.; PETÄJÄ, T.; MASO, M. dal; LAURI, A.; KERMINEN, V.-M.; BIRMILI, W.; MCMURRY, P.H.. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. **Journal Of Aerosol Science**, [S.L.], v. 35, n. 2, p. 143-176, mar. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.10.003>.

KLODT, Alexandra L.; ADAMEK, Marley; DIBLEY, Monica; NIZKORODOV, Sergey A.; O'BRIEN, Rachel E.. Effects of the sample matrix on the photobleaching and photodegradation of toluene-derived secondary organic aerosol compounds. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 22, n. 15, p. 10155-10171, 9 ago. 2022. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-22-10155-2022>.

KONDO, Y.; SAHU, L.; MOTEKI, N.; KHAN, F.; TAKEGAWA, N.; LIU, X.; KOIKE, M.; MIYAKAWA, T.. Consistency and Traceability of Black Carbon Measurements Made by Laser-Induced Incandescence, Thermal-Optical Transmittance, and Filter-Based Photo-Absorption Techniques. **Aerosol Science And Technology**, [S.L.], v. 45, n. 2, p. 295-312, fev. 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2010.533215>.

KRECL, Patricia; TARGINO, Admir Créso; LANDI, Thiago Pereira; KETZEL, Matthias. Determination of black carbon, PM2.5, particle number and NOx emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 186, p. 229-240, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.042>.

KULMALA, M.; LAAKSO, L.; LEHTINEN, K. E. J.; RIIPINEN, I.; MASO, M. dal; ANTTILA, T.; KERMINEN, V.-M.; HÖRRAK, U.; VANA, M.; TAMMET, H.. Initial steps

of aerosol growth. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 4, n. 11/12, p. 2553-2560, 15 dez. 2004. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-4-2553-2004>.

LASKIN, Alexander; LASKIN, Julia; NIZKORODOV, Sergey A.. Chemistry of Atmospheric Brown Carbon. **Chemical Reviews**, [S.L.], v. 115, n. 10, p. 4335-4382, 26 fev. 2015. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/cr5006167>.

LEE, Ben H.; D'AMBRO, Emma L.; LOPEZ-HILFIKER, Felipe D.; SCHOBESBERGER, Siegfried; MOHR, Claudia; ZAWADOWICZ, Maria A.; LIU, Jiumeng; SHILLING, John E.; HU, Weiwei; PALM, Brett B.. Resolving Ambient Organic Aerosol Formation and Aging Pathways with Simultaneous Molecular Composition and Volatility Observations. **Acs Earth And Space Chemistry**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 391-402, 20 fev. 2020. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acsearthspacechem.9b00302>.

LI, C. *et al.* Morphology and mixing state of black carbon in the urban atmosphere: A review. *Atmospheric Environment*, v. 213, p. 463-475, 2019.

LI, Haiyan; ZHANG, Qi; JIANG, Wenqing; COLLIER, Sonya; SUN, Yele; ZHANG, Qiang; HE, Kebin. Characteristics and sources of water-soluble organic aerosol in a heavily polluted environment in Northern China. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 758, p. 143970-143970, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143970>.

LIN, Peng; YU, Jian Zhen. Generation of Reactive Oxygen Species Mediated by Humic-like Substances in Atmospheric Aerosols. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 45, n. 24, p. 10362-10368, 15 nov. 2011. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es2028229>.

LIN, Weiwei; DAI, Jiajia; LIU, Run; ZHAI, Yuhong; YUE, Dingli; HU, Qiansheng. Integrated assessment of health risk and climate effects of black carbon in the Pearl River Delta region, China. **Environmental Research**, [S.L.], v. 176, p. 108522, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.003>.

LÓPEZ-CARAVACA, A.; CRESPO, J.; GALINDO, N.; YUBERO, E.; CLEMENTE, A.; CASTAÑER, R.; NICOLÁS, J.F.. Characterization of water-soluble organic carbon absorption at an urban background site in the south-eastern Iberian Peninsula. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 324, p. 120435, maio 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120435>.

