



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE – PRODEMA

ÍTHALA SALDANHA DE SANTIAGO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR NA CIDADE DE FORTALEZA-CE:
EVIDÊNCIAS BASEADAS NAS CONCENTRAÇÕES, FONTES E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL DE HPAs E SEUS IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA.**

FORTALEZA

2020

ÍTHALA SALDANHA DE SANTIAGO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR NA CIDADE DE FORTALEZA-CE:
EVIDÊNCIAS BASEADAS NAS CONCENTRAÇÕES, FONTES E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL DE HPAs E SEUS IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Análise Ambiental de Áreas Urbanas.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins
Cavalcante

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S226a Santiago, Íthala Saldanha de.
Avaliação da qualidade do ar na cidade de Fortaleza-CE: evidências baseadas nas concentrações, fontes e distribuição espacial de HPAs e seus impactos na saúde humana. / Íthala Saldanha de Santiago. – 2020.
130 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

1. Material Particulado . 2. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos. 3. Fontes. 4. Risco à Saúde. I.
Título.

CDD 333.7

ÍTHALA SALDANHA DE SANTIAGO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR NA CIDADE DE FORTALEZA-CE:
EVIDÊNCIAS BASEADAS NAS CONCENTRAÇÕES, FONTES E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL DE HPAs E SEUS IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Análise Ambiental de Áreas Urbanas.

Aprovada em: 20/ 02/ 2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Jefferson Pereira Ribeiro
Centro Universitário Fametro (UNIFAMETRO)

Prof. Dr. André Henrique Barbosa de Oliveira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais, José e Márcia. E ao meu
padrasto, Olívio.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por todas as graças concedidas e por me dar saúde e força para superar as dificuldades.

Agradeço aos meus pais por todo amor, companheirismo e esforço que tiveram/têm comigo durante toda a minha vida, por me proporcionarem sempre o melhor. Obrigada por me ajudarem a chegar até aqui e por todo apoio e incentivo em todas as escolhas que fiz.

Ao meu padrasto, Olívio Gomes, pelas preocupações, carões e incentivos desde sempre, quando ele começou a fazer parte da minha vida.

As minhas irmãs, Lorena e Nathaly, por toda força e apoio.

Ao meu namorado Daniel Frota pelo companheirismo e por todo o incentivo.

Ao meu orientador, Rivelino Martins Cavalcante, por toda a dedicação e apoio durante os 6 anos de orientação, pelo conhecimento repassado, pelos carões e incentivos que só me acrescentaram. Por acreditar em mim sempre e por me incentivar a ser sempre melhor. Além de ser um ótimo orientador, é um grande amigo.

Ao professor Jefferson Pereira e ao Professor Bruno Bertocini por toda a ajuda e colaboração.

Aos meus companheiros e amigos de laboratório Camille Arraes, Rafael Santos, Luana Saboia, Gabriele Barros, Fernanda Ramos, Lorena Sampaio, Davi Martins, Elissandra Viana, Amália e Letícia pelo companheirismo e por fazerem os dias de trabalho serem mais alegres. E em especial a Gabrielle Fernandes e ao Mateus Santos, pelos momentos de alegria, pela grande ajuda em todos os trabalhos e pelos conhecimentos repassados. Vocês fizeram uma grande contribuição no meu trabalho.

Agradeço a todos os funcionários e integrantes do Labomar/UFC, do Prodema/UFC, do Laboratório de Análise de Traços (LAT)/UFC e da Engenharia de Transportes/UFC pela convivência e colaboração.

Finalmente, agradeço a UFC e a CAPES pelo auxílio financeiro no meu mestrado e na realização desta pesquisa.

“Que todos os nossos esforços estejam sempre focados no desafio à impossibilidade. Todas as grandes conquistas humanas vieram daquilo que parecia impossível”.

(Charles Chaplin).

RESUMO

Com o aumento da urbanização há também o aumento do tráfego de veículos, o qual é frequentemente relatado como uma das principais fontes de poluentes atmosféricos. Um dos compostos oriundos da queima dos combustíveis fósseis são os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e o Material Particulado (MP), compostos classificados como carcinogênicos em humanos pela IARC (International Agency for Research on Cancer). Levando em consideração esse crescimento urbano e os problemas ambientais e à saúde humana causados por esses poluentes atmosféricos, é de suma importância o estudo da concentração, das fontes e dos riscos à saúde humana causados por eles na cidade de Fortaleza-CE. Desta forma, para atingir o objetivo desse estudo foram realizadas coletas desses poluentes atmosféricos em 12 pontos na Cidade de Fortaleza dentre as áreas do Meireles, da Aldeota e do Centro. As coletas foram realizadas durante o período chuvoso e seco do ano de 2017, resultando em 24 amostras de MP e HPAs. O equipamento utilizado nas coletas foi um amostrador ativo de grande volume (HI-VOL). Os HPAs associados ao MP foram extraídos por um sistema de Soxhlet. Por fim, o MP e os HPAs foram quantificados por uma balança de alta precisão e por cromatografia gasosa, respectivamente. Durante o período chuvoso (PC), a concentração de Material Particulado Respirável (MPR) variou de 8,9 a 33,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, já no período seco (PS), a concentração de MP_{10} variou de 17,2 a 33,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Já as concentrações de HPAs variaram de 0,18 a 2,03 ng/m^3 e de 0,14 a 0,64 ng/m^3 , respectivamente. Quanto ao risco à saúde humana, devido à concentração de MP_{10} , o risco de câncer para os fumantes, nos dois períodos do ano, foi maior que o risco para não fumantes e no período seco esse risco aumentou. O risco de câncer dos HPAs, tendo como referência o Benzo(a)Pireno – B(a)P, para crianças, variou de $1,3 \times 10^{-10}$ a $4,09 \times 10^{-9}$ no período chuvoso, e de $4,5 \times 10^{-11}$ a $1,21 \times 10^{-9}$ no período seco, e para adultos variou de $6,8 \times 10^{-10}$ a $2,1 \times 10^{-8}$ no período chuvoso e de $2,3 \times 10^{-10}$ a $6,3 \times 10^{-9}$, no período seco, não apresentando risco significativo. Quanto as fontes dos HPAs foram destacadas as fontes pirogênicas e veiculares, além de terem sido relatadas fontes recentes.

Palavra-chave: Material Particulado. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos. Fontes. Risco à Saúde.

ABSTRACT

With the increase in urbanization there is also an increase in vehicle traffic, which is often reported as one of the main sources of air pollutants. One of the compounds from the burning of fossil fuels are Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Particulate Material (PM), compounds classified as carcinogenic to humans by the IARC (International Agency for Research on Cancer). Taking into account this urban growth and the environmental and human health problems caused by these atmospheric pollutants, it is of utmost importance to study the concentration, sources and risks to human health caused by them in the Fortaleza-CE city. Thus, in order to achieve the objective of this study, collections of these air pollutants were carried out at 12 points in the City of Fortaleza among the areas of Meireles, Aldeota and Centro. The collections were carried out during the rainy and dry period of the year 2017, resulting in 24 samples of PM and PAHs. The equipment used in the collections was a high volume active sampler (HI-VOL). The PAHs associated with the MP were extracted using a Soxhlet system. Finally, PM and PAHs were quantified using a high precision scale and gas chromatography, respectively. During the rainy season (CP), the concentration of Breathable Particulate Material (MPR) ranged from 8.9 to 33.3 $\mu\text{g} / \text{m}^3$, while in the dry period (PS), the MP10 concentration ranged from 17.2 to 33, 2 $\mu\text{g} / \text{m}^3$. The concentrations of PAHs varied from 0.18 to 2.03 ng / m^3 and from 0.14 to 0.64 ng / m^3 , respectively. As for the risk to human health, due to the concentration of PM10, the risk of cancer for smokers, in both periods of the year, was greater than the risk for non-smokers and in the dry season this risk increased. The cancer risk of PAHs, based on Benzo (a) Pyrene - B (a) P, for children, ranged from 1.3×10^{-10} to 4.09×10^{-9} in the rainy season, and from 4.5×10^{-11} to 1.21×10^{-9} in the dry season, and for adults it ranged from 6.8×10^{-10} to 2.1×10^{-8} in the rainy season and from 2.3×10^{-10} to 6.3×10^{-9} in the dry season, with no risk significant. As for the sources of PAHs, pyrogenic and vehicular sources were highlighted, in addition to recent sources having been reported.

Keywords: Particulate Material. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Sources. Health Risks.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- 16 HPAs prioritários pela USEPA e suas Propriedades físico-química	24
Figura 2	- HPAs classificados pela USEPA como prováveis carcinogênicos humano..	26
Figura 3	- Esquema da formação do vórtice central no interior do cânion	32
Figura 4	- Caminho do material particulado atmosférico no corpo humano	34
Figura 5	- Ativação enzimática do Benzo(a)pireno	36
Figura 6	- Fluxograma das etapas realizadas no trabalho	39
Figura 7	- Localização das áreas de estudo	42
Figura 8	- Demografia, por bairro, da cidade de Fortaleza	43
Figura 9	- Empregos totais, por bairro, na cidade de Fortaleza	43
Figura 10	- Hi-Vol utilizado para a coleta das amostras de MP e seu funcionamento ...	47
Figura 11	- Balança analítica utilizada no estudo	48
Figura 12	- Filtro de fibra de vidro limpo e com a amostra de MP	48
Figura 13	- Sistema Soxhlet acoplado ao Banho Ultratermostático e esquema do funcionamento do Sistema	51
Figura 14	- Clean-up contendo a amostra	51
Figura 15	- CG-EM	51
Figura 16	- Fluxograma das etapas para a obtenção das concentrações dos HPAs	52
Figura 17	- Média da Direção e Velocidade do vento no Período Chuvoso	61
Figura 18	- Média da Direção e Velocidade do vento no Período Seco	61
Figura 19	- Distribuição Espacial do MP nos Pontos de Coleta durante o PC	87
Figura 20	- Distribuição Espacial do MP nos Pontos de Coleta durante o PS	88
Figura 21	- Distribuição Espacial de HPAs totais nos Pontos de Coleta durante o PC ...	88
Figura 22	- Distribuição Espacial de HPAs totais nos Pontos de Coleta durante o PS ...	89
Figura 23	- Avenidas de Cânions e suas respectivas localizações	90
Figura 24	- Cânions Regulares e suas respectivas localizações	91
Figura 25	- Cânion Profundo e sua respectiva localização	91

