



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

**MARCADORES DE QUEIMA DE BIOMASSA E SUA INFLUÊNCIA
NO MATERIAL PARTICULADO DA ATMOSFERA URBANA DE
MANAUS – AM**

ELAINE CRISTINA DA SILVA PEREIRA
MESTRADO

Manaus/AM
Junho/2025

ELAINE CRISTINA DA SILVA PEREIRA

**MARCADORES DE QUEIMA DE BIOMASSA E SUA INFLUÊNCIA
NO MATERIAL PARTICULADO DA ATMOSFERA URBANA DE
MANAUS – AM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Química
da Universidade Federal do Amazonas,
exigida para o título de Mestre em Química,
com ênfase na Linha de Pesquisa Métodos
Analíticos e Estudos Ambientais

**PROF.^a DR.^a CRISTINE DE MELLO DIAS MACHADO
ORIENTADORA**

Manaus/AM
Junho/2025

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

P436m Pereira, Elaine Cristina da Silva

Marcadores de queima de biomassa e sua influência no material particulado da atmosfera urbana de Manaus - AM / Elaine Cristina da Silva Pereira. - 2025.

120 f. : il., color. ; 31 cm.

Orientador(a): Cristine de Mello Dias Machado.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Química, Manaus, 2025.

1. Material particulado (MP). 2. Queima de biomassa. 3. Marcadores químicos. 4. Levoglucosano. I. Machado, Cristine de Mello Dias. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Química. III. Título

ELAINE CRISTINA DA SILVA PEREIRA

MARCADORES DE QUEIMA DE BIOMASSA E SUA INFLUÊNCIA
NO MATERIAL PARTICULADO DA ATMOSFERA URBANA DE
MANAUS – AM

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Química
da Universidade Federal do Amazonas,
exigida para o título de Mestre em Química,
com ênfase na Linha de Pesquisa Métodos
Analíticos e Estudos Ambientais

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em 27 de junho de 2025

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Cristine de Mello Dias Machado - PPGQ/UFAM
Orientadora

Prof^a. Dr^a. Giovana Anceski Bataglion – PPGQ/UFAM
Avaliadora – Membro Interno

Prof^a. Dr^a. Karen Silveira Fernandes – DQ/UFAM
Avaliadora – Membro Externo

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, que esteve comigo em cada passo da minha jornada. Foi Nele que procurei força e coragem para não desistir nos momentos de fraqueza, a sua presença foi o meu sustento.

À minha família, Roberto (pai), Maria Eliese (Mãe), Roberto e Marcus (irmãos), Felipe, Vinicius e Bento (sobrinhos), Rosana e Jacenilva (cunhadas) que sempre estiveram ao meu lado, apoiando, torcendo e orando, sendo a minha força e o meu equilíbrio emocional para pleitear essa formação.

À minha orientadora, prof^a Dr.^a Cristine de Mello Dias Machado, meu exemplo profissional, pela confiança, auxílio e paciência, contribuindo da melhor maneira possível para a construção deste trabalho. Sem deixar de destacar seu perfil humano, que me acolheu, me abraçou e não me deixou desistir. Sua força, encorajamento e confiança em mim foram fundamentais para que eu pudesse continuar, mesmo diante das dificuldades. Gratidão!

À minha parceira de vida, Lene Melo, por ter caminhado ao meu lado e por todo amor, amizade, dedicação, paciência e compreensão nos momentos de renúncia e ausência.

À prof^a Dr.^a Karen Fernandes e Dr.^a Daniele Cardoso, pela paciência e disposição em compartilhar conhecimentos, ampliando a minha visão sobre a ciência e assim também, contribuindo para o enriquecimento deste trabalho e meu crescimento profissional.

Aos queridos colegas Semiramides Barros, Marcos Denilson Monteiro, Eduarda Tópor, Fabiany Honorato e Rhuan Silva pela troca de experiências, pela ajuda na execução desse trabalho e pelo ânimo nos momentos difíceis, além dos lanches, almoços e cafés compartilhados.

À equipe gestora da Escola Estadual Antônio Maurity, em especial Núbia Mendes e David Wanderson (gestores) e Marinha Souza (pedagoga) pelo apoio compreensão, essa conquista não seria possível sem a confiança e o incentivo de vocês.

À Universidade Federal do Amazonas e ao Programa de Pós-Graduação em Química pela oportunidade em desenvolver esse trabalho.

E, por fim, a todos que direta ou indiretamente estiveram envolvidos e contribuíram para o desenvolvimento desta dissertação.

"Farei que minha instrução resplandeça como aurora, para que ilumine os lugares mais distantes. Derramarei o ensinamento como profecia e o transmitirei para as gerações futuras. Vejam: Não trabalhei apenas para mim, mas para todos que procuram a sabedoria."

(Eclesiástico 24, 30-32)

RESUMO

Na Amazônia, os incêndios florestais e a queima de biomassa são fontes importantes de emissões de material particulado (MP) para atmosfera. Este trabalho teve o objetivo de avaliar o MP coletado na cidade de Manaus, nas frações partícula total em suspensão (PTS) e material particulado fino ($MP_{2,5}$) durante a estação seca dos anos de 2022 (setembro a novembro) e 2023 (agosto a novembro). A concentração dos marcadores de queima de biomassa levoglucosano (LEV), *black carbon* (BC) e potássio (K) foram determinadas por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas, reflectância e cromatografia de íons, respectivamente. As amostragens foram realizadas durante 24 horas utilizando amostradores de grandes volumes (HI-VOL, fluxo de $1,13\text{ m}^3/\text{min}$) em uma área urbana da capital amazonense, que possui todo tipo de serviço que uma comunidade necessita e intenso tráfego veicular. Os resultados evidenciaram que os efeitos associados ao evento El Niño em 2023, principalmente o aumento das temperaturas e a redução da umidade relativa do ar, exerceram influência sobre a intensificação dos focos de incêndio. Esse processo, por sua vez, contribuiu para a elevação das concentrações de MP em 36% (PTS) e 48% ($MP_{2,5}$) em relação ao mesmo período do ano de 2022. As concentrações de todos os marcadores de queima de biomassa analisados em 2023, também foram maiores em comparação ao ano anterior (68% de LEV_P , 25% de LEV_F , 30% de BC_P , 23% de BC_F , 26 % de K_P e 25% de K_F). A análise de Componentes Principais (PCA), considerando os marcadores de queima de biomassa e os focos de incêndios, mostrou que, em 2023, as emissões desses marcadores estiveram mais relacionadas a fontes de queima de biomassa do que a combustíveis fósseis ou resíduos industriais. Reforçando a origem comum dos marcadores investigados neste estudo, à queima de biomassa. Portanto, as informações contidas neste estudo contribuem para um entendimento mais abrangente sobre emissão e transporte de partículas na região amazônica, evidenciando a complexa interação entre fatores naturais e antrópicos que influenciam a qualidade do ar na cidade de Manaus. Ressaltando ainda a necessidade de monitoramento contínuo do MP em áreas urbanas da Amazônia, bem como a formulação de políticas públicas direcionadas à mitigação dos impactos sobre a saúde da população e sobre a qualidade ambiental, criando estratégias que visam reduzir a emissão de partículas decorrentes da queima de biomassa.

Palavras Chaves: Material particulado (MP); queima de biomassa; marcadores químicos; levoglucosano; El Niño

ABSTRACT

In the Amazon, forest fires and biomass burning are important sources of particulate matter (PM) emissions to the atmosphere. This study aimed to evaluate PM collected in the city of Manaus, in the fractions of total suspended particles (TSP) and fine particulate matter ($PM_{2.5}$) during the dry seasons of 2022 (September to November) and 2023 (August to November). The concentrations of biomass burning tracers levoglucosan (LEV), black carbon (BC), and potassium (K) were determined by gas chromatography coupled to mass spectrometry, reflectance, and ion chromatography, respectively. Sampling was carried out over 24 hours using high-volume samplers (HI-VOL, flow rate of $1.13\text{ m}^3/\text{min}$) in an urban area of the Amazonian capital, characterized by the presence of all essential community services and intense vehicular traffic. The results showed that the effects associated with the 2023 El Niño event, particularly the increase in temperature and the decrease in relative humidity, influenced the intensification of fire outbreaks. This process, in turn, contributed to an increase in PM concentrations of 36% (TSP) and 48% ($PM_{2.5}$) compared to the same period in 2022. The concentrations of all biomass burning tracers analyzed in 2023 were also higher than in the previous year (68% for LEV_P , 25% for LEV_F , 30% for BC_P , 23% for BC_F , 26% for K_P , and 25% for K_F). Principal Component Analysis (PCA), considering the biomass burning tracers and fire outbreaks, indicated that, in 2023, the emissions of these markers were more strongly associated with biomass burning sources than with fossil fuels or industrial waste. These findings reinforce the common origin of the tracers investigated in this study: biomass burning. Therefore, the information presented here contributes to a broader understanding of particle emission and transport in the Amazon region, highlighting the complex interaction between natural and anthropogenic factors that affect air quality in the city of Manaus. The findings also underscore the need for continuous monitoring of PM in urban areas of the Amazon, as well as the formulation of public policies aimed at mitigating the impacts on public health and environmental quality, through strategies focused on reducing particle emissions from biomass burning.

Keywords: Particulate matter (PM); biomass burning; chemical tracers; levoglucosan; El Niño

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Camadas que compõem a atmosfera terrestre	24
FIGURA 2 – Classificação do MP por diâmetro aerodinâmico das partículas	29
FIGURA 3 – Representação da deposição das partículas atmosféricas no sistema respiratório humano	30
FIGURA 4 – Processos físicos do aerossol na atmosfera	33
FIGURA 5 – Estrutura química de Levoglucosano (1,6-anidro-β-D-glucopiranose)	35
FIGURA 6 – Formação do levoglucosano a partir da celulose	36
FIGURA 7 – Estrutura dos compostos provenientes da pirólise da celulose	36
FIGURA 8 – Localização geográfica de Manaus no estado do Amazonas, Brasil	39
FIGURA 9 – Nuvem de fumaça das queimadas em Manaus (29 /10 / 2023)	43
FIGURA 10 – Localização do ponto de coleta de MP na cidade de Manaus	45
FIGURA 11 – Amostradores de material particulado instalados no ponto de coleta–Escola Superior de Ciências da Saúde (ESA/UEA)	46
FIGURA 12 – Representação dos amostradores de grandes volumes (AGV): A) para partículas totais (PTS), B) para partículas de até 2,5 μm (MP_{2,5})	47
FIGURA 13 – Representação das cabeças de separação dos amostradores: A) para partículas totais em suspensão (PTS), B) para partículas de até 2,5μm (MP_{2,5})	48
FIGURA 14 – Etapas do preparo dos filtros: A) Mufla, B) Dessecador, C) Balança, D) Envelope de alumínio, E) Sacos antiestáticos	49
FIGURA 15 – A) Pesagem dos filtros antes da coleta; B) Filtro após a coleta no dessecador e C) Pesagem do filtro após a coleta	50

FIGURA 16 – Etapas de extração das amostras	53
FIGURA 17 – Etapas de derivatização das amostras	54
FIGURA 18 – Cromatógrafo a gás (GC) acoplado a espectrometria de massas (CG-EM)	55
FIGURA 19 – Preparo das amostras para análise de BC: A) Corte do filtro em disco, B) Cortador	56
FIGURA 20 – Curva analítica do potássio em 2022 (1 ^a Campanha) e 2023 (2 ^a Campanha)	63
FIGURA 21 – Cromatogramas: A) Padrão; B) PM _{2,5} ; C) PTS	64
FIGURA 22 – Curva analítica do Levoglucosano em 2022 (1 ^a Campanha) e 2023 (2 ^a Campanha)	65
FIGURA 23 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado PTS (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de PTS estabelecido pelo CONAMA	68
FIGURA 24 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado MP _{2,5} (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de MP _{2,5} estabelecido pelo CONAMA e pela OMS	69
FIGURA 25 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado PTS (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2023 (2 ^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de PTS estabelecido pelo CONAMA	70
FIGURA 26 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado MP _{2,5} (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2023 (2 ^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de MP _{2,5} estabelecido pelo CONAMA e pela OMS	71
FIGURA 27 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP _{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha) e a variação de Precipitação (mm) com os maiores valores registrados	76
FIGURA 28 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP _{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha) e a variação de Temperatura (°C) com o maior e menor valor registrado	77

FIGURA 29 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Velocidade do vento (m/s) com o maior e menor valor registrado	78
FIGURA 30 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Umidade relativa do ar (%) com o maior e menor valor registrado	79
FIGURA 31 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Precipitação (mm) com o maior valor registrado	83
FIGURA 32 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) com os maiores e menor valor registrado	84
FIGURA 33 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Umidade relativa do ar (%) com os menores e o maior valor registrado	85
FIGURA 34 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Velocidade do vento (m/s) com o maior e o menor valor registrado	86
FIGURA 35 – Concentração média semanal dos marcadores de queima de biomassa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) em PTS e MP_{2,5} (com os maiores valores registrados) e o número dos focos de queimada registrados semanalmente na 1^a Campanha (2022)	89
FIGURA 36 – Concentração média semanal dos marcadores de queima de biomassa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) em PTS e MP_{2,5} (com os maiores valores registrados) e o número dos focos de queimada registrados semanalmente na 2^a Campanha (2023)	92
FIGURA 37 – Análise dos componentes principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P, LEV_F, BC_P, BC_F, K_P e K_F) e os focos de queimadas da primeira campanha	96
FIGURA 38 – Análise dos componentes principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P, LEV_F, BC_P, BC_F, K_P e K_F) e os focos de queimadas da segunda campanha	97

FIGURA 39 – Trajetórias de massas de ar para as campanhas de 2022 e 2023	98
FIGURA 40 – Trajetória de chegada da massa de ar (linha azul) em Manaus e focos de queimadas (pontos vermelhos) referente aos meses de coleta (2022)	99
FIGURA 41 – Trajetória de chegada da massa de ar (linha azul) em Manaus e focos de queimadas (pontos vermelhos) referente aos meses de coleta (2023)	100

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 — Padrões nacionais de qualidade do ar, de acordo com poluente, período de exposição e etapas (PI-1, PI-2, PI-3, PI-4 e PF)	27
TABELA 2 — Padrões de referência para material particulado EEA, USEPA, CONAMA e OMS	28
TABELA 3 — Efeitos do MP no organismo de acordo com o seu diâmetro aerodinâmico	31
TABELA 4 – Parâmetros de injeção e análise do GC-MS	54
TABELA 5 – Precisão do marcador de queima de biomassa Potássio em PTS (K_P) e $MP_{2,5}$ (K_F)	63
TABELA 6 – Precisão do marcador de queima de biomassa Levoglucosano em PTS (LEV_P) e $MP_{2,5}$ (LEV_F)	65
TABELA 7 – Limite de Quantificação (LQ) e Limite de Detecção (LD) do marcador de queima de biomassa Levoglucosano	66
TABELA 8 – Estatística descritiva dos valores obtidos para PTS e $MP_{2,5}$ e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha)	72
TABELA 9 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de PTS e $MP_{2,5}$ e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha)	73
TABELA 10 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha)	74
TABELA 11 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de $MP_{2,5}$ e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2022 (1 ^a Campanha)	75
TABELA 12 – Estatística descritiva do material particulado em PTS e $MP_{2,5}$ e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2023 (2 ^a Campanha)	80
TABELA 13 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de PTS e $MP_{2,5}$ e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2023 (2 ^a Campanha)	80

TABELA 14 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)	81
TABELA 15 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de MP_{2,5} e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)	82
TABELA 16 – Estatística descritiva dos marcadores de queima de biomassa em PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e 2023 (2^a Campanha)	87
TABELA 17 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os marcadores de queima de biomassa na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)	90
TABELA 18 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração dos marcadores e o número de focos de queimadas em Manaus e no Amazonas ($\alpha=0,05$) em 2022 (1^a Campanha)	91
TABELA 19 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os marcadores de queima de biomassa na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)	93
TABELA 20 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração dos marcadores e o número de focos de queimadas em Manaus e no Amazonas ($\alpha=0,05$) em 2023 (2^a Campanha)	94

LISTA DE ABREVIATURAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV – Amostrador de grande volume
ANOVA – Análise de variância
BC – *Black carbon*
BC_F – *Black carbon* em MP_{2,5}
BC_P – *Black carbon* em PTS
BSTFA – Bis(trimetilsilil)trifluoroacetamida
CE – Carbono elementar
CGEM – Cromatografia Gasosa acoplado a Espectrometria de Massas
CI – Cromatografia de íons
CO – Carbono orgânico
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV – Compostos orgânicos voláteis
CV – Coeficiente de variação
DETRAN-AM - Departamento Estadual de Trânsito do Amazonas
DP – Desvio padrão
ESA – Escola Superior de Ciências da Saúde
GEE – Gases de efeito estufa
K – Potássio
K_F – Potássio em MP_{2,5}
K_P – Potássio em PTS
KPA – Ácido cetopínico
LD – Limite de Detecção
LEV – Levoglucosano
LEV_F – Levoglucosano em MP_{2,5}
LEV_P – Levoglucosano em PTS
LITs – Linhas de instabilidades tropicais
LQ Limite de Quantificação
M – Média

MAX – Valores máximos

mEc – Massa Equatorial Continental

MeOH – Metanol

MIM – Valores mínimos

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MP – Material particulado

MP_{2,5} – Material particulado fino com diâmetro menor ou igual a 2,5 µm

OMS – Organização Mundial da Saúde

P – Precipitação

PF – Padrão final de qualidade do ar

PI – Padrões intermediários de qualidade do ar

PIB – Produto Interno Bruto

PTFE – Politetrafluoretileno

PTS – Partículas totais em suspensão

T – Temperatura

U.R – Umidade relativa do ar

UEA – Universidade Estadual do Amazonas

UEL – Universidade Estadual de Londrina

VV – Velocidade do vento

ZCIT – Zona de Convergência Intertropical

ZFM – Zona Franca de Manaus

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO.....	19
2 – OBJETIVOS	22
2.1 – OBJETIVO GERAL.....	22
2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3 – REVISÃO DA LITERATURA	23
3.1 – ATMOSFERA TERRESTRE	23
3.1.1 – Definição e composição	23
3.1.2 – Poluição atmosférica.....	25
3.1.3 – Poluentes atmosféricos legislados	26
3.2 – MATERIAL PARTICULADO.....	29
3.2.1 – Classificação, tamanho e fonte	29
3.2.2 – Composição química do material particulado	33
3.2.3 – Marcadores químicos no MP	34
3.3 – CARACTERÍSTICAS DA CIDADE DE MANAUS.....	39
3.3.1 – Aspectos gerais e o Clima	39
3.3.2 – Queimadas na cidade de Manaus	42
4 – MATERIAIS E MÉTODOS	45
4.1 – ÁREA DE ESTUDO	45
4.2 – AMOSTRAGEM	45
4.3 – PREPARO DO MATERIAL E DETERMINAÇÃO DAS AMOSTRAS DE MP	48
4.3.1 – Preparo dos filtros de coleta	48
4.3.2 – Determinação de Levoglucosano (LEV)	50
4.3.3 – Determinação de <i>Black carbon</i> (BC).....	55
4.3.4 – Determinação de Potássio (K ⁺).....	57
4.4 – PARÂMETROS METEOROLÓGICOS.....	58
4.4.1 – Programa BDQueimadas	59
5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
5.1 – PARÂMETROS DE VALIDAÇÃO ANÁLICA E TRATAMENTO DE DADOS	61
5.1.1 – Potássio (K ⁺).....	62
5.1.2 – Levoglucosano (LEV).....	64
5.2 – CONCENTRAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO (MP).....	67
5.2.1 – Parâmetros meteorológicos	71
5.3 – MARCADORES DE QUEIMA DE BIOMASSA	86
5.3.1 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa.....	95
5.3.2 – Trajetória e transporte de massas de ar atmosférico.....	97
6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
7 – REFERÊNCIAS	103
ANEXO 1	112

ANEXO 2	113
ANEXO 3	114
ANEXO 4	115
ANEXO 5	116
ANEXO 6	117
ANEXO 7	118
ANEXO 8	119
ANEXO 9	120

1 – INTRODUÇÃO

Um dos principais impactos ambientais decorrentes do desenvolvimento industrial e urbano são as modificações na composição natural do ar que respiramos. A atmosfera próxima a superfície é um dos compartimentos ambientais mais sobrecarregados de substâncias advindas do progresso social e tecnológico. É definida como uma mistura gasosa constituída abundantemente por nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2), além de gases em menor quantidade como: o dióxido de nitrogênio (NO_2), o dióxido de enxofre (SO_2) e os compostos orgânicos voláteis (COV), estão presentes vapor e gotículas de água, matéria sólida suspensa e microorganismos (BRAGA et al., 2017).

O equilíbrio dos componentes encontrados na atmosfera tem sido alterado por atividades poluidoras, notadamente de origem antrópica, tornando-se uma preocupação constante na sociedade. A emissão de poluentes para a atmosfera, seja de fontes antropogênicas ou naturais, associada a fenômenos físicos e químicos contribuem para o agravamento da qualidade do ar (CONAMA, 2023).

Nos grandes centros urbanos as atividades antrópicas lançam na atmosfera grandes quantidades de substâncias provenientes de processos industriais e de combustão (HAO et al., 2019). Uma das formas mais perceptíveis de poluição é a sua associação com a frota veicular das cidades, embora existam outras fontes de contaminação como o transporte de massas de ar e a ocorrência de eventos naturais como erupções vulcânicas e as queimadas florestais, emitindo diversos poluentes para a atmosfera.

Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 506/2024, poluente atmosférico é definido 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. (Art. 2º, CONAMA, 2024)

Esses poluentes, dependendo da forma como são lançados para a atmosfera são classificados em primários e secundários. Primários, são lançados para a

atmosfera diretamente pelas fontes de emissão, e secundários são formados através de reações químicas entre poluentes primários e componentes existentes na atmosfera terrestre (FUZZI et al, 2015).

Os poluentes secundários possuem grande importância, uma vez que são responsáveis pela formação de poluentes nocivos para a saúde humana como o ozônio troposférico, o dióxido de nitrogênio e o material particulado (MP), termo utilizado para definir partículas sólidas e líquidas suspensas na atmosfera de tamanhos e composição química variável (ALVES, 2005).

Por ter uma definição baseada em uma característica física como o tamanho, o uso do diâmetro é uma das formas de classificação do MP, compreendendo uma faixa de 0,001 µm a 100 µm. Órgãos que monitoram a qualidade do ar usam o tamanho como parâmetro para inferir sobre a qualidade do ar em um determinado local. Partículas totais em suspensão (PTS) e o material particulado fino (MP_{2,5}) são exemplos desses parâmetros legislados e usados para monitorar a qualidade do ar.

No Brasil, grande parte da poluição atmosférica por MP está associada com a queima de biomassa, frequentemente utilizada como prática agrícola para o manejo de resíduos ou, infelizmente, resultante de incêndios florestais descontrolados. Os impactos na qualidade do ar são severos e trazem prejuízos aos ecossistemas, ao clima e a saúde humana (DRUMM et al., 2014).

As queimadas são comuns no Brasil e na cidade de Manaus não é diferente. Atribuídas a uma série de fatores como por exemplo a queima de lixo doméstico; ao desmatamento, que muitas vezes são impulsionados pela expansão urbana e por atividades agrícolas que criam condições propícias para os incêndios. A redução da umidade na região durante o período de estiagem, contribui para a propagação rápida das chamas e para o aumento do número de focos de queimadas na região, tanto na capital quanto nos municípios que compõem essa região metropolitana. (MARTIN et al., 2010). Nesse período, as queimadas configuraram a principal fonte de MP para a atmosfera.

O material particulado proveniente das queimadas é composto por uma mistura complexa de substâncias químicas, incluindo *black carbon* e compostos orgânicos e inorgânicos. Essa diversidade de substâncias confere ao MP das queimadas características únicas, aumentando dessa forma seus potenciais efeitos

adversos. Quando inaladas, essas partículas podem penetrar profundamente nos pulmões, causando problemas respiratórios e cardíacos, além de representarem riscos para grupos vulneráveis, como crianças e idosos (ANDRADE FILHO et al., 2013).

Apesar dos impactos negativos tanto para o meio ambiente quanto para a saúde, as queimadas ainda ocorrem com frequência ao longo dos anos. Isso se deve, em parte, a limitações nos mecanismos de fiscalização e à insuficiência de medidas sancionatórias eficazes por parte dos órgãos competentes. Nesse contexto, a implementação de estratégias de regulamentação e controle das queimadas, com o objetivo de mitigar a emissão de material particulado na região amazônica, configura-se como um desafio complexo, particularmente na cidade de Manaus, onde a prática das queimadas ainda é registrada com frequência.

Diante desse contexto, é fundamental realizar a avaliação do material particulado coletado na cidade de Manaus, especialmente durante a estação seca, período em que há maior ocorrência de queimadas. Para isso, o presente estudo tem como objetivo identificar marcadores específicos de queima de biomassa no MP atmosférico, de modo a associá-los às principais fontes emissoras. Os resultados obtidos permitirão traçar um perfil da composição química dessas partículas, além de fornecer informações relevantes para embasar políticas públicas e estratégias de gestão ambiental. Tal abordagem é particularmente importante diante da limitada disponibilidade de estações de monitoramento da qualidade do ar e da escassez de estudos sobre poluição atmosférica e material particulado urbano na cidade de Manaus.

2 – OBJETIVOS

2.1 – OBJETIVO GERAL

Avaliar o Material Particulado (MP) coletado na cidade de Manaus, na forma de partícula total em suspensão (PTS) e material particulado fino ($MP_{2,5}$), identificando os marcadores do processo de queima de biomassa

2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Quantificar os compostos indicadores de queima de biomassa presentes em níveis de partícula total em suspensão e material particulado fino;
- ✓ Determinar a proporção em massa dos marcadores químicos levoglucosano, *black carbon* e potássio coletados no PTS e $MP_{2,5}$;
- ✓ Relacionar os marcadores coletados na cidade de Manaus com suas principais fontes emissoras

3 – REVISÃO DA LITERATURA

3.1 – ATMOSFERA TERRESTRE

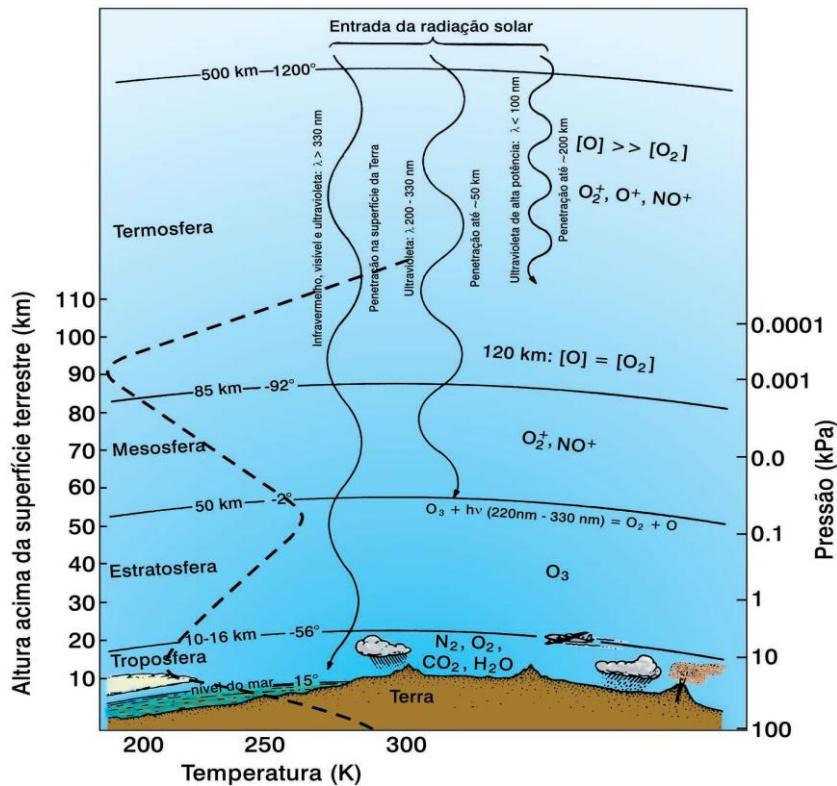
3.1.1 – Definição e composição

A atmosfera primitiva do planeta Terra foi formada pela liberação de gases e vapores provenientes de ações vulcânicas, constituindo uma mistura de dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio (N_2), e vapor de água (H_2O), com vestígios de hidrogênio (H_2). A maior parte do vapor de água retirado do interior da Terra condensou-se fora da atmosfera a partir dos oceanos. A predominância do CO_2 retirado, formou rochas sedimentares carbonatadas após a dissolução em água nos oceanos. A maior parte das moléculas de N_2 acumulou-se na atmosfera ao longo do tempo geológico, tornando-se o constituinte mais abundante desse compartimento ambiental (LENZI; FAVERO 2014).

A composição atual da atmosfera apresenta pouca semelhança com a composição formada nos primórdios, sendo definida como um imenso fluido de gases e partículas que recobre a superfície terrestre e é responsável pela permanência e conservação de todas as formas de vida no planeta. O estudo da química atmosférica busca compreender os fatores que controlam as espécies químicas presentes, bem como sua caracterização e concentração (SÁNCHEZ, 2016).

A atmosfera é subdividida em camadas (**FIGURA 1**), cada qual com suas características, propriedades e peculiaridades e a Terra depende de cada uma delas. São essas diferentes propriedades físicas e químicas de cada camada que permite sua estratificação, estabelecendo regiões bem definidas como: troposfera, estratosfera, mesosfera, termosfera e exosfera (MANAHAN, 2013).

FIGURA 1 – Camadas que compõem a atmosfera terrestre



Fonte: MOZETO, 2001

A troposfera é a camada mais próxima da superfície terrestre, está a cerca de quinze quilômetros de altitude e contém aproximadamente 85% de toda a massa atmosférica, sua temperatura decresce com a altitude a uma taxa de 6,5° a cada quilômetro, sendo o local de ocorrência da maioria das reações químicas e dos fenômenos climáticos, meteorológicos e antrópicos (BRAGA et al, 2017).

Na faixa de 15km até 45km de altitude encontra-se a estratosfera, camada na qual a temperatura é diretamente proporcional a altitude, devido à absorção das radiações ultravioleta pelo ozônio. Por ser uma camada rica em ozônio, é considerada importante para estudos ambientais. Acima de 45km estão as demais camadas, consideradas irrelevantes no que se refere as questões ambientais da superfície (BRAGA et al, 2017).

Os principais constituintes da troposfera são os gases nitrogênio (N_2) 78%, oxigênio (O_2) 21% e argônio (Ar) 0,93%. Fazem parte dessa constituição ainda vapor d'água e material particulado de natureza orgânica e inorgânica. Outros gases também estão presentes em menor proporção como dióxido de carbono (CO_2),

ozônio (O_3) e o metano (CH_4). Os gases traços, apesar de suas baixas concentrações, são de fundamental importância no que se refere as questões ambientais.

Alterações na sua composição são resultado da interação de um conjunto de fatores, dentre os quais se destacam a magnitude das emissões, o transporte dos poluentes, as transformações químicas e físicas, a topografia da região e as condições meteorológicas, que podem ser favoráveis ou não à dispersão dos poluentes (CALVO et al., 2018).

3.1.2 – Poluição atmosférica

A poluição atmosférica inclui uma gama de atividades, fenômenos e substâncias que contribuem para a deterioração da composição natural da atmosfera. A concentração de poluentes atmosféricos é determinada pelo balanço entre a quantidade emitida e a capacidade da atmosfera em dispersar estes poluentes vertical e horizontalmente.

A dispersão pelo ambiente pode ocorrer pelo movimento do ar que vai transportar os poluentes a favor do vento, através de flutuações de velocidade turbulenta que dispersam as substâncias em diversas direções ou da difusão devido ao gradiente de concentração. Quanto maior a diferença de temperatura, maior é a turbulência vertical (JACOBSON, 2002). Dessa forma, as condições meteorológicas também apresentam papel importante no comportamento dos poluentes atmosféricos. A chuva, por exemplo, é capaz de retirar os poluentes em suspensão, contribuindo para o processo de remoção destes da atmosfera.

Existem dificuldades em se estabelecer uma relação direta entre o poluente atmosférico e seus impactos sobre o meio ambiente. Isto porque fatores como o processo de dispersão, as concentrações e as distâncias geográficas que os poluentes podem percorrer influenciam no impacto que será causado. (DRUMM et al., 2014).

Os poluentes atmosféricos são classificados em duas grandes categorias, de acordo com a natureza da sua formação, sendo denominados de: poluentes primários, aqueles que são lançados diretamente no ar e se apresentam na

atmosfera da mesma forma como emitidos pelas suas fontes e; poluentes secundários, quando formados na atmosfera por meio de reações químicas ou fotoquímicas entre dois ou mais poluentes primários ou entre constituintes presentes na atmosfera e poluentes primários. Quanto as fontes de emissão podem ser divididas em: fontes estacionárias, que são fixas no espaço e produzem cargas pontuais de poluentes e; fontes móveis, que se encontram em movimento e produzem cargas difusas de poluentes (BRAGA et al, 2017).

Portanto, a poluição atmosférica é uma condição moldada pelas características das fontes emissoras e pelos processos que ocorrem na atmosfera até a remoção dos poluentes.