LUO, Yuanyuan; ZHOU, Xuehua; ZHANG, Jingzhu; XUE, Likun; CHEN, Tianshu; ZHENG, Penggang; SUN, Jingjing; YAN, Xiaolong; HAN, Guangxuan; WANG, Wenxing. Characteristics of airborne water-soluble organic carbon (WSOC) at a background site of the North China Plain. **Atmospheric Research**, [S.L.], v. 231, p. 104668, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104668>.

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**, [S.L.], v. 512-513, p. 154-166, abr. 2015. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.009>.

MA, Yinjie *et al.* A review of atmospheric fine particulate matters: chemical composition, source identification and their variations in beijing. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, [S.L.], v. 44, n. 2, p. 4783-4807, 31 maio 2022. Informa UK Limited.  
<http://dx.doi.org/10.1080/15567036.2022.2075991>.

MARDOÑEZ-BALDERRAMA, Valeria; MOČNIK, Griša; PANDOLFI, Marco; MODINI, Robin L.; VELARDE, Fernando; RENZI, Laura; MARINONI, Angela; JAFFREZO, Jean-Luc; R., Isabel Moreno; ALIAGA, Diego. Atmospheric black carbon in the metropolitan area of La Paz and El Alto, Bolivia: concentration levels and emission sources. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 24, n. 20, p. 12055-12077, 28 out. 2024. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-24-12055-2024>.

MOTEKI, Nobuhiro; OHATA, Sho; YOSHIDA, Atsushi; ADACHI, Kouji. Constraining the complex refractive index of black carbon particles using the complex forward-scattering amplitude. **Aerosol Science And Technology**, [S.L.], v. 57, n. 7, p. 678-699, 3 maio 2023. Informa UK Limited.  
<http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2023.2202243>.

MURRAY, Christopher J L *et al.* Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the global burden of disease study 2019. **The Lancet**, [S.L.], v. 396, n. 10258, p. 1223-1249, out. 2020. Elsevier BV.  
[http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736\(20\)30752-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736(20)30752-2).

NAYEBARE, Shedrack R. *et al.* Understanding the Sources of Ambient Fine Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) in Jeddah, Saudi Arabia. **Atmosphere**, [S.L.], v. 13, n. 5, p. 711, 29 abr. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/atmos13050711>.

O'DOWD, Colin D; LEEUW, Gerrit de. Marine aerosol production: a review of the current knowledge. **Philosophical Transactions Of The Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, [S.L.], v. 365, n. 1856, p. 1753-1774, 18 maio 2007. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2007.2043>.

O'DOWD, Colin D.; HOFFMANN, Thorsten. Coastal New Particle Formation: a review of the current state-of-the-art. **Environmental Chemistry**, [S.L.], v. 2, n. 4, p. 245-255, 8 dez. 2005. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/en05077>.

OMS (2020). Personal interventions and risk communication on air pollution. Genebra, Organização Mundial da Saúde Paraskevopoulou *et al.*, 2023

PAWLAK, F.; KOZIOŁ, K.; WILCZYŃSKA-MICHALIK, W.; WOROSZ, M.; MICHALIK, M.; LEHMANN-KONERA, S.; POLKOWSKA, Ż. Characteristics of anthropogenic pollution in the atmospheric air of South-Western Svalbard (Hornsund, Spring 2019). **Water**, v. 16, 1486, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16111486>.

PETERS, Annette; HOFFMANN, Barbara; BRUNEKREEF, Bert; KÜNZLI, Nino; KUTLAR JOSS, Meltem; PROBST-HENSCH, Nicole; RITZ, Beate; SCHULZ, Holger;

STRAIF, Kurt; WICHMANN, H. Erich. *The health impact of air pollution: an expert report of the International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) and the European Respiratory Society (ERS)*. [S.l.], 30 jan. 2019.

PENG, J. *et al.* Optical properties and radiative forcing of black carbon in urban emission sources and atmospheric aerosols. *Science Advances*, v. 2, n. 3, p. e1600769, 2016.

PIRACELLI, Victor; AMADOR, Ismael; SABINO, Fabio; PINTO, Jurandir; SILVA JUNIOR, Carlos; SOLCI, Maria Cristina. EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS EM CONDIÇÕES REAIS DE PAVIMENTAÇÃO ASFÁLTICA: material particulado, black carbon e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Química Nova**, [S.L.], v. 43, n. 4, p. 404-412, 2020. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170509>.