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	-	Evolução da frota veicular de 2009 a 2019	41
Gráfico 2	-	Temperatura (°C) nos dias de coleta do PC e PS	57
Gráfico 3	-	Radiação Solar (W/m ²) nos dias de coleta do PC e PS	58
Gráfico 4	-	Umidade Relativa do Ar (%) nos dias de coleta do PS	59
Gráfico 5	-	Velocidade do Vento (m/s) nos dias de coleta do PC e PS	60
Gráfico 6	-	Precipitação (mm/h) nos dias de coleta do PC e PS	62
Gráfico 7	-	Concentração de MPR no PC e no PS	62
Gráfico 8	-	Razão PC/PS das concentrações de MP	64
Gráfico 9	-	Concentração de MP x limite estabelecido pela OMS	66
Gráfico 10	-	Concentração de HPAs totais no PC e PS	68
Gráfico 11	-	Razão PC/PS das concentrações de HPAs	72
Gráfico 12	-	Concentração de HPAs e MP no Período Chuvoso	74
Gráfico 13	-	Concentração de HPAs e MP no Período Seco	74
Gráfico 14	-	Concentração de HPAs x limites estabelecidos pela UE e UK	75
Gráfico 15	-	Razões de diagnóstico Fen/Ant e Ant/(Ant+Fen) no período chuvoso e seco, respectivamente	78
Gráfico 16	-	Razões de diagnóstico Ind/(Ind+BghiP) e BaA/(BaA+Cri) no período chuvoso e seco, respectivamente	78
Gráfico 17	-	Razões de diagnóstico BaP/BghiP e BaP/(BaP+BeP) no período chuvoso e seco, respectivamente	79
Gráfico 18	-	Razões de diagnóstico (HPAs3-4)/(HPAs5-6) nos dois períodos analisados	80
Gráfico 19	-	Risco de Câncer para Homens no PC	82
Gráfico 20	-	Risco de Câncer para Homens no PS	82
Gráfico 21	-	Risco de Câncer para crianças e adultos no período chuvoso	85
Gráfico 22	-	Risco de Câncer para crianças e adultos no período seco	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Classificação de alguns HPAs de acordo com a evidência de carcinogenicidade em humanos e em animais experimentais	36
Tabela 2	- Pontos de Coleta e suas Coordenadas	41
Tabela 3	- Pontos de coleta e suas respectivas datas	46
Tabela 4	- Informações de uso do CG durante a análise das amostras de HPAs	51
Tabela 5	- Variáveis utilizadas no cálculo do CDI	55
Tabela 6	- Variáveis Utilizadas no Cálculo do Risco de Câncer dos HPAs	56
Tabela 7	- Estudos sobre a concentração de MP ₁₀ pelo mundo	63
Tabela 8	- Recuperação do Padrão Surrogate	67
Tabela 9	- Concentrações de HPAs, presentes no Material Particulado, no mundo	68
Tabela 10	- HPAs e suas respectivas concentrações durante o PC	70
Tabela 11	- HPAs e suas respectivas concentrações durante o PS	71
Tabela 12	- Razões de diagnóstico e sua classificação de acordo com a literatura	76
Tabela 13	- Valores dos TEQs e ECR dos pontos de estudo nos dois períodos do ano	83
Tabela 14	- Classificação dos Cânions nos 12 pontos analisados	89

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ant	Antraceno
BaA	Benzo(a)antraceno
BaP	Benza(a)Pireno
BbF	Benzo(b)Fluoranteno
BeP	Benzo(e)Pireno
BghiP	Benzo[ghi]Perileno
BkF	Benzo(k)Fluoranteno
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG-MS	Cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cri	Criseno
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
DCM	Dicloro-metano
DENATRAN	Departamento nacional de Trânsito
DhaA	Dibenzo[a,h]Antraceno
Fen	Fenantreno
Fl	Fluoreno
Flu	Fluoranteno
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
HI-VOL	High Volume
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
IARC	International Agency for Research on Câncer
IncdP	Indeno[1,2,3-cd]Pireno
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IRIS	Integrated Risk Information System
Kow	Coeficiente de Partição octanol-água
MP	Material Particulado Atmosférico
MPR	Material Particulado Respirável

MPI	Material Particulado Inalável
µg	Micrograma
mg	Miligrama
ng	Nanograma
NIOSH	National Institute for occupational safety and Helath
NR-15	Norma Regulamentadora 15
OMS	Organização Mundial da Saúde
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
PC	Período Chuvoso
Pir	Pireno
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PS	Período Seco
PTS	Partículas Totais em Suspensão
EU	União Européia
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Objetivos	20
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo Geral</i>	20
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos Específicos</i>	20
2	REFERÊNCIAL TEÓRICO	21
2.1	Material Particulado	21
2.2	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos	22
2.3	Razões de Diagnóstico/Identificação de Fontes	26
2.4	Influência dos Fatores Meteorológicos e da Morfologia Urbana	29
2.5	Risco à Saúde	33
2.6	Situação da Seca Observada na Região Nordeste do Brasil nos Últimos Anos	38
3	MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1	Área de Estudo	39
<i>3.1.1</i>	<i>Caracterização da Área de Estudo</i>	44
3.2	Estratégia de Amostragem	46
3.3	Metodologia de Amostragem do Material Particulado	47
<i>3.3.1</i>	<i>Preparo dos Filtros de Fibra de Vidro e Quantificação do Material Particulado</i>	48
3.4	Extração, clean-up e análise instrumental dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos	49
3.5	Controle de Qualidade	52
3.6	Fatores Meteorológicos	53
3.7	Análise Estatística	53
3.8	Risco de Câncer do Material Particulado	54
3.9	Avaliações de risco à saúde relacionados aos HPAs	55
4	RESULTADO E DISCUSSÃO	57
4.1	Dados Meteorológicos	57
4.2	Material Particulado Respirável	62
4.3	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos	66
<i>4.3.1</i>	<i>Recuperação do Padrão Surrogate</i>	66

4.3.2	<i>Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos aderidos ao Material Particulado</i>	
	67
4.4	Razões de diagnóstico/identificação de fontes	75
4.5	Risco de Câncer do Material Particulado Inalável	80
4.6	Risco à Saúde associado aos HPAs	82
4.7	Distribuição Espacial dos Compostos Analisados	85
4.8	Cânions Urbanos	89
5	CONCLUSÃO	93
	REFERÊNCIAS	96
	APÊNDICE A – TABELA DE CORRELAÇÃO ENTRE O FLUXO VEICULAR A RAZÃO H/W E AS CONCENTRAÇÕES DE MP₁₀ E HPAS	
	114
	APÊNDICE B – TABELA DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS E AS CONCENTRAÇÕES DE MP₁₀ E HPAS	
	115
	APÊNDICE C – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA PADRE VALDEVINO	
	117
	APÊNDICE D – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - AVENIDA IMPERADOR X RUA DOM PEDRO I	
	118
	APÊNDICE E – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - AVENIDA RUI BARBOSA	
	119
	APÊNDICE F – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO 2º PONTO DE COLETA - AVENIDA RUI BARBOSA	
	120
	APÊNDICE G – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA NOGUEIRA ACIOLI	
	121
	APÊNDICE H – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - MARIA TOMÁSIA X JOAQUIM NABUCO	
	122
	APÊNDICE I – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - AVENIDA DUQUE DE CAXIAS	
	123
	APÊNDICE J – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA BARÃO DO RIO BRANCO	
	124
	APÊNDICE L – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA SILVA PAULET	
	125

APÊNDICE M – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA	
- AVENIDA PRESIDENTE CASTELO BRANCO	126
APÊNDICE N – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA	
- RUA GENERAL SAMPAIO	127
APÊNDICE O – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA	
- RUA IDELFONSO ALBANO	128
APÊNDICE P – ROSAS DOS VENTOS (DIREÇÃO + VELOCIDADE EM	
M/S) DOS DIAS DE COLETA DO PC	129
APÊNDICE Q – ROSAS DOS VENTOS (DIREÇÃO + VELOCIDADE EM	
M/S) DOS DIAS DE COLETA DO PS	131

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, o mundo está bastante urbanizado, onde grande parte da população vive em centros urbanos. As cidades estão abrigando quase metade da população mundial, e é esperado que nos próximos 30 anos haja um aumento de mais de dois bilhões de pessoas nas áreas urbanas do mundo em desenvolvimento. Esse aumento da urbanização e, conseqüentemente, das atividades humanas traz consigo uma variedade de problemas, tais como: os efeitos negativos para os recursos naturais, para o ambiente, para a saúde humana e para a coesão social (COHEN, 2006, SHEN e ZHOU, 2014).

Com o aumento da urbanização há também o aumento do tráfego de veículos, o qual é frequentemente relatado como uma das principais fontes de poluentes atmosféricos (PEREZ *et al.* 2010). Alguns dos compostos oriundos da queima dos combustíveis fósseis são os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e o Material Particulado (MP) (LIU *et al.*, 2015).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) estimou que, em 2016, 2,9 milhões de mortes foram causadas pela poluição do ar (OMS,2016). Entre os principais poluentes, o material particulado tem recebido atenção especial, principalmente, porque há outros poluentes, tais como metais e compostos orgânicos, como os HPAs, contidos neles (ENGLERT, 2004; CHEN e LIPPMANN, 2009).

O MP e suas frações, tais como o MP₁₀ e MP_{2,5}, são originários de partículas do solo, aerossol marinho, vulcões e partículas de origem vegetal. Entre as fontes antropogênicas, estão as emissões veiculares, principalmente por motores do ciclo diesel, atividades industriais e queimadas (SEINFELD e PANDIS, 1998; ROJAS, 2004).

Os HPAs são produzidos durante a combustão incompleta ou pirólise da matéria orgânica, como a queima de carvão, petróleo e madeira (TFOUNI *et al.*, 2009). Assim, são bastante encontrados em áreas rurais, áreas urbanas com intenso volume veicular e em áreas industrializadas (BARI *et al.*, 2010). A quantidade e a composição/complexidade dos HPAs emitidos são decorrentes da quantidade de combustível queimado e da fonte de emissão (SIMCIK *et al.*, 1999; CRISTALE, SILVA E MARCHI, 2008; LIU *et al.*, 2015).

Há métodos que identificam a fonte de emissão desses compostos. Dentre esses métodos, o mais utilizado é o método da impressão digital, onde são feitas medidas a partir dos

índices moleculares baseados nas razões entre as concentrações dos compostos individuais (SILVA, 2009).

Esses compostos estão presentes na atmosfera na fase gasosa e associados ao material particulado - MP (ALLEN *et al.* 1996; VASCONCELLOS *et al.* 1998; LIU *et al.* 2015). Os HPAs com baixo peso molecular tendem a estar na fase gasosa, já os com alto peso molecular são associados ao MP (PRATT *et al.* 2018). Esses HPAs são associados aos diversos tipos de aerossóis (partículas grossas - $2,5 \mu\text{m} < \text{MP} \leq 10 \mu\text{m}$ - , partículas finas - $0,1 \mu\text{m} < \text{MP} \leq 2,5 \mu\text{m}$ - e partículas ultrafinas - $\text{MP} \leq 0,1 \mu\text{m}$), no entanto, diversos estudos observam uma maior concentração de HPAs associados ao material particulado fino e ultrafino (ALLEN *et al.* 1996).

A distribuição dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ocorre por dispersão atmosférica, podendo, desta forma, ser encontrados em áreas distantes da fonte emissora (PRATT *et al.*, 2018). Lopes e Andrade (1996), confirmaram que HPAs são associados mais frequentemente aos aerossóis de diâmetros menores, o que permite uma maior permanência desses compostos na atmosfera, pois os processos físicos de remoção desses compostos (deposição seca e úmida) são controlados pelo tamanho da partícula, que aumentam de acordo com o tamanho dessa.

A concentração dos poluentes atmosféricos depende das fontes emissores, no entanto, há outros fatores que influenciam na concentração desses poluentes, tais como: fatores meteorológicos e as características geográficas da área (PERÉZ *et al.*, 2010). Segundo Sales (2007) e Santos *et al.* (2009), os fatores meteorológicos que mais interferem na concentração dos poluentes atmosféricos, em escala local, são a velocidade do vento e a estabilidade atmosférica, interferindo na dispersão dos mesmos. Além desses dois fatores, as precipitações também influenciam na concentração dos poluentes, quanto maior o volume de chuvas maior será a deposição úmida.