3.1.3 – Poluentes atmosféricos legislados

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão criado em 1982 pela Lei nº 6.938/81, auxilia o governo na preservação do meio ambiente, propondo regulamentos e determinando limites de emissão de alguns compostos que têm potencial de agredir o meio ambiente e a saúde humana (CONAMA, 2024). O grupo de compostos atmosféricos considerados nocivos pela resolução quando excedem o seu limite de emissão são: material particulado grosso (MP_{10}), material particulado fino ($MP_{2,5}$), fumaça (parâmetro auxiliar), partículas totais em suspensão – PTS (parâmetro auxiliar), dióxido de enxofre (SO_2), dióxido de nitrogênio (NO_2), ozônio (O_3), monóxido de carbono (CO) e o chumbo (Pb) (CONAMA, 2024).

Os padrões nacionais de qualidade do ar foram instituídos por meio da Resolução do CONAMA nº 506 de 09/07/2024, tendo como referência os valores recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) no ano de 2021. Esses padrões, serão adotados sequencialmente, em cinco etapas (**TABELA 1**). Sendo quatro padrões de qualidade do ar intermediários denominados por PI-1, PI-2, PI-3 e PI-4, que apresentam valores temporários a serem cumpridos e PF, padrão de qualidade do ar final, que apresenta os valores guia definidos pela OMS em 2021 (CONAMA 506, 2024).

Esse plano de controle refere-se a uma meta a ser alcançada e considera os níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos para cada

etapa. A primeira etapa, que compreende os padrões de qualidade do ar intermediários PI-1, vigora até 31 de dezembro de 2024. Em 1º de janeiro de 2025, entrarão em vigor os padrões de qualidade do ar intermediários PI-2. A terceira e quarta etapa, PI-3 e PI-4, entrarão em vigor em 1º de janeiro de 2033 e 1º de janeiro de 2044, respectivamente. Os padrões de qualidade do ar finais (PF), entrarão em vigor em data a ser definida em resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Os estados ficaram com a responsabilidade de fazer o monitoramento dos níveis de qualidade do ar e fazer a fiscalização necessária (CONAMA, 2024). Os limites de exposição de cada etapa estabelecida pelo CONAMA estão descritos a seguir (**TABELA 1**).

TABELA 1 — Padrões nacionais de qualidade do ar, de acordo com poluente, período de exposição e etapas (PI-1, PI-2, PI-3, PI-4 e PF).

Poluente Atmosférico	Período de referência	PI-1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PI-2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PI-3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PI-4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Material Particulado - MP₁₀	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	20	17	15	10	5
Dióxido de Enxofre – SO₂	24 horas	125	50	40	40	40
	Anual	40	30	20	20	20
Dióxido de Nitrogênio - NO₂	1 horas	260	240	220	200	200
	Anual	60	50	45	40	10
Ozônio (O₃)	8 horas	140	130	120	100	100
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	45
	Anual	40	35	30	20	15
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 horas	-	-	-	-	240
	Anual	-	-	-	-	80
Chumbo - Pb	Anual	-	-	-	-	0,5

PI – 1: Padrão Intermediário 1; PI – 2: Padrão Intermediário 2; PI – 3: Padrão Intermediário 3; PI – 4: Padrão Intermediário 4; PF: Padrão Final

Fonte: CONAMA, 2024

Dentre os poluentes descritos pela resolução do CONAMA, o MP é legislado nas formas MP₁₀ e MP_{2,5}. Para a forma de fumaça e PTS, estão descritos como parâmetros auxiliares e podem ser utilizados como critério do órgão ambiental competente para a medição da qualidade do ar. Vale ressaltar que somente o CONAMA apresenta limite de exposição para o MP na forma PTS.

Os padrões de referência definidos em algumas regiões para o material particulado (**TABELA 2**), fornecem uma base para o direcionamento de padrões e limites da poluição por partículas. Embora não exista nenhuma confirmação de nível seguro ao limite de exposição abaixo do qual nenhum efeito adverso à saúde possa ocorrer ou tais efeitos serem percebidos (KIM, 2019).

TABELA 2 – Padrões de referência para material particulado EEA, USEPA, CONAMA e OMS

	Poluentes	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tempo
União Européia EEA	MP _{2,5}	25	Anual
	MP ₁₀	50	24 horas
Estados Unidos USEPA	MP _{2,5}	12	Anual
		15	Anual
		35	24 horas
	MP ₁₀	150	24 horas
Brasil CONAMA	MP _{2,5}	25	24 horas
		10	Anual
	MP ₁₀	20	24 horas
		50	Anual
Mundial OMS	MP _{2,5}	10	Anual
		25	24 horas
	MP ₁₀	20	Anual
		50	24 horas

Fonte: EEA, 2019; USEPA, 2019; CONAMA, 2024 e OMS, 2021

3.2 – MATERIAL PARTICULADO

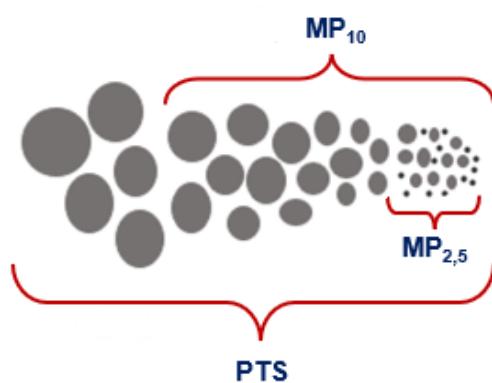
3.2.1 – Classificação, tamanho e fonte

Material particulado (MP) é o termo utilizado para uma mistura de suspensões estáveis de partículas sólidas ou gotículas dispersas em um gás que associam espécies orgânicas e inorgânicas, apresentam tamanho e composição química variável e é a forma mais visível da poluição atmosférica (ALVES, 2005).

No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente define MP como sendo uma mistura complexa de sólidos com diâmetro reduzido, onde seus constituintes apresentam características físicas e químicas distintas. Em geral, o MP é classificado de acordo com o diâmetro das partículas, devido à relação existente entre diâmetro e o alcance no trato respiratório (MMA, 2021).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), partículas de diâmetro aerodinâmico igual ou menor que 10 µm são denominadas de MP₁₀ ou partículas grossas. Se o diâmetro aerodinâmico da partícula for igual ou menor que 2,5 µm, ela é classificada de MP_{2,5} ou partículas finas (ABNT, 1997). E as partículas com diâmetros de até 100 µm são denominadas de PTS ou partículas totais em suspensão (**FIGURA 2**). MP₁₀ e MP_{2,5} fazem parte dos principais parâmetros de avaliação da qualidade do ar no Brasil e no mundo (JANHÄLL, 2015).

FIGURA 2 – Classificação do MP por diâmetro aerodinâmico das partículas

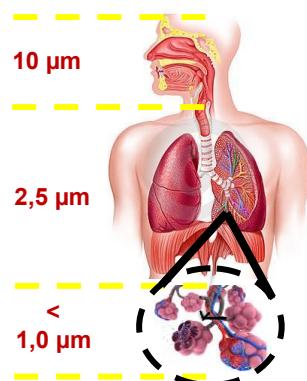


Fonte: Adaptado de Franzin, 2019

A Organização Mundial de Saúde (OMS) alerta quanto à inalação de MP, pois o transporte destes poluentes para o corpo humano se inicia pelo sistema respiratório e permanecem por um longo período em contato com as células pulmonares e outros tecidos do trato respiratório (OMS, 2021). Partículas que apresentam diâmetros aerodinâmicos do tipo MP₁₀ tendem a atingir as mucosas nas vias respiratórias superiores provocando tosses e lacrimejamento, enquanto as partículas com diâmetros do tipo MP_{2,5} passam com mais facilidade para as regiões mais inferiores do trato respiratório como os alvéolos pulmonares, onde os mecanismos de expulsão são ineficientes (**FIGURA 3**). Partículas menores que MP_{2,5}, denominadas de partículas ultrafinas, podem ser transportadas via membranas alvéolo-capilar para corrente sanguínea e serem distribuídas para outras células do corpo, causando uma série de complicações à saúde humana (ZHENG et al., 2018).

Quando o ar é inalado, os mecanismos de defesa, como os cílios e muco, têm a função de reter partículas de diâmetros maiores que depois se instalam nas regiões superiores (traqueia ou brônquios) e podem ser eliminadas pelo espirro ou tosse. Já as partículas mais finas adentram no trato respiratório, ultrapassam as barreiras de defesa natural e percorrem por caminhos que podem se alojar nos alvéolos, árvore traqueobrônquica ou nos bronquíolos respiratórios ou alvéolos, onde ocorrem as trocas gasosas podendo comprometer o funcionamento dos pulmões (KIM, 2019).

FIGURA 3 – Representação da deposição das partículas atmosféricas no sistema respiratório humano



Fonte: Adaptado de Kim et al., 2019

Os efeitos que o MP exerce sobre a saúde humana estão intimamente relacionados com o seu diâmetro aerodinâmico que, por sua vez, variam em função do tipo de fonte emissora (**TABELA 3**).

TABELA 3 – Efeitos do MP no organismo de acordo com o seu diâmetro aerodinâmico

Poluente	Fontes	Penetração no sistema respiratório	Fisiopatologia
PTS	Poeira da rua e de estradas, atividades agrícolas e de construções.	Nariz e garganta.	Diminui a atividade mucociliar e dos macrófagos. Produz irritação nas vias respiratórias. Causa estresse oxidativo e, em consequência, inflamação pulmonar e sistêmica. Exposição crônica produz remodelamento dos brônquios e doença pulmonar obstrutiva crônica.
MP₁₀	Sal marinho, pólen, esporos, fungos e cinzas vulcânicas.	Traqueia, brônquios e bronquíolos.	
MP_{2,5}	Queima de combustíveis fósseis e de biomassa, usinas termoelétricas.	Alvéolos	
MP_{0,1}		Alvéolos, tecido pulmonar e corrente sanguínea.	

Fonte: ARBEX et al, 2012

Quanto à sua origem e processos de formação, o MP é classificado em primário ou secundário. Os primários são aqueles diretamente lançados para atmosfera pela sua própria fonte de poluição, e os secundários são formados na atmosfera pela conversão gás-partícula como produto de reações químicas envolvendo gases preexistentes como os compostos orgânicos voláteis (COV),

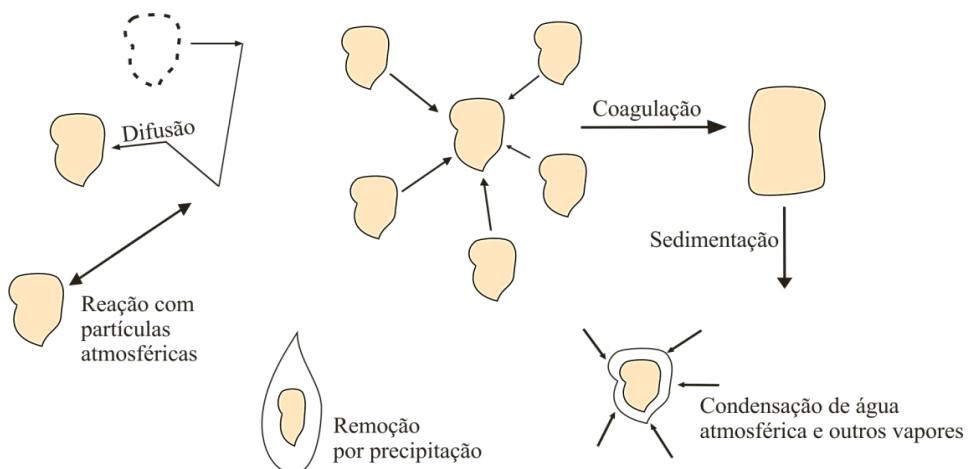
isopreno e terpenos, e gases inorgânicos como os sulfatos e nitratos (FUZZI et al., 2015).

Os MP de sulfato são formados pela oxidação de gás sulfídrico (H_2S) a dióxido de enxofre (SO_2) e posteriormente ácido sulfúrico (H_2SO_4) e os MP de nitrato, derivam da oxidação e neutralização de compostos de óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3). Já os MP orgânicos secundários são formados por processos de condensação de compostos voláteis (ALVES, 2005).

Quanto às fontes de emissão de MP, podem ser do tipo natural ou antrópica. Natural, quando engloba os processos de emissão de forma espontânea; como a ação dos ventos no solo (poeiras) e no mar (spray marinho), as atividades vulcânicas, os incêndios florestais e as emissões biogênicas provenientes de material vegetal, animal e microbiano (SEINFELD; PANDIS, 2016). A emissão antrópica ocorre associada às emissões industriais, a queima de combustíveis fósseis, moagens, manejo de solo e as atividades de: mineração, construção/demolição e agrícola (GONÇALVES et al., 2011).

Depois de emitido para a atmosfera, o MP passa por processos dinâmicos de transformação durante o seu tempo de residência na atmosfera, que varia de alguns dias a semanas. Durante esse tempo, as partículas sofrem o chamado “envelhecimento”, pois participam dos processos físicos e químicos que provocam alteração no seu tamanho e composição (**FIGURA 4**). As partículas coloidais podem sofrer processos de difusão, deslocando-se de regiões mais populosas para regiões menos populosas; coagulação, aumentando de tamanho até o ponto de não ficarem em suspensão, e por fim, podem sofrer sedimentação ou deposição (seca ou úmida). Deposição seca é a transferência direta das espécies para a superfície terrestre e a deposição úmida é processo no qual as espécies são removidas na forma aquosa através da incorporação ou arraste dessas partículas pelas gotas da água da chuva (MANAHAN, 2013).

FIGURA 4 – Processos físicos do aerossol na atmosfera



Fonte: MANAHAN, 2013

3.2.2 – Composição química do material particulado

A composição química original do material particulado varia de acordo com suas fontes e mecanismos de formação. Essas partículas suspensas na atmosfera podem ser constituídas de espécies solúveis em água, como íons inorgânicos de sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-) e amônio (NH_4^+); compostos orgânicos, como ânions de ácidos monocarboxilados e dicarboxilados e alguns metais como silício (Si), alumínio (Al), Magnésio (Mg), titânio (Ti) e ferro (Fe) (FUZZI et al., 2015).

O material carbonáceo é constituído tanto de carbono elementar (CE) como de carbono orgânico (CO). O CE é formado por cadeias de átomos de carbono com uma microestrutura semelhante à do grafite, que devido a elevada mobilidade de elétrons é capaz de absorver a luz. O CO é proveniente da suspensão/ressuspensão dos solos das atividades agrícolas, de partículas biogênicas de componentes vegetais e substâncias húmicas ou resultante da condensação ou oxidação de compostos orgânicos voláteis (COV) emitidos por plantas, automóveis ou pelas indústrias (ALVES, 2005).

Devido à complexidade e a diversidade dos compostos que compõem o carbono orgânico (CO), são necessários compostos traçadores ou marcadores para possibilitar a avaliação das fontes (SPIRIG et al., 2004). Dentre os principais marcadores estudados no MP, destaca-se o levoglucosano e os seus

estereoisômeros; o *black carbon* (BC), o potássio (K) e os *n*-alcanos e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e os seus derivados.

3.2.3 – Marcadores químicos no MP

Marcadores químicos são compostos inorgânicos e orgânicos presentes no material particulado que indicam direta ou indiretamente a fonte emissora dessas partículas e os processos que ocorrem durante o transporte desse material particulado (OROS; SIMONEIT, 2001). Uma variedade de compostos presentes em petróleo, carvão, biomassa marinha e vegetação tropical foram propostos como marcadores químicos (SIMONEIT, 2002).

Os principais marcadores orgânicos presentes em MP são os HPA, sendo 16 deles considerados prioritários, e os marcadores biogênicos, incluindo os *n*-alcanos ímpares C₂₇ a C₃₃, característicos das plantas vasculares (ALVES, 2008), além do levoglucosano (1,6-anidro-β-D-glucopiranose, cuja fórmula é C₆H₁₀O₅), composto redutor, com potencial para reagir com uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos.

O levoglucosano presente no material particulado é conhecido por ser um marcador específico da queima de biomassa pois é produzido a partir da pirólise de carboidratos como a celulose (LEE et al., 2010).

O íon potássio (K⁺) também é muito utilizado como marcador de queima de biomassa, pois ele é um nutriente essencial para as plantas e está presente em grandes quantidades nos tecidos vegetais e durante a queima de biomassa (como florestas ou campos), o potássio é volatilizado e liberado na atmosfera, principalmente na forma de partículas solúveis (como KCl ou K₂SO₄). Porém sua indicação é limitada pois, existem outras fontes desse elemento em matrizes como solo e água do mar (URBAN et al., 2012).

O *Black Carbon* (BC), é emitido diretamente na atmosfera, pela queima incompleta de combustíveis de carbono. Ele absorve a radiação e contribui para a redução da visibilidade. Por ser altamente eficiente em absorver a radiação solar, o BC contribui diretamente para o aquecimento da atmosfera, podendo alterar os padrões climáticos como o regime de chuvas na Amazônia e a intensificação da

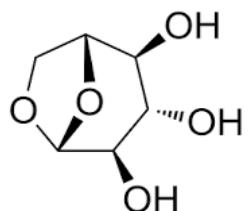
estação seca na região, uma vez que a formação e a distribuição das gotas de chuvas são alteradas. Quanto a redução da visibilidade, quando lançados na atmosfera, o BC forma uma densa camada de fumaça, causando problemas no transporte aéreo e terrestre, além disso, a inalação pode causar problemas respiratórios. Atualmente, o BC é utilizado como indicador de poluição do ar (VAN DEN HOVE et al., 2020), principalmente em áreas (urbanas ou rurais) próximas as queimadas.

Dentre os três marcadores de fonte de MP alvo desse trabalho citados acima, será abordado nesse texto o marcador levoglucosano.

3.2.3.1 – Levoglucosano

O levoglucosano (1,6-anidro- β -D-glucopiranose) é um composto orgânico pertencente à classe dos carboidratos cíclicos, especificamente um anidro-açúcar derivado da glicose. Sua estrutura química (**FIGURA 5**) é caracterizada pela presença de um anel de sete membros, com seis átomos de carbono e um oxigênio, sua fórmula molecular é C₆H₁₀O₅. (MARTINEZ et al., 2023)

FIGURA 5 – Estrutura química de Levoglucosano (1,6-anidro- β -D-glucopiranose)

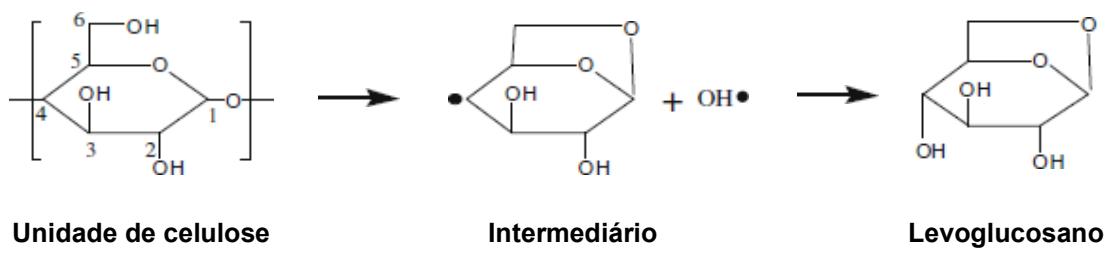


Fonte: MARTINEZ et al., 2023

Proposto como marcador específico para queima de biomassa, o levoglucosano é um dos principais produtos resultantes da pirólise da celulose. Quando materiais orgânicos ricos em celulose, como madeira e plantas são expostos a temperaturas acima de 300°C, se decompõem, e liberam uma variedade de produtos químicos, incluindo o levoglucosano como um dos produtos predominantes. A formação do levoglucosano durante a pirólise (**FIGURA 6**) é

proposta a partir da clivagem da ligação 1,4-glucosídica no polímero celulósico, seguida pelo rearranjo intramolecular da unidade de monômero (SHEN.; GU, 2009).

FIGURA 6 – Formação do levoglucosano a partir da celulose

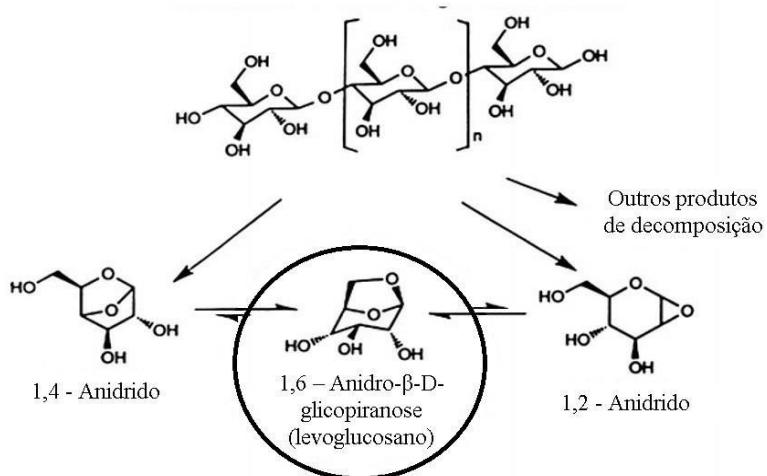


Fonte: SHEN.; GU, 2009

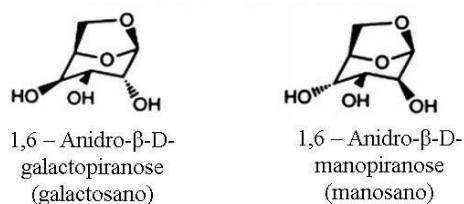
Seus isômeros manosano (1,6-anidro- β -D-manopiranose) e o galactosano (1,6-anidro- β -D-galactopiranose) também são emitidos durante a queima de biomassa (**FIGURA 7**), embora em menores concentrações, o que facilita a quantificação do levoglucosano (SIMONEIT, 2002).

FIGURA 7 – Estrutura dos compostos provenientes da pirólise da celulose

Celulose, n = 7 – 12 monômeros de D-glicose



Outros produtos de decomposição minoritários



Fonte: SAARNIO, 2013

O levoglucosano não é produzido pela combustão de outros materiais e nem gerado por fontes urbanas, industriais ou veículos motorizados, sendo a queima de biomassa considerada a única fonte desse composto no ambiente. Por isso, a presença do levoglucosano em amostras atmosféricas indica a ocorrência de incêndios florestais, queima de vegetação ou até mesmo de atividades industriais que envolvem queima de biomassa.

Seu uso como marcador se deve à sua relativa estabilidade em condições atmosféricas, o que facilita a sua detecção distante da sua fonte de emissão (GONÇALVES et al., 2016), sua estabilidade foi confirmada pelo registro desse monossacarídeo em regiões polares (MOCHIDA et al., 2010). Estudos anteriores sugeriram que o tempo de vida do levoglucosano atmosférico fosse de 0,5 a 3,9 dias sob diferentes condições ambientais e diferentes condições de mistura na atmosfera (SIMONEIT, 2002).

Sob condições ambientais, o levoglucosano é relativamente estável, mas pode degradar-se rapidamente em ambientes aquosos ácidos ou alcalinos a temperaturas elevadas. Quanto a solubilidade, o levoglucosano é solúvel em água, o que facilita sua detecção e análise, e seu ponto de fusão (PF) está entre 181 e 184°C, o que reflete em sua estabilidade estrutural. São essas propriedades químicas e físicas que tornam o levoglucosano um composto amplamente utilizado em estudos ambientais para monitorar a qualidade do ar. Por meio da detecção de levoglucosano, é possível estimar a origem e a intensidade de eventos de queimadas mesmo estando distante da sua fonte de emissão e avaliar o impacto sobre a saúde humana e o clima (JORDAN; SEEN; JACOBSEN, 2006).

Estudos realizados em centros urbanos como Austrália e China, identificaram a presença do levoglucosano como o principal composto emitido pela queima de biomassa na atmosfera da área urbana. Na Austrália, a concentração média de levoglucosano encontrada no MP_{2,5} foi de $0,133 \pm 0,022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (JORDAN; SEEN; JACOBSEN, 2006). Na China, durante o período da queima de palha de trigo, foi determinada uma concentração de levoglucosano de $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WANG, G et al., 2011)

Na Amazônia, durante a estação seca, as concentrações de levoglucosano no material particulado (MP_{2,5}) variaram de $0,08$ a $5,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, caindo abaixo do limite de

detecção durante a estação chuvosa, quando há menor número de focos de incêndio (SCHKOLNIK, G. et al, 2005).

As quantidades relativas de cada anidro-açúcar nas amostras de MP emitidas durante a queima de biomassa podem ser úteis para indicar o tipo de biomassa que foi predominantemente queimada (GONÇALVES et al., 2011). A razão levoglucosano para manosano (L/M), tem sido utilizada para diferenciar a predominância do tipo de biomassa queimada e o tipo de queima, pois esta resulta em diferentes valores dependendo do tipo de biomassa queimada (PIO et al., 2008; SCHMIDL et al., 2008)

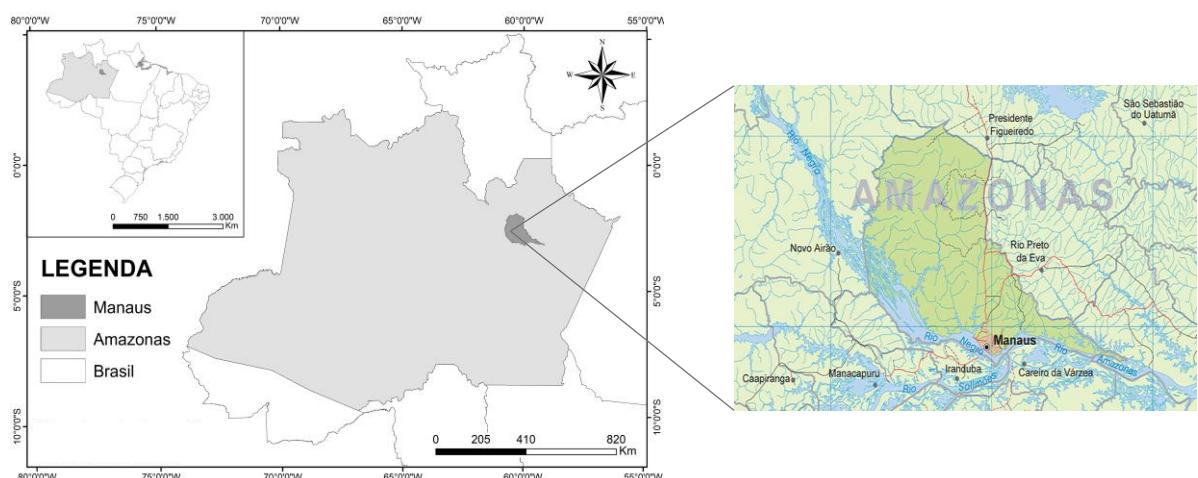
Diversas são as técnicas analíticas utilizadas para a quantificação de levoglucosano e seus isômeros em amostras ambientais. A cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS) é uma dessas técnicas utilizadas, sua aplicação é realizada após a etapa de derivatização, quando a polaridade do composto é reduzida pela ausência das ligações de hidrogênio, tornando o derivado mais volátil e mais estável, produzindo picos simétricos, usados para expressar os limites de detecção e as concentrações das análises químicas (BI, X. et al., 2008)

3.3 – CARACTERÍSTICAS DA CIDADE DE MANAUS

3.3.1 – Aspectos gerais e o Clima

A cidade de Manaus é a capital do estado do Amazonas, localizada na Região Norte do território nacional, mais precisamente na região central da Amazônia (**FIGURA 8**). A cidade fica às margens do Rio Negro, principal afluente do rio Amazonas (SANTOS et al., 2014).

FIGURA 8 – Localização geográfica de Manaus no estado do Amazonas, Brasil



Fonte: <https://www.manaus.am.gov.br>, 2022

Manaus possui 2.219.580 habitantes em uma unidade territorial de 11.401,092 km² (0,73% do Estado), com cerca de 99,5% da população vivendo na área urbana. Em 2022, ocupou a 7^a posição de cidade mais populosa em comparação com outros municípios do país, sua densidade demográfica é de 181 hab/km² (IBGE, 2022).

A economia manauara é a sexta maior do país e a principal da região Norte. O Produto Interno Bruto (PIB) é de R\$ 78,19 bilhões, enquanto o valor per capita fica em torno de R\$ 36.445 ao ano. Manaus é o centro econômico e financeiro do estado do Amazonas devido ao crescimento das atividades secundárias, fruto do Polo Industrial de Manaus, conhecido por Zona Franca de Manaus (ZFM), que possibilitou o desenvolvimento da industrialização da capital amazonense (IBGE, 2022).

O crescimento urbano de Manaus foi o maior da região Norte no ano de 2022. A intensa urbanização da cidade, muitas vezes de forma desordenada contribui para que sua área urbana perdesse cerca de 65% de cobertura vegetal. Esse crescimento concentrou-se inicialmente na zona norte da cidade e hoje alcança a zona oeste. As zonas sul, centro-sul e centro-oeste já estão consolidadas enquanto ao espaço urbano em toda sua extensão. A zona leste, possui uma imensa área não ocupada efetivamente, pois é a zona que abriga o Polo Industrial de Manaus (MIGUEIS, 2011).

A frota veicular do Estado do Amazonas teve um aumento no número de veículos emplacados no ano de 2023. Segundo dados do Departamento Estadual de Trânsito (DETRAN-AM), foram emplacados em 2023 24.950 veículos, representando um crescimento de 27% em comparação com os emplacamentos registrados no ano de 2022. A capital amazonense possui 904.033 veículos, distribuídos em 38,7% movidos à gasolina; 2,2% à álcool; 49,9% veículos *flex* (álcool/gasolina) e 8,1% movidos à diesel (DETRAN-AM, 2024)

O uso de veículos movidos a Gás Natural Veicular (GNV) tem crescido no Brasil nos últimos anos. No primeiro semestre de 2022, houve um aumento de 74% nas conversões de veículos para GNV em comparação com o mesmo período de 2020, totalizando quase 70 mil carros convertidos. Em agosto de 2022, a Companhia de Gás do Amazonas (Cigás) registrava 2.500 veículos adaptados e legalizados para usar gás natural veicular (GNV) em Manaus. Em dezembro de 2024, a frota de Manaus ultrapassou 988 mil veículos registrados, esse grande número de veículos na capital congestionava o trânsito, principalmente nos horários de pico e contribui para a poluição do ar. (DETRAN-AM, 2025)

O clima na região é equatorial quente e úmido (Af e Am), segundo a classificação de Köppen. A influência da grande bacia hidrográfica, com o processo de evapotranspiração da floresta, e da zona de Convergência Intertropical – ZCIT, que coloca uma grande quantidade de umidade no ar, em torno de 80 a 90%, provoca altos índices pluviométricos anualmente (SANTOS et al., 2014). Por estar localizada em uma das zonas de maior pluviosidade do Brasil, Manaus apresenta índices superiores a 2.700 mm/ano. Devido a influência das linhas de instabilidades

tropicais (LITs) da massa Equatorial Continental (mEc), os resultados são chuvas com trovoadas e ventos fortes.

Essa região não possui as quatro estações climáticas bem definidas, sendo caracterizadas conforme o índice pluviométrico em: período chuvoso e período seco (SANTOS et al., 2014). A estação da chuva é compreendida entre os meses de novembro a abril; e a estação de intensa seca entre meses de julho a outubro. Os meses de maio e junho correspondem a um período intermediário, caracterizado pela redução das chuvas e início da seca.

Durante a estação chuvosa, a Amazônica é uma das regiões continentais com as menores concentrações de gases e partículas do nosso planeta, na ordem de 200 a 300 partículas por cm³, comparável a regiões oceânicas remotas (ARTAXO et al., 2006). Ainda na estação chuvosa, a região recebe esporadicamente partículas de aerossol marinho do Oceano Atlântico, poeira mineral do Saara e emissão de queimadas da África através de transporte de longa distância (BAARS et al., 2011; MARTIN et al., 2010). Na estação seca, a queima de biomassa é responsável pelo aumento na concentração de gases e partículas. A concentração de partículas sobe para 30.000 partículas por cm³, valores comparáveis aos de áreas urbanas muito poluídas (ANDREAE et al., 2015).

Os eventos sazonais de El Niño (anomalia positiva) e La Niña (anomalia negativa) exercem grande influência no regime de chuvas da região. O fenômeno El Niño é caracterizado pelo aquecimento anômalo das águas do Oceano Pacífico Equatorial. Na Amazônia, sua ocorrência está associada a períodos de seca severa, aumento das temperaturas e maior vulnerabilidade às queimadas (NOBRE et al., 1999). Já o fenômeno La Niña, é caracterizado pelo resfriamento anômalo das águas do Oceano Pacífico Equatorial, suas consequências na região amazônica incluem altos índices pluviométricos, impactando os ecossistemas, a biodiversidade e a população local (SANTOS et al., 2014).

Historicamente, o El Niño tem sido responsável por períodos de seca intensa na Amazônia. Eventos severos do fenômeno foram registrados em diversas ocasiões, sendo os mais impactantes os de 1982/83, 1997/98, 2015/16 e 2022/23.

O primeiro El Niño registrado na Amazônia, ocorreu nos anos de 1877/78 e ocasionou uma grande seca. Um novo registro desse fenômeno, foi sentido nos

anos 1925/26 e ocasionou um novo período de seca na região (NOBRE et al., 1999). O evento de 1982/83 foi um dos mais intensos do século XX, ficou conhecido como El Niño de forte intensidade, provocou uma forte estiagem na Amazônia e contribuiu para grandes incêndios florestais. (FEARNSIDE, 2008).

Já o El Niño de 1997/98 foi considerado um super El Niño, causou secas extremas e incêndios de grandes proporções na região. O desmatamento associado às condições climáticas adversas gerou uma degradação ambiental severa, resultando em perdas de biodiversidade e emissão de grandes quantidades de carbono na atmosfera (MARENGO et al., 2011). Em 2005 e 2010, a Amazônia sofreu uma das secas mais severas, com impactos na biodiversidade e na redução do fluxo de rios importantes, como o Solimões e o Negro (MARENGO et al., 2011).