PIRES, J. C. M.; SOUZA, A.; PAVÃO, H. G.; MARTINS, F. G.. Variation of surface ozone in Campo Grande, Brazil: meteorological effect analysis and prediction. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 21, n. 17, p. 10550-10559, 23 maio 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-2977-6>.

PÖSCHL, U. Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, v. 44, p. 7520-7540, 2005.

PETZOLD, A. *et al.* Recommendations for the interpretation of. **Atmospheric Chemistry And Physics Discussions**, [S.L.], p. 9485-9517, 11 abr. 2013. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acpd-13-9485-2013>.

RAPOSO, F. Evaluation of analytical calibration based on least-squares linear regression for instrumental techniques: a tutorial review. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 77, p. 167-185, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2015.12.006>.

RAVINDRA, K; SOKHI, R; VANGRIEKEN, R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 42, n. 13, p. 2895-2921, abr. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.010>.

REISINGER, P.; WONASCHÜTZ, A.; HITZENBERGER, R.; PETZOLD, A.; BAUER, H.; JANKOWSKI, N.; PUXBAUM, H.; CHI, X.; MAENHAUT, W.. Intercomparison of Measurement Techniques for Black or Elemental Carbon Under Urban Background Conditions in Wintertime: influence of biomass combustion. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 42, n. 3, p. 884-889, 3 jan. 2008. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es0715041>.

RODRIGUES, Poliany Cristiny de Oliveira *et al.* Variabilidade climática aumenta a morbimortalidade associada ao material particulado. **Revista de Saúde Pública**, [S.L.], v. 51, p. 91, 11 out. 2017. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/s1518-8787.2017051006952>.

RUSSO, P. R. A qualidade do ar no município do Rio de Janeiro: análise espaço-temporal de partículas em suspensão na atmosfera. **Revista de Ciências Humanas**, [S. l.], v. 1, n. 1, 2018.

SALDARRIAGA MOLINA, Julio César; ECHEVERRI LONDOÑO, Carlos Alberto; MOLINA PÉREZ, Francisco José. Partículas suspendidas (PST) y partículas respirables (PM10) en el Valle de Aburrá, Colombia. **Revista Facultad de Ingeniería**, Medellín: Universidad de Antioquia, n. 32, p. 7–16, dez. 2004.

SANNIGRAHI, Poulomi; SULLIVAN, Amy P.; WEBER, Rodney J.; INGALL, Ellery D.. Characterization of Water-Soluble Organic Carbon in Urban Atmospheric Aerosols Using Solid-State <sup>13</sup>C NMR Spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 40, n. 3, p. 666-672, 23 dez. 2005. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es051150i>.

SANTOS, Débora Rejane Fernandes dos; MANTOVANI, Igor Soares; SOUZA, Janaína; SOLCI, Maria Cristina. SAZONALIDADE DO MATERIAL PARTICULADO FINO E BLACK CARBON NO AR AMBIENTE DE LONDRINA/PARANÁ / SEASONALITY OF FINE PARTICULATE MATERIAL AND BLACK CARBON IN THE AMBIENT AIR OF LONDRINA/PARANÁ. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 10, p. 84069-84086, 2020. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n10-736>.

SCHMID, H. Results of the “carbon conference” international aerosol carbon round robin test stage I. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 35, n. 12, p. 2111-2121, abr. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(00\)00493-3](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00493-3).

SEINFELD, John H.; PANDIS, Spyros N. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. **John Wiley & Sons**, 2016.

SILVA, Carlos R. da *et al.* Black carbon associated to PM<sub>1.0</sub> and PM<sub>2.5</sub>: mass variation due to combustion of biodiesel/diesel blends (B5, B6, B7 and B8). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 4, p. 786-792, 2019.

SILVA, Ageo Mario Candido da *et al.* Material particulado originario de queimadas e doenças respiratorias. **Revista de Saúde Pública**, [S.L.], v. 47, n. 2, p. 345-352, jun. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0034-910.2013047004410>.