A morfologia local interfere no campo de ventos, afetando a dispersão dos poluentes atmosféricos. Cidades com morfologia complexas, com vales ou cadeias montanhosas, causam resistência/barram o volume do vento, concentrando os poluentes nessas áreas (MOREIRA e TIRABASSI, 2004). Esse mesmo raciocínio é adotado para a topografia urbana, onde há uma concentração maior de compostos orgânicos dentro dos cânions urbanos (GODISH, 1991; CAVALCANTE *et al.*, 2016).

A preocupação crescente com a emissão de HPAs é devido a conscientização que muitos deles são carcinogênicos e/ou genotóxicos. Nessa classe há diversos compostos, no entanto 16 deles são tratados com prioridade pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados

Unidos (US-EPA) (US EPA, 1998) e classificados, de acordo com suas propriedades carcinogênicas e mutagênicas, pela Agência Internacional para Pesquisa do Câncer (IARC) (IARC, 2013). Também são considerados poluentes prioritários pela Agência Ambiental Europeia (EC, 2001).

Nos últimos dez anos a cidade de Fortaleza passou por um “bloom” imobiliário e por um crescimento de mais de 100% na frota de veículos (ROCHA *et al.* 2017). Conseqüentemente, também, foi observado um aumento da densidade predial em áreas específicas da cidade, longos congestionamentos e a diminuição da qualidade ambiental, especialmente nos indicadores de poluição do ar (SOUSA, 2015; SILVA *et al.*, 2016; AGUIAR *et al.*, 2017; CAVALCANTE *et al.*, 2017; ROCHA *et al.*, 2017). Levando em consideração esse crescimento urbano e os problemas ambientais e à saúde humana causados pelo MP e pelos HPAs, é de suma importância o estudo da concentração, das fontes e dos riscos à saúde humana causados por esses compostos na cidade de Fortaleza.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar os níveis de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Material Particulado (MP) em algumas Avenidas com fluxo intenso de veículos da cidade de Fortaleza-CE, mediante a avaliação da influência da sazonalidade e das fontes de emissão, bem como o risco à saúde humana causado por esses poluentes.

1.1.2 Objetivos Específicos

1. Determinar a classe de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos adsorvidos ao material particulado na atmosfera;
2. Diagnosticar as fontes de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos na atmosfera;
3. Avaliar a influência sazonal na distribuição e na concentração do MP e dos HPAs;
4. Avaliar o risco a saúde baseado nos níveis de MP e HPAs;

2 REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 Material Particulado

O Material Particulado (MP) é uma mistura de partículas sólidas e líquidas, de origem antrópica ou natural (KAUR *et al.*, 2007), que podem variar em número, forma, composição química, solubilidade, origem, tamanho e área superficial, que dependem da fonte de origem e do ambiente, geograficamente, coletado (POPE E DOCKERY 2006). O tamanho dessas partículas determina o tempo em que elas vão permanecer suspensas na atmosfera para exposição humana (GOYAL E KUMAR, 2013).

Suas principais fontes naturais são partículas do solo, aerossol marinho, vulcões e partículas de origem vegetal. Entre as fontes antropogênicas, destacam-se as emissões veiculares, principalmente por motores do ciclo diesel, atividades industriais e queimadas (SEINFELD E PANDIS, 1998). Eles podem ser: i – primários, compostos por materiais emitidos diretamente na atmosfera, tais como as partículas emitidas mecanicamente e por combustão, poeiras carregadas pelo vento e de rodovias e oriundas de sais marinhos; ii – secundários, que são partículas formadas por vapores condensados pela reação química envolvendo precursores da fase gasosa ou de outros processos (US-EPA, 1996).

O material particulado total (MPT) é composto por partículas grossas ($2,5 \mu\text{m} < \text{MP} \leq 10 \mu\text{m}$), bem como por partículas finas ($0,1 \mu\text{m} < \text{MP} \leq 2,5 \mu\text{m}$) e ultrafinas ($\text{MP} \leq 0,1 \mu\text{m}$), denominadas, respectivamente, por MP_{10} , $\text{MP}_{2,5}$, e $\text{MP}_{0,1}$. As partículas grossas são emitidas principalmente por fontes naturais, já as partículas finas e ultrafinas são emitidas principalmente por fontes antropogênicas (MAR *et al.*, 2004; ALIAS *et al.*, 2007; POWER *et al.*, 2009; US-EPA, 2016).

Essas partículas são denominadas de partículas inaláveis, MP_{10} , e respiráveis, $\text{MP}_{2,5}$ e $\text{MP}_{1,0}$. As partículas MP_{10} são facilmente encontradas próximo a rodovias e a indústrias, já as $\text{MP}_{2,5}$ e $\text{MP}_{1,0}$ são encontradas principalmente em fumaças e neblinas (KAMPA e CASTANAS, 2007).

Diversos estudos têm relacionado a exposição ao material particulado com danos à saúde humana. Pope e Dockery (2006) estimaram um aumento de 4-6% da mortalidade com o aumento de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de MP_{10} e de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ no ar das cidades dos EUA. Nicolussi *et al.* (2014) também observaram em seu estudo que em áreas com elevado tráfego veicular há uma maior incidência de pessoas com asma, rinite e outros sintomas associados.

Até 2018 apenas as partículas totais em suspensão (PTS) e as partículas inaláveis constavam na legislação brasileira. Com a publicação da Resolução N. 491 de novembro de 2018, que revogou a Resolução Conama nº 03/1990 e os itens 2.2.1 e 2.3 da Resolução Conama nº 05/198, o MP_{2,5} e MP₁₀ também passaram a ser legislado. No exterior os guias de referência que estabelecem os limites máximos de concentração de MP mais frequentemente usados são aqueles da Organização Mundial de Saúde (OMS), União Europeia (UE) e Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA).

2.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) são uma classe complexa de poluentes orgânicos compostos por dois ou mais anéis benzênicos fundidos em arranjos lineares, angulares ou em agrupamentos, contendo apenas átomos de carbono e hidrogênio (GACHANJA e MARITIM, 2019, LIU *et al.*, 2019). Também são poluentes orgânicos persistentes (POPs), que se caracterizam pela sua persistência no meio ambiente, pela sua toxicidade e pela sua bioacumulação na cadeia alimentar (TORRE-ROCHE, LEE e CAMPOS-DÍAZ, 2009).

Alguns HPAs podem conter estruturas dos anéis com menos de seis átomos de carbono. Outros hidrocarbonetos policíclicos aromáticos podem ter um átomo de carbono do anel de benzeno substituído por um nitrogênio ou oxigênio, resultando na formação de alguns derivados, que são compostos aromáticos heterocíclicos (NHPA e OXI-HPA) (LOPES E ANDRADE, 1996; FERNANDES, 2016). Além disso, átomos de hidrogênio nos HPAs parentais podem ser substituídos por grupos alquil (FERNANDES, 2016). Esses derivados dos HPAs podem ser mais tóxicos, com mutagenicidade direta e persistentes no ambiente (LUNDSTEDT *et al.*, 2007; HAYAKAWA, 2016).

Os HPAs são onipresentes no meio ambiente, sendo identificados no ar, na água e no solo. Eles são produzidos como subprodutos da combustão incompleta de combustível fóssil ou da pirólise de material contendo carbono e hidrogênio (SEINFELD and PANDIS, 1998). Os compostos de origem pirolítica resultam da combustão incompleta da matéria orgânica sob condições de elevada temperatura, baixa pressão e curto tempo de formação, e normalmente estão associados à fuligem formada na combustão (BURGESS *et al.* 2003), desta forma podem ser lançados na atmosfera de forma natural, nos incêndios florestais e erupções vulcânicas, e pela ação humana, através das incinerações de resíduos, atividades industriais, emissões veiculares, refino de petróleo, combustão de carvão, entre outras atividades (DE

ANDRADE *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2015; GUPTA *et al.*, 2016). Outra fonte de HPAs são as descargas e derramamentos de petróleo e seus derivados e/ou vazamentos naturais de jazidas, que caracterizam as fontes petrogênicas (WANG, FINGAS E PAGE, 1999; TORRES *et al.*, 2002).

Esses compostos estão presentes na atmosfera nas fases gasosa e particulada, portanto são classificados como compostos orgânicos semi-voláteis (COSVs). Essa partição, que depende das suas propriedades físico-químicas, como pressão de vapor, coeficiente octanol-ar (KOA), estrutura e peso molecular, e das condições meteorológicas, que influenciam no tempo de vida desses poluentes na atmosfera, desempenhando um papel importante no seu transporte, na sua transformação e na sua deposição seca e úmida, e consequentemente nos seus efeitos na saúde humana (ODABASI *et al.*, 2006; TOMAZ *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2016B).

HPAs com menos de 4 anéis aromáticos são classificados como HPAs de baixo peso molecular, e são resultantes principalmente de fonte petrogênica, e os com mais de quatro anéis aromáticos são chamados de HPAs de alto peso molecular, e são originários principalmente do processo pirolítico (FERNANDES, 2016; GHANAVATI, NAZARPOUR E WATTS, 2019). Esses compostos com menor quantidade de anéis aromáticos (entre 3 anéis) e, consequentemente menor peso molecular, e maior pressão de vapor são encontrados principalmente na fase gasosa. Já os HPAs com maior quantidade de anéis aromáticos (entre 5 e 6), mais pesados e com menor pressão de vapor são associados ao material particulado, sendo encontrados na fase particulada (Figura 1) (LOPES E ANDRADE, 1996; BI *et al.*, 2003; CINCINELLI *et al.* 2007). É importante ressaltar que HPAs intermediários podem estar presentes na fase gasosa, fase particulada ou ambas as fases. Com o tempo e de acordo com as condições ambientais, eles podem mudar entre as fases gasosa e particulada. Também podem ser reemitidos para a atmosfera, como vapores, após a sua deposição no solo (PRATT *et al.* 2018). Esses HPAs de elevada massa molecular têm maior potencial carcinógeno e trazem maior risco à saúde humana do que os de baixa massa molecular (SZABOVÁ *et al.*, 2008; NGUYEN *et al.*, 2014) e possuem baixo grau de alquilação.

Figura 1 – 16 HPAs prioritários pela USEPA e suas Propriedades físico-químicas.

HPA (abreviatura)	Nº anéis	MM (g mol ⁻¹)	S (mg L ⁻¹)	PV (Pa)	Log K _{ow} (25°)
Naftaleno (Na)	2	128,17	31	10,4	3,37
Acenaftileno (Acl)	3	152,19	16,1	0,9	4,00
Acenafteno (Ac)	3	154,21	3,8	0,3	3,92
Fluoreno (FI)	3	166,20	1,9	0,09	4,18
Fenantreno (PhA)	3	178,20	1,1	0,02	4,57
Antraceno (An)	3	178,20	0,045	0,001	4,54
Fluoranteno (Flu)	4	202,25	0,26	0,00123	5,22
Pireno (Py)	4	202,25	0,132	0,0006	5,18
Benzo(a)antraceno (BaA)	4	228,30	0,011	2,80.10 ⁻⁵	5,91
Criseno (C)	4	228,30	nd*	5,70.10 ⁻⁷	5,86
Benzo(b)fluoranteno (BbF)	5	252,32	0,0015	nd*	5,80
Benzo(k)fluoranteno (BkF)	5	252,32	0,0008	5,20.10 ⁻⁸	6,00
Benzo(a)pireno (BaP)	5	252,31	0,0038	7,00.10 ⁻⁷	6,04
Dibenzo(a,h)antraceno (DahA)	5	276,33	0,0006	3,70.10 ⁻¹⁰	6,75
Indeno(1,2,3-cd)pireno (IP)	6	278,35	0,062	nd*	6,58
Benzo(g,h,i)perileno (BghiP)	6	276,33	0,00026	nd*	6,50

*nd – Não determinado.