O evento de 2015/16, conhecido como a nova grande seca Amazônica, apresentou recordes de temperatura global e uma estiagem severa. Nesse período, a cidade de Manaus, pela primeira vez, foi coberta por uma cortina de fumaça oriunda das queimadas (PANISSET et al., 2017).

Mais recentemente, o El Niño de 2023, classificado de intensidade moderada a forte, ocasionou uma das piores secas já registradas na região. Em 26 de agosto de 2023, o nível d'água do rio Negro atingiu o menor valor já registrado desde 1902, 12,70 m (INMET, 2024). E mais uma vez, a capital amazonense ficou coberta por uma pluma de fumaça.

Todos esses fatores como: o crescimento urbano, as emissões veiculares, o clima, eventos extremos e a economia da capital amazonense contribuem para o aumento do número de partículas na atmosfera urbana da cidade de Manaus (MARTIN et al., 2010). Por isso, esse estudo busca avaliar o aumento na concentração de MP na atmosfera urbana de Manaus com foco nos marcadores de queima de biomassa levoglucosano, *black carbon* e potássio.

3.3.2 – Queimadas na cidade de Manaus

A principal fonte de emissão de poluentes atmosféricos na região Amazônica durante a estação seca são as queimadas (INPE, 2022). A queima de biomassa, em uma escala regional, modula a variabilidade interanual da emissão de gases de

efeito estufa (GEE) diretos e indiretos, como o metano (CH_4) e monóxido de carbono (CO), e de material particulado fino ($\text{MP}_{2,5}$) para a atmosfera (RIBEIRO et al., 2018).

As queimadas na Amazônia representam 20% das emissões globais de material particulado e 64% das emissões nacionais, sendo a principal influência sobre a qualidade do ar na região. Além disso, elas provocam diversos impactos diretos e indiretos no clima, no equilíbrio do ecossistema amazônico e na saúde da população (LIU et al., 2016). Manaus, cidade afetada diretamente pelas queimadas na Amazônia, apresenta uma piora na qualidade do ar durante esse período. A fumaça proveniente dos incêndios (**FIGURA 9**), contendo partículas e gases que podem causar sérios problemas de respiração, especialmente em crianças, idosos e pessoas com doenças pulmonares preexistentes. Além disso, o aumento da poluição do ar, aumenta o número de internações hospitalares por crises de asma, bronquite e outros problemas respiratórios (IGNOTTI et al., 2010).

FIGURA 9 – Nuvem de fumaça das queimadas em Manaus (29 /10 / 2023)



Fonte: <https://amazoniareal.com.br>, 2023

A intensa atividade convectiva, lança os poluentes atmosféricos a grandes altitudes, onde podem ser transportados de modo eficiente para regiões distantes das fontes emissoras, resultando em uma distribuição espacial de fumaça sobre uma extensa área, atingindo regionalmente toda a composição e propriedades

físicas e químicas da atmosfera na Amazônia e degradando a qualidade do ar de diversas cidades (ARTAXO et al., 2005)

Em 2023, a capital amazonense amanheceu coberta por uma pluma de fumaça que cobriu o sul do Amazonas. Devido ao calor intenso e a falta de chuvas provocados pelo El Niño, essa pluma de fumaça permaneceu na cidade de Manaus por um período de cinco dias consecutivos (de 26 a 30 de outubro), pois é difícil a dispersão da fumaça nessas condições meteorológicas.

A fumaça liberada pelas queimadas impacta diretamente no ciclo hidrológico, pois aumenta a disponibilidade de partículas na atmosfera que interfere na formação dos núcleos de condensação de nuvem (NCN), partículas minúsculas que servem de superfície para o vapor d'água se condensar. Quanto mais velhas as partículas atmosféricas, maiores suas atividades como NCN (GRIFFIN, 2013). As gotas menores necessitam de tempo de crescimento para atingir o tamanho necessário para ocorrer a precipitação, e por isso são menos suscetíveis de produzir chuva (MYHRE et al., 2013). O que gera um ciclo vicioso entre queimadas e secas (LIXIA et al., 2020).

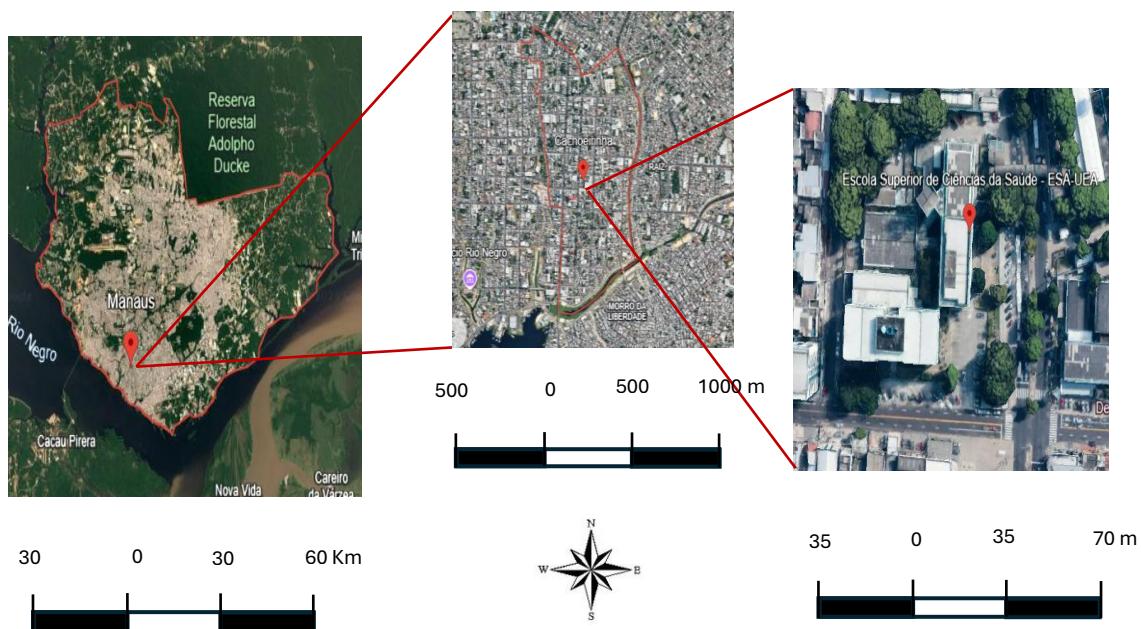
O período de estiagem agrava consideravelmente os focos de queimadas na região, uma vez que a vegetação fica vulnerável a novos focos de incêndios e dificulta o controle e o combate aos focos. Ultimamente, a Amazônia tem enfrentado secas severas recorrentes em curtos períodos que afetaram grandes áreas, aumentando o risco de incêndios florestais, mortalidade de árvores e emissões de carbono para a atmosfera (ARAGÃO et al., 2018). Entre 1º e 31 de outubro de 2023, foram registrados 3.799 focos de queimadas no Amazonas. Nesse mesmo período em 2022, foram 612 focos (INPE, 2023).

4 – MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 – ÁREA DE ESTUDO

O local selecionado para coleta de MP para esse estudo foi a Escola Superior de Ciências da Saúde (ESA/UEA) (FIGURA 10), no bairro Cachoeirinha, um dos poucos bairros planejados, localizado na Zona Sul da capital amazonense. Esse bairro, apresenta ruas largas e asfaltadas, casas, apartamentos e possui todo tipo de serviço que uma comunidade necessita como escolas, hospitais, indústrias, supermercados, bancos e igrejas. A escolha desse local para a pesquisa deve à sua representatividade dentro do contexto urbano da cidade e por ser seguro e de fácil acesso para a realização da amostragem.

FIGURA 10 – Localização do ponto de coleta de MP na cidade de Manaus



Fonte: Google Earth, 2023

4.2 – AMOSTRAGEM

Para a coleta das amostras de material particulado foram utilizados dois amostradores, um para partículas totais em suspensão (PTS) e outro para partículas

de até 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$) (**FIGURA 11**). Esses equipamentos foram instalados aproximadamente a 20 metros acima do nível do solo, em local desprovido de barreiras físicas que venha a impedir a circulação do ar, como árvores ou prédios, sendo considerado um local ideal para a realização desse estudo.

FIGURA 11 – Amostradores de material particulado instalados no ponto de coleta - Escola Superior de Ciências da Saúde (ESA/UEA)



Fonte: a autora

A coleta das amostras de $\text{MP}_{2,5}$ e de PTS ocorreu de segunda a quinta-feira, a cada 24 horas (± 1 hora) em duas campanhas, durante a estação seca. A primeira campanha ocorreu no período de 08 de setembro a 16 de novembro de 2022 (primeira campanha), totalizando 30 dias de coleta, obtendo 60 amostras, sendo 30 amostras de $\text{MP}_{2,5}$, 28 amostras de PTS e 2 brancos.

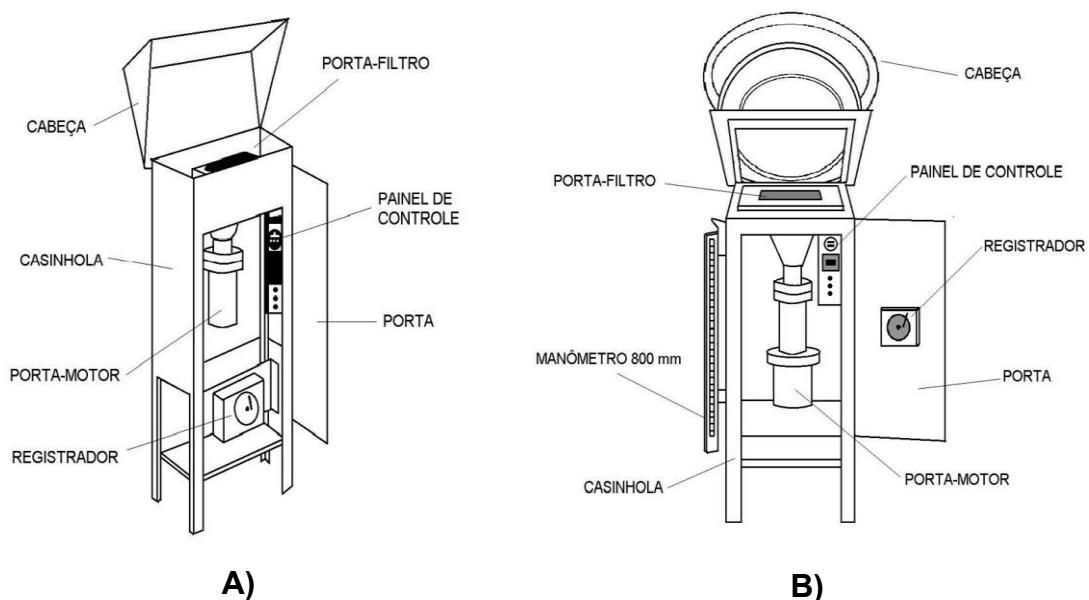
A segunda campanha, ocorreu no período de 22 de agosto a 21 de novembro de 2023, totalizando 26 dias de coleta de 55 amostras, sendo 26 amostras tanto $\text{MP}_{2,5}$, como de PTS e 3 brancos.

As amostras do material particulado atmosférico seguiram a metodologia estabelecida pela norma técnica da ABNT NBR nº 9547/1997, que foi baseada na norma da EPA (USEPA, 1988) e será descrita a seguir:

Para a coleta das amostras foram utilizados dois amostradores ativos de grande volume (AGV), também conhecido por HI-VOL (*do inglês high volume*

sampler), marca Energética® que operam com sucção de ar, para a coleta das partículas totais em suspensão (PTS) e para as coletas de partículas finas, foi usado um amostrador de grande volume com cabeça de separação por impactação inercial, conhecido como MP_{2,5} (**FIGURA 12**). Os AGV são os mais utilizados para amostragem de material particulado atmosférico, pois apresentam algumas vantagens como: fácil manutenção, baixo custo, alta durabilidade, além de fornecer uma razoável precisão nos resultados da amostragem.

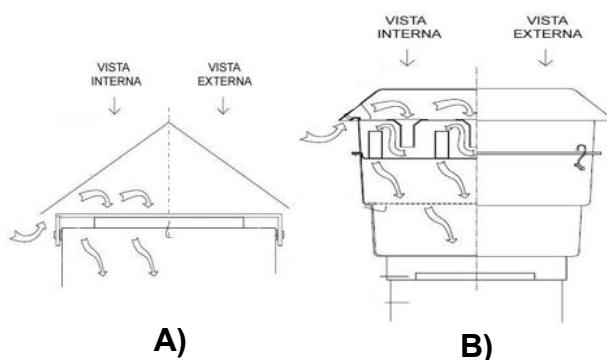
FIGURA 12 – Representação dos amostradores de grandes volumes (AGV): **A)** para partículas totais (PTS), **B)** para partículas de até 2,5 µm (MP_{2,5})



Fonte: Dias, 2016

O sistema de amostragem funciona por meio de sucção, através de uma bomba que faz a passagem forçada de ar, por um filtro com vazão de 1,13 m³/min·1/24h, para a retenção do MP. Esses amostradores funcionam com o chamado “diâmetro de corte” que é obtido em função da geometria da cabeça de separação do amostrador (**FIGURA 13**) e da vazão operada pelo aparelho (ENERGÉTICA, 2019).

FIGURA 13 – Representação das cabeças de separação dos amostradores: **A)** para partículas totais em suspensão (PTS), **B)** para partículas de até 2,5 μm (MP_{2,5})



Fonte: Dias, 2016

Para a amostragem das frações menores (MP_{2,5}) o equipamento apresenta uma cabeça armadilha que é dotada de um conjunto de 40 boqueiras que aceleram o ar de coleta para dentro de uma câmara de impactação, onde partículas maiores que 2,5 μm ficam retidas numa camada oleosa. A fração de ar com partículas menores ou iguais a 2,5 μm (MP_{2,5}) são carreadas para fora da câmara e dirigidas para o filtro de coleta, onde ficam retidas.

A duração de cada amostragem ocorreu durante 24 horas, controlada por um programador de tempo com exatidão de pelo menos ± 15 minutos de variação do tempo de coleta. Após a coleta das amostras, cada filtro foi retirado dos equipamentos e colocados dentro de envelopes individuais de alumínio previamente identificados. Em seguida, foram transportados para o laboratório e armazenados em freezer.

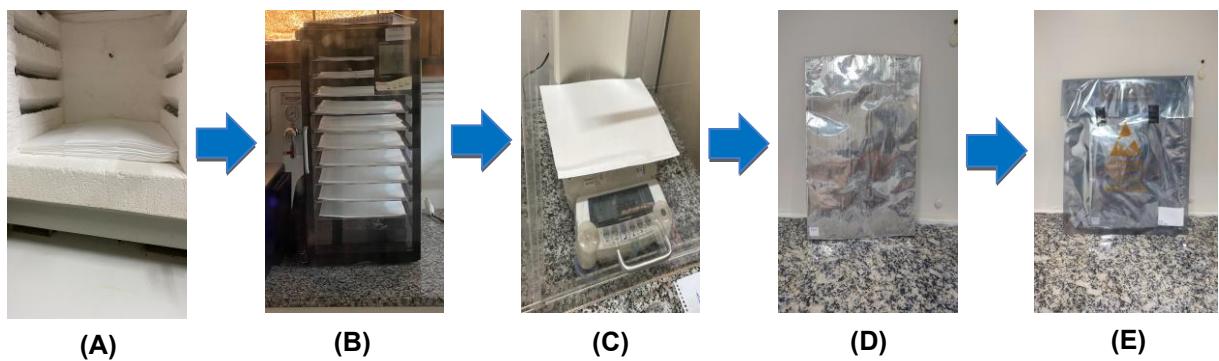
4.3 – PREPARO DO MATERIAL E DETERMINAÇÃO DAS AMOSTRAS DE MP

4.3.1 – Preparo dos filtros de coleta

Os filtros de fibra de quartzo (PALL Corporation[®], 22 x 25,3 cm) utilizados para a coleta de MP foram colocados em um forno mufla a temperatura de 450°C por

12 horas para eliminação de possíveis contaminantes orgânicos. Em seguida, passaram por uma ambientação controlada por 24 horas (em dessecador) em sala com temperatura 20°C com variação máxima de \pm 1°C e umidade 50% com variação máxima de \pm 5%. Os filtros foram então pesados em triplicata em balança com precisão, embalados em envelopes de alumínio, previamente limpos com metanol e secos em mufla a 450°C por 12 horas, e inseridos em sacos individuais antiestáticos com sachês de sílica gel para o controle de umidade e armazenados em freezer até o momento da amostragem (**FIGURA 14**). Todo o manuseio do filtro foi feito com luvas e pinças.

FIGURA 14 – Etapas do preparo dos filtros: **A)** Mufla, **B)** Dessecador, **C)** Balança, **D)** Envelope de alumínio, **E)** Sacos antiestáticos



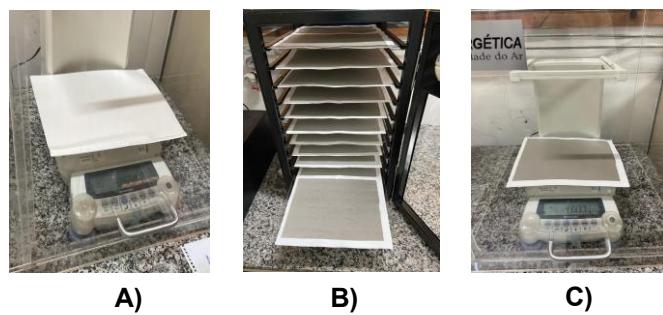
Fonte: a autora

De cada caixa contendo 25 filtros, foi selecionado um filtro limpo destinado ao controle de branco de laboratório e de campo, com o propósito de avaliar e corrigir eventuais contaminações. Ambos os filtros foram submetidos integralmente ao protocolo de preparação para amostragem. O branco de laboratório foi armazenado em refrigerador até o momento da extração e análise, o branco de campo foi exposto por 10 minutos em um equipamento inativo e, posteriormente, armazenado em freezer a até a etapa de extração (ALIER et al, 2014).

Após a amostragem, os filtros com MP foram reembalados nos respectivos envelopes de alumínio e transportados para o laboratório. Os filtros foram submetidos a nova ambientação e pesagem (**FIGURA15**) para determinar a concentração média do material particulado coletado. Após a pesagem, os filtros

foram novamente embalados em envelopes de alumínio e armazenados em freezer até as análises químicas.

FIGURA 15 – A) Pesagem dos filtros antes da coleta; **B)** Filtro após a coleta no dessecador e **C)** Pesagem do filtro após a coleta



Fonte: a autora

4.3.2 – Determinação de Levoglucosano (LEV)

Os detalhes metodológicos utilizados para a extração, identificação e quantificação de levoglucosano (LEV) no MP serão descritos por campanha. Resumidamente, a análise seguiu as seguintes etapas:

- 1 – Amostragem de MP em filtros de fibra de quartzo utilizando amostradores ativos de grande volume (AGV), também conhecido por HI-VOL;
- 2 – Corte dos filtros em frações retangulares e adição do spyke;
- 3 – Extração com 10 mL de metanol sob agitação em ultrassom por 45 minutos;
- 4 – Filtração com seringa e filtros de PTFE com poro de 0,2 µm;
- 5 – Secagem em baixo fluxo de N₂ por duas horas e 30 minutos;
- 6 – Derivatização com 100 µL de bis-(trimetilsilil)-trifluoroacetamida (BSTFA) e 50 µL de piridina a 70°C, por uma hora em banho seco
- 7 – Análise do derivado monossacarídeo por CGEM.

4.3.2.1 – Primeira Campanha (2022)

✓ Extração

O processo de extração teve início com o corte dos filtros contendo MP em formato retangular (4x1 cm) com bisturi, limpo a cada novo corte com metanol (MeOH), e transferidos para *vials* de 20 mL calcinados em mufla a 450°C por 6h. Nesses *vials* foi adicionado o *spyke* ((1S)-(+)-ácido cetopínico, Sigma Aldrich® (KPA, do inglês: *ketopinic acid*) de 4,5 µL de uma solução mãe de 1000 mg/L.

Em seguida, os *vials* com os filtros e *spyke* de KPA foram vedados com fita de teflon e levados para o freezer por 24 horas a -18°C. Após esse período, foram retirados e deixados a temperatura ambiente, adicionados 10 mL de MeOH e encaminhados para a extração, que foi feita por agitação ultrassônica, durante 45 minutos (**FIGURA16**).

Os extratos obtidos foram submetidos a uma etapa de filtração, utilizando seringas de 10 mL acopladas a membranas de PTFE (politetrafluoretileno de 0,2 µm de porosidade), sendo então transferidos para novos frascos de 20 mL, previamente calcinados e devidamente identificados. Por fim, os extratos foram concentrados por evaporação sob baixo fluxo de nitrogênio (N₂) durante 2 horas e 30 minutos (**FIGURA 16**).

✓ Curva Analítica

As curvas analíticas foram feitas pelo método da padronização externa, que consiste no preparo de uma série de soluções-padrão com concentrações conhecidas, com a finalidade de realizar uma calibração externa. Prepara-se uma solução estoque (solução-padrão) e a partir dela realizam-se diluições sucessivas. Obtêm-se, então, os cromatogramas dos padrões, e um gráfico é construído com as áreas dos picos em função das concentrações (LIGIERO et al., 2009). Foram utilizadas nessa primeira campanha (2022), 13 soluções com concentrações no intervalo de 0,5 a 256 µg/L para a curva de calibração, sendo elas 0,5; 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 80, 128, 160, 200 e 256 µg/L.

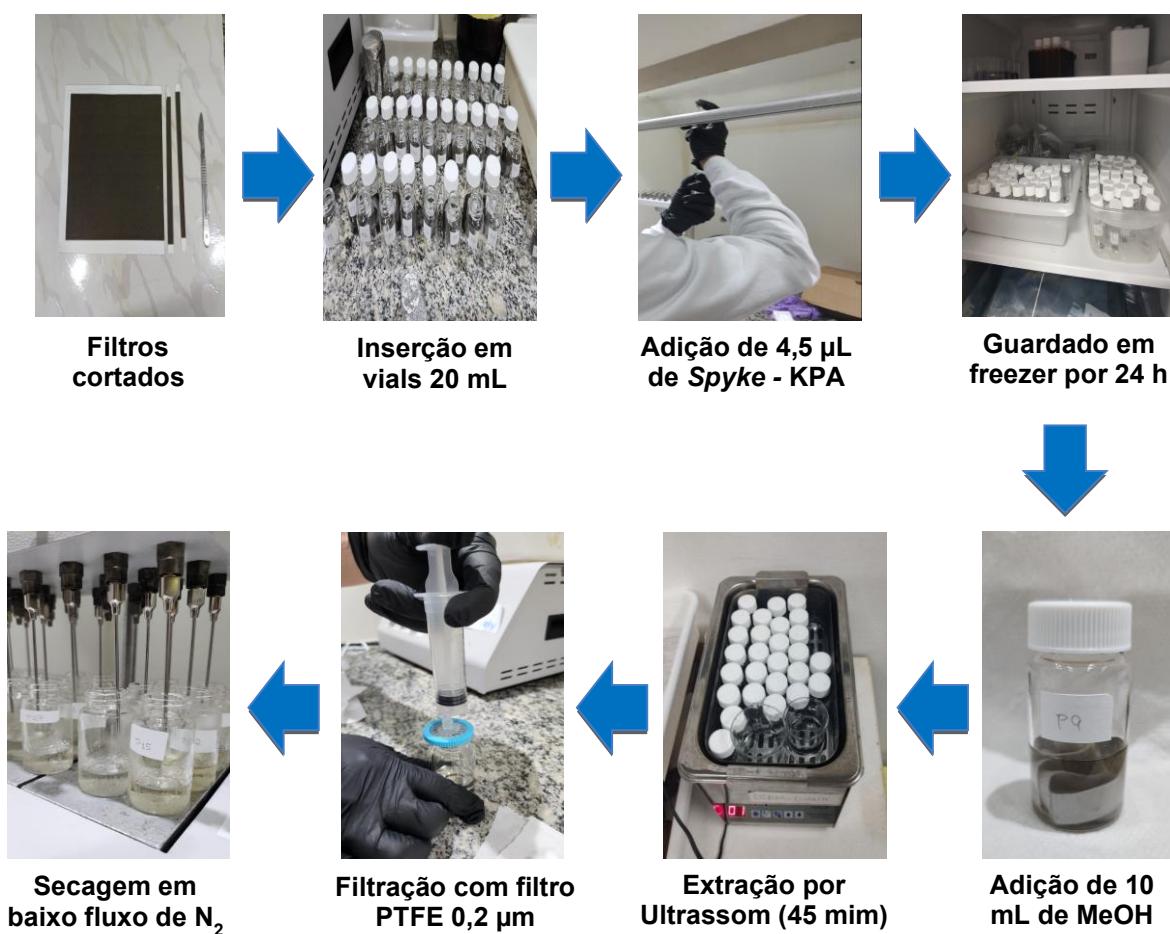
4.3.2.2 – Segunda Campanha (2023)

✓ Extração

Para a segunda campanha, devido à elevada concentração de MP depositado nos filtros, o tamanho do corte retangular foi reduzido para 2×1 cm. Essa adaptação metodológica teve como finalidade assegurar a completa solubilização do material coletado e preservar a qualidade analítica dos resultados obtidos. A cada novo corte, o bisturi utilizado foi higienizado com MeOH, de modo a evitar contaminações cruzadas. Esses fragmentos, foram acondicionados em frascos de 20 mL, previamente submetidos à calcinação em mufla a 450 °C por um período de 6 horas, garantindo a remoção de possíveis interferentes. Nessa etapa, foi adicionado o *spyke* de KPA na concentração de 7,5 µL de uma solução estoque de 1000 mg/L. Após a adição, os frascos foram hermeticamente vedados com fita de teflon e armazenados em freezer a -18 °C por 24 horas. Decorrido esse intervalo, foram removidos do congelamento, mantidos à temperatura ambiente e acrescidos de 10 mL de MeOH. Na sequência, realizou-se o processo de extração por agitação ultrassônica durante 45 minutos (**FIGURA 16**).

Os extratos foram filtrados com seringa de 10 mL e filtros de PTFE com porosidade de 0,2 µm para novo vials de 20 mL, previamente calcinados e identificados. Em seguida, esses extratos foram secos em baixo fluxo de N₂ por 2 horas e 30 minutos (**FIGURA16**).

FIGURA 16 – Etapas de extração das amostras



Fonte: a autora

✓ Curva Analítica

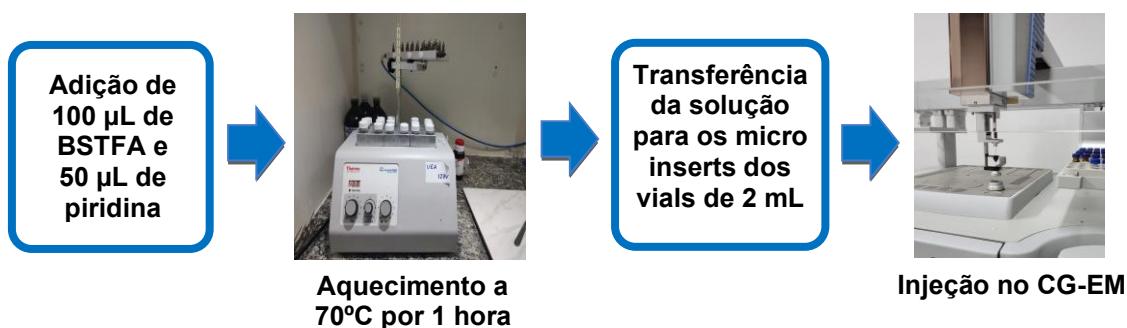
Nessa segunda campanha (2023), foram utilizadas 12 soluções com concentrações no intervalo de 8 a 520 µg/L para a curva de calibração, sendo elas 8, 16, 32, 64, 80, 128, 160, 200, 320, 400, 450 e 520 µg/L.

✓ Derivatização

Para a derivatização das amostras (**FIGURA 17**), procedimento comum para as duas campanhas, iniciou-se com adição de 100 µL de BSTFA (bis(trimetilsilil)trifluoroacetamida – Sigma Aldrich®) e 50 µL de piridina, com auxílio das seringas Hamilton®. Os vials com os derivatizantes foram submetidos à

agitação mecânica por 5 minutos, utilizando-se um agitador Vortex, para serem solubilizados. As amostras foram então mantidas em banho seco a 70 °C pelo período de uma hora, a fim de assegurar a completa reação de derivatização. Concluída essa etapa, o conteúdo dos vials de 20 mL foi cuidadosamente transferido, com pipeta Pasteur, para micro-inserts acondicionados em vials de 2 mL, que posteriormente foram submetidos à análise por CGEM (**FIGURA 18**). Os parâmetros de injeção adotados encontram-se descritos na **TABELA 4**.

FIGURA 17 – Etapas de derivatização das amostras



Fonte: a autora

TABELA 4 – Parâmetros de injeção e análise do GC-MS

Parâmetros de injeção	
Volume de injeção	1 μL
Temperatura na câmara de injeção	250 °C
Modo de injeção	<i>split/less</i>
Parâmetros do GC-MS	
Coluna	FS CAP. SLB-5ms (30 m x 0,25 mm x 0,25 μm) Fused Silica Capillary Column (Supelco ®)
Temperatura inicial do forno	60 °C (1 min)
Fluxo de gás (He)	0,8 L/min
Rampa de aquecimento	3°C/min a 200 °C (mantendo: 2 min) 20°C/min a 310 °C (mantendo: 10 min)
Parâmetros do MS	
Corrente da fonte de íons	70 eV
Faixa de varredura	40 – 550 m/z

Fonte: Adaptado de Fernandes, 2021

FIGURA 18 – Cromatógrafo a gás (GC) acoplado a espectrometria de massas (CG-EM)



Fonte: a autora

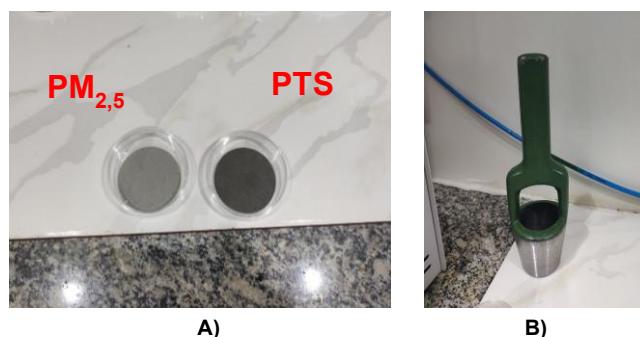
✓ Higienização das vidrarias

Para a limpeza dos utensílios e vidrarias empregados em todas as etapas utilizou-se metanol (CH_3OH) PA. Após a utilização, as vidrarias foram submetidas a lavagem inicial com solução de Extran® Neutro a 5%, de modo a remover contaminantes superficiais, permanecendo posteriormente imersas em banho de Extran® Neutro 5% por 24 horas. Concluído esse período, o material foi exaustivamente enxaguado com água destilada para a completa remoção de resíduos. Na sequência, as vidrarias foram secas e submetidas à calcinação em mufla a 450 °C durante 6 horas.

4.3.3 – Determinação de *Black carbon* (BC)

Para determinação de *black carbon*, retirou-se um disco de 47 mm de cada filtro amostrado e dos filtros brancos (**FIGURA 19**). Em seguida, esses discos foram armazenados em placas de Petri devidamente fechadas, identificadas e enviadas para a Universidade Estadual de Londrina (UEL), universidade parceira para a determinação de BC.

FIGURA 19 – Preparo das amostras para análise de BC: **A)** Corte do filtro em disco, **B)** Cortador



Fonte: a autora

A concentração de BC foi determinada através do método de reflectância de luz, utilizando o Reflectômetro (EEL 43D Smoke Stain Diffusion Systems Ltd., Londres, Reino Unido). O procedimento consiste na análise da incidência de um feixe de luz antes e depois da amostragem, com a medida da quantidade de BC realizada pela diferença entre elas.

Primeiramente certifica-se a linearidade da medida de reflectância pelo ajuste “zero” do equipamento; posteriormente, realiza-se o ajuste de “100” (reflectância total), medida por um filtro branco colocado no equipamento. Para confirmação da linearidade da medida, foi realizada a leitura de um filtro padrão fornecido com o equipamento, com reflectância obrigatória de $35 \pm 1\%$ (PIRACELLI, 2015)

As medidas foram adquiridas de acordo com a equação abaixo fornecida pelo fabricante, onde **R** é o valor de reflectância medida em %, **A** é a área do filtro em cm^2 e **V** é o volume de ar amostrado em m^3 . A partir dos valores de reflectância obtém-se a quantidade de BC na amostra de acordo com a equação a seguir:

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

Onde:

BC = Concentração de BC ($\mu\text{g m}^{-3}$);

R = Reflectância (%);

A = Área de impactação dos filtros (cm^2);

V = Volume total de ar amostrado durante a coleta (m^3)

4.3.4 – Determinação de Potássio (K^+)

Para determinação de íons de potássio (K^+) foi utilizada a cromatografia de íons (Cl) com os extratos aquosos das amostras de MP.

As análises foram feitas em parceira com o Departamento de Geologia da UFAM, em equipamento de cromatografia de íons com detecção por condutividade (Thermo Scientific™ Dionex™ Aquion™ Ion Chromatography). Os cátions foram analisados usando a coluna Dionex™ IonPac™ CS12A, eluente 20 mM $\text{CH}_4\text{O}_3\text{S}$, supressor de ionização Dionex™ Cation Self-Regenerating Suppressor (Dionex CSRS™300 4 mm) autosuppression™ Recycle Mode.