SNYDER, David C.; RUTTER, Andrew P.; COLLINS, Ryan; WORLEY, Chris; SCHAUER, James J.. Insights into the Origin of Water Soluble Organic Carbon in Atmospheric Fine Particulate Matter. **Aerosol Science And Technology**, [S.L.], v. 43, n. 11, p. 1099-1107, 15 set. 2009. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02786820903188701>.

SOMAR – Qualidade do Ar. Somar.ind.br. Disponível em: <https://www.somar.ind.br/>. Acesso em: 21 jan. 2026.

SULLIVAN, A. P.; WEBER, R. J.; CLEMENTS, A. L.; TURNER, J. R.; BAE, M. S.; SCHAUER, J. J.. A method for on-line measurement of water-soluble organic carbon

in ambient aerosol particles: results from an urban site. **Geophysical Research Letters**, [S.L.], v. 31, n. 13, p. 1-4, jul. 2004. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2004gl019681>.

SULLIVAN, Amy P.; WEBER, Rodney, Chemical characterization of the ambient organic aerosol soluble in water: 1. isolation of hydrophobic and hydrophilic fractions with a xad :8 resin. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.L.], v. 111, n. 5, p. 1-9, 11 mar. 2006. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005jd006485>.

SUN, Haolin; BIEDERMANN, Laura; BOND, Tami C.. Color of brown carbon: a model for ultraviolet and visible light absorption by organic carbon aerosol. **Geophysical Research Letters**, [S.L.], v. 34, n. 17, p. 1-5, set. 2007. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2007gl029797>.

SUN, Yue; TANG, Jiao; MO, Yangzhi; GENG, Xiaofei; ZHONG, Guangcai; YI, Xin; YAN, Caiqing; LI, Jun; ZHANG, Gan. Polycyclic Aromatic Carbon: a key fraction determining the light absorption properties of methanol-soluble brown carbon of open biomass burning aerosols. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 55, n. 23, p. 15724-15733, 22 nov. 2021. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.1c06460>.

TAKEDA, S. Y. **Londrina em Dados 2024 - ano base 2023**. Disponível em: <https://portal.londrina.pr.gov.br/londrina-em-dados>. Acesso em: 31 jan. 2026.

TANG, Jiao; LI, Jun; SU, Tao; HAN, Yong; MO, Yangzhi; JIANG, Hongxing; CUI, Min; JIANG, Bin; CHEN, Yingjun; TANG, Jianhui. Molecular compositions and optical properties of dissolved brown carbon in biomass burning, coal combustion, and vehicle emission aerosols illuminated by excitation–emission matrix spectroscopy and Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry analysis. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 2513-2532, 2 mar. 2020. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-20-2513-2020>.

TARGINO, Admir Cre'so; KRECL, Patricia. Local and Regional Contributions to Black Carbon Aerosols in a Mid-Sized City in Southern Brazil. **Aerosol And Air Quality Research**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 125-137, 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.4209/aaqr.2015.06.0388>.

TARGINO, Admir Créso; GIBSON, Mark David; KRECL, Patricia; RODRIGUES, Marcos Vinicius Costa; SANTOS, Maurício Moreira dos; CORRÊA, Marcelo de Paula. Hotspots of black carbon and PM2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 218, p. 475-486, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.027>.

TIAN, Shasha *et al.* Chemical Compositions and Source Analysis of PM2.5 during Autumn and Winter in a Heavily Polluted City in China. **Atmosphere**, [S.L.], v. 11, n. 4, p. 336, 30 mar. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/atmos11040336>.

TURPIN, B. J.; LIM, H. J. Species contributions to PM2.5 mass concentrations: revisiting common assumptions for estimating organic mass. **Aerosol Science and**

*Technology*, v. 35, n. 1, p. 602-610, 2001.