Fonte: Sousa (2016)

A emissão dos HPAs depende em grande parte do tipo de combustível e das condições de combustão (Phoungthong *et al.*, 2017). Holliger, (1997) e Miguel *et al.* (1998) constataram que os caminhões movidos a diesel são as principais fontes de HPAs mais leves e veículos a gasolina são as principais fontes de HPAs de maior peso molecular, tais como benzo[a]pireno (B[a]P) e dibenzo[a,h]antraceno. Marr *et al.* (1999) encontraram contribuições significativas na atmosfera para HPAs de 4 e 5 anéis benzênicos provenientes de motores a gasolina, enquanto para motores a diesel foram detectados HPAs de 2 e 3 anéis benzênicos, como o naftaleno e o fluoranteno. Zheng *et al.* (2017a) sugeriram que o pireno (Pyr), o fenantreno (Phe) e o fluoranteno (Flu) representavam aproximadamente 75% do total das emissões de HPAs emitidos por veículos a diesel pesados na estrada. Uma explicação para esse padrão é que um motor a gasolina fornece um modo de combustão mais estável, por ser de combustão difusa, já o motor a diesel gera uma combustão mais rápida (Zhang *et al.*, 2020), promovidas por temperaturas mais elevadas (Durlak *et al.*, 1998), além disso, a queima que permite ao motor exercer a sua função acontece por meio da compressão, ou seja, ocorre por meio da pressão exercida sobre o combustível dentro da câmara de combustão. Segundo Prakash e Singh, (2010) os HPAs pirolíticos são formados a temperaturas entre 700 e 900°C. Assim, maiores temperaturas e maior compressão, aumentando a pressão, favorecem a formação de compostos mais voláteis, ou seja, mais leves.

Segundo Sonnefeld *et al.*, (1983) e Lopes e Andrade (1996) um aumento na temperatura eleva a concentração dos HPAs na fase gasosa, aumentando o particionamento gás-partícula, uma vez que as pressões de vapor dos compostos aumentam com a temperatura. Hu *et al.* (2019) observaram maiores concentrações de HPAs, OPAHs e NPAHs ligados a partículas no inverno e uma maior concentração na fase gasosa durante o verão, pois as baixas temperaturas no inverno favorecem a condensação de COSVs nas partículas e as altas temperaturas no verão favorecem a volatilização de COSVs.

Hu *et al.* (2019) observaram que os derivados dos HPAs, OHPAs e os NHPAs, são mais facilmente encontrados ligados a partículas, devido ao seu maior peso molecular, mesmo apresentando o número de anéis aromáticos iguais aos dos HPAs que os originaram. Por exemplo, no estudo realizado por eles, havia 14,1% da média anual de HPAs de três anéis ligados a frações particulada, já os NHPAs e os OHPAs de três anéis aromáticos apresentam porcentagens de 56,5% e 35,3%, respectivamente.

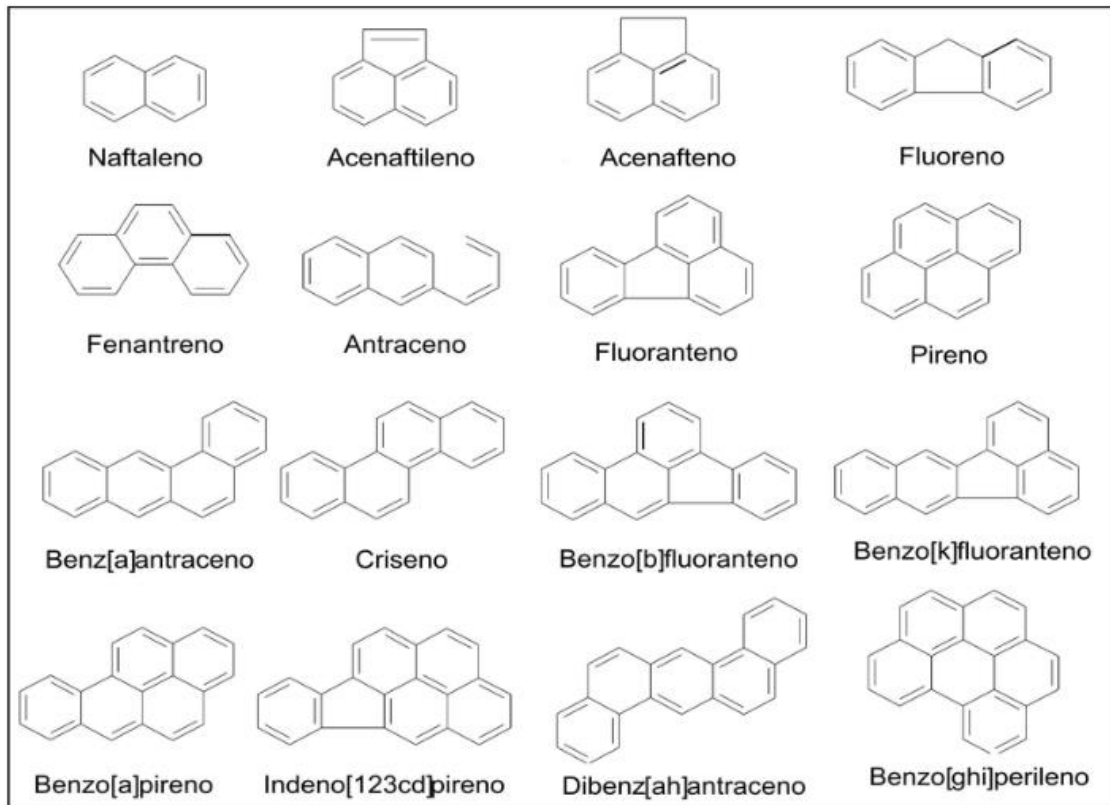
Os coeficientes de partição são definidos como a razão de concentração de um produto químico entre dois meios em equilíbrio. O coeficiente de partição octanol-ar (KOA) é um descritor de particionamento químico entre a atmosfera e outras fases orgânicas ambientais, como solo e vegetação, além de ser um descritor de partição dos HPAs entre a fase gasosa e particulada (SHOEIB E HARNER, 2002). Odabasi, Cetin e Sofuoglu, (2006) calcularam os valores do KOA de 14 HPAs. Quanto maior o valor do KOA mais associado à fração particulada ele será.

Os HPAs ligados ao material particulado são associados, preferencialmente, as partículas com diâmetros menores, principalmente na fração MP_{2,5}, o que implica em um maior tempo de permanência desses poluentes na atmosfera, alcançando uma maior distância das fontes de emissão (LOPES E ANDRADE, 1996).

Os HPAs são considerados poluentes orgânicos prioritários por exercerem ações mutagênicas e tumorais em sistemas biológicos. Há diversos HPAs no meio ambiente, no entanto a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA classificou 16 desses compostos, que são prováveis carcinogênicos humano, como prioritários (Figura 2) (PEREIRA NETTO *et al.*, 2002; ODABASI, CETIN E SOFUOGLU, 2006; IARC, 2009). Esses 16 compostos foram escolhidos para essa lista de prioridade porque: eles reúnem o maior número de informações sobre sua estrutura, efeitos toxicológicos e fontes emissoras; eles são suspeitos de causar maiores danos do que outros e exibem efeitos que são representativos da classe de HPAs como um todo; existe uma maior chance de exposição a esses HPAs do que aos demais;

e porque dentre todos os HPAs analisados, estes exibem as maiores concentrações (RAVINDRA *et al.*, 2008).

Figura 2 - HPAs classificados pela USEPA como prováveis carcinogênicos humano



Fonte: MEIRE *et al.*, 2007.

2.3 Razões de Diagnóstico/Identificação de Fontes

A identificação das fontes de HPAs é importante para ajudar a subsidiar políticas e ações que controlem as emissões desses poluentes atmosféricos. No entanto, a identificação dessas fontes pode ser dificultada devido a coexistência de várias fontes de contaminação e as transformações que esses compostos sofrem, reagindo com a mistura complexa de poluentes do ambiente, antes de serem removidos da atmosfera (BUTLER e CROSSLEY, 1981; SILVA, 2009).

Um método bastante utilizado na identificação das fontes de HPAs na atmosfera é o método baseado nos índices moleculares por meio da razão das concentrações individuais de cada composto, sendo comumente denominado de razão de diagnóstico (SILVA, 2009). De acordo com Tobiszewski e Namieśnik (2012), nas razões de diagnóstico, normalmente, são

utilizados HPAs com características físico-químicas semelhantes, tais como a mesma massa molecular.

O perfil dos HPAs emitidos para a atmosfera depende do processo de formação desses compostos. Processos de formação com baixa temperatura, como a queima de madeira, emitem HPAs de baixo peso molecular. Já os processos com alta temperatura, como a combustão de combustíveis em motores, emitem HPAs com elevado peso molecular (MOSTERT *et al.*, 2010). Em altas temperaturas, compostos orgânicos são convertidos em moléculas pequenas não estáveis. No entanto, os compostos orgânicos são transformados em radicais reativos, formando moléculas maiores e mais estáveis durante a pirossíntese. Esses HPAs são menos alquilados e suas moléculas contêm mais anéis aromáticos do que os de origem petrogênica (HWANG *et al.*, 2003). Os HPAs de origem petrogênica não estão sujeitos às condições energéticas dos processos de combustão, tendo como resultado baixos valores relativos nesta proporção (YUNKER *et al.*, 2002).

Razões entre HPAs de baixa e de elevada massa molecular, bem como as de seus isômeros específicos tem sido frequentemente utilizado para identificar as fontes, como petrogênica – contaminantes ambientais resultantes de processos de combustão incompleta, tanto da biomassa quanto de combustíveis fósseis, e são formados através da maturação lenta da matéria orgânica, com predominância de compostos com 2-3 anéis e de homólogos alquilados (Burgess *et al.* 2003); - ou pirolítica – contaminantes resultantes da combustão incompleta da matéria orgânica em altas temperaturas e em curto tempo de duração. São facilmente encontrados associados à fuligem formada durante o processo de combustão e são caracterizados pela predominância de compostos de maior peso molecular (entre 4-6 anéis) (Burgess *et al.* 2003). Este método utiliza critérios de natureza cinética ou termodinâmicas da matéria orgânica para regular a distribuição dos HPAs no meio ambiente (SOUSA,2016).

HPAs de massa molecular 178 e 202 são comumente usados para a identificação de fontes de combustão e de petróleo. Já HPAs de massas moleculares 228 e 276 são usados com menor frequência como indicadores de fontes, desta forma poucas diretrizes foram estabelecidas para sua interpretação (SOCLO *et al.*, 2000).

Dentre as diversas razões de HPAs parentais, as mais utilizadas são: Fenantreno/Antraceno; Fluoranteno/Pireno; Antraceno/ (Antraceno+Fenantreno); Fluoranteno/ (Fluoranteno+Pireno) e Indeno1,2,3(c,d)pireno / (Indeno1,2,3(c,d)pireno + Benzo(g,h,i)perileno).