✓ Extração

O procedimento de extração teve início com o corte dos filtros em pequenos pedaços retangulares (1x1 cm) colocados separadamente em tubos Falcon de 50 mL, contendo 10 mL de água deionizada. Cada tubo foi submetido a agitação ultrassônica por 30 minutos (SOLURI, et al., 2007). Após esse período, os extratos aquosos foram filtrados com filtros de seringa de PTFE (politetrafluoretileno hidrofílico com 0,45 μm de porosidade) previamente ambientados com água deionizada. Uma parte das amostras filtradas foi enviada para análise e outra parte foi utilizada para medir o pH e a condutividade. O objetivo desse procedimento era verificar se as amostras atendiam as condições operacionais do cromatógrafo de íons. Para que as amostras pudessem ser adicionadas ao equipamento elas deveriam estar com condutividade até 60 μS e pH entre 4 e 8. As amostras com condutividade acima de 60 μS foram diluídas antes da análise.

✓ Curva Analítica

As curvas analíticas foram construídas pelo método da padronização externa. Na primeira campanha (2022), os cinco pontos utilizados foram nas seguintes concentrações em mg/L: 0,2520; 1,4924; 2,5380; 3,4900 e 4,9791. Na segunda campanha (2023), os cinco pontos utilizados foram nas concentrações: 0,2627; 1,5099; 2,4902; 3,5214 e 5,1887 mg/L.

✓ Higienização das vidrarias

A lavagem da vidraria e dos materiais usados nessas análises foi realizada com solução de Extran® Neutro 5% e enxágue abundante com água deionizada.

4.4 – PARÂMETROS METEOROLÓGICOS

Os dados meteorológicos referentes ao período da realização da coleta do MP foram obtidos da estação meteorológica policlínica, localizado a 32 m do local de coleta. Dentre os parâmetros meteorológicos básicos sob o ponto de vista ambiental, nesse estudo foram utilizados: velocidade e direção do vento, temperatura do ar, nível de precipitação e umidade relativa do ar.

O vento é o principal mecanismo de diluição sobre as concentrações de poluentes. A difusão dos poluentes é mais fraca quando a velocidade do vento é mais reduzida; os poluentes se deslocam lentamente até grandes e situam-se habitualmente nas alturas. Ao contrário, quanto maior a velocidade do ar, os poluentes são rebatidos ao solo e se espalham rapidamente em um grande volume de ar (VAREJÃO-SILVA, 2006).

O fenômeno mais importante causado pela temperatura é a convecção sobre a verticalidade, que representa a ascensão do ar de uma camada inferior da atmosfera próxima ao solo, em consequência de seu aquecimento pelo sol. A convecção ascendente é função da diferença entre o nível da temperatura do ar

próximo ao solo e aquela existente nas camadas elevadas da atmosfera (VAREJÃO-SILVA, 2006).

A baixa umidade relativa do ar pode resultar no aumento das concentrações de MP devido à suspensão das poeiras da superfície e a redução da deposição das partículas, pois o crescimento delas é menos favorecido nessas condições. Do contrário, com o aumento da umidade, que se define pela relação entre a quantidade de água que evapora e a quantidade de água que condensa, estabelece uma maior relação entre as partículas de poeira por higroscopia (SANTOS et al., 2014).

O principal efeito da precipitação sobre os poluentes é a sua remoção da atmosfera, uma vez que ocorre a deposição úmida por parte do material particulado sendo incorporada às gotas ou arrastado pela chuva (SANTOS et al., 2014).

4.4.1 – Programa BDQueimadas

Para a quantificação e mapeamento dos focos de queimadas na região que compreende o município de Manaus, nos períodos de outubro a novembro de 2022 (1^a Campanha) e agosto a novembro de 2023 (2^a Campanha), foram utilizados os dados disponibilizados pelo INPE no programa BDQueimadas, plataforma que disponibiliza o registro de focos de incêndio. Ressalva-se que os dados de focos de queimadas correspondem a todos os dias do mês (30 ou 31 dias) e não apenas aos dias amostrados nesse trabalho.

Os dados coletados por satélites como AQUA-M-M, AQUA-M-T, GOES-13, GOES-16 e MSG-03 são processados nas várias estações do ano e disponibilizados ao público. O satélite utilizado nesse estudo é o AQUA-M-T. Desenvolvido e lançado pela NASA em 4 de maio de 2002, é um dos principais instrumentos de observação da Terra para estudar o ciclo da água no planeta. Seu nome deriva do latim e significa “água”, refletindo seu objetivo fundamental: coletar dados sobre os processos relacionados à água nos oceanos, na atmosfera e na superfície terrestre.

O AQUA-M-T opera em uma órbita polar heliosíncrona. Isso significa que ele se desloca de polo a polo e cruza a linha do Equador sempre no mesmo horário solar local, possibilitando a observação contínua de toda a superfície terrestre ao longo do tempo. Equipado com seis sensores avançados, entre eles o MODIS

(Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), que fornece imagens da Terra em diferentes bandas espectrais, permitindo o monitoramento de queimadas, uso da terra, oceanos e nuvens. Destaca-se também o sensor HSB (Humidity Sounder for Brazil), desenvolvido em parceria com o INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), que tinha como função medir a umidade da atmosfera. Apesar de ter deixado de funcionar em 2003, o HSB simboliza a colaboração entre o Brasil e a NASA em projetos científicos de grande importância.

O objetivo da inserção dessa plataforma ao estudo é relacionar os níveis de concentração dos marcadores de queima de biomassa nas formas de PTS e MP_{2,5} coletados nos pontos de amostragem como número de focos de queimadas registrados no período das campanhas de coleta.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico serão apresentados e discutidos os resultados obtidos na determinação da concentração do MP coletado na cidade de Manaus na forma de partícula total em suspensão (PTS) e material particulado fino ($MP_{2,5}$), incluindo a proporção em massa e concentração de marcadores como levoglucosano (LEV), *black carbon* (BC) e potássio (K^+). Esses resultados são essenciais para compreender os impactos da qualidade do ar na capital amazonense que é conhecida por sua intensa atividade urbana e por sofrer influência das queimadas no período seco. A avaliação da relação entre os marcadores estudados, a ocorrência de focos de queimadas e as variáveis meteorológicas, permitem identificar sua possível fonte de emissão e os fatores que modulam a dispersão, o transporte e a deposição dessas partículas atmosféricas.

As campanhas de amostragem foram denominadas de 1^a Campanha (2022) e 2^a Campanha (2023). As coletas foram realizadas durante a estação seca com frequência de 30 dias (1^a Campanha) e 28 dias (2^a Campanha), em todas as campanhas de amostragem foram selecionados filtros denominados de branco, de laboratório e de campo, sendo 02 filtros brancos da primeira campanha e 03 da segunda campanha, as quais contabilizaram-se 113 amostras analisadas nesse estudo.

5.1 – PARÂMETROS DE VALIDAÇÃO ANÁLICA E TRATAMENTO DE DADOS

A validação de um método analítico inclui procedimentos realizados para garantir a qualidade dos dados gerados. As agências reguladoras do Brasil têm estabelecido documentos oficiais que contêm as diretrizes a serem adotadas no processo de validação, nesse estudo foi utilizado o documento DOC-CGRE-008 do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO, 2020). A validação analítica foi realizada para as análises de potássio levoglucosano e no MP.

5.1.1 – Potássio (K^+)

- ✓ Linearidade

A linearidade é expressa através da análise de regressão linear que traz a correlação entre o sinal medido (área ou altura do pico cromatográfico) e a massa ou concentração da substância a ser quantificada (RIBANI et al., 2004). Essa correlação foi expressa matematicamente como uma equação de reta denominada curva analítica e descrita por: $y = ax + b$

onde,

y é a resposta medida (altura ou área do pico)

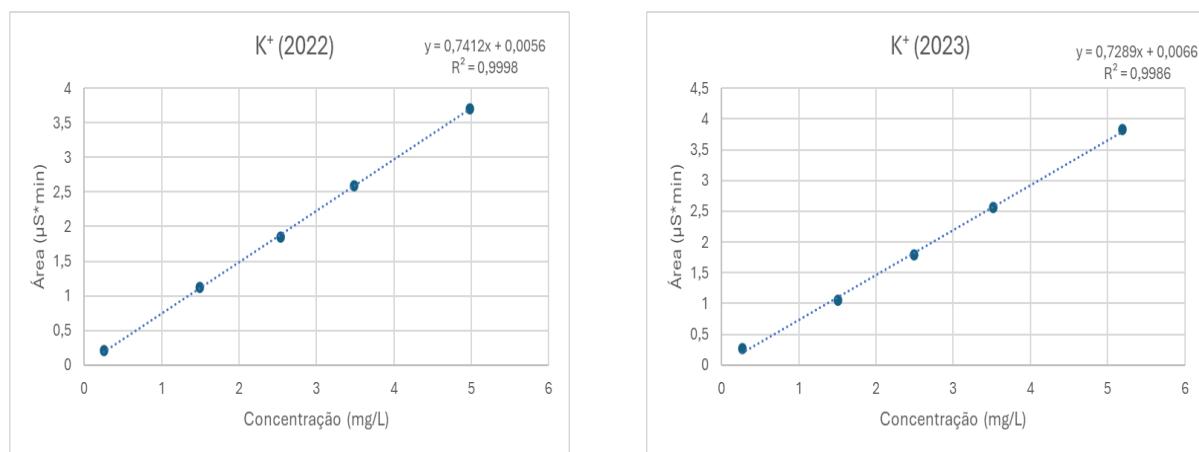
x é a concentração do analito

a é o coeficiente angular (inclinação da curva)

b é o coeficiente linear (intersecção da curva com o eixo y)

Além dos coeficientes angular (a) e linear (b), obtidos a partir da regressão linear, também é possível calcular o coeficiente de correlação (r). Parâmetro que permite avaliar a qualidade da curva obtida, pois quanto mais próximo de 1,0, menor a dispersão do conjunto de pontos experimentais e menor é a incerteza dos coeficientes de regressão estimados (RIBANI et al., 2004). O INMETRO recomenda um coeficiente de correlação maior ou igual a 0,90 (INMETRO, 2020). A **FIGURA 20** mostra as curvas analíticas do Potássio utilizadas nas duas campanhas desse estudo.

FIGURA 20 – Curva analítica do potássio em 2022 (1^a Campanha) e 2023 (2^a Campanha)



Fonte: a autora

✓ Precisão

A precisão é usualmente avaliada pelo coeficiente de variação (CV). Em métodos de análise de traços ou impurezas são aceitos CV de até 20%, dependendo da complexidade da amostra (RIBANI et al., 2004). Nesse estudo, o CV foi obtido utilizando a equação: $CV = (s / x) \times 100$

onde,

CV é o coeficiente de variação

s é a estimativa do desvio padrão

x é a média aritmética do número de medições

TABELA 5 – Precisão do marcador de queima de biomassa Potássio em PTS (K_P) e MP_{2,5} (K_F)

	K_P (%)	K_F (%)
1^a Campanha	0,42	0,44
2^a Campanha	0,33	0,35

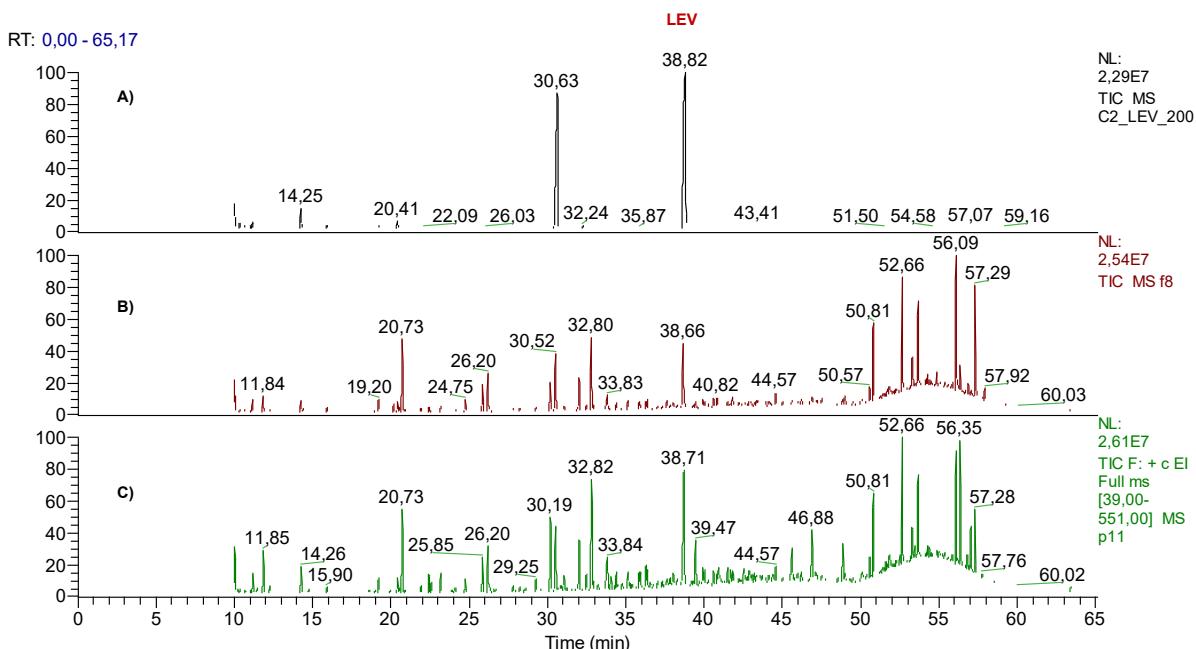
Fonte: a autora

5.1.2 – Levoglucosano (LEV)

✓ Seletividade

Seletividade é a capacidade de distinguir a resposta de um analito específico entre a resposta dos outros. A seletividade nesse estudo, foi avaliada comparando o espectro dos picos obtidos nas amostras com o espectro do padrão puro (**FIGURA 21**).

FIGURA 21 – Cromatogramas: **A)** Padrão; **B)** PM_{2,5}; **C)** PTS

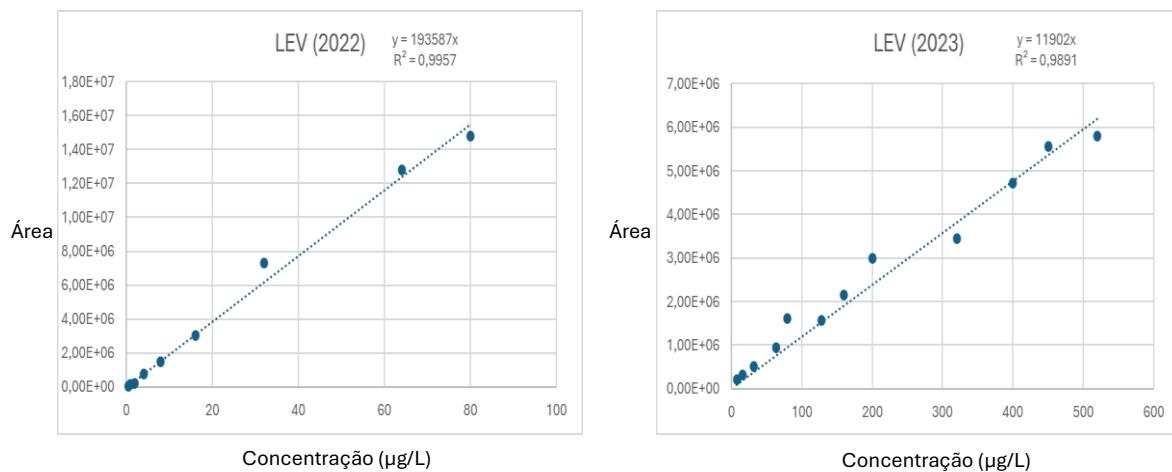


Fonte: a autora

✓ Linearidade

A linearidade do método foi avaliada com as soluções padrão de levoglucosano. O gráfico construído com as áreas dos picos em função das concentrações é denominado de curva analítica. A (**FIGURA 22**) apresenta as curvas do Levoglucosano nas duas campanhas desse estudo.

FIGURA 22 – Curva analítica do Levoglucosano em 2022 (1^a Campanha) e 2023 (2^a Campanha)



Fonte: a autora

Após a análise de regressão linear e de variância (ANOVA), o coeficiente angular (*a*) mostrou-se ser significativo e dependente para o modelo de regressão linear. No entanto, o coeficiente linear (*b*) evidenciou não ter significância para o modelo, podendo ser igualado a zero. Pois o valor da probabilidade (*p*-valor) foi maior do que o nível de significância ($\alpha = 0,05$).

✓ Precisão

A precisão foi avaliada pelo coeficiente de variação (*CV*). Segundo a equação: $CV = (s / x) \times 100$, já descrita para o marcador potássio.

TABELA 6 – Precisão do marcador de queima de biomassa Levoglucosano em PTS (LEV_P) e MP_{2,5} (LEV_F)

	LEV _P (%)	LEV _F (%)
1^a Campanha	1,57	0,82
2^a Campanha	0,74	1,00

Fonte: a autora

✓ Limite de Quantificação (LQ) e Limite de Detecção (LD)

O limite de detecção (LD) é definido como sendo a menor quantidade de um analito que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada em um procedimento experimental. Em procedimentos desenvolvidos em equipamentos que geram linha de base, o LD deve ser calculado como a menor concentração de um analito que pode ser diferenciada do ruído gerado. O limite de quantificação (LQ) é a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas (RIBANI et al., 2004). Nesse estudo, o LQ foi calculado a partir do *spyke* do menor ponto da curva da solução padrão de levoglucosano nos filtros brancos. Esses filtros, foram submetidos pela mesma metodologia de extração e quantificação utilizada nas amostras (FERNANDES, 2021). O LQ do método foi então determinado pela equação: $LQ = 0 + 10.s$

onde,

LQ é o Limite de quantificação

s é a estimativa do desvio padrão dos brancos da amostra

O LD foi obtido a partir do valor do LQ pela equação: $LD = LQ / 3,3$

TABELA 7 – Limite de Quantificação (LQ) e Limite de Detecção (LD) do marcador de queima de biomassa Levoglucosano

	LQ $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	LD $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$
1^a Campanha	0,0008	0,0003
2^a Campanha	0,05	0,02

Fonte: a autora

✓ Recuperação

O teste de recuperação foi realizado utilizando três valores de concentração da curva de calibração do levoglucosano. Por meio da análise as recuperações

obtidas nas concentrações de 0,25 µg/L, 32 µg/L e 256 µg/L foram 101 %, 107% e 119% respectivamente.

A verificação da normalidade dos dados é uma etapa importante que deve ser realizada antes da aplicação dos testes estatísticos. A análise dos resultados observados nessa etapa definiu os melhores testes estatísticos a serem aplicados, tais como os paramétricos ou não paramétricos. Assim, para avaliar se os dados obtidos neste estudo seguem ou não perfil de distribuição normal aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk. A interpretação desse teste foi feita juntamente com regressão linear e análise gráfica. Todos esses procedimentos foram realizados a um nível de confiança de 95% no software RStudio versão 4.4.2 e Excel®2023.

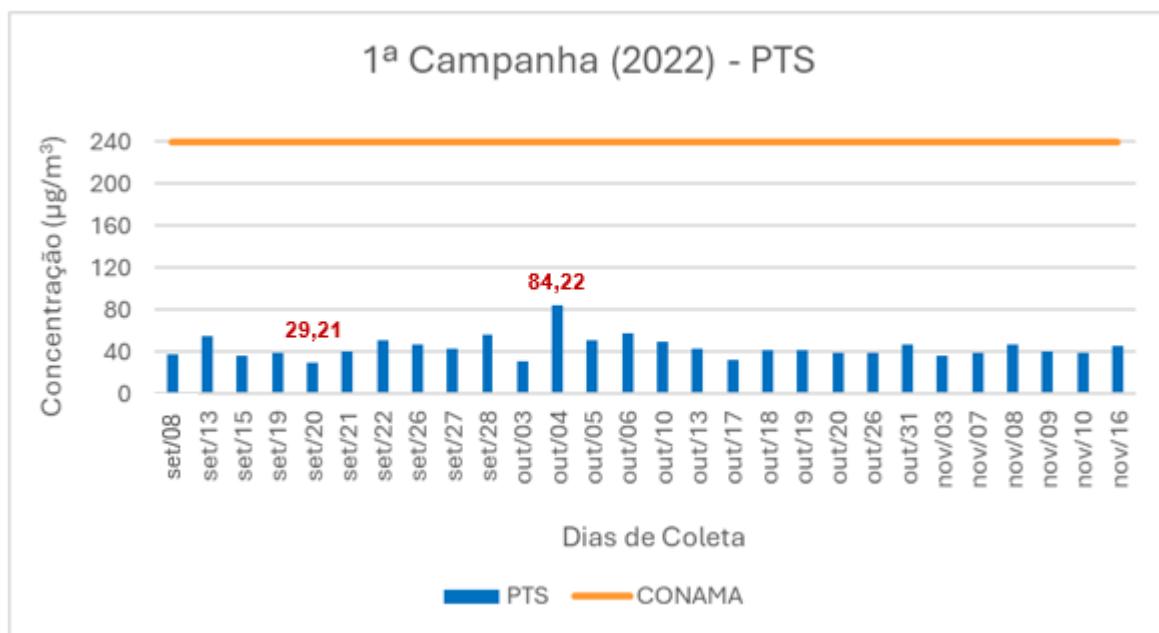
5.2 – CONCENTRAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO (MP)

Os dados de concentração de material particulado obtidos nas duas campanhas foram avaliados comparando com os limites de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 506/2024 e Organização Mundial da Saúde (OMS). Essa resolução controla a emissão de poluentes atmosféricos no Brasil, estabelece padrões de qualidade do ar a serem adotados sequencialmente em 5 etapas (PI-1, PI-2, PI-3, PI-4 e PF). A primeira etapa, também conhecida como padrão primário, entrou em vigor em 05 de julho de 2024 e prevalece até 31 de dezembro de 2024. O PI-2 vai vigorar de primeiro de janeiro de 2025 até 31 de dezembro de 2032, os demais padrões de qualidade do ar intermediários PI-3 e PI-4, entrarão em vigor em 1º de janeiro de 2033 e 1º de janeiro de 2044, respectivamente. Os padrões de qualidade do ar finais (PF) entrarão em vigor em data a ser definida. Nesse estudo, foi usado como referência o padrão primário de qualidade do ar (PI-1).

Na primeira campanha (2022), a maior concentração de PTS foi de 84,22 µg/m³ no dia 04/10/2022 e a menor foi 29,21 no dia 20/09/2022 (**FIGURA 23**). De acordo com a legislação regulamentada no Brasil, a concentração máxima em uma amostragem de 24 horas para partícula total em suspensão (PTS) é 240 µg/m³ e média anual 80 µg/m³. Os valores de concentrações obtidos foram inferiores ao

padrão de qualidade do ar estabelecidos pelo CONAMA. As principais agências reguladoras internacionais não estabelecem limites para partícula total em suspensão.

FIGURA 23 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado PTS (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de PTS estabelecido pelo CONAMA

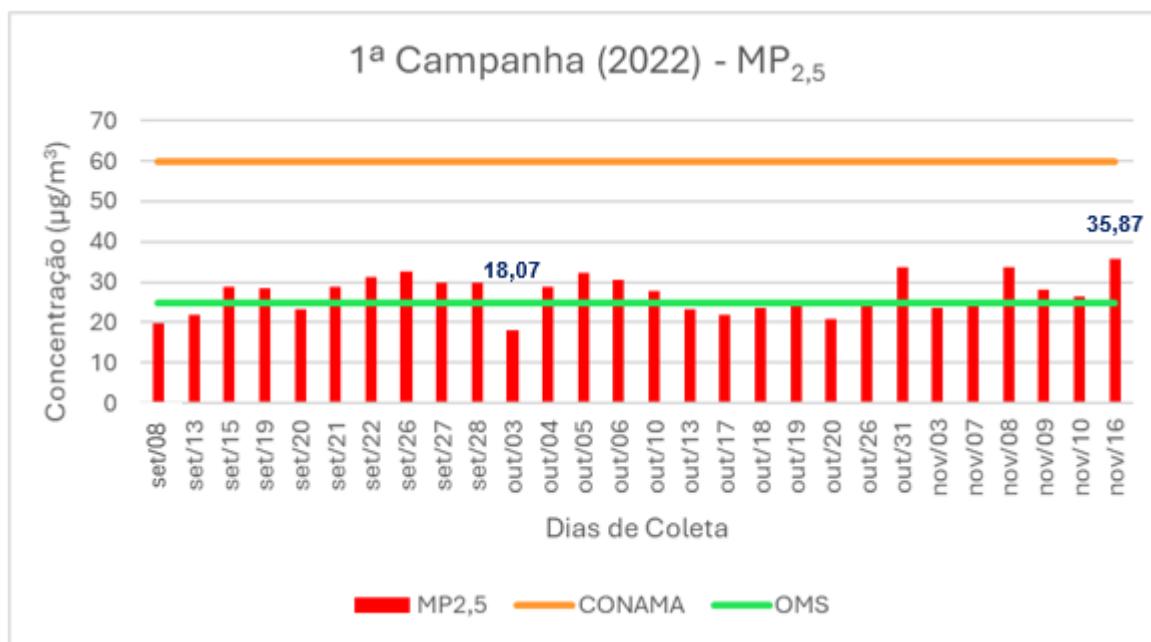


Fonte: a autora

Para as concentrações de MP_{2,5}, o maior valor (35,87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi obtido em 16/11/2022 e o menor (18,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi registrado em 03/10/2022 (**FIGURA 24**). A resolução CONAMA (506/2024) determina que a concentração máxima de MP_{2,5} é 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para média diária e 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média anual. O local amostrado não atingiu o valor estabelecido pelo órgão em nenhum dia de amostragem em 2022. Seguindo um critério mais rigoroso para os padrões de qualidade do ar, a Organização Mundial de Saúde (OMS) adota como valor máximo aceitável de concentração 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o tempo de amostragem de 24 horas. Conforme a **FIGURA 24**, houve a extração deste valor em 64,3 % das medidas durante essa primeira campanha, mostrando que as concentrações medidas no local estudado,

segundo a OMS, podem afetar a saúde da população bem como a fauna, flora, materiais e meio ambiente em geral (WHO, 2021).

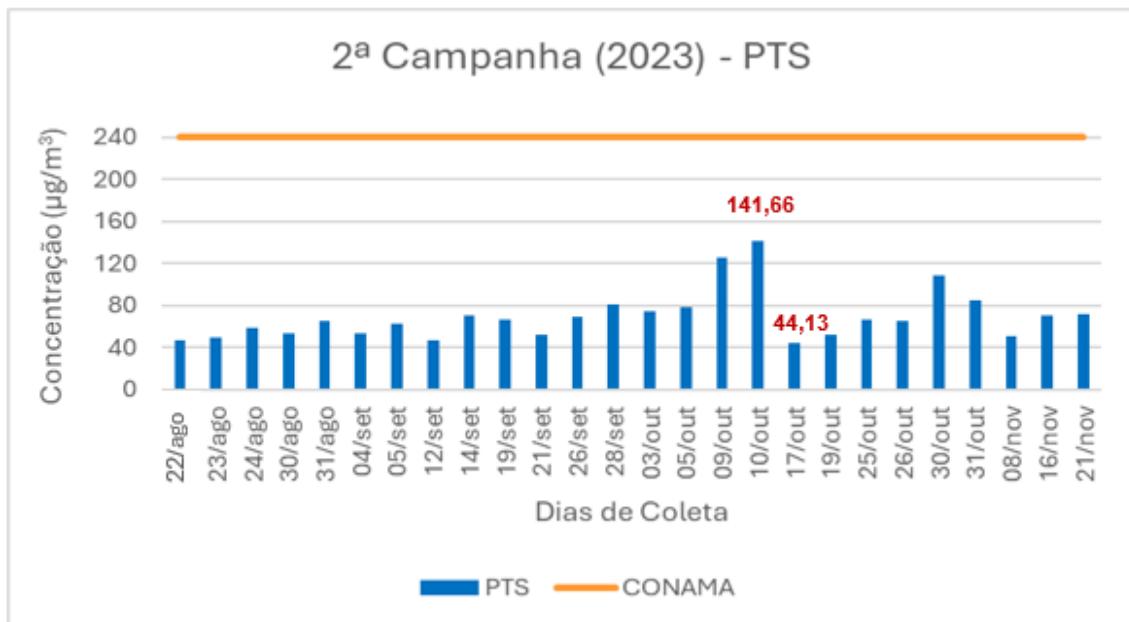
FIGURA 24 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado MP_{2,5} (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de MP_{2,5} estabelecido pelo CONAMA e pela OMS



Fonte: a autora

Na segunda campanha (2023), a concentração de PTS variou de 44,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (17/10/2023) a 141,66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (10/10/2023). Embora os valores referentes às concentrações de PTS obtidos na segunda campanha (**FIGURA 25**) não tenham ultrapassado o padrão primário de qualidade do ar estipulado pela Resolução do CONAMA, que é de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, houve aumento de 35,8% em relação a concentração média determinada em 2022.

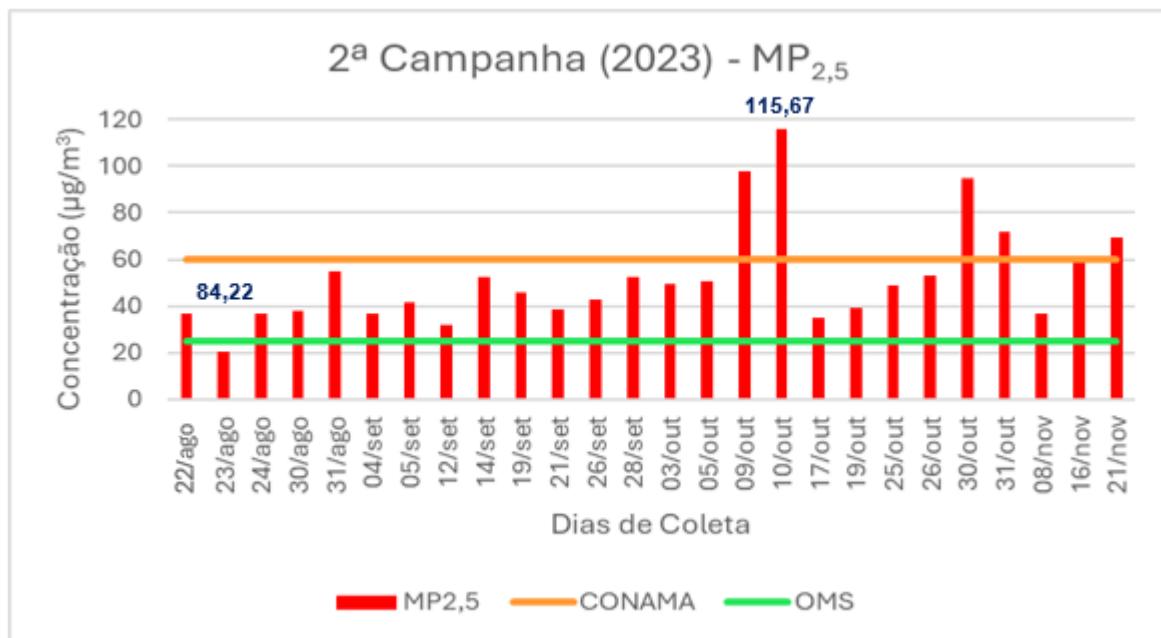
FIGURA 25 –Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado PTS (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de PTS estabelecido pelo CONAMA



Fonte: a autora

Os valores das concentrações de $\text{MP}_{2,5}$, variaram de $20,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (23/08/2023) a $115,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10/10/2023) (FIGURA 26). Verifica-se que o padrão diário estabelecido pelo CONAMA ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) para essa fração foi excedido em 19,2% dos dias de coleta durante o período da amostragem dessa campanha. Já para a Organização Mundial de Saúde, cujo limite de exposição é $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média diária com tempo de amostragem de 24 horas, houve a extração deste valor em 96,2% durante essa segunda campanha. Esses dados revelam que as concentrações obtidas no local estudado, excedem as diretrizes nacional e mundial, comprometendo o meio ambiente e o bem-estar da população manauara, visto que essas partículas, por serem menores, sofrem menor deposição por ação da gravidade, ficando mais tempo suspensas no ar e podem penetrar mais profundamente nas vias respiratórias, tendendo a acumular no organismo.

FIGURA 26 – Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de material particulado $\text{MP}_{2,5}$ (menor e maior valor) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e o limite padrão para as concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ estabelecido pelo CONAMA e pela OMS



Fonte: a autora

Comparando os valores das concentrações de $\text{MP}_{2,5}$, pode-se observar que houve um aumento de 69% da 1^a campanha para a 2^a campanha. Esse fato pode ser justificado pelo efeito do El Niño de 2023 que contribuiu para tornar o período seco, e no ano o período seco foi ainda mais severo.

É importante salientar, que não foi possível realizar um estudo comparativo a outras cidades locais, uma vez que o estado e o município não estabelecem uma legislação para os Padrões de Qualidade do Ar.

5.2.1 – Parâmetros meteorológicos

As condições meteorológicas desempenham um papel importante nos estudos de poluição atmosférica e qualidade do ar de um determinado local. A composição química do MP pode ser influenciada pelo clima da região e pela época do ano. Os poluentes que são lançados para a atmosfera sofrem a ação dos ventos

e radiação solar, por exemplo, o que influencia no tempo de permanência dessas substâncias no ambiente.