Vandita Srivastava. Black Carbon: its sources, environment and health impacts & mitigation solutions for sustainable development. **International Journal For Multidisciplinary Research**, [S.L.], v. 7, n. 1, 23 fev. 2025. International Journal for Multidisciplinary Research (IJFMR).  
<http://dx.doi.org/10.36948/ijfmr.2025.v07i01.37605>

VASCONCELLOS, Pérola C.; SOUZA, Davi Z.; ÁVILA, Simone G.; ARAÚJO, Maria P.; NAOTO, Edson; NASCIMENTO, Kátia H.; CAVALCANTE, Fernando S.; SANTOS, Marina dos; SMICHOWSKI, Patricia; BEHRENTZ, Eduardo. Comparative study of the atmospheric chemical composition of three South American cities. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 45, n. 32, p. 5770-5777, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.018>.

XU, Li; DU, Lin; TSONA, Narcisse T.; GE, Maofa. Anthropogenic Effects on Biogenic Secondary Organic Aerosol Formation. **Advances In Atmospheric Sciences**, [S.L.], v. 38, n. 7, p. 1053-1084, 15 fev. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00376-020-0284-3>.

YANG, Xiaozhe *et al.* Cytotoxicity induced by fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) via mitochondria-mediated apoptosis pathway in human cardiomyocytes. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 161, p. 198-207, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.092>.

YAO, Xiaohong; CHAN, Chak K.; FANG, Ming; CADLE, Steven; CHAN, Tai; MULAWA, Patricia; HE, Kebin; YE, Boming. The water-soluble ionic composition of PM<sub>2.5</sub> in Shanghai and Beijing, China. **Atmospheric Environment**, [S.L.], v. 36, n. 26, p. 4223-4234, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(02\)00342-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00342-4).

YU, Qing; CHEN, Jing; QIN, Weihua; AHMAD, Mushtaq; ZHANG, Yuepeng; SUN, Yuewei; XIN, Ke; AI, Jing. Oxidative potential associated with water-soluble components of PM<sub>2.5</sub> in Beijing: the important role of anthropogenic organic aerosols. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 433, p. 128839, jul. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128839>.

WATSON, J. G. Visibility: science and regulation. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 52, p. 628-713, 2002.

ZHANG, Yan-Lin; EL-HADDAD, Imad; HUANG, Ru-Jin; HO, Kin-Fai; CAO, Jun-Ji; HAN, Yongming; ZOTTER, Peter; BOZZETTI, Carlo; DAELLENBACH, Kaspar R.; SLOWIK, Jay G.. Large contribution of fossil fuel derived secondary organic carbon to water soluble organic aerosols in winter haze in China. **Atmospheric Chemistry And Physics**, [S.L.], v. 18, n. 6, p. 4005-4017, 22 mar. 2018. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-18-4005-2018>.