O fenantreno é termodinamicamente mais estável do que o antraceno e a sua prevalência caracteriza a origem petrogênica (BUDZINSKY *et al.*, 1997). Os processos que

ocorrem em altas temperaturas (800-1000K) produzem valores baixos para a razão Fen/Ant (NEFF *et al.*, 2005). A utilização destas razões para a identificação da origem de HPAs está fundamentada no fato que o petróleo, normalmente, contém mais Fenantreno do que Antraceno já que o Fenantreno é mais estável termodinamicamente. Em consequência disto, quando ocorrem valores > 10 da razão Fen/Ant isto indica poluição de origem petrogênica, e quando ocorrem valores < 10 isto indica poluição de origem pirolítica. Quanto à razão Flu/Pir, como o Fluoranteno é termodinamicamente menos estável do que o Pireno, este composto vai predominar nas amostras de origem pirolítica, quando ocorrer o inverso a origem dos HPAs é petrogênica (SANT'ANNA Jr *et al.*, 2010).

A razão Indeno1,2,3(c,d)pireno/(Indeno1,2,3(c,d)pireno + Benzo(g,h,i)perileno) com valores entre 0,18 a 0,40 são previamente associados pela literatura às emissões veiculares, valores próximos à 0,56 são relacionados à combustão do carvão e próximo a 0,62 à emissões da combustão de madeira (PIO *et al.*, 2001). A razão Fluoranteno/(Fluoranteno+Pireno) com valores abaixo de 0,40 sugerem fontes petrogênicas, valores entre 0,40 a 0,50 sugerem uma fonte da combustão de combustíveis fósseis líquidos, tais como o óleo cru e combustíveis veiculares. Já razões com valores acima de 0,50 são associados a combustão de madeira, carvão e grama (YUNKER *et al.*, 2002). Na razão Antraceno/(Antraceno+Fenantreno) valores entre 0,12 a 0,25, aproximadamente, são associados a processo de combustão (VASILAKOS *et al.*, 2007). YUNKER *et al.*, (2002) e Chen *et al.* (2007) relacionam valores dessa razão menores que 0,1 a fontes petrogênicas e maiores que 0,1 à combustão. Razões dos compostos Benzo(a)pireno/Benzo(g,h,i)perileno com valores maiores que 0,6 são associados a emissões veiculares e valores menores que 0,6 são associados à emissões não comerciais (KATSOYIANNIS *et al.*, 2007). Valores da razão Fluoranteno/Pireno maiores ou iguais a 1 indicam possível origem pirolítica e menores que 1 indicam origem petrogênica.

Há também a razão Benzo(a)antraceno/(Benzo(a)antraceno + Criseno), nas emissões industriais o valor dessa razão excede 0,5 e fica abaixo de 0,5 nas emissões veiculares. Assim como quando os valores da razão Pireno/(Pireno + benzo [ghi] perileno) dão aproximadamente 0,25, indicam descargas de veículos movidos à gasolina e aproximadamente 0,8 e 0,4 sugerem emissões de fábricas de cimento e de aço, respectivamente (CECINATO *et al.*, 2014).

Como já foi relatado, os HPAs podem sofrer fotólise e/ou oxidação por reação com radicais $^{\circ}\text{OH}$, ozônio, óxidos de nitrogênio ou outros agentes oxidantes fortes (MARR *et al.*, 2006), desta forma é importante relatar que os diversos HPAs estudados apresentam semi-vidas diferentes, afetando nos valores das razões de diagnóstico. Assim, se as constantes da taxa de

decaimento total de dois compostos de HPA utilizados em uma razão de diagnóstico forem significativamente diferentes, as razões de diagnóstico mudam de valor para HPAs em fase gasosa e em partículas, já que as semi-vidas das reações de fotólise são muito menores para os HPAs presentes no material particulado atmosférico do que na água ou nos solventes orgânicos (NIU *et al.*, 2007).

Os valores das razões também podem mudar de acordo com a sazonalidade, devido as mudanças, principalmente, na insolação e na temperatura, e alterações em algumas atividades antrópicas. Assim, compostos mais fotosensíveis que outros diminuem sua concentração no verão, como o benzo(a)pireno que sofre uma maior fotodegradação e os compostos antraceno, benzo(a)antraceno e pireno que também se fotodegradam mais rápido que seus isômeros. Desta forma, os valores das razões Antraceno/(Antraceno + Fenantreno) e Benzo(a)Antraceno/(Benzo(a)Antraceno + Criseno), por exemplo, tornam-se mais baixos no verão e da razão Fluoranteno/(Fluoranteno + Pireno) são mais altos nesse período (TOBISZEWSKI E NAMIEŚNIK, 2012).

2.4 Influência dos Fatores Meteorológicos e da Morfologia Urbana

A concentração dos poluentes atmosféricos depende das suas fontes emissoras, no entanto, outros fatores contribuem para a concentração dos poluentes na atmosfera. Dentre esses fatores estão as condições meteorológicas, onde os ventos, as chuvas, a temperatura, a radiação solar e a instabilidade do ar, por exemplo, podem determinar uma maior ou menor diluição e dispersão das partículas e dos COVs na atmosfera (TORRES E MARTINS, 2005; BARBOSA, 2007). Outro fator que interfere na dispersão e conseqüentemente na concentração de poluentes atmosféricos são os chamados cânions urbanos, ou seja, a estrutura morfológica da cidade (BENDER e DZIEDZIC, 2014).

Dentre os fatores meteorológicos que mais influenciam na concentração do MP são a precipitação e a velocidade do vento (ROCHA, 2017). A chuva, ao lavar a atmosfera, sedimenta o MP, principalmente as partículas maiores ($\geq 10\mu$) (GUO *et al.*, 2014). Já o vento atua dispersando os poluentes, ou seja, quanto maior a velocidade do vento, menor será a concentração de MP na atmosfera (TIWARI *et al.*, 2013). No entanto, essa é uma característica de ventos no sentido horizontal. Os ventos de sentido vertical atuam ressuspensando as partículas já sedimentadas no solo (ROCHA, 2017). Além disso, a Camada Limite Planetária (CLP), parte mais baixa da troposfera e que recebe influência direta da superfície/do solo, também tem influência na dispersão desse poluente. A CLP depende dos processos

atmosféricos atuantes e de alguns fatores meteorológicos, como a radiação solar: quanto maior a radiação que chega à superfície, maior será a irradiação desta, aumentando a turbulência e a troca de energia, contribuindo para uma maior altura da CLP. Assim, quanto maior a altura da CLP, mais eficiente será a mistura das partículas no ar, aumentando sua dispersão (GASPARETTO, 2011; ROCHA, 2017).

Os mecanismos mencionados acima, vento horizontal, precipitação e altura da CLP, atuam da mesma forma na concentração dos HPAs. Além desses fatores, a radiação solar tem papel importante na concentração desses compostos, pois ela favorece a oxidação fotoquímica de HPAs, reduzindo a presença desses poluentes no ar (LIU *et al.*, 2007; AMODIO *et al.*, 2009). Por outro lado, baixas temperaturas favorecem a adsorção dos HPAs em partículas e temperaturas elevadas favorecem a volatilização desses compostos, aumentando a concentração de HPAs na fase gasosa na atmosfera (AMODIO *et al.*, 2009).

A radiação solar e a temperatura também influenciam na estrutura das camadas físicas da atmosfera. A temperatura é o principal agente condicionante do movimento das massas de ar na vertical, sendo o principal mecanismo responsável pela inversão térmica, fenômeno natural que pode ocorrer durante todo o ano, mas que ocorre com maior frequência no inverno. A inversão termina também tem contribuição para uma maior ou menor concentração de poluentes atmosféricos na troposfera. No verão, o ar quente, que é menos denso, fica próximo à superfície devido a maior radiação solar que chega na superfície, já o ar frio fica acima dele, facilitando a dispersão dos poluentes, já que o ar quente tende a subir, por ser menos denso que o ar frio. No inverno, o ar frio fica próximo à superfície e o ar quente acima dele, dificultando a dispersão dos poluentes, já que o ar frio não consegue subir devido a sua alta densidade, concentrando os poluentes na baixa atmosfera (REHWAGEN *et al.*, 2005; ROCHA, 2017).

Quanto à morfologia urbana, esta tem interferência em diversos fatores, como na concentração dos poluentes e na ação de alguns fatores meteorológicos dentro da cidade.

As ações antrópicas, tais como mudanças no uso e nas formas de ocupação do solo, verticalização da cidade (aumento da construção de prédios elevados), impermeabilização do solo, aumento da circulação de automóveis e aumento da poluição atmosférica, modificam o meio, alterando o balanço energético e hídrico da cidade, e formam climas urbanos próprios, que é um sistema que abrange o clima de um dado espaço terrestre e sua urbanização, resultantes das interações das atividades antrópicas e da atmosfera próxima à superfície, em um contexto regional (MONTEIRO e MENDONÇA, 2003; SANTOS, 2012; CAVALCANTE *et al.* 2017).

Essa mudança no clima, dentro das cidades, ocorre porque a cidade (edificações) funcionam como barreiras para o vento, a cidade cria, em relação às áreas circundantes, uma ilha de calor, que depende das superfícies de revestimento e da quantidade de edifícios. As cidades modificam o balanço de radiação, causando desconforto térmico, além de serem consideradas sistemas de poluição atmosférica, geradas, principalmente, pelo aumento do fluxo veicular (CAVALCANTE *et al.* 2017).

Para Landsberg (1981), as características das superfícies urbanas que interferem nas condições climáticas locais são: 1 - rugosidade: influencia a direção e velocidade dos ventos e a distribuição vertical da temperatura do ar; 2 - albedo: interfere na distribuição vertical da temperatura do ar; 3- capacidade calorífica e a condutividade dos materiais: influência nas distribuições horizontal e vertical da temperatura do ar; 4 - permeabilidade: está relacionada com o escoamento das águas pluviais.

Os cânions urbanos são caracterizados pela superfície vertical de altura (H), que são as fachadas dos prédios, e por uma superfície horizontal (W), que é a via de circulação urbana entre a fachada dos prédios. A relação H/W, geralmente, é utilizada para calcular os fluxos de ar, os efeitos térmicos e o acesso solar dentro da cidade (NUNEZ e OKE, 1977; PANÃO, GONÇALVES E FERRÃO, 2009).

Segundo Oke (2006), quando a razão H/W for maior que 2, caracteriza-se como uma área intensamente urbanizada, com edificações altas e próximas, razão entre 1 e 2.5, designa-se uma área de intenso desenvolvimento, com prédios próximos uns dos outros, razão entre 0.5 e 1.5, indica uma área muito urbanizada, com densidade média, edifícios mais separados e entre 0.05 e 0.2, identifica-se uma área altamente desenvolvida, com prédios baixos e largos.

Em resumo, quanto maior o valor da razão H/W, maior será a interferência desses cânions na direção e velocidade dos ventos, dificultando a dispersão de poluentes atmosféricos, e na radiação solar que chega a superfície (os edifícios atuam como barreira, formando áreas de sombra), podendo causar o fenômeno da inversão térmica, aumentando a concentração de poluentes nesses locais. Juntamente com os poluentes liberados constantemente dentro desses espaços, principalmente por veículos automotores, são criadas áreas altamente poluídas. As edificações, podem ainda, alterar o sentido/a direção dos ventos.