As variáveis meteorológicas utilizadas nesse estudo (temperatura, velocidade dos ventos, precipitação e umidade relativa do ar) foram fornecidas pela Estação Meteorológica Policlínica, da Escola Superior de Ciência da Saúde – ESA/UEA, localizada a 32 m do ponto de amostragem.

Os parâmetros meteorológicos registrados nos meses de setembro a novembro, referentes a primeira campanha (2022), estão descritos no **ANEXO 1**.

Os dados de MP, nas formas de PTS e MP_{2,5}, e para as variáveis meteorológicas, como precipitação total (Pt), temperatura (T), umidade relativa do ar (UR) e velocidade do vento (VV), foram calculados os seguintes parâmetros para a avaliação da estatística descritiva: média (M), valores máximos (MAX) e mínimos (MIN) e desvio padrão (DP) (**TABELA 8**).

TABELA 8 – Estatística descritiva dos valores obtidos para PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)

Estatística	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MP _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Pt (mm)	T (°C)	UR (%)	VV (m/s)
n	28	28	28	28	28	28
M	44,44	27,11	86,6	29,10	75,30	1,70
MAX	84,22	35,87	37,0	32,32	86,8	2,32
MIN	29,21	18,07	0,0	24,82	61,3	1,01
DP	10,74	4,61	8,81	1,88	6,72	0,35

Fonte: a autora

Para complementar a análise estatística descritiva, foi realizado teste de normalidade Shapiro-Wilk para as concentrações do material particulado em PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas avaliadas nesse estudo, os resultados estão descritos na **TABELA 9**.

TABELA 9 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)

Parâmetros	Teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$)		
	Estatística SW-W	p - valor	Interpretação
Partícula total em suspensão	0,845	0,0007	Não normal
Material particulado fino	0,979	0,845	Normal
Precipitação	0,411	1.5×10^{-9}	Não normal
Temperatura	0,975	0,717	Normal
Umidade Relativa	0,966	0,484	Normal
Velocidade do Vento	0,971	0,593	Normal

Fonte: a autora

O teste de normalidade mostrou que os dados de partícula total em suspensão e precipitação não apresentam distribuição normal, enquanto os dados de material particulado fino, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos seguiram distribuição normal.

Para identificar as possíveis correlações entre essas concentrações de PTS e de MP_{2,5} com os parâmetros meteorológicos (precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos), realizou-se o teste de correlação de Pearson para as variáveis com distribuição normal e o teste de correlação de Spearman para as varáveis não normais. O nível de significância adotado foi de 0,05 ($\alpha = 0,05$) para os dois testes. Os resultados dos testes de correlação entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos da primeira campanha estão descritos na **TABELA 10**.

TABELA 10 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)		
	ρ	p - valor	Significativo
Precipitação	- 0,221	0,258	Não
Temperatura	0,395	0,038	Sim
Umidade Relativa	- 0,415	0,028	Sim
Velocidade do Vento	0,195	0,320	Não

Fonte: a autora

Analizando os p-valores, pode-se concluir que a relação entre as variáveis meteorológica e a concentração de PTS são estatisticamente significativos para as variáveis temperatura e umidade, pois o p-valor encontrado foi menor que α . Por outro lado, as variáveis precipitação e velocidade do vento não apresentaram correlação estatisticamente significativa para esse estudo.

Dentre as variáveis meteorológicas significativas, a temperatura é a que mais impacta na concentração de PTS, pois obteve uma correlação positiva ($\rho = 0,39$) moderada, indicando que quando a temperatura aumenta a concentração de PTS também aumenta. A segunda variável meteorológica de influência é a umidade relativa do ar, com moderada correlação negativa ($\rho = -0,42$), ou seja, quanto maiores os valores de umidade, menores são os valores de PTS.

Os resultados dos testes de correlação entre a concentração de MP_{2,5} e os parâmetros meteorológicos (precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos) da primeira campanha estão descritos a seguir (**TABELA 11**).

TABELA 11 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de MP_{2,5} e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)		
	ρ / r	p - valor	Significativo
Precipitação	$\rho - 0,445$	0,018	Sim
Temperatura	$r 0,635$	0,0003	Sim
Umidade Relativa	$r - 0,517$	0,005	Sim
Velocidade do Vento	$r 0,214$	0,275	Não

Fonte: a autora

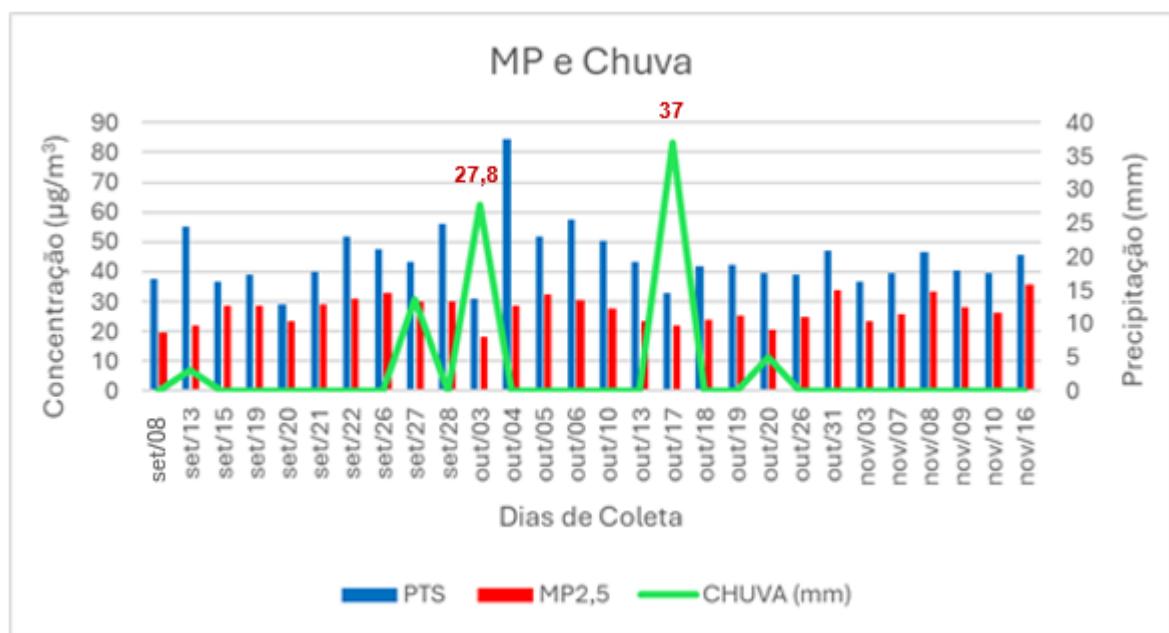
Conforme o resultado dos p-valores obtidos, pode-se concluir que a relação entre as variáveis meteorológica e a concentração de MP_{2,5}, são estatisticamente significativos para as variáveis precipitação, temperatura e umidade relativa do ar, pois o p-valor foi menor que α e, estatisticamente não significativo para a variável velocidade do vento que apresentou um p-valor maior que α .

Para as variáveis meteorológicas significativas, a temperatura é a que apresenta uma forte correlação positiva ($\rho = 0,64$) com a concentração de MP_{2,5}, ou seja, quando a temperatura aumenta a concentração de MP_{2,5} também aumenta. A próxima variável meteorológica de influência na concentração de MP_{2,5} é a umidade relativa do ar, que apresenta uma forte correlação negativa ($\rho = -0,52$), logo, quando a umidade aumenta, os valores de MP_{2,5} diminuem.

Os dias de coleta da primeira campanha apresentaram baixo índice pluviométrico com chuva em apenas cinco dos vinte e oito dias de amostragem, totalizando 86,6 mm. Desses dias, o maior índice pluviométrico registrado ($37,0 \pm 8,31$ mm, $n = 28$) em 17/10/2022 e o menor ($5,0 \pm 8,31$ mm, $n = 28$) em 20 de outubro de 2022 (**FIGURA 27**). A ocorrência de precipitação pluviométrica, além de ser um indicador de que a atmosfera está instável, ou seja, com movimentos de ar que favorecem a dispersão de poluentes, promove a remoção do MP, pois uma parcela significativa desses poluentes é incorporada à água da chuva. Além disso, o solo úmido evita que haja ressuspensão das partículas para a atmosfera (SANTOS

et al., 2014). Nos dias em que ocorreram os maiores índice pluviométrico, dia 03 de outubro (27,8 mm) e 17 de outubro de 2022 (37,0 mm), as concentrações do MP, tanto em PTS ($30,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dia 03/10 e ($33 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dia 17/10/2022 quanto em $\text{MP}_{2,5}$ ($18,07 \text{ g}/\text{m}^3$) dia 03/10 e ($21,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dia 17/10/2022 (**FIGURA 27**), foram baixas. Sendo a concentração de $\text{MP}_{2,5}$ ($18,07 \pm 4,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) a mais baixa de toda campanha. Confirmando a correlação negativa entre a variável precipitação e a concentração de $\text{MP}_{2,5}$.

FIGURA 27 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e $\text{MP}_{2,5}$ na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Precipitação (mm) com os maiores valores registrados

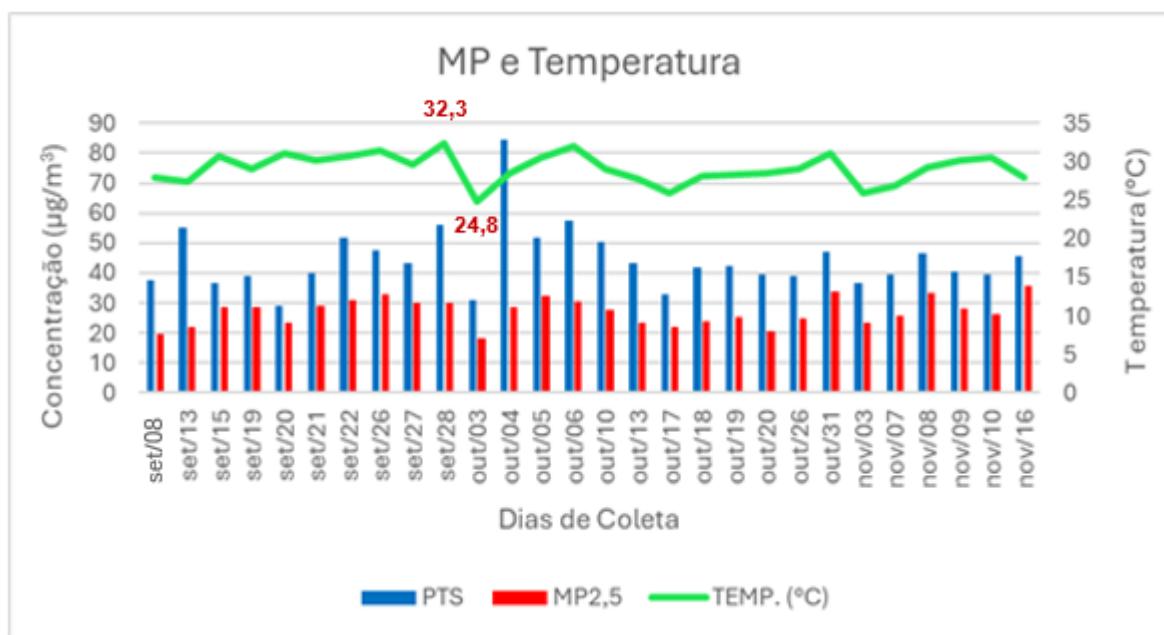


Fonte: a autora

Outro parâmetro meteorológico que pode influenciar nas concentrações de MP, associado a outras variáveis, é a temperatura. Conforme observado no gráfico (**FIGURA 28**), houve oscilações na temperatura durante essa primeira campanha. O dia que apresentou a maior temperatura ($32,3 \pm 1,88 ^\circ\text{C}$, $n = 28$) foi 28/09/2022. Nesse dia, as concentrações de PTS foram elevadas ($55,92 \pm 10,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$). Já no dia de menor temperatura ($24,8 \pm 1,88 ^\circ\text{C}$, $n = 28$) dia 03/10/2022, as concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ foram as menores dessa campanha ($18,07 \pm 4,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$, n

= 28) (**FIGURA 28**). Altas temperaturas podem manter as partículas suspensas na atmosfera por mais tempo, o que contribuiu para o aumento nas concentrações de PTS observado nessa primeira campanha. Em contrapartida, com a diminuição da temperatura, as concentrações das partículas menores ($MP_{2,5}$) também diminuíram. Confirmando a correlação positiva entre a variável temperatura e concentração de MP.

FIGURA 28 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e $MP_{2,5}$ na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) com o maior e menor valor registrado

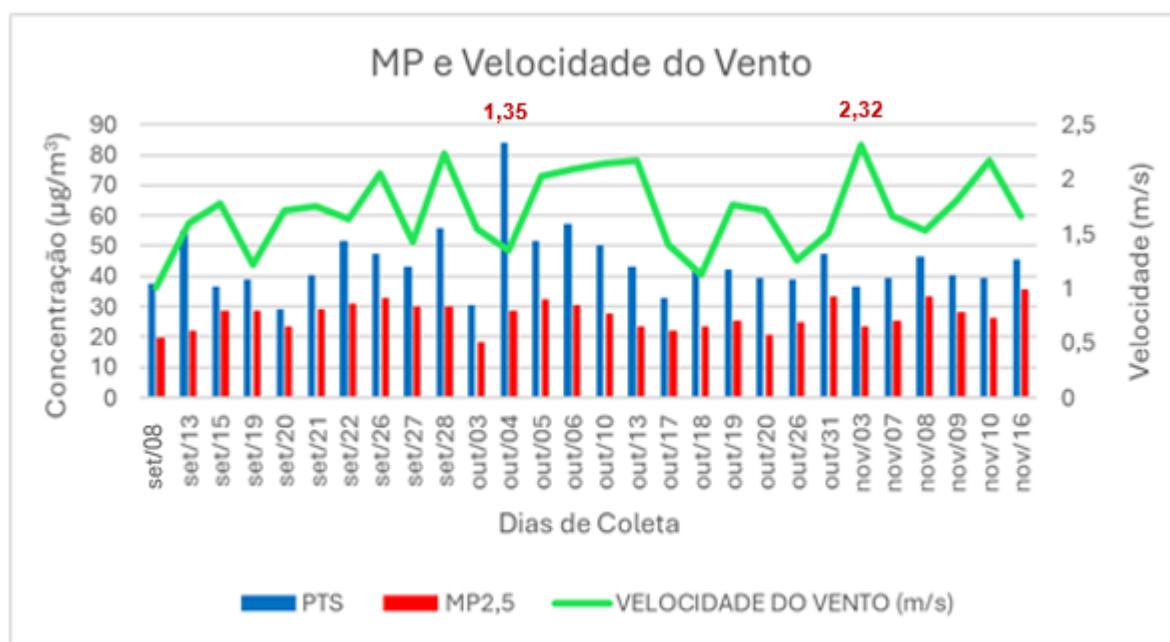


Fonte: a autora

O vento é um agente potencializador dos processos de dispersão, remoção e deposição de poluição do ar, podendo favorecer ou não o aumento de espécies químicas que podem estar contidas nele (VAREJÃO-SILVA, 2006). Porém, a velocidade máxima do vento atingida ($2,32 \pm 0,35 \text{ m/s}$, $n = 28$) no dia 03 de novembro de 2022 (**FIGURA 29**), não foi o dia das maiores concentrações de MP obtidas durante o período da amostragem, sendo ($36,5 \pm 10,74 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) em PTS e ($23,56 \pm 4,61 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) em $MP_{2,5}$, pois ventos fortes podem dispersar os poluentes. A mínima velocidade atingida ($1,01 \pm 0,35 \text{ m/s}$, $n = 28$) foi registrada em

08 de setembro de 2022. No dia 04 de outubro, teve uma baixa na velocidade do vento registrada (1,35 m/s), nesse dia, foi obtido o máximo de concentração em PTS ($84,22 \pm 10,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) de toda a primeira campanha (**FIGURA 29**), a concentração de MP_{2,5} ($28,72 \pm 4,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) nesse dia, também foi maior que a concentração obtida quando a máxima velocidade do vento foi registrada. O que confirma a não significância estatística entre a variável velocidade do vento e contração de MP. Dessa forma, a permanência do material particulado no ar, está associado ao tamanho do seu diâmetro e não a velocidade do vento.

FIGURA 29 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Velocidade do vento (m/s) com o maior e menor valor registrado

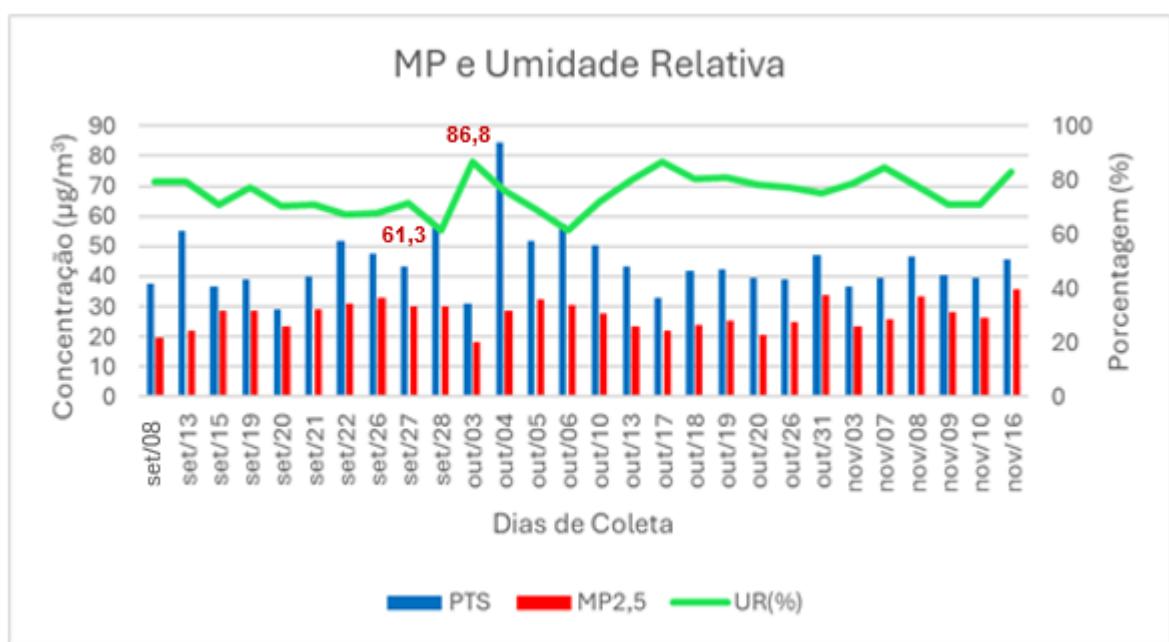


Fonte: a autora

A umidade relativa do ar também é um parâmetro meteorológico que pode influenciar nas concentrações do MP. Conforme o gráfico (**FIGURA 30**), verifica-se que no dia 03/10/2022 ocorreu o maior percentual de umidade relativa do ar ($86,8 \pm 6,72\%$, $n = 28$) da primeira campanha e a menor concentração de MP_{2,5} ($18,07 \pm 4,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n = 28$) obtido nesse período de amostragem. Nesse mesmo dia, 03 de outubro de 2022, ocorreu o segundo maior índice de precipitação da campanha

(27,8 mm). No dia 28/09/2022 aconteceu a menor umidade relativa atingida ($61,3\ 07 \pm 6,72\%$, n = 28), e as concentrações em PTS ($55,92\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) e MP_{2,5} ($30,01\ \mu\text{g}/\text{m}^3$), tiveram um aumento em comparação com o dia de maior umidade. Outro fato a ser mencionado é a relação inversamente proporcional da umidade relativa do ar com a temperatura. No dia 03 de outubro quando a umidade atingiu o seu máximo ($86,8 \pm 6,72\%$, n = 28), a temperatura ($24,8 \pm 1,88\ ^\circ\text{C}$, n = 28) registrou o seu menor valor e no dia 28 de setembro, aconteceu o menor índice de umidade ($61,3\ 07 \pm 6,72\%$, n = 28) e o maior valor de temperatura ($32,3 \pm 1,88^\circ\text{C}$, n = 28). Confirmado a correlação negativa entre a varável umidade relativa do ar e as concentrações de MP.

FIGURA 30 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e a variação de Umidade relativa do ar (%) com o maior e menor valor registrado



Fonte: a autora

Na segunda campanha (2023), o fenômeno El Niño, caracterizado pelo aquecimento anômalo das águas do Oceano Pacífico Equatorial, teve um impacto significativo nas condições meteorológicas da cidade de Manaus (**ANEXO 1**).

Os parâmetros da estatística descritiva como: média (M), valores máximos (MAX) e mínimos (MIN) e desvio padrão (DP) de MP na forma PTS e MP_{2,5}, e das variáveis meteorológicas: precipitação total (Pt), temperatura (T), umidade relativa do ar (UR) e velocidade do vento (VV), podem ser observados na **TABELA 12**.

TABELA 12 – Estatística descritiva do material particulado em PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)

Estatística	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MP _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Pt (mm)	T (°C)	UR (%)	VV (m/s)
n	26	26	26	26	26	26
M	69,22	52,02	3,0	31,53	67,18	1,83
MAX	141,66	115,67	3,0	33,86	81,67	2,96
MIN	44,13	20,63	0,0	28,81	54,57	0,75
DP	23,82	22,08	0,59	1,53	7,48	0,61

Fonte: a autora

Para auxiliar à análise estatística descritiva, o teste de normalidade Shapiro-Wilk foi aplicado nos dados de concentração do material particulado em PTS e MP_{2,5} e nos dados das variáveis meteorológicas avaliadas nesse estudo, os resultados estão descritos na **TABELA 13**.

TABELA 13 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)

Parâmetros	Teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$)		
	Estatística SW-W	p - valor	Interpretação
Partícula total em suspensão	0,815	0,0003	Não normal
Material particulado fino	0,839	0,0009	Não normal
Precipitação	0,198	$6,8 \times 10^{-11}$	Não normal
Temperatura	0,956	0,326	Normal
Umidade Relativa	0,967	0,551	Normal
Velocidade do Vento	0,977	0,806	Normal

Fonte: a autora

De acordo com os dados apresentados (**TABELA 13**), o teste para normalidade mostrou que os dados de partícula total, material particulado fino e precipitação não apresentam distribuição normal, enquanto os dados de material temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos seguem uma distribuição normal.

As possíveis correlações entre as concentrações de PTS e MP_{2,5} com os parâmetros meteorológicos (precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos), foi realizado pelo teste de correlação de Pearson, para as variáveis com distribuição normal, e pelo teste de correlação de Spearman para as variáveis não normais, o nível de significância adotado foi de 0,05 ($\alpha = 0,05$). Os resultados dos testes de correlação entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos da segunda campanha estão descritos na **TABELA 14**.

TABELA 14 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de PTS e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)		
	ρ	p - valor	Significativo
Precipitação	- 0,227	0,265	Não
Temperatura	0,418	0,034	Sim
Umidade Relativa	- 0,283	0,161	Não
Velocidade do Vento	0,241	0,235	Não

Fonte: a autora

Conforme os p-valores obtidos, pode-se concluir que a relação entre as variáveis meteorológica e a concentração de PTS, é estatisticamente significativo para a variável temperatura, pois o p-valor encontrado é menor que α . Para as demais variáveis (precipitação, umidade relativa e velocidade do vento), a relação é estatisticamente não significativo, pois, o p-valor é maior que α .

A única variável meteorológica que apresenta correlação com a concentração de PTS é a temperatura, pois obteve uma moderada correlação positiva ($\rho = 0,42$) indicando que quando a temperatura aumenta a concentração de PTS também

aumenta. A demais variáveis não apresentaram correlação com a concentração de PTS.

Os valores obtidos dos testes de correlação entre a concentração de MP_{2,5} e os parâmetros meteorológicos (precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos) da segunda campanha estão descritos a seguir (**TABELA 15**).

TABELA 15 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) para as relações entre a concentração de MP_{2,5} e os parâmetros meteorológicos ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)		
	ρ	p - valor	Significativo
Precipitação	- 0,227	0,265	Não
Temperatura	0,344	0,085	Não
Umidade Relativa	- 0,178	0,382	Não
Velocidade do Vento	0,151	0,461	Não

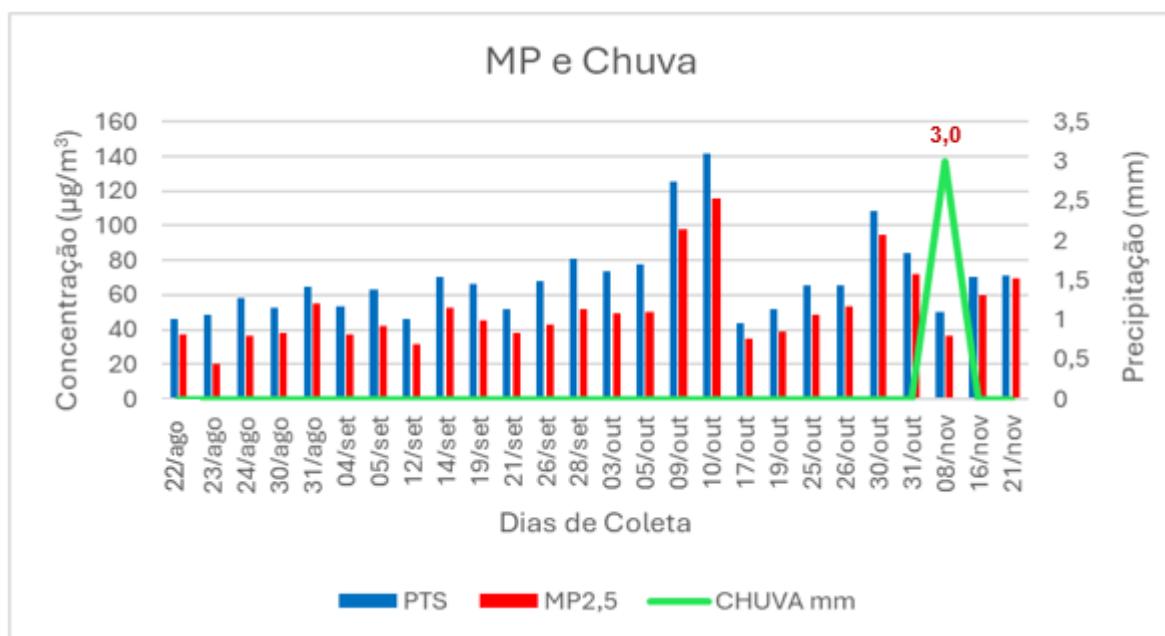
Fonte: a autora

Os p-valores obtidos no teste de correlação, mostram que a relação entre as variáveis meteorológica e a concentração de MP_{2,5}, não são estatisticamente significativos, pois os p-valores encontrados foram maiores que α . Essa não significância estatística pode ser compreendida por se tratar de um ano (2023) sob o efeito do fenômeno El Niño.

Na variável precipitação, o El Niño ocasionou uma redução significativa na frequência e na intensidade das chuvas, prolongando dessa forma a estação seca na região. Durante a campanha, houve apenas uma única ocorrência de precipitação (3,0 mm), dia 08 de novembro (**FIGURA 31**). Apesar do pouco volume de chuva, as concentrações de PTS (50,18 µg/m³) e MP_{2,5} (36,88 µg/m³) registradas nesse dia, foram menores se comparadas com as concentrações obtidas antes e depois do evento de chuva. Essa redução nos índices pluviométricos, influenciados pelo El Niño, de 96,12% da primeira para segunda campanha, contribui para o

aumento das concentrações de MP avaliados nesse estudo. Sendo, um aumento de 35, 8% nas concentrações em PTS e 47, 89% nas concentrações de MP_{2,5}.

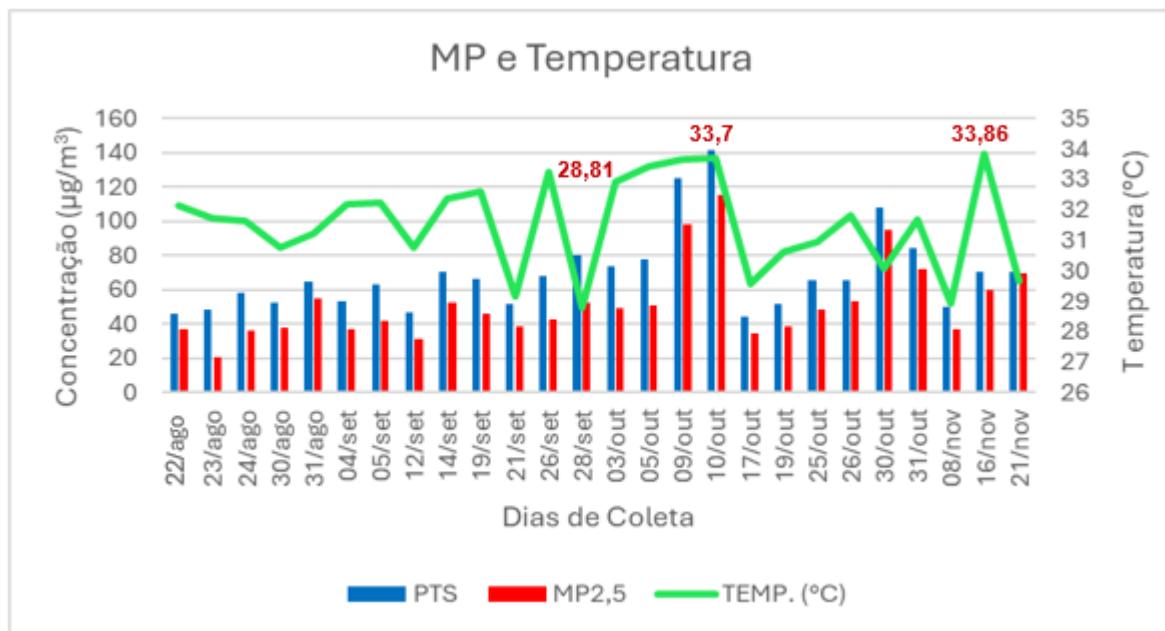
FIGURA 31 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Precipitação (mm) com o maior valor registrado



Fonte: a autora

Um dos principais efeitos do El Niño sentido pela população em Manaus foi o aumento nas temperaturas de 7,71% da primeira para a segunda campanha. Durante o período de amostragem, a cidade enfrentou temperaturas elevadas com máxima ($33,86 \pm 1,53^\circ\text{C}$, $n = 26$) em 16 de novembro e mínima ($28,81 \pm 1,53^\circ\text{C}$, $n = 26$) dia 28 de setembro de 2023 (FIGURA 32). No dia 10 de outubro de 2023, foi registrado o segundo valor máximo de temperatura ($33,7^\circ\text{C}$), nesse dia as concentrações de MP, tanto em PTS ($141,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$) quanto em MP_{2,5} ($115,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$), foram as maiores da campanha.

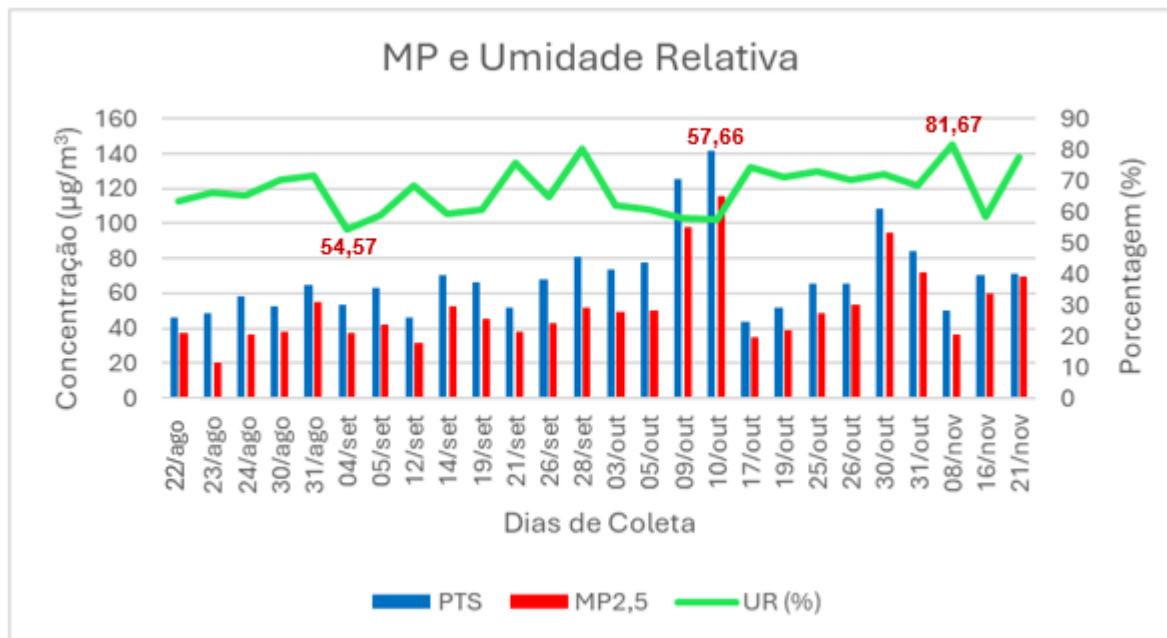
FIGURA 32 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Temperatura (°C) com os maiores e menor valor registrado



Fonte: a autora

Esse aumento nas temperaturas esteve associado à menor umidade relativa do ar, que teve uma redução de 10,78% da primeira para a segunda campanha. A máxima umidade atingida ($81,67 \pm 7,48\%$, n = 26) registrada em 08 de novembro, coincidiu com único dia que choveu (3,0 mm). Confirmando que maior umidade, favorece a formação de nuvens e consequentemente, de precipitação. A mínima umidade atingida ($54,57 \pm 7,48\%$, n = 26), ocorreu em 04 de setembro de 2023 (FIGURA 33). Essa redução de umidade relativa do ar observada nesse estudo, favoreceu ao acúmulo de MP na atmosfera de Manaus. O que pode ser observado no dia 10 de outubro de 2023, a baixa umidade relativa do ar (57,66%), contribui para o registro das maiores concentrações de PTS ($141,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e MP_{2,5} ($115,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$) desse estudo.