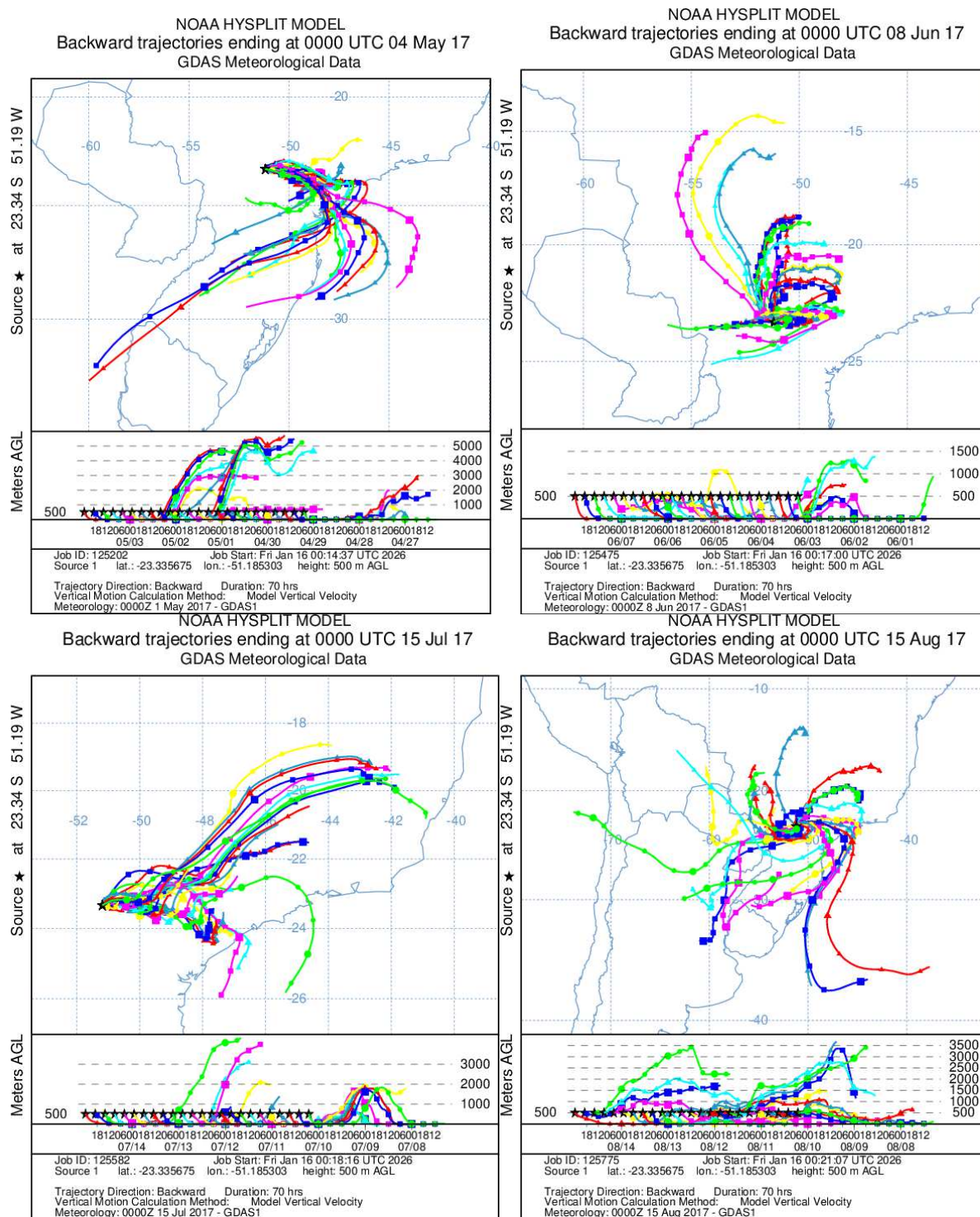
ZHANG, Renyi *et al.* Nucleation and growth of nanoparticles in the atmosphere. **Chemical reviews**, v. 112, n. 3, p. 1957-2011, 2012.

ZHOU, Yi; CHEN, Junwei; FAN, Fan; FENG, Yi; WANG, Shun Yao; FU, Qingyan; FENG, Jialiang. Deconvolving light absorption properties and influencing factors of carbonaceous aerosol in Shanghai. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 839, p. 156280, set. 2022. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156280>.