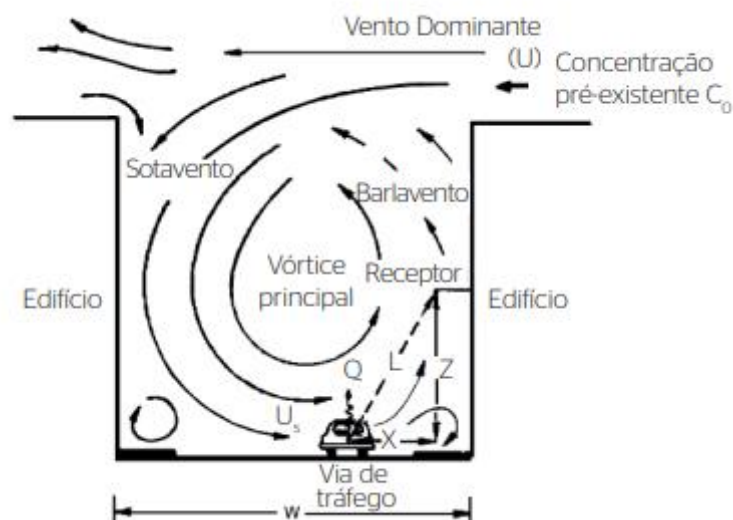
Battista *et al.* (2015) e HUANG *et al.* (2003,) classificam os cânions com razão < 0,5 como avenidas de cânions, razão com valores próximos a 1 são cânions regulares e razão com valor maior que 2 são classificados como cânions profundos.

Os cânions são um importante mecanismo de estudo da qualidade do ar, pois são áreas onde há diversas fontes emitindo poluentes à nível do solo constantemente, tais como os veículos, e que apresentam condições limitadas de dispersão local (KRECL *et al.*, 2015).

O cálculo dos cânions urbanos é obtido pela razão da altura das edificações (H) pela largura da rua (W) – H/W. Quanto maior o valor da razão H/W, maior a dificuldade em dispersar os poluentes.

Quando o vento sopra perpendicular ao eixo da rua, um vórtice central é criado, fazendo com que as concentrações do lado oposto à direção do vento sejam mais elevadas do que as do mesmo lado que corre o vento (sotavento), pois o vórtice criado ressuspende o MP já sedimentado, concentrando-o a barlavento (figura 3). Estes vórtices, que dependem da estabilidade atmosférica e da velocidade do vento para se formarem (é necessária uma velocidade do vento acima de 2 m/s), dificultam ou impedem a dispersão dos poluentes emitidos dentro do cânion (KARRA; MALKI-EPSHTEIN; NEOPHYTOU, 2017). Esse evento ocorre, em especial, em locais que apresentam cânions profundos. Quando o vento é paralelo ao eixo, na direção do tráfego, as concentrações nos dois lados da rua tornam-se parecidas, já que o vento consegue atuar igualmente em toda a extensão da rua. Este efeito também pode ser observado quando a velocidade do vento é baixa ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$) (VARDOULAKIS *et al.*, 2003).

Figura 3 - Esquema da formação do vórtice central no interior do cânion.



Fonte: Bender e Dziedzic, 2014

Nos cânions urbanos a dispersão horizontal é prejudicada devido ao barramento e a diminuição da velocidade do ar pelos edifícios, que atuam como barreiras. A dispersão vertical

também é afetada, tanto pela formação dos vórtices quanto pela diminuição da temperatura do ar dentro dos cânions, pois os prédios altos impedem que a radiação solar entre no cânion, fazendo com que o ar na base do cânion permaneça mais frio que o ar acima dele, gerando uma inversão térmica (MIT, 2009).

2.5 Risco à Saúde

A poluição do ar é globalmente uma das principais causas de morte e doenças (BRUCE *et al.*, 2000). Entre os principais poluentes atmosféricos destacam-se o material particulado e suas frações e os HPAs.

Dentre o conjunto de poluentes atmosféricos, o material particulado presente na atmosfera de centros urbanos é considerado o poluente com maior efeito nocivo à saúde humana (BEGUM, BISWAS E HOPKE, 2008). Eles afetam principalmente o sistema respiratório, e foi classificado recentemente como carcinogênico (Grupo 1) em humanos pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer – IARC, (IARC, 2003). O MP também tem sido associado ao aumento da morbidade por doenças cardiovasculares, sendo considerado o quarto fator de risco de morbidade global (POPE *et al.*, 2015; CHEN *et al.*, 2017).

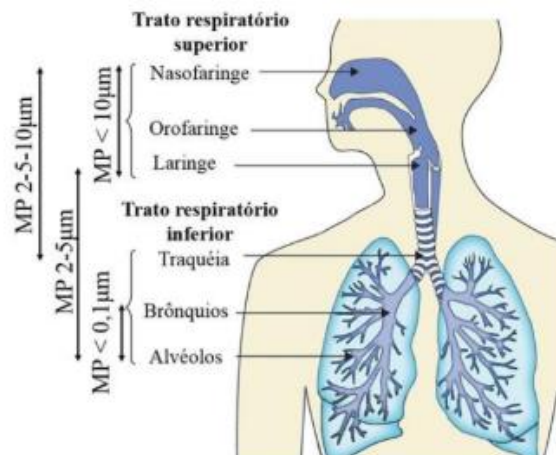
O material particulado inalável (MP₁₀), por ser depositado mais rapidamente (pelos processos de deposição seca e úmida), são menos nocivas a saúde humana, além disso, quando inspiradas são retidas na parte superior do sistema respiratório, acima da laringe. Já as partículas finas e ultrafinas (MP_{2,5} e MP₁), apresentam um risco maior para a saúde humana, tanto por permanecerem mais tempo na atmosfera quanto por atingirem as porções mais inferiores do sistema respiratório, chegando até os alvéolos pulmonares, quando são inspiradas (Figura 4) (US-EPA, 2016; ROCHA, 2017). Esses compostos, ao atingirem a corrente sanguínea e os alvéolos pulmonares, causam doenças respiratórias, mutagênese, ataques cardíacos, doenças relacionadas a alteração na pressão arterial e até a morte prematura (HAMRA *et al.*, 2014). Além disso, alguns autores sugerem que a origem, composição e misturas do MP, tais como a presença de metais, compostos orgânicos semivoláteis e não-voláteis e microrganismo, poderiam influenciar os efeitos nocivos à saúde humana. Baeza-Squiban *et al.* (1999) relataram que metais como Fe, V, Ni e Cu tem propriedades citotóxicas e inflamatórias. Ni e Cd podem causar dermatite, alergia e osteoporose, e o chumbo pode afetar os sistemas nervoso central, cardiovascular, reprodutivo e hematológico (VAHTER *et al.* 2007). Os HPAs apresentam natureza mutagênica e carcinogênica, desta forma, a exposição a curto prazo ao MP com HPAs na sua composição, contribui para a morbidade e mortalidade cardiovascular aguda, segundo

estudos do grupo American Heart Association (AHA) (BROOK *et al.*, 2004; GARRIDO *et al.*, 2014).

Os riscos à saúde humana para pessoas fumantes também são maiores. O tabaco fumado em qualquer uma de suas formas causa a maior parte de todos os cânceres de pulmão e é um fator de risco significativo para acidentes cerebrovasculares e ataques cardíacos mortais (BRASIL, 2020). Desta forma, pessoas fumantes apresentam risco de câncer cumulativo/aumentado, associados ao risco causado pela inalação do Material Particulado e ao consumo do tabaco.

Muitos estudos tentam provar que a exposição a curto e a longo prazo ao material particulado presente na atmosfera, especialmente os respiráveis, está associada com o aumento da mortalidade devido aos seus vários efeitos colaterais adversos à saúde humana (KLEPAC *et al.*, 2018; LIM *et al.*, 2018; LUYTEN *et al.*, 2018; BLOEMSMA *et al.*, 2019; HU *et al.*, 2019).

Figura 4 - Caminho do material particulado atmosférico no corpo humano



Fonte: FONTENELE *et al.* 2017

Os HPAs, como já foi citado, são mutagênicos, tóxicos e potenciais carcinógenos em humanos, sendo que alguns já estão incluídos nos Grupos I e II da IARC, por isso eles vêm recebendo bastante atenção global e são investigados em diversas matrizes, como alimentos, sedimentos, poeira, atmosfera e água. Esses elementos tóxicos são poluentes orgânicos persistentes e residem no ambiente de solo/ poeira por um longo período e podem ser ressuspensos na atmosfera, apresentando um risco potencial à saúde humana (GHANAVATI

2018). O risco associado com a exposição humana aos HPAs atmosféricos é mais alto nas cidades, considerando a densidade da população (Fang *et al.*, 2004).

Na última década, os HPAs subiram para o topo da lista de substâncias perigosas e têm sido associados a várias doenças de curto prazo, como irritação dos olhos e da pele, náuseas e vômitos, inflamação, e de longo prazo, tais como câncer, danos renais e hepáticos, mutação genética, e mortalidade cardiopulmonar, dependendo da via de exposição (KIM *et al.*, 2013).

A avaliação do risco para a saúde humana pode ser realizada modelando o consumo de HPAs por inalação, ingestão e vias dérmicas na exposição ao poluente. O tamanho da partícula do HPA ou da estrutura onde ele está aderido determina a forma que esse entrará no sistema humano. Partículas pequenas, abaixo de 10 µm, podem entrar no sistema respiratório através da inalação, atingindo os pulmões. Já partículas maiores podem ser aderidas facilmente à pele, podendo ser ingeridas pelo movimento mão à boca (JADOON *et al.*, 2018) ou com os alimentos.

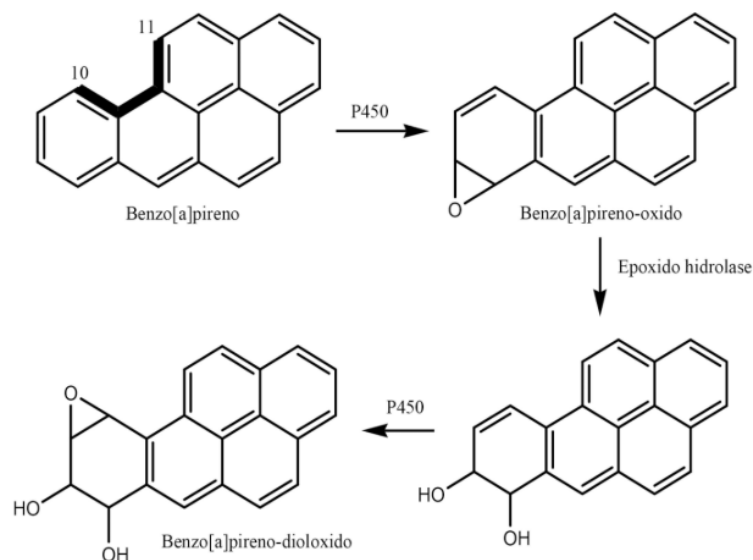
Como já foi mencionado, os HPAs mais pesados são mais carcinógenos e menos tóxicos, em relação aos mais leves, desta forma os HPAs que apresentam entre 4 e 6 anéis aromáticos são altamente mutagênicos e apresentam maior potencial carcinogênico, enquanto que os de 2 e 3 anéis aromáticos, apesar de menos mutagênico, são altamente tóxicos (PEREIRA NETTO *et al.*, 2002). Este padrão decorre do fato dos compostos com menor número de anéis aromáticos serem menos estáveis, favorecendo os processos químicos ou bioquímicos, tornando-os mais reativos e conseqüentemente mais tóxicos (BARROSO, 2010). Esses compostos mais leves apesar de apresentam menor potencial carcinogênico, são mais abundantes na atmosfera urbana e podem reagir com outros poluentes atmosféricos, como o O₃ e os NO_x, formando derivados mais tóxicos (PARK *et al.*, 2001), como o fenantreno, fluoranteno e o pireno que apesar de não serem carcinogênicos, ao contrário do benzo(a)pireno, dão origem, por ataque de radical, a alguns nitro-HPAs responsáveis por grande parte da atividade mutagênica dos extratos de particulado atmosférico. Os naftalenos e metilnaftalenos também formam derivados nitrados que são responsáveis por parte da atividade mutagênica da fase gasosa (POSSANZINI *et al.*, 2004).