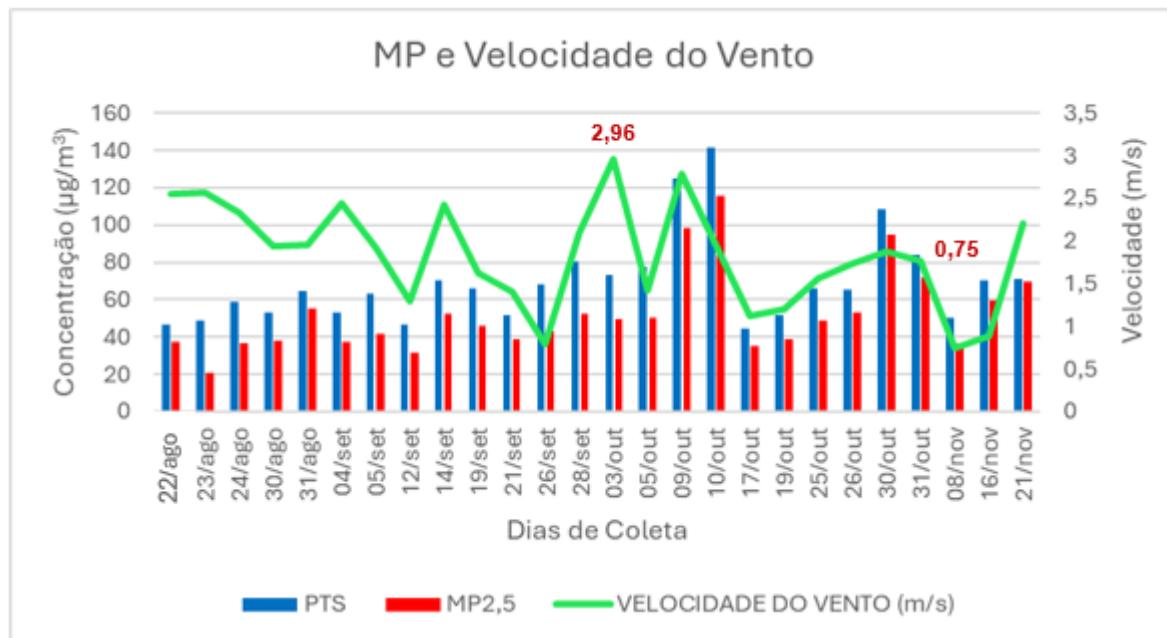
FIGURA 33 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Umidade relativa do ar (%) com os menores e o maior valor registrado



Fonte: a autora

O El Niño também influenciou nos padrões de ventos na cidade de Manaus, com velocidade máxima atingida ($2,96 \pm 0,61 \text{ m/s}$, $n = 26$) dia 03 de outubro e a mínima ($0,75 \pm 0,61 \text{ m/s}$, $n = 26$) no dia 08 de novembro de 2023 (**FIGURA 34**). Em anos de El Niño, acontece a intensificação de ventos mais secos na região amazônica provenientes do Atlântico. Com um aumento de 7,11% na velocidade do vento da primeira para a segunda campanha, esses ventos secos enfraqueceram a convergência de umidade (redução de 10,78%), bem como reduziu a formação de sistemas convectivos, redução de 96,12% de chuvas. Essas condições meteorológicas típicas do El Niño em regiões tropicais, favoreceram o aumento das concentrações de MP avaliado nesse estudo de 35,8% em PTS e 47,89% e em MP_{2,5}.

FIGURA 34 – Concentração de material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha) e a variação de Velocidade do vento (m/s) com o maior e o menor valor registrado



Fonte: a autora

O El Niño de 2023 (2^a Campanha do estudo), reforçou a vulnerabilidade de Manaus e da região Amazônica às mudanças nos padrões climáticos globais. A combinação de altas temperaturas, menor umidade e redução das chuvas contribuíram para o aumento das concentrações de material particulado, principalmente em MP_{2,5}, que aumentou 47,89% da primeira para a segunda campanha. No geral, as variáveis meteorológicas (precipitação, temperatura, umidade relativa e velocidade do vento) registradas durante a primeira (2022) e a segunda (2023) campanha mostraram-se favoráveis ao acúmulo e não a dispersão de poluentes no local da amostragem.

5.3 – MARCADORES DE QUEIMA DE BIOMASSA

Os marcadores de queima de biomassa são substâncias químicas específicas liberadas durante a queima do material, como madeira, folhas, grama ou outras

formas de vegetação. Apresentam um papel crucial na compreensão das emissões atmosféricas e no monitoramento ambiental, especialmente em contextos como as queimadas na Amazônia. Os principais marcadores de queima de biomassa são o **levoglucosano (LEV)**, considerado um indicador específico da queima de biomassa por ser derivado da decomposição térmica de celulose em altas temperaturas (acima de 300°C); o **black carbon (BC)**, formado pela combustão incompleta de biomassa, mas também de combustíveis fósseis e o **potássio (K)**, liberado durante a combustão de material vegetal, sendo utilizado nesse estudo como indicador químico complementar da queima de biomassa.

Na **TABELA 16**, podem ser observados os parâmetros da estatística descritiva como: média (M), mediana (MD), valores máximos (MAX) e mínimos (MIN) e desvio padrão (DP) dos marcadores de queima de biomassa em PTS e MP_{2,5} utilizados nesse estudo.

TABELA 16 – Estatística descritiva dos marcadores de queima de biomassa em PTS e MP_{2,5} na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha) e 2023 (2^a Campanha)

1 ^a Campanha (2022)						
Estatística	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			MP _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	LEV _P	BC _P	K _P	LEV _F	BC _F	K _F
n	28	28	28	28	28	28
M	0,43	1,87	0,29	1,12	1,81	0,27
MD	0,29	1,81	0,26	0,71	1,71	0,24
MAX	3,81	3,32	0,59	3,00	3,38	0,51
MIN	0,15	0,93	0,09	0,13	0,87	0,08
DP	0,67	0,53	0,12	0,93	0,59	0,12
2 ^a Campanha (2023)						
Estatística	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			MP _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	LEV _P	BC _P	K _P	LEV _F	BC _F	K _F
n	26	26	26	25	26	26
M	1,36	2,68	0,39	1,51	2,36	0,36
MD	1,25	2,56	0,37	1,33	2,17	0,34
MAX	3,87	3,75	0,66	6,45	3,7	0,67
MIN	0,05	1,44	0,15	0,14	1,34	0,12
DP	1,01	0,66	0,13	1,51	0,75	0,13

Fonte: a autora

Como observado na **TABELA 16**, houve aumento nos níveis dos marcadores de queima de biomassa da primeira (2022) para a segunda campanha (2023), tanto no PTS quanto no MP_{2,5}. Destaca-se o aumento de 68% e 25% da concentração do levoglucosano em PTS (LEV_P) e em MP_{2,5} (LEV_F) respectivamente. Isso indica um reflexo da intensificação das queimadas na região. Embora os demais marcadores estudados tenham outras fontes emissoras, que são mais contínuas sazonalmente, também, observou-se aumento de suas concentrações em 2023.

Para o marcador *black carbon*, o aumento de 30% em PTS (BC_P) sugere maior combustão incompleta de biomassa, resultando em partículas altamente absorventes de radiação solar, que contribuem para o aquecimento atmosférico e impactos nos ciclos hidrológicos, como a ausência de chuva presenciada no ano de 2023 pela população amazonense. O aumento de 26% do íon potássio, está alinhado com o aumento das emissões gerais de PTS (K_P), evidenciando a intensificação de atividades de queima. Para as concentrações de material particulado fino (MP_{2,5}), o aumento de 23% da concentração de BC_F e 25% da concentração do íon potássio K_F, reforça a associação entre a queima de biomassa e a produção de partículas na forma de MP_{2,5}.

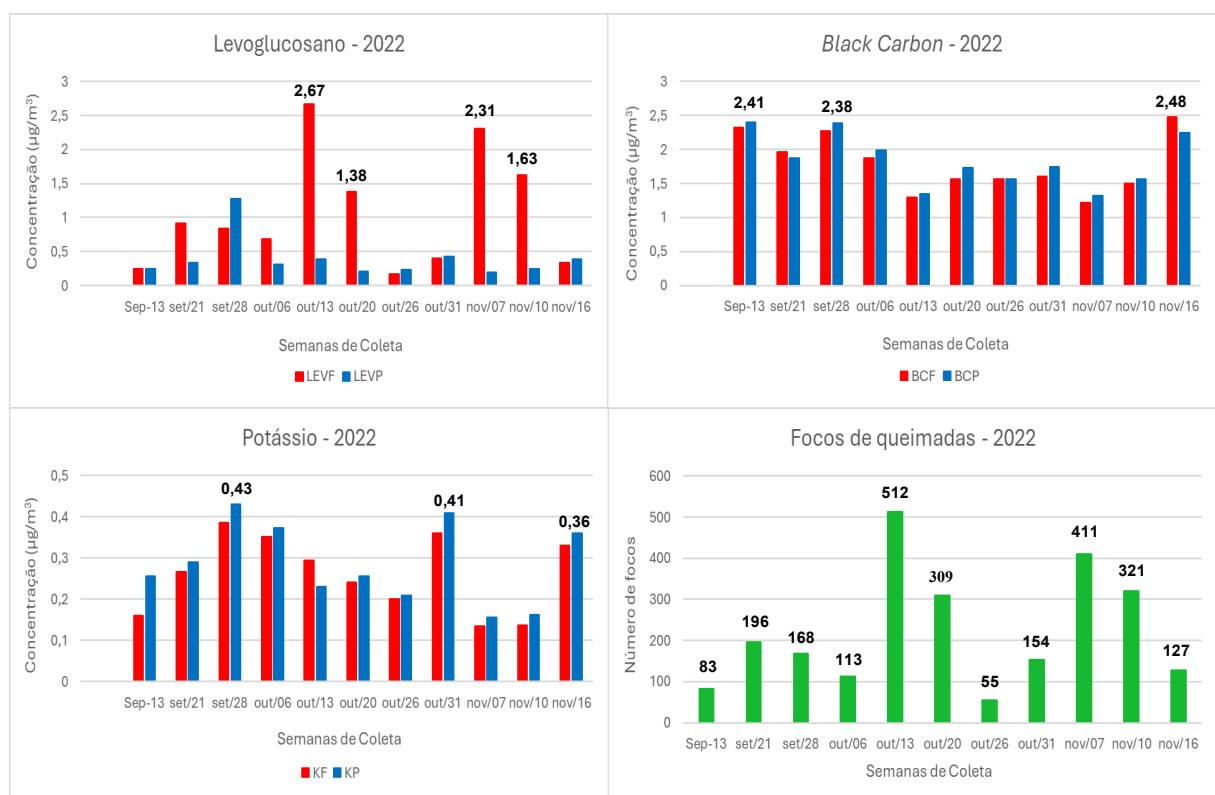
Em áreas próximas às queimadas, como Rondônia, as concentrações de levoglucosano na forma de MP_{2,5} variaram de 1 a 10 µg/m³ durante a estação seca (período de queimadas) (GRAHAM et al., 2002). Na Amazônia, durante a estação seca, as concentrações de levoglucosano no MP_{2,5} variaram de 0,08 a 5,9 µg/m³, caindo abaixo do limite de detecção durante a estação chuvosa, quando há menor número de focos de incêndio (SCHKOLNIK et al., 2005). Em Manaus, durante campanhas do projeto GoAmazon, foram observadas concentrações médias de levoglucosano de 1,5 µg/m³ na estação seca (ISAACMAN-VANWERTZ et al., 2021). Em São Paulo, foram encontradas as concentrações mais baixas, com médias de 0,1 a 0,5 µg/m³, devido à menor contribuição direta de queimadas (GODOI, R. H. M., et al., 2004). Em áreas urbanas da Europa, como Viena e Áustria, concentrações de levoglucosano em MP_{2,5} geralmente ficam entre 0,02 e 0,5 µg/m³, dependendo da temporada e da proximidade de fontes de biomassa (PUXBAUM, H. et al., 2007).

Outros estudos em área urbana relatados na literatura, buscaram investigar a distribuição espacial de BC no MP_{2,5}. Em Londrina, período de 05 a 25 de novembro

de 2014, a concentração média de BC encontrada em foi $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TARGINO; KRECL 2016). Estudo semelhante foi realizado em São Paulo, período de agosto de 2017 (TARGINO et al. 2018), e a concentração média de BC foi de $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

As concentrações médias dos marcadores de queima de biomassa e o número de focos de queimada que chegam na cidade de Manaus na primeira campanha desse estudo, podem ser observados na **FIGURA 35**.

FIGURA 35 – Concentração média semanal dos marcadores de queima de biomassa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) em PTS e MP_{2,5} (com os maiores valores registrados) e o número dos focos de queimada registrados semanalmente na 1^a Campanha (2022)



Fonte: a autora

Conforme o gráfico (**FIGURA 35**), o número de focos de queimadas apresenta flutuações durante o período observado, de setembro a novembro de 2022. As semanas com maiores registros de focos foram 13 de outubro (512 focos) e 7 de novembro (411 focos), seguidas por 31 de outubro (154 focos) e 10 de novembro (321 focos). As concentrações mais elevadas do marcador levoglucosano (LEV_F), composto orgânico emitido exclusivamente na queima de biomassa, ocorreram

justamente nas semanas de maior incidência de focos de queimadas, em 13 de outubro ($2,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 31 de outubro ($2,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Para as concentrações do marcador *black carbon* (BC_P e BC_F), embora seus níveis sejam influenciados por múltiplas fontes, observa-se um padrão de elevação durante semanas de 13 de setembro ($2,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 28 de setembro ($2,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 16 de novembro ($2,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O marcador potássio, também associado à queima de vegetação, apresenta picos de concentração em 28 de setembro ($0,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 31 de outubro ($0,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e 10 de novembro ($0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

O teste de normalidade Shapiro-Wilk para as concentrações dos marcadores avaliados nesse estudo, estão descritos na **TABELA 17**.

TABELA 17 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os marcadores de queima de biomassa na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)

Parâmetros	Teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$)		
	Estatística SW-W	p - valor	Interpretação
LEV_P	0,581	$1,5 \times 10^{-5}$	Não normal
LEV_F	0,890	0,142	Normal
BC_P	0,929	0,401	Normal
BC_F	0,929	0,399	Normal
K_P	0,934	0,450	Normal
K_F	0,921	0,324	Normal
Focos de Queimada	0,909	0,241	Normal

Fonte: a autora

O teste de normalidade mostrou que os dados de levoglucosano em partícula total em suspensão (LEV_P) não apresentam distribuição normal, enquanto as concentrações dos demais marcadores e do levoglucosano em material particulado fino (LEV_F), seguiram distribuição normal.

Para identificar as possíveis correlações entre as concentrações dos marcadores de queima de biomassa e o número de focos de queimadas, realizou-se o teste de correlação de Pearson (r), para as variáveis com distribuição normal, e o teste de correlação de Spearman (ρ), para as varáveis não normais. O nível de

significância adotado foi de 0,05 ($\alpha = 0,05$) para os dois testes. Os resultados obtidos estão descritos na **TABELA 18**.

TABELA 18 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração dos marcadores e o número de focos de queimadas em Manaus e no Amazonas ($\alpha=0,05$) em 2022 (1^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)			
	Coeficiente de correlação de Pearson ($\alpha=0,05$)	ρ / r	p - valor	Significativo
LEV_P e Focos de Queimada	ρ - 0,032	0,926		Não
LEV_F e Focos de Queimada	r 0,983	$6,3 \times 10^{-8}$		Sim
BC_P e Focos de Queimada	r - 0,689	0,019		Sim
BC_F e Focos de Queimada	r - 0,684	0,020		Sim
K_P e Focos de Queimada	r - 0,510	0,109		Não
K_F e Focos de Queimada	r - 0,233	0,490		Não

Fonte: a autora

A análise dos coeficientes de correlação entre os marcadores de queima de biomassa e o número de queimadas, revelam relações distintas em termos de força e significância estatística. Entre os marcadores avaliados, a concentração de levoglucosano em partícula total em suspensão (LEV_P) apresentou uma correlação praticamente nula ($\rho = -0,032$) e um p-valor de 0,926, indicando ausência de uma relação estatística significativa com os focos de queimada. Em contrapartida, a concentração de levoglucosano em material particulado fino (LEV_F) apresentou a correlação mais forte e estatisticamente significativa, com um coeficiente de correlação ($r = 0,983$) e um p-valor extremamente baixo ($6,3 \times 10^{-8}$). Esse resultado indica uma relação direta muito forte entre a queima de biomassa e o aumento na concentração de Levoglucosano na atmosfera urbana de Manaus.

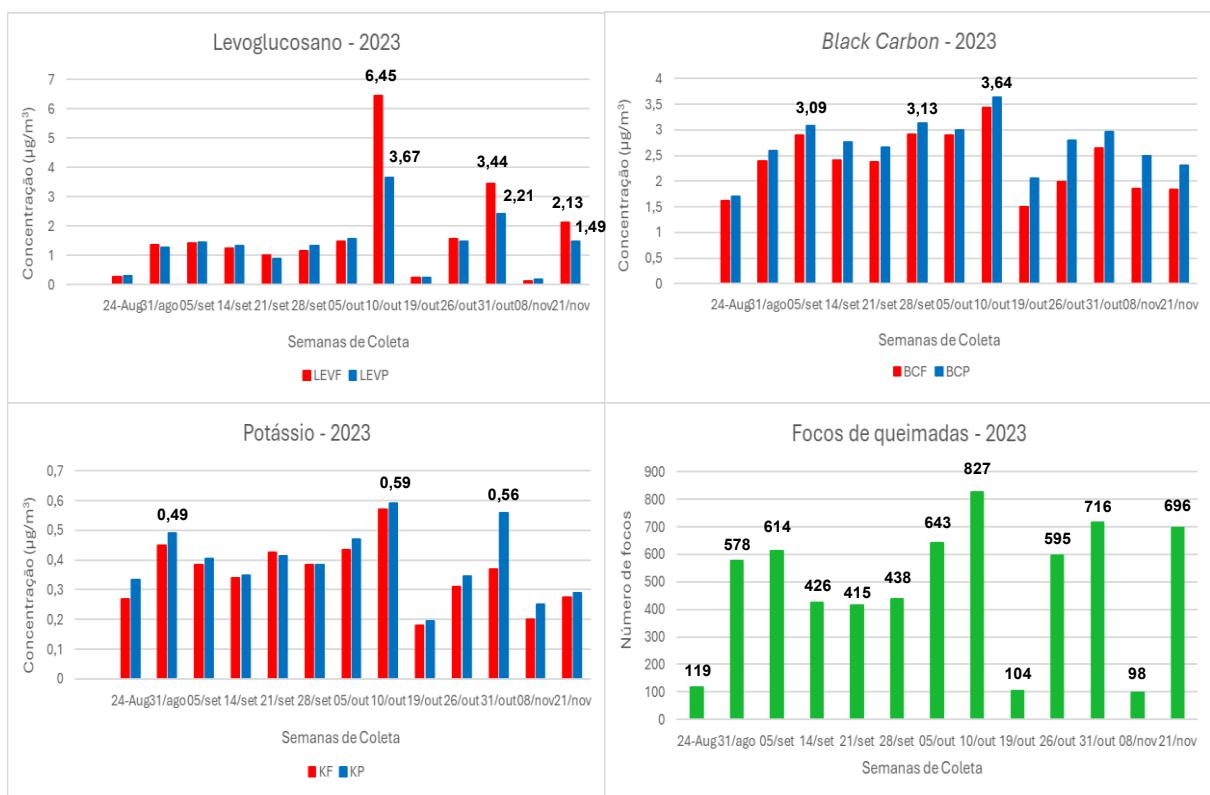
Para as concentrações de *black carbon* (BCP e BCF), as correlações também se mostraram estatisticamente significativas, porém negativas, com os focos de queimada ($r = -0,689$ e $-0,684$, respectivamente). Indicando que a presença de *black*

carbon pode ser agravada pelo aumento das queimadas, mas o aumento de sua concentração estar relacionado a outras fontes.

As concentrações de K_P e K_F , também não apresentaram correlações significativas ($r = -0,510$ e $-0,233$, com p -valores de 0,109 e 0,490, respectivamente). Reforçando sua utilidade como indicador complementar nesse estudo.

As concentrações médias dos marcadores de queima de biomassa e o número de focos de queimada que chegam na cidade de Manaus ao longo de quatro meses (agosto a novembro de 2023), segunda campanha desse estudo, são apresentados na **FIGURA 36**.

FIGURA 36 – Concentração média semanal dos marcadores de queima de biomassa ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) em PTS e $MP_{2,5}$ (com os maiores valores registrados) e o número dos focos de queimada registrados semanalmente na 2^a Campanha (2023)



Fonte: a autora

O número de focos de queimadas da segunda campanha (2023) foi elevado em praticamente todo período deste estudo, agosto a novembro de 2023 (**FIGURA 36**). Os maiores picos ocorreram nas semanas de 5 de outubro (827 focos), 31 de

outubro (716 focos) e 21 de novembro (696 focos). O maior registro de focos da primeira campanha (2022) foi 512 focos (13 de outubro), com os demais picos abaixo de 420. Esse aumento de 38% nos focos de queimadas da primeira para a segunda campanha, coincidiu com o período de seca extrema causada pelo El Niño, que reduziu drasticamente a umidade e atrasou a chegada das chuvas na cidade de Manaus.

Para complementar à análise estatística descritiva, o teste de normalidade Shapiro-Wilk (**TABELA 17**) e as correlações de Pearson (r) e Spearman (ρ) (**TABELA 19**) foram aplicados e os resultados estão descritos a seguir.

TABELA 19 – Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os marcadores de queima de biomassa na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)

Parâmetros	Teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$)		
	Estatística SW-W	p - valor	Interpretação
LEV_P	0,872	0,056	Normal
LEV_F	0,754	0,002	Não normal
BC_P	0,980	0,979	Normal
BC_F	0,955	0,677	Normal
K_P	0,983	0,990	Normal
K_F	0,975	0,949	Normal
Focos de Queimada	0,896	0,117	Normal

Fonte: a autora

TABELA 20 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) ou Spearman (ρ) para as relações entre a concentração dos marcadores e o número de focos de queimadas em Manaus e no Amazonas ($\alpha=0,05$) em 2023 (2^a Campanha)

Parâmetros	Coeficiente de correlação de Spearman ($\alpha=0,05$)		
	ρ	p - valor	Significativo
LEV_P e Focos de Queimada	ρ 0,880	$7,2 \times 10^{-5}$	Sim
LEV_F e Focos de Queimada	ρ 0,978	$2,2 \times 10^{-16}$	Sim
BC_P e Focos de Queimada	r 0,725	0,005	Sim
BC_F e Focos de Queimada	r 0,704	0,007	Sim
K_P e Focos de Queimada	r 0,756	0,003	Sim
K_F e Focos de Queimada	r 0,740	0,004	Sim

Fonte: a autora

Considerando um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), os resultados indicaram que todas as correlações foram estatisticamente significativas, visto que todos os p-valores obtidos foram inferiores a 0,05.

O marcador levoglucosano, LEV_P e LEV_F, apresentaram as mais fortes correlações positivas de todo o período estudado (r 0,880 e ρ 0,978), principalmente para as concentrações de LEV_F, que apresentou um p-valor extremamente baixo ($2,2 \times 10^{-16}$), reforçando a fortíssima relação entre a queima de biomassa e o aumento da concentração levoglucosano em material particulado fino (LEV_F), com destaque para outubro, o mês mais crítico do período analisado. O que evidenciou a maior vulnerabilidade climática e ambiental desse estudo, já que a região estava sob efeito de El Niño, cuja combinação de altas temperaturas, baixa umidade e redução de chuvas contribuem para a permanência do levoglucosano na atmosfera.

As concentrações de BC_P e BC_F, apresentaram correlações positivas moderadas a fortes (r entre 0,704 e 0,725), mostrando que a emissão desse marcador esteve associada diretamente aos períodos de maior atividade de queima.

O traçador potássio, K_P e K_F, também apresentou correlações fortes e significativas (r 0,756 e r 0,740, respectivamente), reforçando a associação entre a queima de biomassa e a liberação desse traçador para a atmosfera. Embora em

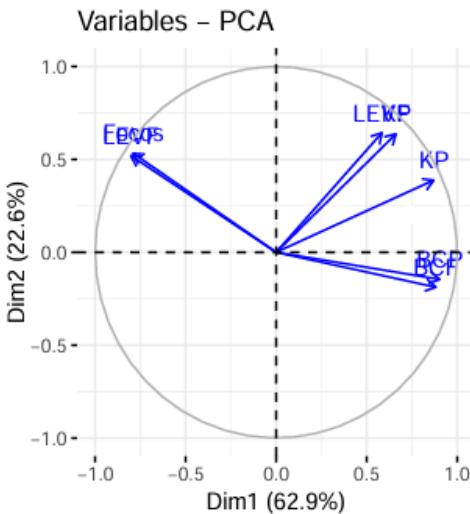
menores concentrações que os demais marcadores (levoglucosano e *black carbon*), o potássio complementa a identificação da origem da poluição e sua elevação em sincronia com os focos de queimadas observado nesse estudo, reforça a origem comum dos marcadores: a queima de biomassa.

5.3.1 – Análise de Componentes Principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa

A análise de componentes principais (PCA) é uma técnica estatística multivariada usada para reduzir o dimensionamento dos dados e formar um conjunto menor de fatores ortogonais de mais fácil interpretação. O princípio desta análise é transformar o conjunto original de variáveis em um conjunto menor de combinações lineares que responda pela maior parte da variância do conjunto original. A função primária desta análise é a redução do número de variáveis mantendo a informação original tanto quanto possível, de modo que as variáveis com características semelhantes possam ser agrupadas.

A **FIGURA 37**, corresponde ao diagrama de correlação dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e focos de queimadas da primeira campanha (2022), obtidos a partir da Análise de Componentes Principais (PCA). Os dois primeiros eixos principais explicam conjuntamente 85,5% da variabilidade total dos dados, sendo 62,9% atribuídos ao primeiro componente (Dim1) e 22,6% ao segundo (Dim2). A avaliação do 1º quadrante, o qual apresenta o LEV_P , K_P e K_F , indicou a boa correlação desses marcadores entre si, comprovando sua similaridade na origem. No 2º quadrante, a avaliação dos componentes permitiu verificar a forte correlação entre o marcador LEV_F e os focos de queimadas, comprovando que o aumento na concentração de Levoglucosano na forma de $MP_{2,5}$ está diretamente associado a queima de biomassa. O 4º quadrante, o qual se concentra os marcadores BC_P e BC_F , mostra que a presença desse marcador nessa campanha (2022), estar relacionada a outras fontes.

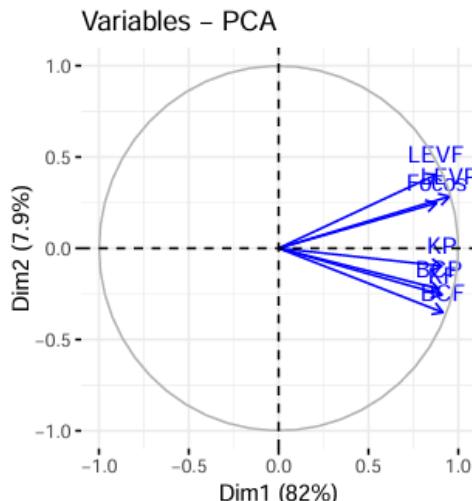
FIGURA 37 – Análise dos componentes principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e os focos de queimadas da primeira campanha



Fonte: a autora

O diagrama de correlação dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e focos de queimadas da segunda campanha (2023) (**FIGURA 38**), mostra que os dois primeiros eixos explicam conjuntamente 89,9% da variabilidade total dos dados, sendo 82% atribuídos ao primeiro componente (Dim1) e 7,9% ao segundo (Dim2). Observa-se que todos os marcadores avaliados (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) apresentaram forte correlação positiva entre si, com vetores orientados na mesma direção e distribuídos no 1º e no 4º quadrante. Esse agrupamento evidencia a similaridade entre os marcadores e sugere uma origem comum, a queima de biomassa. A ausência de variáveis em oposição ou em direções ortogonais reforça a interpretação de que a variabilidade capturada pelo primeiro eixo está relacionada a uma fonte dominante, caracterizada pela emissão simultânea desses marcadores.

FIGURA 38 – Análise dos componentes principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e os focos de queimadas da segunda campanha



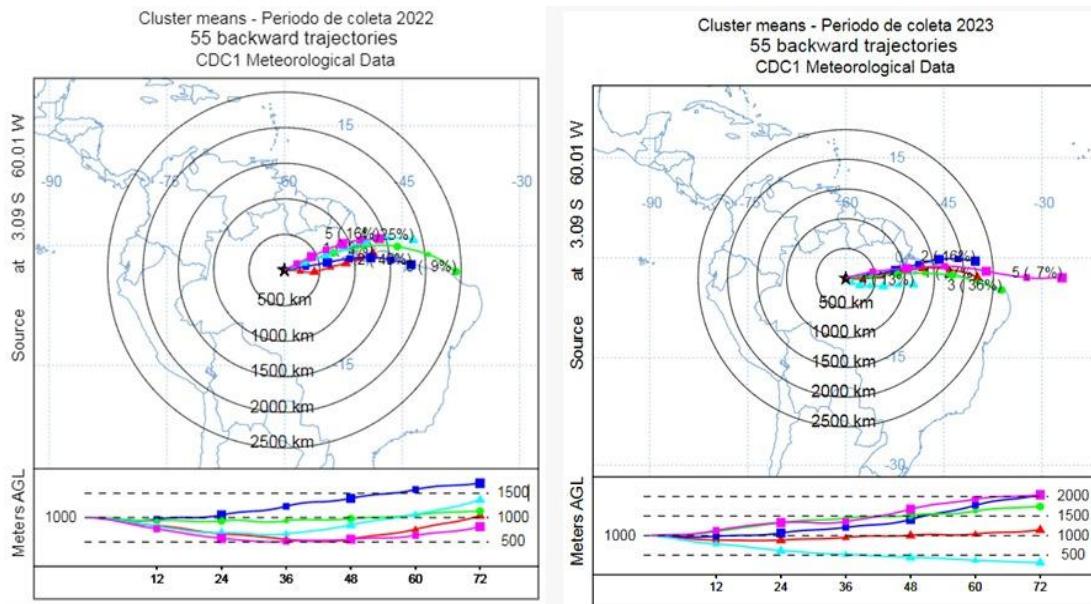
Fonte: a autora

5.3.2 – Trajetória e transporte de massas de ar atmosférico

O modelo utilizado para calcular as trajetórias de massas de ar foi HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) do Laboratório de Pesquisas do Ar da Administração Nacional do Oceano e Atmosfera dos Estados Unidos (NOAA). O banco de dados utilizados para os cálculos, são provenientes do NCEP (*National Centers for Environmental Prediction*) e NCAR (*National Center for Atmospheric Research*). Os arquivos são gerados em KMZ, podendo ser acessado pelo programa “Google Earth” (<http://www.google.com/intl/pt-BR/earth>).

A altura em relação à superfície para o estudo foi de 500 m (altura média da camada limite), para que o programa não sofra interferência de relevos (montanhas e depressões). Na **FIGURA 39** são mostradas as trajetórias de massas de ar para as campanhas de 2022 (setembro, outubro e novembro) e 2023 (agosto, setembro, outubro e novembro). Nas duas campanhas, o padrão de transporte atmosférico apresentado é predominantemente de leste para oeste. Sendo que em 2023, nota-se uma maior dispersão das trajetórias e uma elevação mais acentuada da altitude das massas de ar em relação a 2022.