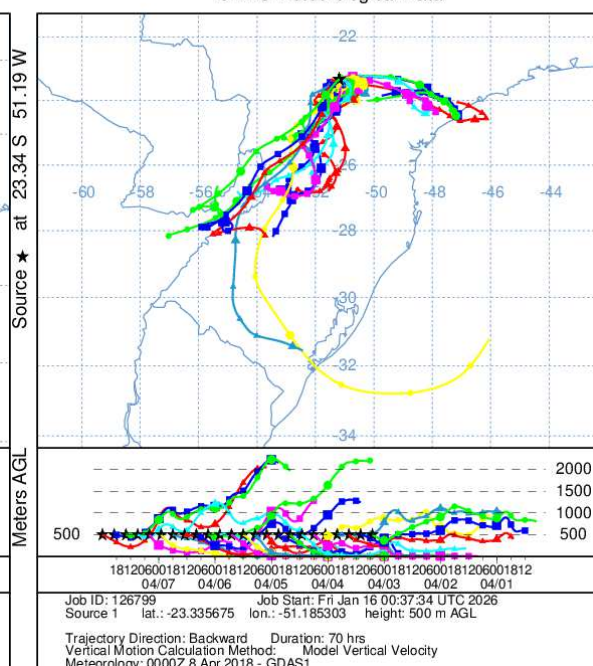
## ANEXOS

## ANEXO A

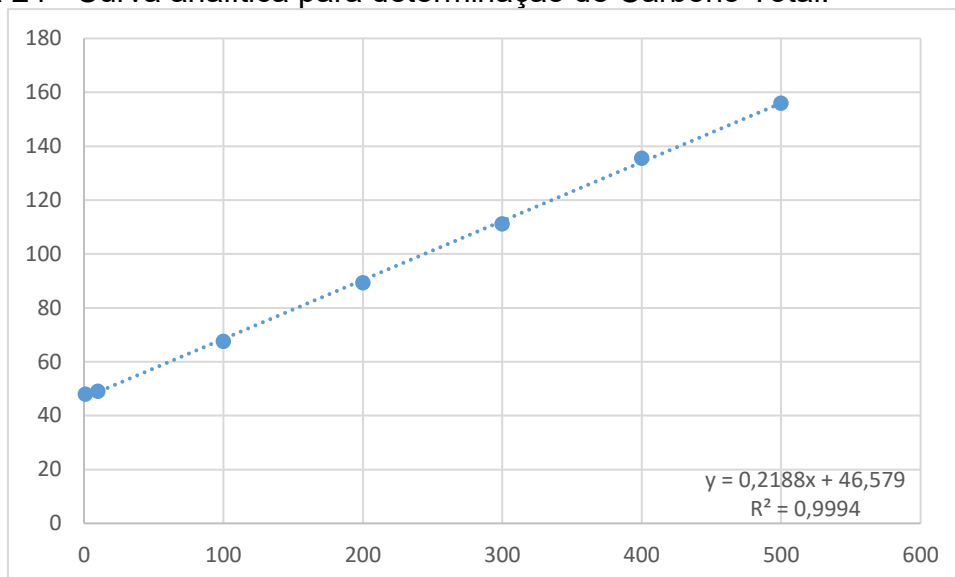
Trajetórias de retorno (backward trajectories) de 70 horas calculadas pelo modelo HYSPLIT (NOAA), no período maio de 2017 a maio de 2018



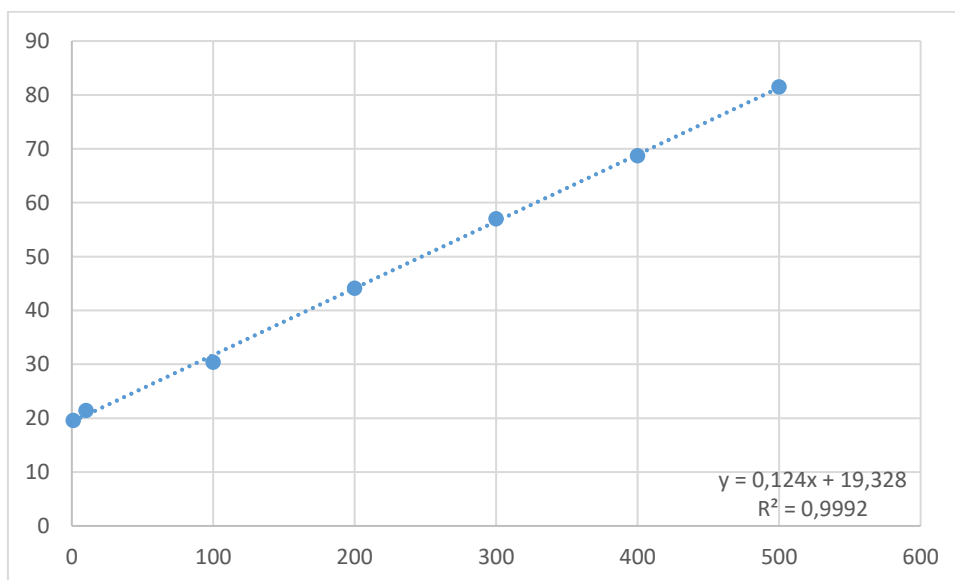






**ANEXO B****Curvas Analíticas de Calibração para Quantificação de Carbono Total (CT) e Carbono Inorgânico (CI) por Analisador de Carbono Orgânico Total (TOC)****Figura 24 - Curva analítica para determinação de Carbono Total.**

Fonte: Próprio autor (2025).

**Figura 25 - Curva analítica para determinação de Carbono Inorgânico**

Fonte: Próprio autor (2025).