Os HPAs ao entrarem no organismo humano não interagem diretamente com o material genético. Eles são ingeridos ou inalados e dentro do sistema humano sofrem ativação enzimática, por meio do citocromo P450 - superfamília ampla e diversificada de proteínas -, formando metabólitos com elevada natureza eletrofílica denominados carcinógenos efetivos. Após essa ativação enzimática, os metabólitos podem reagir com o DNA ou com o RNA, causando tumores (BERNARDO *et al.* 2016). A figura 5 ilustra a ativação enzimática do

Benzo(a)pireno, o qual irá formar o derivado B(a)P-7,8-diol-9,10- epóxido (B(a)P-diolepóxido). Esse metabólito possui maior tendência carcinógena do que os outros metabólitos do B(a)P, pois a sua interação com o DNA é favorecida devido a posição do seu anel aromático (BERNARDO *et al.*2016).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA classificou 16 desses compostos, que são prováveis carcinógenos humano, como prioritários. De acordo com a Agência Internacional para Pesquisa de Câncer, os compostos que apresentam maiores potenciais cancerígenos são: benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno e indeno(1,2,3- cd)pireno. Dentre esses 5 compostos, o benzo(a)pireno apresenta o maior potencial carcinogênico, sendo apresentado como grupo 1, carcinógeno em humano (WILD,1995; IARC, 2010). A tabela abaixo (tabela 1) mostra a classificação de alguns HPAs, segundo a IARC, de acordo com a evidência de carcinogenicidade em humanos e em animais experimentais.

Figura 5 - Ativação enzimática do Benzo(a)pireno



Fonte: Bernardo *et al.* 2016

Tabela 1 - Classificação de alguns HPAs de acordo com a evidência de carcinogenicidade em humanos e em animais experimentais

HPAs	GRUPO	CLASSIFICAÇÃO
Benzo(a)pireno	Grupo 1	O agente é carcinogênico a humanos - Quando há evidências suficientes de que o agente é carcinogênico (ou

		seja, cancerígeno) para humanos.
Dibenzo(a,h)antraceno	Grupo 2A	O agente provavelmente é carcinogênico a humanos - Quando existem evidências suficientes de que o agente é carcinogênico para animais e evidências limitadas ou insuficientes de que ele é carcinogênico para humanos.
Benzo(a)antraceno Benzo(b)fluoranteno Benzo(j)fluoranteno Benzo(k)fluoranteno Criseno Benzo(c)fenantreno Indeno 1, 2,3-cd-pireno		Grupo 2B O agente é possivelmente carcinogênico a humanos - Quando existem evidências limitadas de que o agente é carcinogênico para humanos e evidências suficientes de que ele é carcinogênico para animais ou quando não há evidências suficientes em ambos os casos, mas há dados relevantes de que ele possa ser carcinogênico.
Antraceno Benzo(g,h,i)perileno Benzo(e)pireno Coroneno Dibenzo(a,c)antraceno Dibenzo(a,j)antraceno Fluoranteno Fluoreno Naftaleno Pireno	Grupo 3	O agente não é classificado como carcinogênico a humanos - Quando as evidências não são adequadas para afirmar que aquele agente é carcinogênico a humanos e animais ou quando o agente não se encaixa em nenhum outro grupo.

Fonte: Caruso e Alaburda, 2008; adaptado pela autora.

Os compostos citados acima estão classificados até o Grupo 3, mas também há outros compostos que são classificados como Grupo 4, onde estão os agentes que provavelmente não são carcinogênicos (PORTAL DE DADOS ABERTOS SOBRE AGROTÓXICOS, 2016).

Nesta situação, busca-se a relação entre a intensidade da poluição ambiental e os potenciais riscos à saúde humana, que podem ser avaliadas pela metodologia de avaliação de risco à saúde humana, proposta pela USEPA (1989), expressando o risco à saúde humana como uma estimativa numérica, o que permite estabelecer prioridade de áreas impactadas, assim como a avaliação de técnicas de remediação.

2.6 Situação da Seca Observada na Região Nordeste do Brasil nos Últimos Anos

O clima do Nordeste é estabelecido, principalmente, pela Temperatura da Superfície do Mar (TSM) nos Oceanos Pacífico e Atlântico. Qualquer alteração nessas forçantes, alteram o ciclo de chuvas nessa região. Efeitos da interação oceano-atmosfera no Pacífico Equatorial, chamado de El Niño Oscilação Sul (Enos), é considerado a principal forçante na escala interanual em âmbito global. Desta forma, em anos de El Niño há um ramo de ar descendente da célula de Walker, o que submete a Região Nordeste a passar por períodos de baixa pluviosidade. Já em anos de La Niña, onde há águas mais quentes concentradas na região oeste do Pacífico Central, o ramo ascendente da célula de Walker fica localizado sobre o norte da América do Sul, o que proporciona maiores precipitações na região Nordeste do Brasil e no leste da Amazônia (MARTINS; JÚNIOR, 2017).

O semiárido brasileiro passou por um grande período de seca (2012 – 2017), sendo registrada pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET como a pior seca já enfrentada pelo Brasil (INMET, 2017).

Ao longo dos anos de 2009 - 2017 o Enos teve um ciclo de vida bastante intenso. O ano 2009/2010 foi marcado por fraco El Niño, já do início de 2010 até o início do ano de 2012 ocorreu uma La Niña moderada. Já durante os anos de 2012 a 2014 houve um período de tranquilidade no Pacífico, não apresentando impactos sobre o clima da região. Já do final de 2014, com término em meados de 2016, foi registrado um novo evento de El Niño, sendo o El Niño de 2015/2016 considerado forte em função da escala do CPC/NCEP/NOAA (MARTINS; JÚNIOR, 2017).

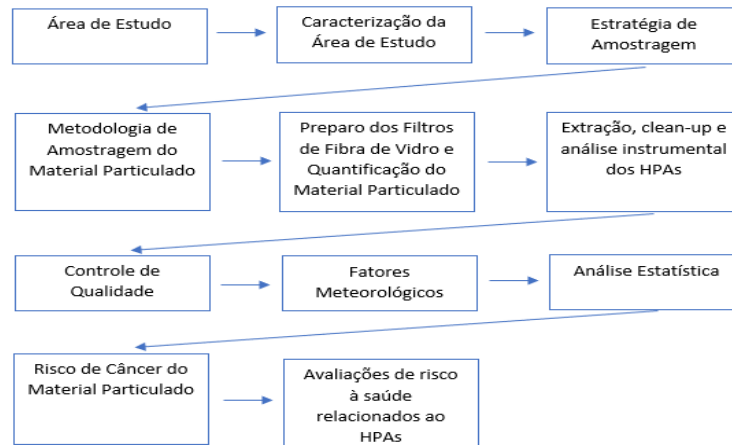
Em resumo, os anos de 2009 e 2011 apresentam períodos com precipitação anual acima da média. A partir de 2012 a região alcançou os níveis mais severos da seca, podendo ser resultado de diferentes fatores combinados, como: a própria variabilidade climática, os efeitos remotos do Enos e a neutralidade do Atlântico Tropical (MARTINS; JÚNIOR, 2017).

Assim, este o período deste estudo foi marcado pelo último ano de seca severa no semiárido brasileiro.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas das atividades realizadas para a obtenção dos dados deste estudo, estão apresentadas no fluxograma abaixo.

Figura 6 - Fluxograma das etapas realizadas no trabalho



3.1 Área de Estudo

Fortaleza é um município brasileiro pertencente ao estado do Ceará, sendo a capital do mesmo. Está situada no nordeste do país a uma altitude média de 21 metros. Possui uma área de 312.407 km² com uma população de 2.643.247 habitantes, de acordo com o censo estimado do IBGE para o ano de 2018, representando a capital de maior densidade demográfica e o 5º município mais populoso do país (IBGE, 2019).

A população de Fortaleza ocupa um quadro bastante diversificado quanto à ocupação e o uso do território (ROCHA, 2017). A cidade se expandiu sobre um sítio urbano com topografia relativamente uniforme, apresentando um território com baixa declividade, com exceção dos terrenos de origem vulcânica, presentes nos limites da cidade, e dos relevos litorâneos (MOURA, 2008).

Quanto ao clima da cidade, este é associado a dinâmica atmosférica regional que é controlada principalmente pelo Anticiclone do Atlântico Sul, que forma a Massa Equatorial Atlântica (MEA), a qual atua na maior parte do ano e confere tempo estável para a região. Esta massa de ar é formada por uma camada inferior e por uma camada superior, que é bastante seca e com características de subsidência. Esta subsidência é interrompida pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que causa instabilidade no tempo e representa o sistema mais importante no estabelecimento da quadra chuvosa. Em menor proporção atuam os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN), em especial na pré-estação chuvosa, como janeiro; e os Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOL), cujas chuvas ocorrem em junho e julho (FERREIRA e MELLO, 2005).

O clima do município é tropical, quente e úmido com temperatura anual média de 26,5 °C, sendo dezembro e janeiro os meses mais quentes, com média de 27,8°C, e julho o mais

frio, com média de 26,3°C, no entanto, como pode ser observado, não há uma variação muito expressiva na temperatura ao longo do ano e mensalmente, tendo uma amplitude mensal de 1,5°C (MOURA, 2008).

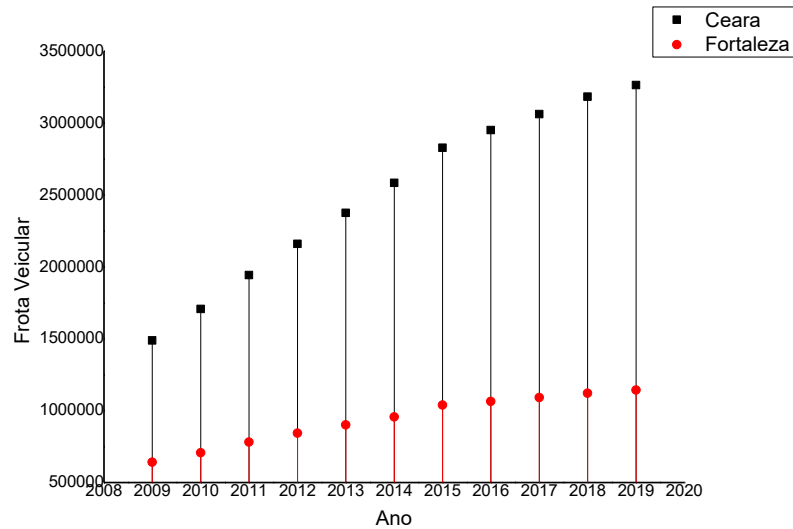
Em relação as chuvas, Fortaleza tem duas estações bem definidas: (i) a chuvosa, que ocorre entre os meses de fevereiro e maio, sendo intensas e concentradas. Durante o ano há uma pluviosidade média anual de 1.600 mm, onde 70% se concentra nos meses de fevereiro e maio, e (ii) seca, que ocorre entre os meses de agosto e dezembro (PORTAL-FORTALEZA, 2013).