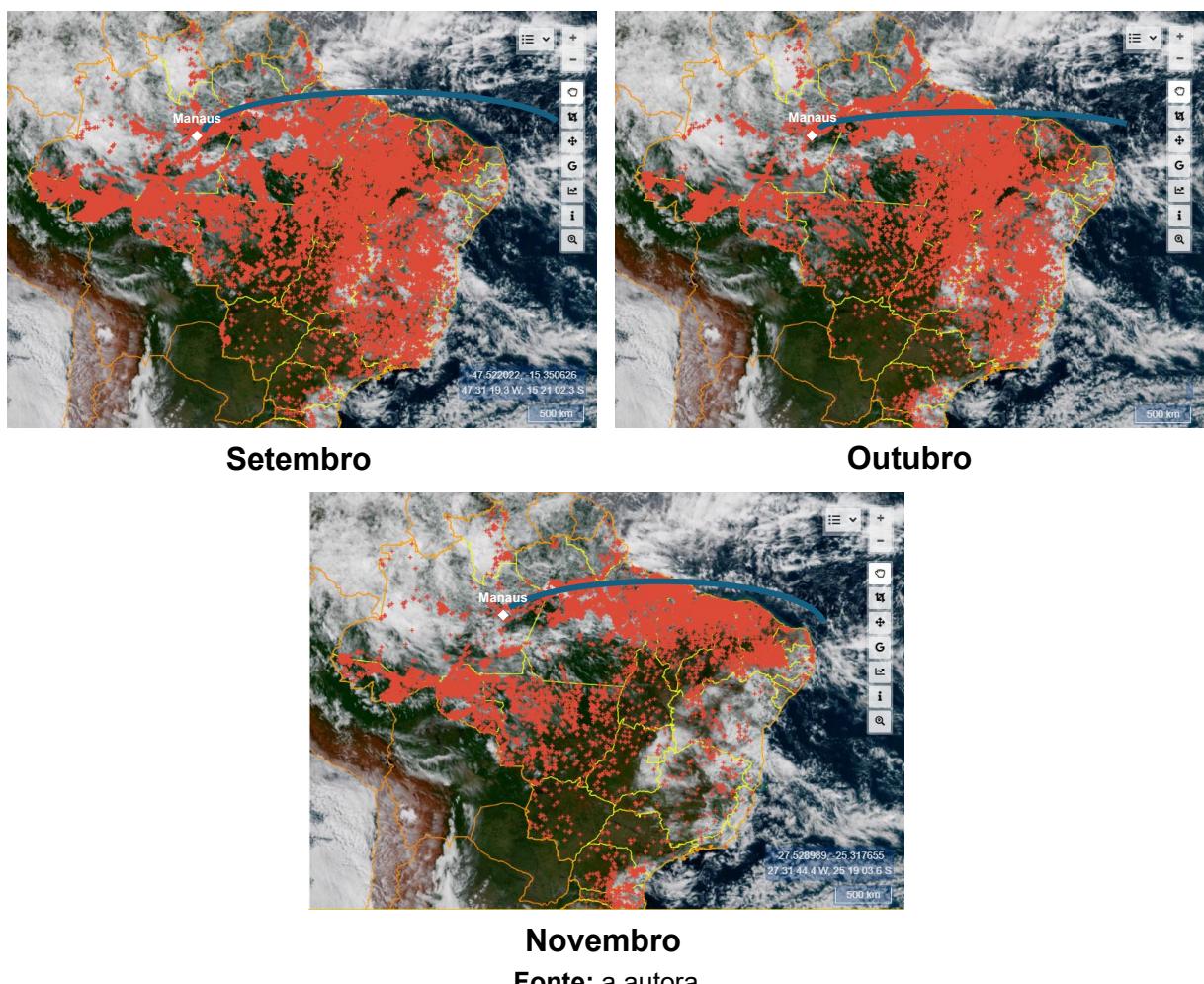
FIGURA 39 – Trajetórias de massas de ar para as campanhas de 2022 e 2023



Fonte: Oliveira, 2023

Para uma melhor visualização desse transporte, a **FIGURA 40** mostra a trajetória das massas de ar e a distribuição dos focos de queimadas no Brasil nos meses de setembro a novembro, referente a primeira campanha desse estudo (2022). Os focos de registrados, foram gerados pelo programa BDQueimadas do INPE.

FIGURA 40 – Trajetória de chegada da massa de ar (linha azul) em Manaus e focos de queimadas (pontos vermelhos) referente aos meses de coleta (2022)



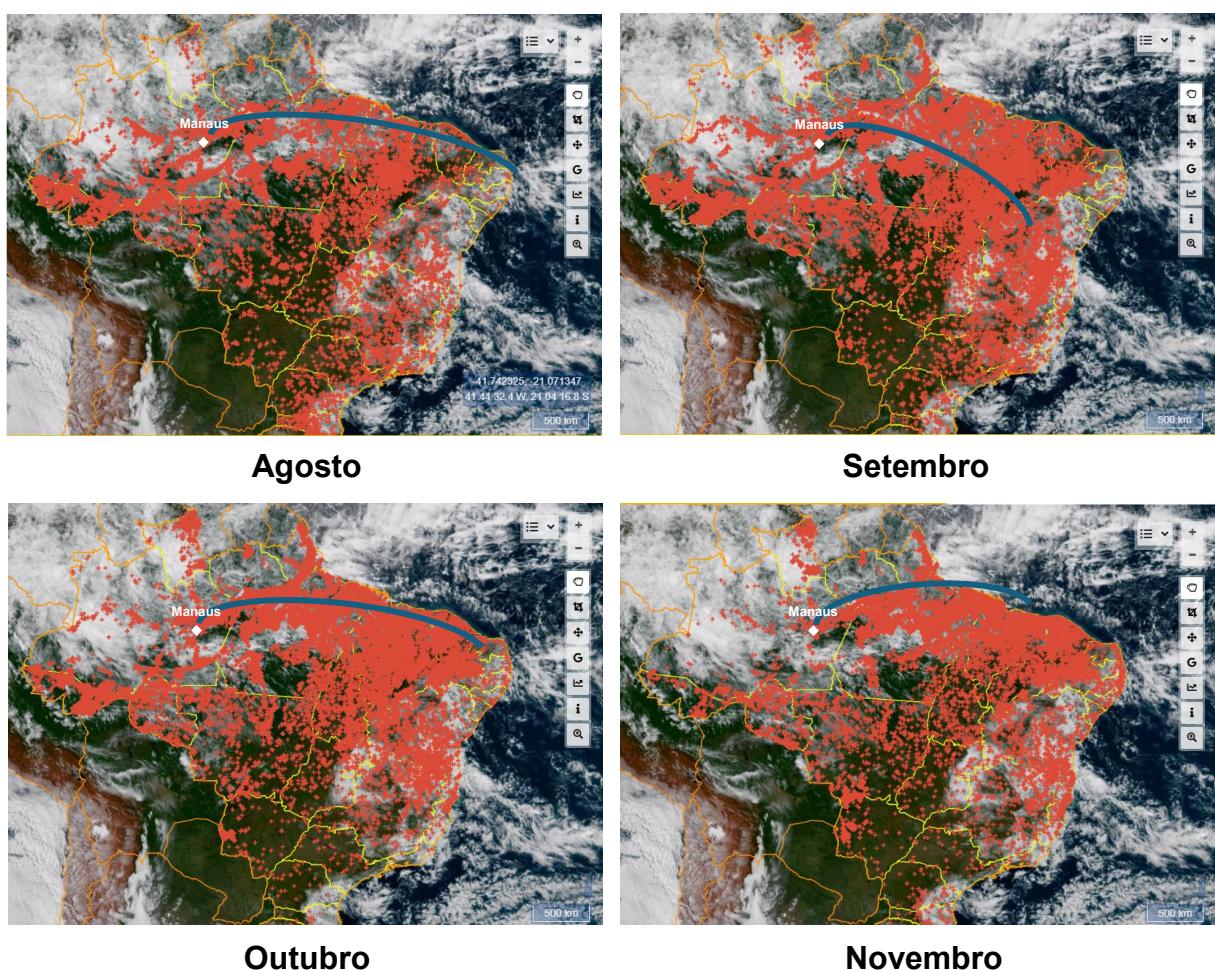
Fonte: a autora

De forma geral, os três mapas mostram o mesmo padrão de transporte de massas de ar que chegam para a região amazônica. No mês de setembro, a massa de ar se desloca de leste para oeste, carregando partículas em direção à região de Manaus. Em outubro, o padrão se mantém, com uma intensificação dos focos de queimadas, a massa de ar continua se deslocando de leste para oeste, em uma trajetória ligeiramente mais ao norte. No mês de novembro, os focos de queimadas continuam presentes, embora com uma leve concentração mais ao sul, a massa de ar segue com deslocamento predominantemente horizontal, ainda de leste para oeste, sustentando o transporte de MP em direção à Amazônia. Mesmo com a possível redução na intensidade das queimadas em certas áreas, a persistência

dessa circulação atmosférica mantém o impacto sobre o ambiente urbano de Manaus.

A **FIGURA 41**, destaca a distribuição geográfica dos focos de queimadas registrados no Brasil nos meses de agosto a novembro, período da segunda campanha (2023). Cada ponto vermelho, representa uma ocorrência de foco de queimada e a linha azul é a trajetória das massas de ar e indica o caminho predominante do transporte atmosférico que chega em Manaus.

FIGURA 41 – Trajetória de chegada da massa de ar (linha azul) em Manaus e focos de queimadas (pontos vermelhos) referente aos meses de coleta (2023)



Fonte: a autora

De maneira geral, os quatro meses da segunda campanha (2023), mostram um padrão consistente de transporte de partículas provocado pela circulação atmosférica típica da estação seca e intensificada pelo fenômeno El Niño. No mês de agosto, a massa de ar se desloca de leste para oeste, transportando as partículas dessas regiões diretamente em direção a Manaus. Em setembro, a trajetória da massa de ar mantém a direção predominante de leste para oeste, mas agora com um trajeto um pouco mais curvo e concentrado ao norte. Com isso, a quantidade de material particulado transportado para a região amazônica aumenta, o que explica a chegada de fumaça na capital amazonense nesse período. No mês de outubro, os focos de queimadas permanecem intensos e a massa de ar continua seguindo uma trajetória de leste para oeste. Esse é um dos períodos mais críticos do ano em termos de qualidade do ar, pois combina alta incidência de queimadas com clima seco e circulação atmosférica favorável ao acúmulo de poluentes. Em novembro, apesar da redução progressiva dos focos de incêndio com o início do período chuvoso, a massa de ar ainda segue a mesma direção predominante leste para oeste. A fumaça gerada nas últimas semanas da estação seca ainda é transportada para a região amazônica, embora com menor intensidade. Mesmo assim, os efeitos na qualidade do ar ainda podem ser sentidos em Manaus e em outras cidades da Amazônia.

O estudo das trajetórias de massas de ar mostra a contribuição de partículas provenientes das regiões com maior número de queimadas sendo depositadas na capital amazonense, destacando como os impactos das queimadas extrapolam suas regiões de origem, afetando a saúde e o ambiente em locais distantes como a cidade de Manaus, que frequentemente sofre com episódios severos de fumaça transportadas a longa distância.

6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo buscou investigar as concentrações de material particulado em partícula total em suspensão (PTS) e material particulado fino ($MP_{2,5}$) em uma área urbana da cidade de Manaus e sua relação com a queima de biomassa durante a estação seca dos anos de 2022 e 2023. Os efeitos do El Niño causando temperaturas mais altas, menor umidade relativa do ar e redução das chuvas, contribuíram para o agravamento das queimadas na Amazônia em 2023 e impactaram diretamente na qualidade do ar em Manaus. Os dados obtidos mostram esse efeito no aumento dos níveis de PTS e de $MP_{2,5}$ nos meses avaliados em 2023. A fração $MP_{2,5}$ ultrapassou o limite recomendado pela OMS em 64% das medidas em 2022 e em 96% das medidas em 2023 e o padrão nacional do CONAMA foi ultrapassado em 19% nesse mesmo período. Esse resultado traz uma preocupação, pois essa fração de MP em especial está diretamente associado à saúde pública devido à sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório.

Os marcadores de queimadas analisados apresentaram aumento de concentração na estação seca de 2023 em relação à estação seca estudada em 2022 (68% de LEV_P , 25% de LEV_F , 30% de BC_P , 23% de BC_F , 26 % de K_P e 25% de K_F). A análise dos componentes principais (PCA) dos marcadores de queima de biomassa e focos de queimadas mostrou que em 2023, as emissões desses marcadores estão mais relacionadas a fontes de queima de biomassa do que a combustíveis fósseis ou resíduos industriais. reforçando a origem comum dos marcadores desse estudo: a queima de biomassa.

Portanto, as informações contidas nesse estudo contribuem para um entendimento mais abrangente de emissão e transporte de partículas na região amazônica, evidenciando a complexa interação entre fatores naturais e antrópicos que influenciam a qualidade do ar na cidade de Manaus. Ressaltando a necessidade de monitoramento contínuo do MP em áreas urbanas da Amazônia e a formulação de políticas públicas voltadas à mitigação de impactos na saúde da população e na qualidade ambiental, destacando estratégias que visam reduzir a emissão de partículas associadas a queima de biomassa.

7 – REFERÊNCIAS

- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 9547/1997. Material particulado em suspensão no ar ambiente – Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ALVES, C. Aerossóis atmosféricos: Perspectiva histórica, fontes, processos químicos de formação e composição orgânica. *Química Nova*, v. 28, n. 5, p. 859–870, 2005.
- ANDRADE FILHO, V. S. et al. Aerossóis de queimadas e doenças respiratórias em crianças, Manaus, Brasil. *Rev. De Saúde Pública*. 2013.
- ANDREAE, M. O. et al. The Amazon Tall Tower Observatory (ATTO): overview of pilot measurements on ecosystem ecology, meteorology, trace gases, and aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15, n. 18, p. 10723–10776, 2015.
- ARAGÃO, LEOC; ANDERSON, LO; FONSECA, MG; ROSAN, TM; VEDOVATO, LB; WAGNER, FH et al. Incêndios relacionados à seca do século XXI neutralizam o declínio das emissões de carbono do desmatamento da Amazônia. *Nature Communications*, 9 (1), 536. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>, 2018
- ARBEX, M. A. et al. A poluição do ar e o sistema respiratório. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v.38, n.5, pp.643-655, 2012.
- ARTAXO, P., GATTI, L. V., LEAL, A.M.C., LONGO, K.M., FREITAS, S.R. DE, LARA, L.L; PAULIQUEVIS, T.M., PROCÓPIO, A.S., RIZZO, L. V. Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta Amaz.* 35, 185–196. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200008>, 2005
- ARTAXO, P. et al. Efeitos Climáticos De Partículas De Aerossóis Biogênicos E Emitidos Em Queimadas Na Amazônia. *Revista Brasileira de Meteorologia*, p. 168–189, 2006.
- ARTAXO, P. et al. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions, *Faraday discussions*, 165, 203-235, <https://doi.org/10.1039/C3FD00052D>, 2013
- BAARS, H. et al. Further evidence for significant smoke transport from Africa to Amazonia. *Geophysical Research Letters*, v. 38, n. 20, 2011.
- BAIRD, C; CANN, M. *Química Ambiental*. 4.ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BI, X; SIMONEIT, B. R. T; SHENG, G; MA, S; FU, J. Composition and major sources of organic compounds in urban aerosols. *Atmospheric Research*, v. 88, p. 256-265, 2008

BRAGA, A. et al. Poluição atmosférica e saúde humana. Revista USP, v. 0, n. 51, p. 58– 71, 2017.

CALVO, A. I. et al. Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. Atmospheric Research, v. 120–121, p. 1–28, 2018.

CHEN, J.; LI, C.; RISTOVSKI, Z.; MILIC, A.; GU, Y.; ISLAM, M. S.; WANG, S.; HAO, J.; ZHANG, H.; HE, C.; GUO, H.; FU, H.; MILJEVIC, B.; MORAWSKA, L.; THAI, P.; LAM, Y. F.; PEREIRA, G.; DING, A.; HUANG, X.; DUMKA, U. C. Sci Total Environ. 2017, 579, 1000-1034. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.025.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 491/18, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Publicado no D.O.U 223 novembro 2018

DE SOUZA, D. O.; DOS SANTOS ALVALÁ, R. C. Observational evidence of the urban heat island of Manaus City, Brazil. Meteorological Applications, v. 21, n. 2, p. 186–193, 2014.

DETRAM-AM, Departamento Nacional de Trânsito. Disponível em: <https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/transito/conteudo-denatran/frota-de-veiculos-2023>. Acesso em: janeiro de 2024.

DIAS, J. W. C. D.; AGV PTS (Amostrador de Grandes Volumes para Partículas Totais em Suspensão) Manual de Operação. ENERGÉTICA – Rio de Janeiro, 2016.

DOMINGOS, J.S.S. et al. A comprehensive and suitable method for determining major ions from atmospheric particulate matter matrices. J. Chromatogr. A 1266, 17–23, 2012

DRUMM F. et al. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental, v.18, n.1, 2014.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/pt>. Acesso em outubro. 2022.

FALKOVICH, A. H.; GRABER, E. R.; SCHKOLNIK, G.; RUDICH, Y.; MAENHAUT, W.; ARTAXO, P. Atmos Chem Phys. 2005, 5(3), 781-797. DOI:10.5194/acp-5-781-2005.

FEARNSIDE, PM. Mudanças climáticas globais e a floresta amazônica. In BUCKERIDGE, MS. (Ed.). Biologia e Mudanças Climáticas Globais no Brasil. São Paulo: RiMa Editora. p. 131-150, 2008b

FERNANDES, K. S. et al. WSOC and Its Relationship with BC, Levoglucosan and Transition Metals in the PM 2.5 of an Urban Area in the Amazon. Article J. Braz.

Chem. Soc, v. 33, n. 6, p. 570–581, 2022. DOI: <https://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20220011>

FERNANDES, Karen Silveira. Ácidos dicarboxílicos o MP_{2,5} em Manaus: fontes e quantificação. Tese (Doutorado em química, com ênfase na Linha de Pesquisa Métodos Analíticos e Estudos Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2021. Disponível em: https://tede.ufam.edu.br/bitstream/tede/8557/5/Tese_KarenFernandes_PPGQ.pdf

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS Jr., J. N. Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications. 1st. ed. Amsterdam: Academic Press, 2000

FRANZIN, B.T. et al. Characterization of atmospheric aerosol (PM₁₀ and PM_{2,5}) from a medium sized city in São Paulo state, Brazil. Journal of Environmental Sciences 89 (2020) 238– 251, 2019.

FRITZ, J.S., GJERDE, D.T. Ion Chromatography, 4th ed. Wiley-VCH, Weinheim, 2009

FUZZI, S. et al. Particulate matter, air quality and climate: Lessons learned and future needs. Atmospheric Chemistry and Physics, v. 15, n. 14, p. 8217–8299, 2015.

GIANNONI, M. et al. The use of levoglucosan for tracing biomass burning in PM_{2,5} samples in Tuscany (Italy). Environmental pollution (Barking, Essex : 1987), v. 167, n. March 2009, p. 7-15, ago. 2012.

GODOI, R. H. M., et al. Organic and elemental carbon in aerosol particles from sugarcane burning emissions. Atmospheric Environment, 38(29), 5025–5038. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.05.057, 2004

GONÇALVES, C. et al. Organic compounds in PM2.5 emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. Atmospheric Environment, v. 45, p. 4533-4545, 2011.

GONÇALVES, C., FIGUEIREDO, B.R., ALVES, C.A., CARDOSO, A.A., SILVA, R., 701 KANZAWA, S.H., VICENTE, M., 2016. Chemical characterisation of total 702 suspended particulate matter from a remote area in Amazonia. Atmos. Res., 703 v.182, 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.07.027>, 2016

GRAHAM, B., et al. Composition and diurnal variability of the natural Amazonian aerosol. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 107(D20). DOI: 10.1029/2001JD000802, 2002

GRAHAM, B. et al. Organic compounds present in the natural Amazonian aerosol: Characterization by gas chromatography-mass spectrometry. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, v. 108, n. 24, p. n/a-n/a, 27 dez. 2003.

GRIFFIN, R. J. The Sources and Impacts of Tropospheric Particulate Matter. *Nature Education Knowledge*, 4 (5): 1, 2013.

HALL, D., WU, C.-Y., HSU, Y.-M., STORMER, J., ENGLING, G., CAPETO, K., WANG, J., BROWN, S., LI, H.-W., AND YU, K.-M.: PAHs, carbonyls, VOCs and PM_{2.5} emission factors for pre-harvest burning of Florida sugarcane, *Atmos. Environ.*, 55, 164–172, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.034>, 2012.

HAO, Y., et al, Chemical characterization of MP 2,5 emitted from motor vehicles powered by diesel, gasoline, natural gas and methanol fuel – Science of the total Environment. v.674, p. 128-139,2019.

HENNIGAN, C. J.; SULLIVAN, A. P.; COLLETT, J. L.; ROBINSON, A. L. *Geophys Res Lett.* 2010, 37(9), 2-5. DOI:10.1029/2010GL043088.

HOFFMANN, D.; TILGNER, A.; IINUMA, Y.; HERRMANN, H. *Environ Sci Technol.* 2010, 44(2), 694 699. doi:10.1021/es902476f.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: novembro de 2023.

IGNOTTI E, VALENTE JG, LONGO KM, FREITAS SR, HACON SDS, NETTO PA. Impact on human health of particulate matter emitted from burning in the Brazilian Amazon region. *Rev Saude Publica.* 2010;44(1):121-30. DOI:10.1590/S0034-89102010000100013

INMET, NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DO BRASIL 1991-2020. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>. Acesso em dezembro de 2024

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2022. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Disponível em <http://www.inpe.br/queimadas>. Acesso em junho. 2023

ISAACMAN-VANWERTZ, G., et al. Revisiting the photochemical source and sink dynamics of levoglucosan in the Amazon during GoAmazon2014/5. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 11571–11586. DOI: 10.5194/acp-21-11571-2021, 2021

JACOBSON, M, Z. Poluição atmosférica: história, ciência e regulamentação. USA: Cambridge University Press, 2002.

JANHÄLL, S. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, v. 105, p. 130–137, 2015.

JORDAN, T. B., SEEN, A. J., JACOBSEN, G. E. Levoglucosan as anatmospheric tracer for woodsmoke. *Atmospheric-Environmente*, v. 40, p. 5316-5321, 2006

KIM, I.S. et al. Long-term exposure of fine particulate matter air pollution and incident atrial fibrillation in the general population: A nationwide cohort study. International Journal of Cardiology – Elsevier, 283 – 178-183,2019.

KLEIN, A. C. Cromatografia iônica como método analítico alternativo para a análise quantitativa de analitos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2010.

KUNDU, S.; KAWAMURA, K.; ANDREAE, T. W.; HOFFER, A.; ANDREAE, M. O. Molecular distributions of dicarboxylic acids, ketocarboxylic acids and α -dicarbonyls in biomass burning aerosols: Implications for photochemical production and degradation in smoke layers. Atmospheric Chemistry and Physics, v. 10, n. 5, p. 2209–2225, 2010.

LEE, T. et al. Chemical Smoke Marker Emissions During Flaming and Smoldering Phases of Laboratory Open Burning of Wildland Fuels. Aerosol Science and Technology, v. 44, n. 9, p. i-v, 2010

LENZI, E.; FAVERO, L. O. B. Introdução à química da atmosfera: ciência, vida e sobrevivência. Rio de Janeiro. LTC, 2014.

LIGIERO, C. B. P.; DOS REIS, L. A.; PARRILHA, G. L.; FILHO, M. B.; CANELA, M. C. Comparação entre métodos de quantificação em cromatografia gasosa: um experimento para cursos de química. Química Nova, v. 32, p. 1338-1341, 2009.

LIU Y, SECO R, KIM S, GUENTHER AB, GOLDSTEIN AH, KEUTSCH FN, SPRINGSTON SR, WATSON TB, ARTAXO P, SOUZA RAF, MCKINNEY KA, MARTIN ST. Isoprene photo-oxidation products quantify the effect of pollution on hydroxyl radicals over Amazonia. Sci Adv. 2018 Apr 11;4(4):eaar2547. doi: 10.1126/sciadv.aar2547. PMID: 29651460; PMCID: PMC5895449.

LIXIA L. et al. Impact of biomass burning aerosols on radiation, clouds, and precipitation over the Amazon during the dry season: dependence of aerosol-cloud and aerosol-radiation interactions on aerosol loading. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions. <https://doi.org/10.5194/acp-2020-191>, 2020

MANAHAN, S. E. Fundamentals of environmental chemistry. Boca Raton. CRC Press LLC, 2013

MARENGO, J.A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L.M.; SOARES, W.R.; RODRIGUEZ, D.A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. Geophysical Research Letters, v. 38, L12703, 2011a

MARENGO, J.A.; TOMASELLA, J.; SOARES, W.R.; ALVES, L.M.; NOBRE, C.A. Extreme climatic events in the Amazon basin. Theoretical and Applied Climatology, v. 107, p. 73-85, 2011b

MARTIN, S. T. et al. An Overview of the Amazonian Aerosol Characterization Experiment 2008 (AMAZE-08), *Atmospheric Chemistry and Physics* 2010.

MARTINEZ, S. T. et al. Biomarcadores orgânicos e inorgânicos de aerossóis atmosféricos de regiões marinhas. *Química Nova*, v. 46, n. 6, p. 636-654. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20230063>, 2023

MEDEIROS, PM E SIMONEIT, BRT: Perfis de fontes de compostos orgânicos emitidos na combustão de vegetação verde de florestas de clima temperado, *Environ. Sci. Technol.*, 42, 8310–8316, <https://doi.org/10.1021/es801533b>, 2008.

MIGUEIS, R. *Geografia do Amazonas*. Valer. Manaus, 2011

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Qualidade do Ar. 2021. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>. Acesso em outubro de 2023.

MOCHIDA, M.; KAWAMURA, K.; FU, P.; TAKEMURA, T. Seasonal variation of levoglucosan in aerosols over the western North Pacific and its assessment as a biomass-burning. *Atmospheric Environment*, v. 44, p. 3511-3518, 2010.

MORGAN, W. T. et al., Non-deforestation drivers of fires are increasingly important sources of aerosol and carbon dioxide emissions across Amazonia. *Scientific Reports Nature* 9:16975. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53112-6>, 2019

MOZETO, A. *Química Química Atmosférica Atmosférica: A química sobre nossas cabeças*. Cadernos Cadernos Temáticos Temáticos de Química Química Nova na Escola. 2001

MYHRE, G.; MYHRE, C. E. L; SAMSET, B. H.; STORELVMO, T. Aerosols and their relation to global climate and climate sensitivity. *Nature Education Knowledge*, 4 (5): 7, 2013.

NOBRE, C.A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. F. Mudanças climáticas e Amazônia. Mudanças climáticas/artigos, p. 22-27, 1999.

OMS, ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. *Air Quality and Health*. Geneva: WHO, 2021. Disponível em: <http://www.who.int/en/>. Acesso em outubro de 2022.

OROS, D. R.; SIMONEIT, B.R.T. Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 1. Temperate climate conifers. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 1513-1544, 2001.

PANISSET, J. S.; LIBONATI, R.; GOUVEIA, C. M. P.; MACHADO-SILVA, F.; FRANÇA, D. A.; FRANÇA, J.R. A.; PERES, L. F. *Int J Climatol.* doi:10.1002/joc.5224, 2017

PEREIRA, G. M. et al. Chemical composition of aerosol in São Paulo, Brazil: influence of the transport of the pollutants. *Air Quality, Atmosphere and Health*, v. 10, p. 457-468, 2017.

PIO, C.; CERQUEIRA, M.; HARRISON, R. M.; NUNES, T.; MIRANTE, F.; ALVES, C.; OLIVEIRA, C.; SANCHEZ DE LA CAMPA, A.; ARTÍÑANO, B.; MATOS, M. OC/EC ratio observations in Europe: Re-thinking the approach for apportionment between primary and secondary organic carbon. *Atmospheric Environment*, vol. 45, no. 34, p. 6121–6132, 2011. DOI 10.1016/j.atmosenv.2011.08.045. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.045>.

PIRACELLI, V. P. Emissões de poluentes atmosféricos em condições reais de pavimentação asfáltica. Material Particulado (MP), Black Carbon (BC) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Curso de Pós-Graduação em Química, Departamento de Química, Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR), 2015.

PUXBAUM, H., et al. Levoglucosan levels in PM_{2.5} aerosol: A useful marker for wood burning. *Environmental Science & Technology*, 41(17), 6171–6176. DOI: 10.1021/es070598e, 2007

RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C.H.; JARDIM, I.C.S.F.; MELO, L. F. C.; Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos, *Química Nova*, v. 27(5), p.771-780, 2004.

RIBEIRO, IO; ANDREOLI, RV; KAYANO, MT; SOUSA, TR; MEDEIROS, AS; GODOI, RHM.Queima de biomassa e padrões de monóxido de carbono no Brasil durante os anos de seca extrema de 2005, 2010 e 2015. *Environmental Pollution*, 243, 1008 - 1014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.022>, 2018

SAARNIO, K. High-performance anion-exchange chromatography-mass spectrometry method for determination of levoglucosam, mannosa, and galactosan in atmospheric fine particulate matter. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 398, p. 2253-2264, 2013

SÁNCHEZ, J. R. B. Paul J. Crutzen: A Pioneer on Atmospheric Chemistry and Climate Change in the Anthropocene. *Ambix*, v. 63, n. 4, p. 359–360, 3 out. 2016.

SANTOS, E.; LUCIO, P.; SILVA, C. Precipitation regionalization of the Brazilian Amazon. 2014. *Journal of the Royal Meteorological Society*. Volume 16, Julho/Setembro 2015.

SCHKOLNIK, G.; FALKOVICH, A. H.; RUDICH, Y.; MAENHAUT, W.; ARTAXO, P. New Analytical Method for the Determination of Levoglucosan, Polyhydroxy Compounds, and 2-Methylerythritol and Its Application to Smoke and Rainwater Samples. *Environmental Science & Technology*, v. 39, p. 2744-2752, 2005.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*; Wiley-Interscience: New York, 2016.

SHEN, D.K.; GU, S.; *Bioresource Technology* 100, 2009, 6496-6504

SILVA JUNIOR, J. L. R.; PADILHA, T. F.; REZENDE, J. E.; RABELO, E. C. A.; FERREIRA, A. C. G.; RABAHI, M. F. Efeito da sazonalidade climática na ocorrência de sintomas respiratórios em uma cidade de clima tropical. *J. Bras. Pneumol.*, São Paulo, v. 37, n. 6, p. 759-767, 2011. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s1806-37132011000600009&lng=en&nrm=iso.

SIMONEIT, B. R. T.; ELIAS, V. O. Detecting organic tracers from biomass burning in the atmosphere. *Marine Pollution Bulletin*, v. 42, n. 10, p. 805–810, 2002.

SKOOG, D. A. et al. *Fundamentos de Química Analítica*. 8 ed., São Paulo: Cengage Learning, 2009.

SOLURI, D. S. et al. "Multi-site PM_{2.5} and PM_{2.5-10} Aerosol Source Apportionment in Rio De Janeiro, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 18.4: 838-45. 2007

SOUZA, D. Z. et al. Composition of PM_{2.5} and PM₁₀ Collected at Urban Sites in Brazil. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 14, p. 168-176, 2014.

STERN, R. Caracterização química e física dos aerossóis durante a estação seca de 2013 na Amazônia Central. Caracterização química e física dos aerossóis durante a estação seca de 2013 na Amazônia Central. Universidade do Estado do Amazonas, 2015

U.S.EPA. Particulate Matter (PM) Pollution. Washington, DC. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution>. Acesso em outubro. 2022.

URBAN, R. C. et al. Use of levoglucosan, potassium, and water-soluble organic carbon to characterize the origins of biomass-burning aerosols. *Atmospheric Environment*, v. 61, p. 562–569, dez. 2012.

URBAN, R. C.; ALVES, C. A.; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A.; QUEIROZ, M. E. C.; CAMPOS, M. L. A. M. Sugar markers in aerosol particles from an agro-industrial region in Brazil. *Atmospheric Environment*, vol. 90, p. 106–112. DOI 10.1016/j.atmosenv.2014.03.034, 2014

VAN DEN HOVE, A. et al. Development of a land use regression model for black carbon using mobile monitoring data and its application to pollution-avoiding routing. *Environmental Research*, v. 183, 2020.

VAREJÃO-SILVA, M. A. *Meteorologia e Climatologia*. Recife: [s.n.], v. Versão Digital 2, 2006.

VASCONCELLOS, P.C., SOUZA, D.Z., SANCHEZ-CCOYLLO, O., BUSTILLOS, J.O.V., LEE, H., SANTOS, F.C., NASCIMENTO, K.H., ARAÚJO, M.P., SAARNIO, K., TEINILA, K. AND HILLAMO, R. Determination of Anthropogenic and Biogenic Compounds on Atmospheric Aerosol Collected in Urban, Biomass Burning and Forest Areas in São Paulo, Brazil. *Sci. Total Environ.* 408: 5836–5844, 2010

WANG, G.; CHEN, C.; LI, J.; ZHOU, B.; XIE, M.; HU, S.; KAWAMURA, Y. C. Molecular composition and size distribution of sugars, sugar-alcohols and carboxylic acids in airborne particles during a severe urban haze event caused by wheat straw burning. *Atmospheric Environment*, v. 45, p. 2473-2479, 2011.

WANG, Q.; SHAO, M.; LIU, Y.; WILLIAM, K.; PAUL, G.; LI, X.; LIU, Y.; LU, S. *Atmos Environ.* 2007, 41(37), 8380-8390. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.06.048.

ZANG, Z. et al. Exposure to ambient particulate matter air pollution, blood pressure and hypertension in children and adolescents: A national cross-sectional study in China. *Environment International*. Elsevier, v. 128, p. 103-108, 2019

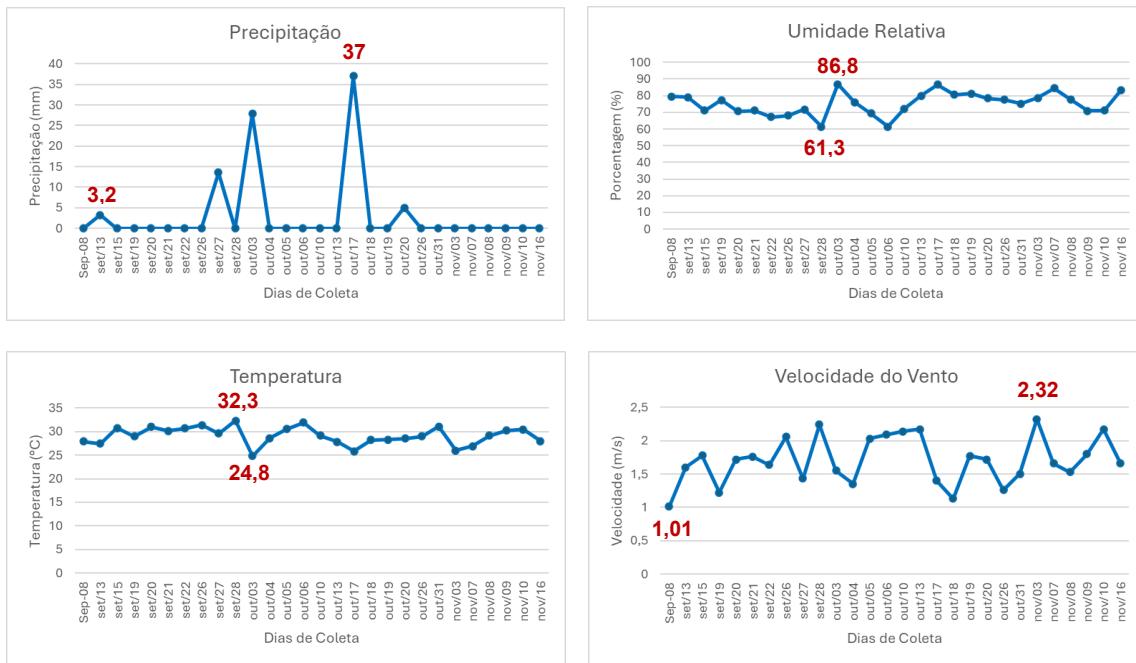
ZHANG, Z.; ENGLING, G.; LIN, C. Y.; CHOU, C. C. K.; LUNG, S. C. C.; CHANG, S. Y.; FAN, S.; CHAN, C. Y.; ZHANG, Y. H. *Atmos Environ.* 2010, 44(26), 3187-3195. DOI:10.1016/j.atmosenv.2010.05.024.

ZHU, T. et al., WMO/IGAC Impacts of Megacities on Air Pollution and Climate. World Meteorological Organization. Geneva, 2012.

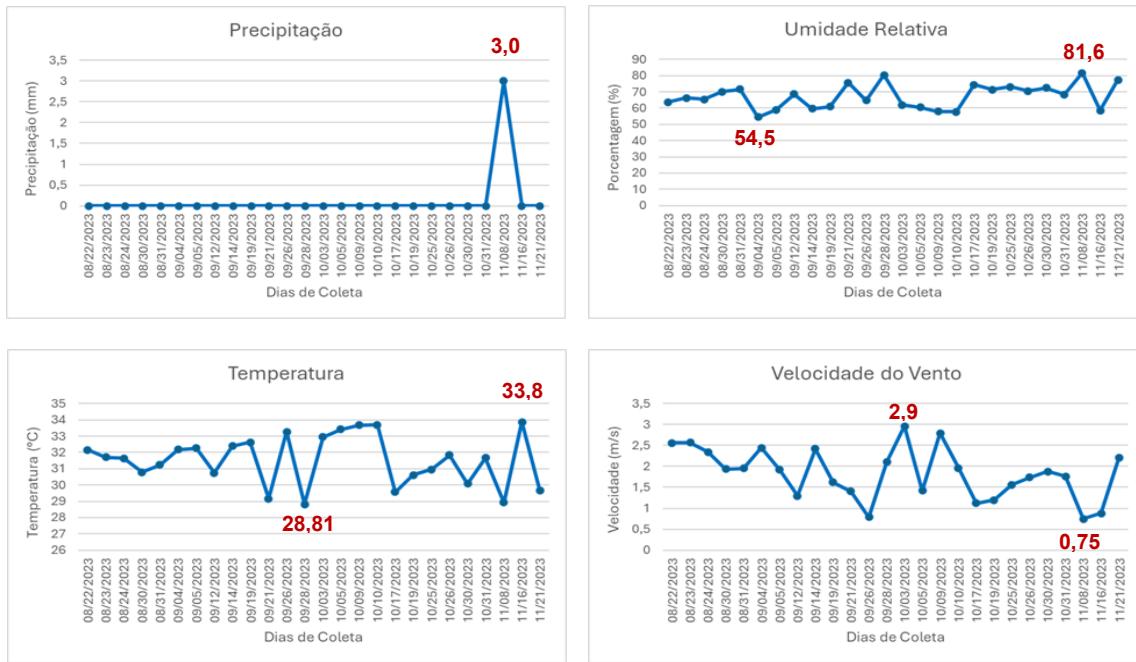
ANEXO 1

Variações dos quatro parâmetros meteorológicos registrados para os meses de setembro a novembro (2022) e agosto a novembro (2023) referente as campanhas de amostragens (com seus máximos e mínimos registrados)

Primeira campanha (2022)

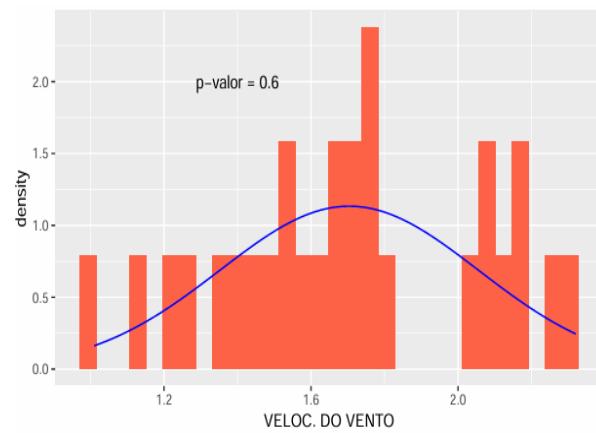
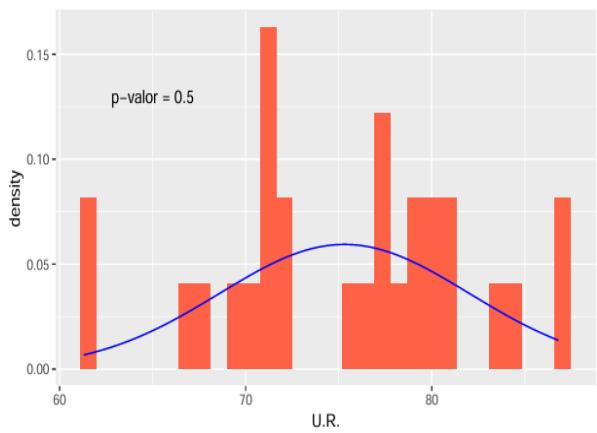
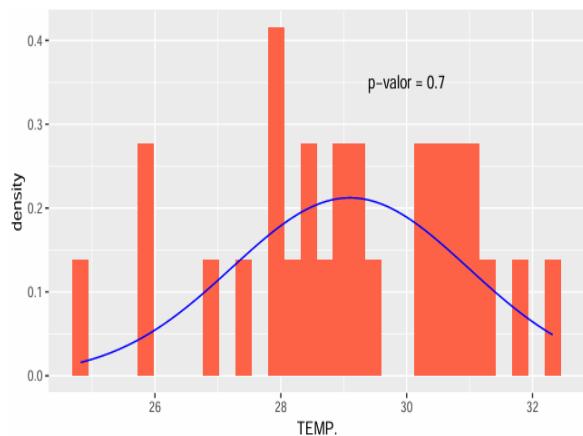
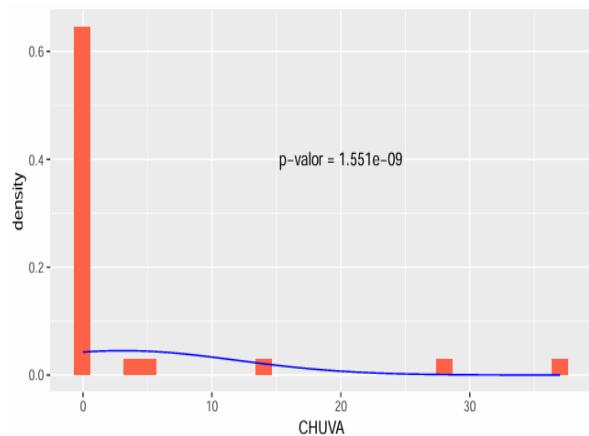
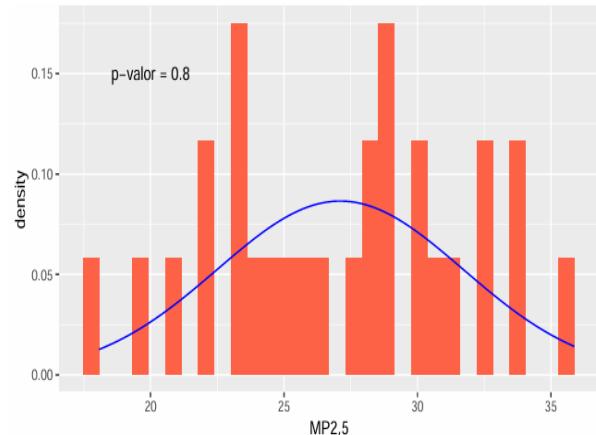
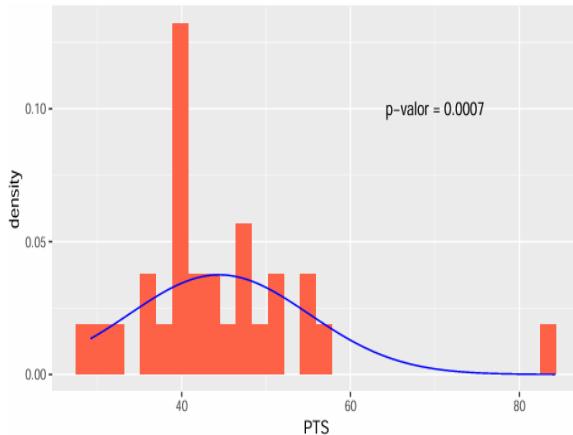


Segunda campanha (2023)



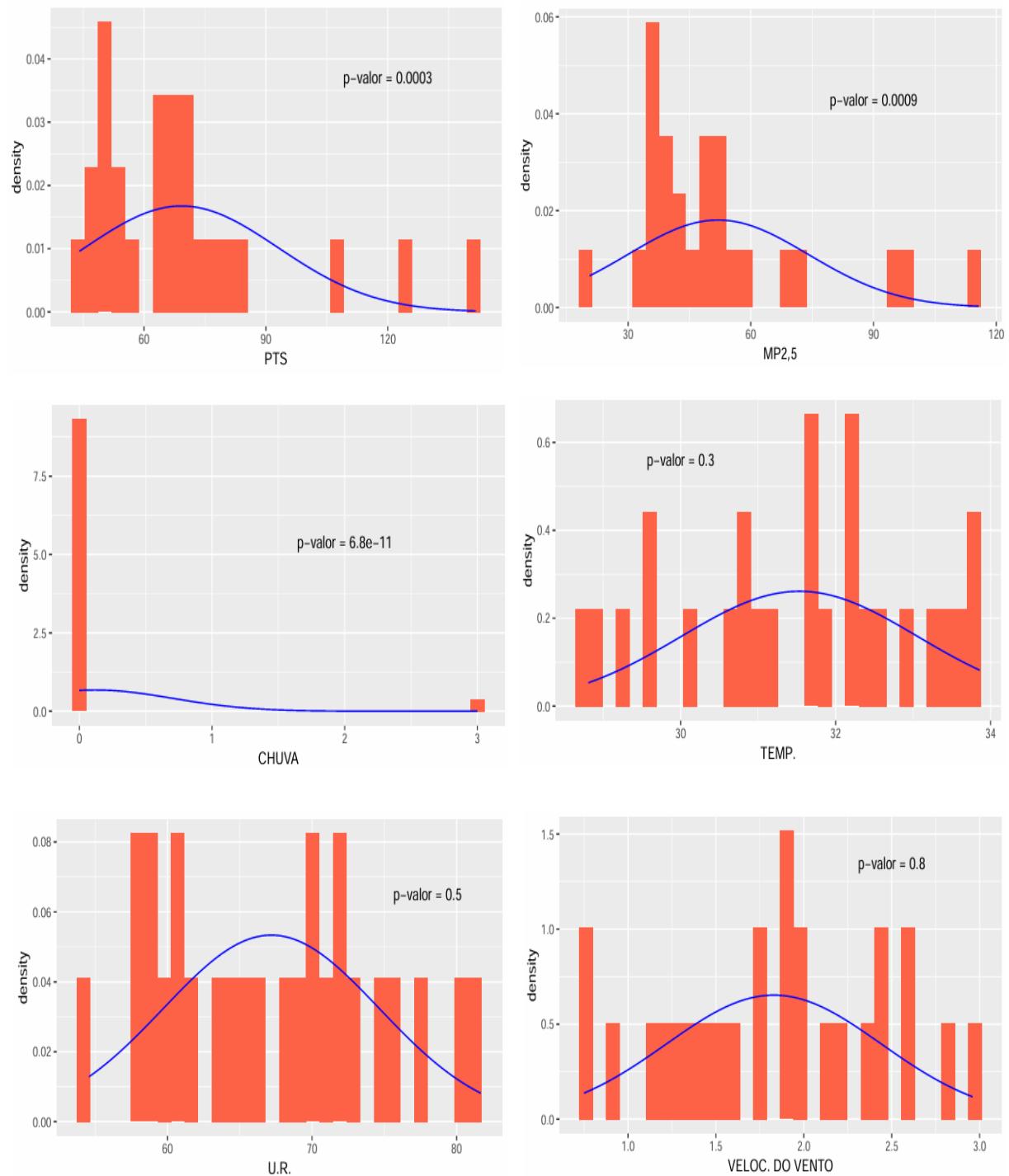
ANEXO 2

Histograma do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de material particulado em PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)



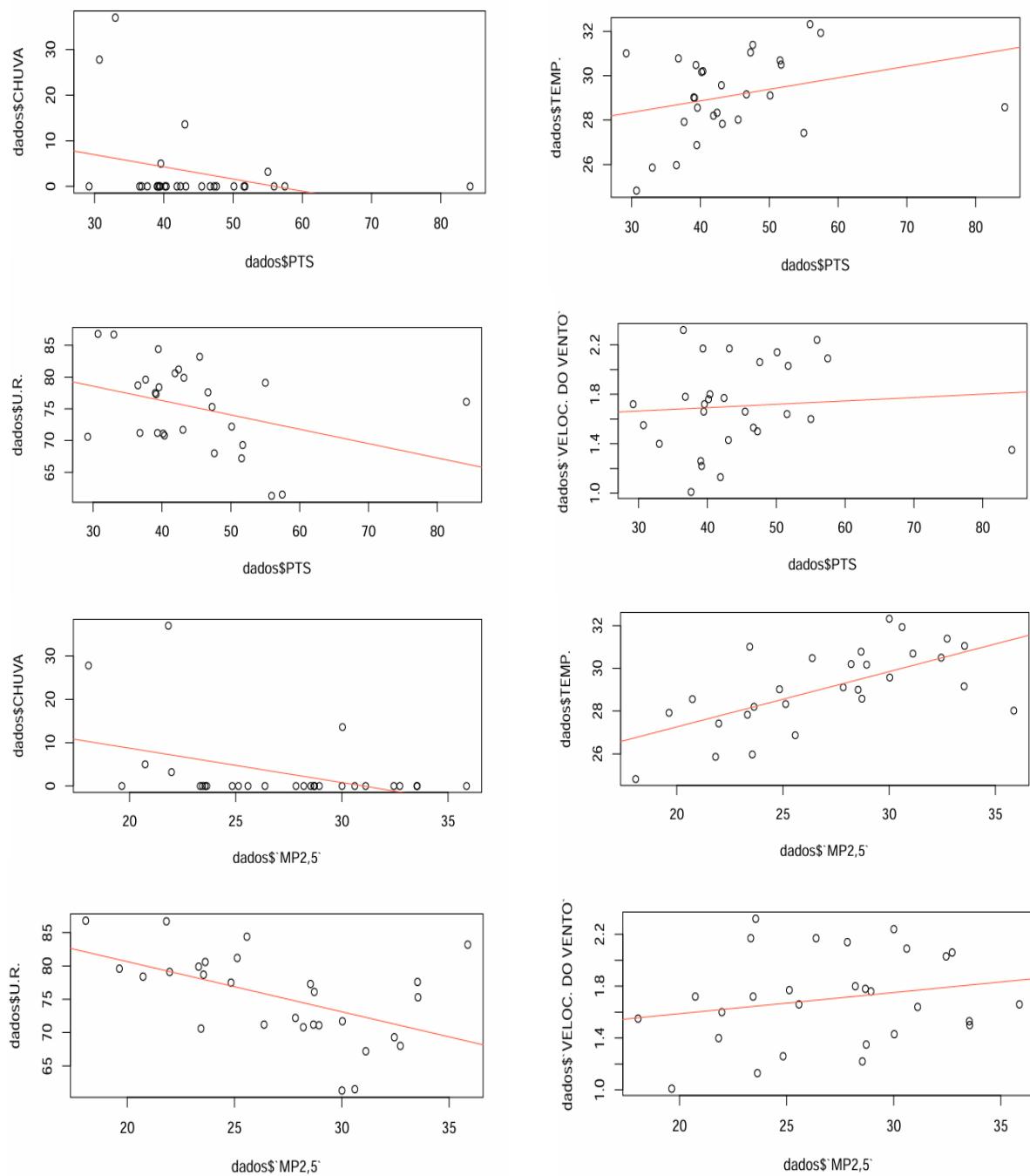
ANEXO 3

Histograma do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de material particulado em PTS e MP_{2,5} e das variáveis meteorológicas na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)



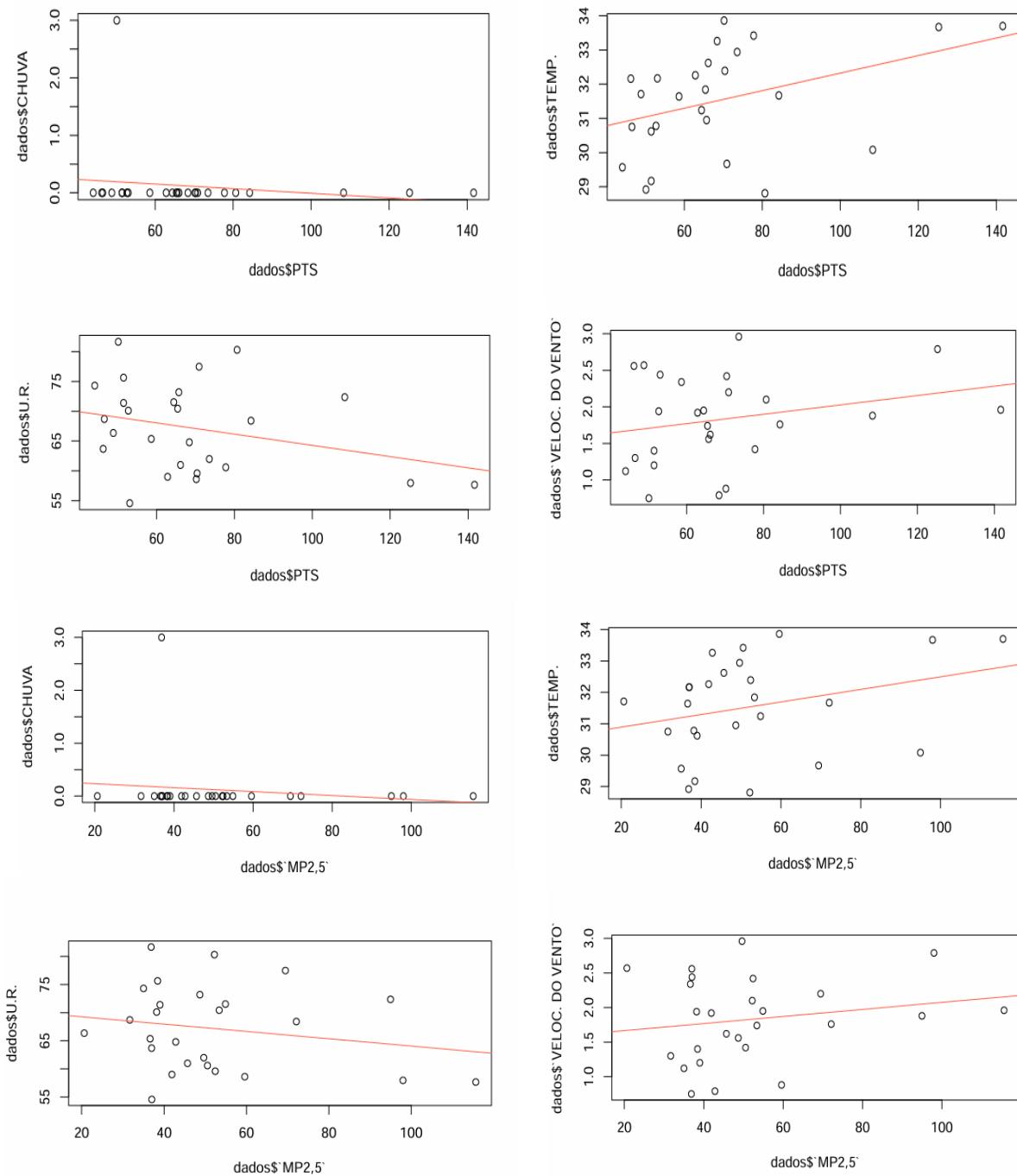
ANEXO 4

Dispersão dos testes de correlação entre o material particulado em PTS e MP_{2,5} e dos parâmetros meteorológicos: precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)



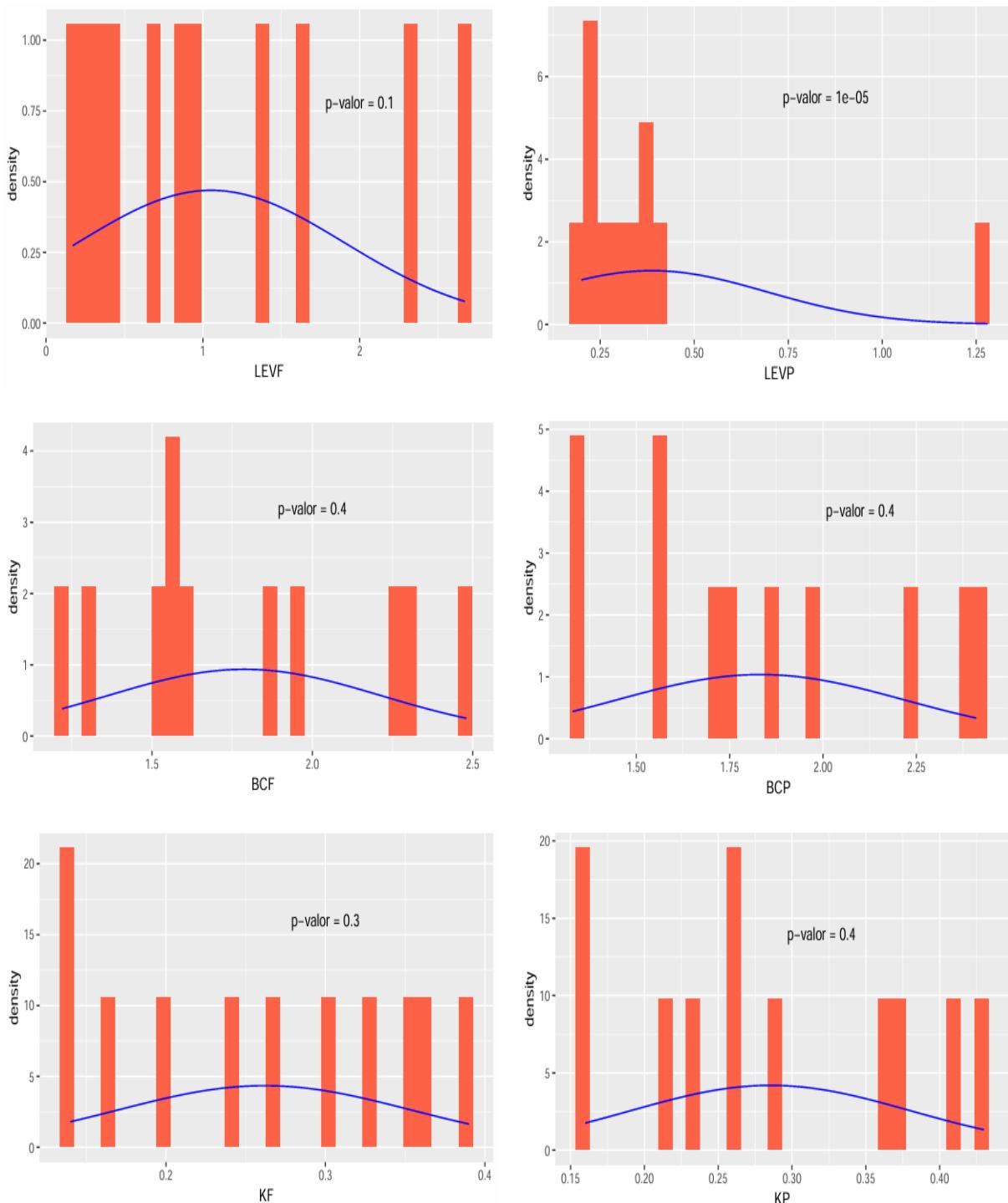
ANEXO 5

Dispersão dos testes de correlação entre o material particulado em PTS e MP_{2,5} e dos parâmetros meteorológicos: precipitação, temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento ($\alpha=0,05$) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)



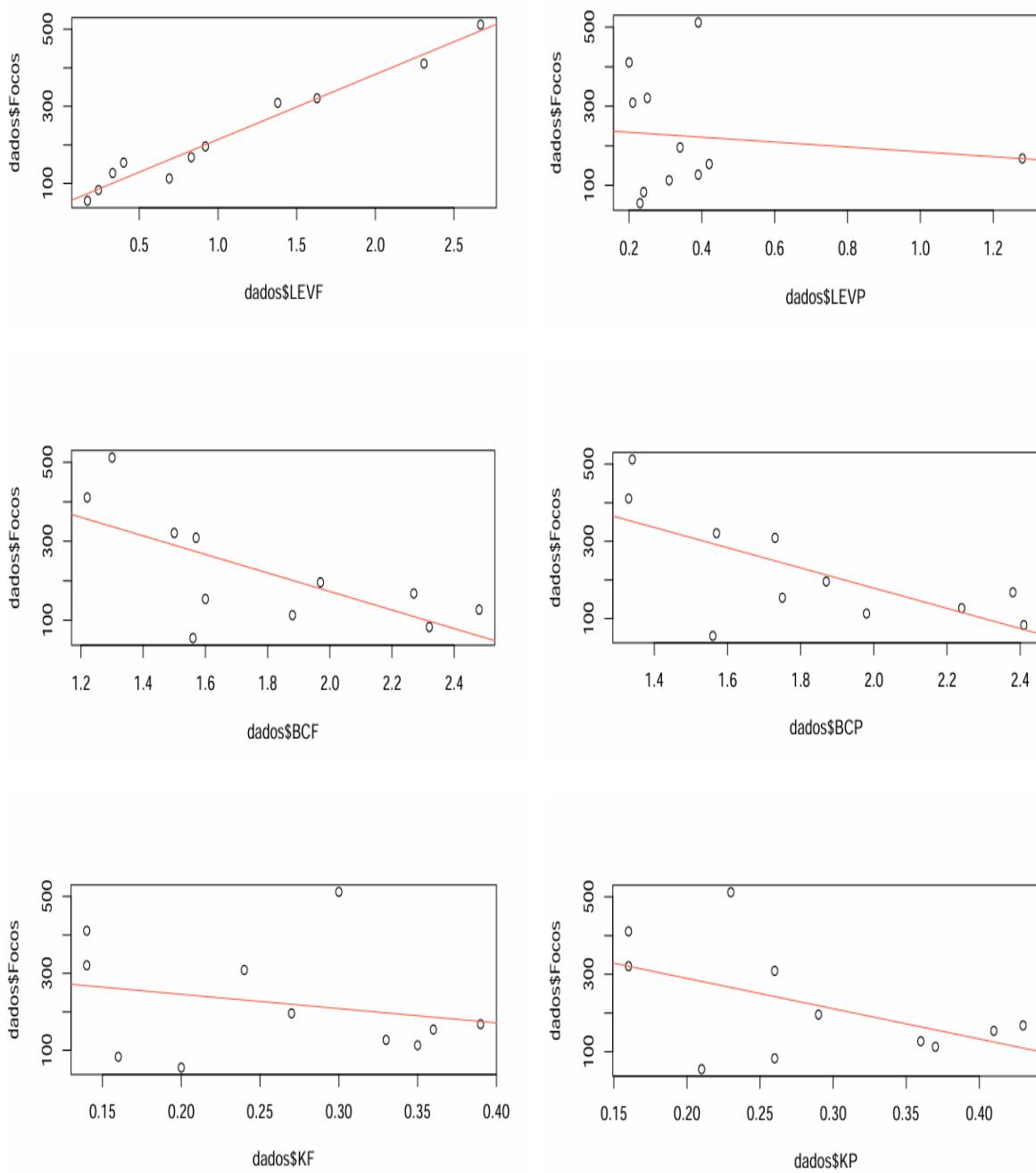
ANEXO 6

Histograma do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de levoglucosano (LEV_P e LEV_F), *black carbon* (BC_P e BC_F) e potássio (K_P e K_F) na cidade de Manaus em 2022 (1^a Campanha)



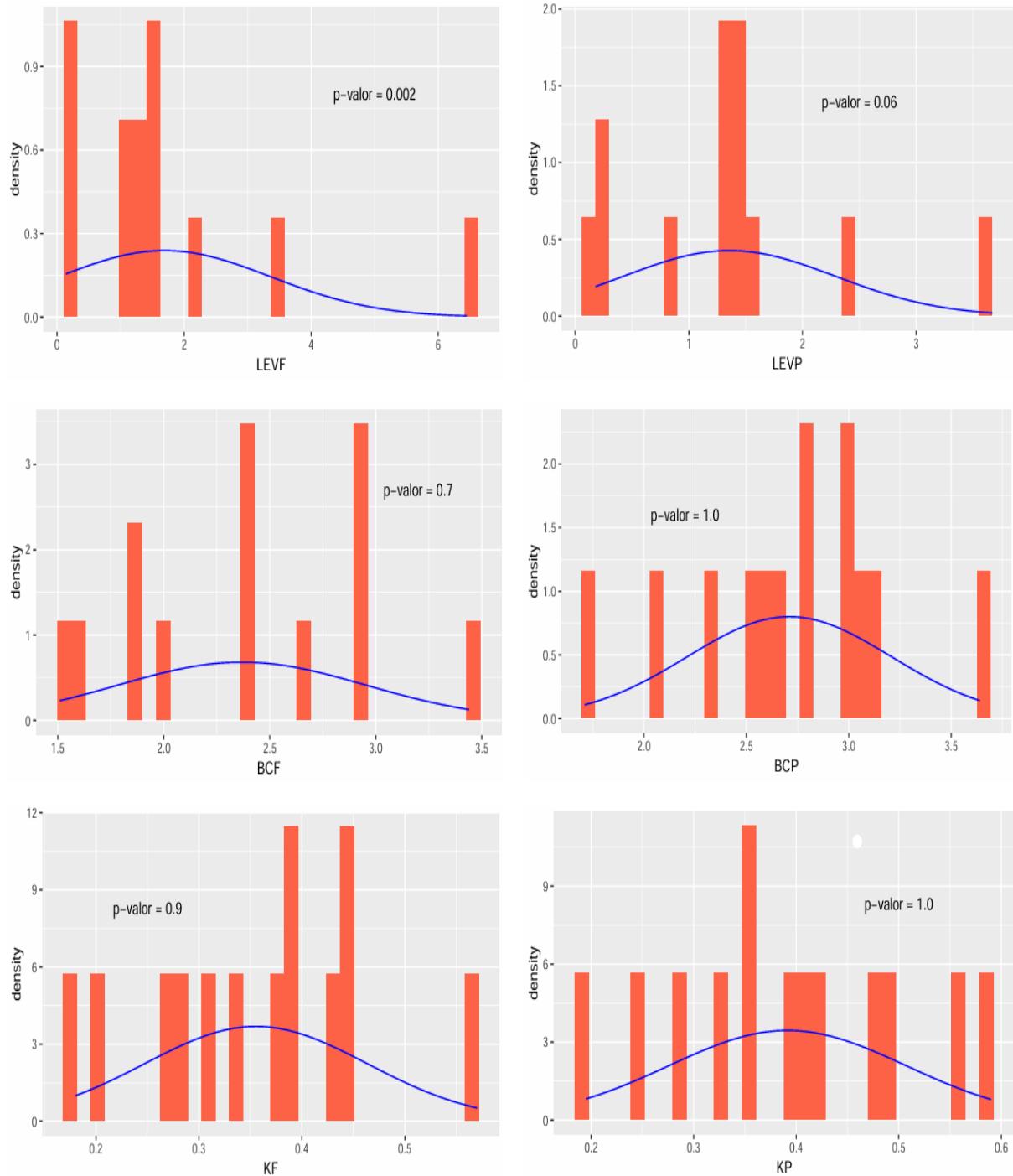
ANEXO 7

Dispersão dos testes de correlação entre os marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e os focos de queimadas ($\alpha=0,05$) em 2022 (1^a Campanha)



ANEXO 8

Histograma do teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$) para os dados de levoglucosano (LEV_P e LEV_F), *black carbon* (BC_P e BC_F) e potássio (K_P e K_F) na cidade de Manaus em 2023 (2^a Campanha)



ANEXO 9

Dispersão dos testes de correlação entre os marcadores de queima de biomassa (LEV_P , LEV_F , BC_P , BC_F , K_P e K_F) e os focos de queimadas ($\alpha=0,05$) em 2023 (2^a Campanha)