A velocidade dos ventos é inversamente proporcional às precipitações e umidades, devido a dinâmica atmosférica do local. No período chuvoso, que ocorre no verão, as velocidades são menores. No segundo semestre, no inverno, tem-se uma intensificação bem visível, apresentando uma velocidade quase 2 vezes maior que a do primeiro semestre. Esse padrão na velocidade dos ventos interfere na nebulosidade da cidade, sendo esta intensificada durante o período das chuvas e caindo drasticamente no período mais seco, já que se tem maiores velocidade dos ventos nesse período (ROCHA, 2017).

Segundo Maia (2007) devemos considerar dois critérios para a seleção dos pontos de estudo: (i) levar em consideração o material que você quer abordar, no caso deste estudo a influência do volume médio/diário de veículos na concentração de poluentes atmosféricos; (ii) considerar a quantidade populacional, alta densidade, para verificar os impactos diretos na utilização da área de infraestrutura por seus habitantes e na saúde humana, já que os poluentes atmosféricos causam diversos danos ao ambiente e aos seres humanos. Além desses critérios, também foi levado em consideração para a seleção dos pontos de estudo a acessibilidade e a segurança tanto dos equipamentos quanto dos pesquisadores.

Nos últimos 10 anos, o Estado do Ceará aumentou quase 2,5 vezes o número de veículos e a cidade de Fortaleza teve um acréscimo de quase 2 vezes, já que no ano de 2008 a frota veicular era de 586.411 e em 2018 aumentou para 1.121.144. O gráfico 1 mostra a evolução da frota veicular do Ceará e de Fortaleza nos últimos 10 anos. De acordo com dados do Detran-Ce, o Estado do Ceará apresentou até maio de 2019 um total de 3.231.177 veículos, e o Município de Fortaleza apresentou um total de 1.133.901 veículos. Dentre esses veículos, 92.942 são movidos a diesel, 424.185 a gasolina, 33.137 a álcool e 519.591 utilizam a gasolina/álcool como combustível. Há também 2.048 veículos que utilizam o álcool com o gás natural veicular (GNV) como combustível, 17.341 veículos são movidos a gasolina com o GNV e 184 são movidos a gasolina e à eletricidade (carros elétricos).

Gráfico 1 - Evolução da frota veicular de 2009 a 2019



Fonte: O autor, 2020

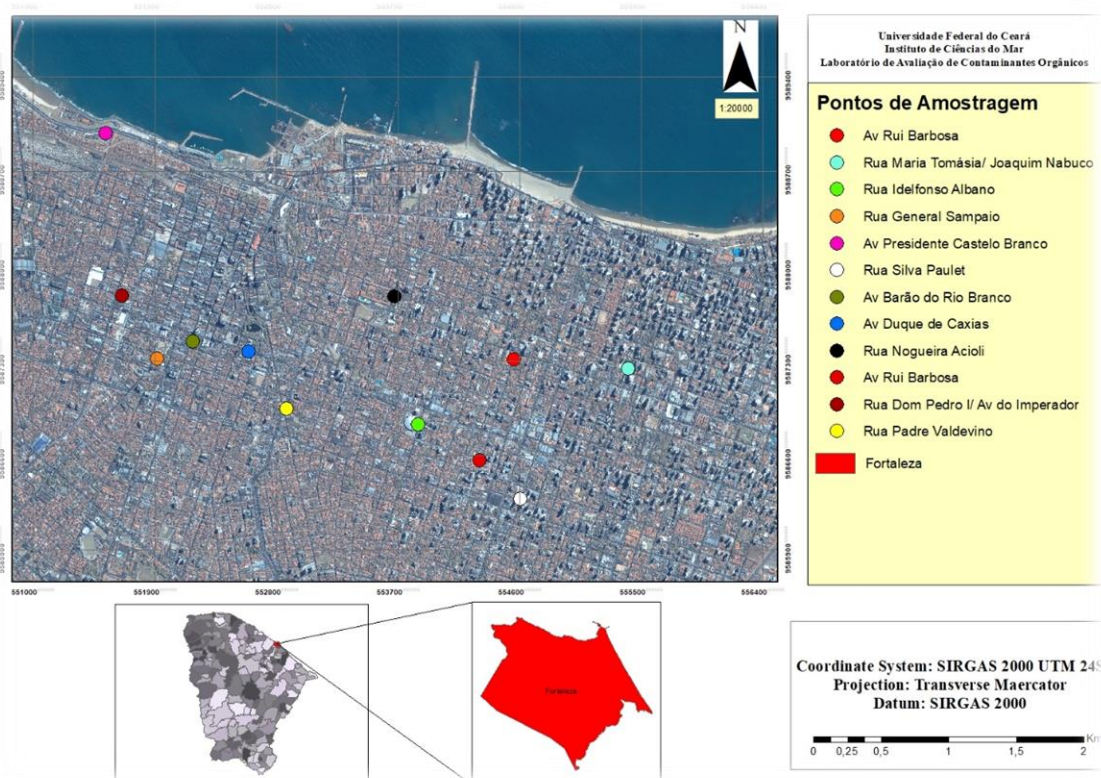
Considerando os critérios mencionados acima, foram selecionados 12 pontos na Cidade de Fortaleza dentre as áreas do Meireles, da Aldeota e do Centro, identificados na tabela 2 e no mapa abaixo (figura 7), elaborado pelo programa ARCGIS:

Tabela 2 – Pontos de Coleta e suas Coordenadas

Pontos de Coleta	Coordenadas
1. Rua Padre Valdevino	Latitude – 3°44'12.68"S Longitude – 38°31'25.70"O
2. Av. Imperador x Rua Dom P. Primeiro	Latitude – 3°43'44.86"S Longitude – 38°32'5.74"O
3. Av. Rui Barbosa	Latitude – 3°44'25.21"S Longitude – 38°30'39.08"O
4. Rua Nogueira Acioli	Latitude – 3°43'46.13"S Longitude – 38°31'0.26"O
5. Av. Rui Barbosa	Latitude – 3°44'1.33"S Longitude – 38°30'31.30"O
6. Rua Maria Tomasia x Joaquim Nabuco	Latitude – 3°44'3.73"S Longitude – 38°30'3.59"O
7. Av. Duque de Caxias	Latitude – 3°43'58.08"S Longitude – 38°31'34.90"O
8. Rua Barão do Rio Branco	Latitude – 3°43'55.97"S Longitude – 38°31'48.61"O
9. Rua Silva Paulet	Latitude – 3°44'34.69"S

	Longitude – 38°30'29.28"O
10. Av. Presidente Castelo Branco	Latitude – 3°43'5.71"S Longitude – 38°32'10.17"O
11. Rua General Sampaio	Latitude – 3°44'0.02"S Longitude – 38°31'57.16"O
12. Rua Idelfonso Albano	Latitude – 3°44'16.17"S Longitude – 38°30'54.02"O

Figura 7 - Localização das áreas de estudo



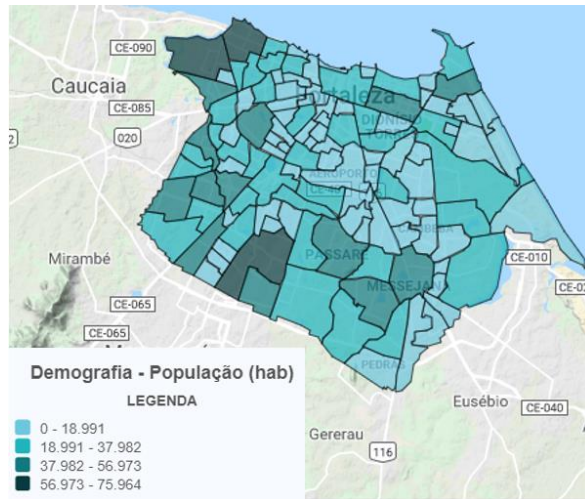
Fonte: o autor, 2019

A região onde fica o Centro e o Meireles apresenta uma população de 18.991-37.982 habitantes e a região onde está a Aldeota tem 37.982 – 56.973 habitantes (figura 8), segundo dados de 2015 disponibilizados pela SEFIN/PMF.

As regiões selecionadas para os pontos de coleta, apresentam elevado número de habitantes, no entanto há bairros na região Oeste, tais como Barra do Ceará e Vila Velha, e na Zona Sul, como Modumbim, que apresentam uma quantidade populacional maior (56.973 – 75.964 hab). Além do Município apresentar diversos outros bairros com elevado número populacional, tal qual os selecionados para a pesquisa. No entanto, as regiões do Centro, do

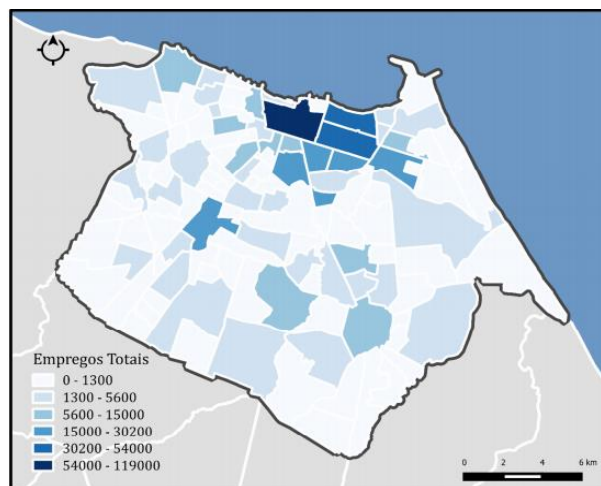
Meireles e da Aldeota são as que apresentam uma maior distribuição espacial dos empregos formais em Fortaleza, como mostra a figura 9.

Figura 8 - Demografia, por bairro, da cidade de Fortaleza



Fonte: SEFIN/PMF, 2015

Figura 9 - Empregos totais, por bairro, na cidade de Fortaleza



Fonte: INPLANFOR, 2015

Sabendo-se que a forma urbana da cidade, composta pelo sistema viário, pelo desenho urbano, pelo uso do solo e pela distribuição geográfica do sistema de atividades associada à economia local, determina os padrões de deslocamento de uma cidade, tem-se que há diariamente uma geração de viagens para as regiões selecionadas para o estudo, principalmente nos horários de pico. As viagens motivadas pelo trabalho e pela educação são as principais responsáveis pela sobrecarga do sistema viário e do sistema de transporte público,

e conseqüentemente, dos maiores danos ao ambiente (emissão de poluentes atmosféricos) e à saúde humana (INPLANFOR, 2015; SEFIN/PMF, 2019).

3.1.1 Caracterização da Área de Estudo

Ponto 1 – O primeiro ponto de coleta estava localizado na rua Padre Valdevino. É uma rua de sentido único com aproximadamente 2,68 Km de comprimento e conta com um volume diário anual médio de 12.646 veículos (DIAS, 2018). Ela tem início e fim nas Avenidas Desembargador Moreira e Aguanambi, respectivamente. A Avenida Aguanambi é a sexta Avenida mais movimentada de Fortaleza, segundo dados de 2017 da Autarquia Municipal de Trânsito e Cidadania - AMC. Em 2017, esta Avenida apresentava um volume diário anual médio, ou seja, a média anual da quantidade de veículos que passam por dia, de 52.122 mil veículos, afetando, desta forma, a concentração de poluentes medidos na rua Padre Valdevino. O ponto de coleta estava localizado na Escola de Ensino Fundamental e Médio Visconde do Rio Branco.

Ponto 2 – O segundo ponto de coleta ficou localizado na Igreja Adventista do Sétimo Dia, entre a Avenida Imperador e a rua Dom Pedro Primeiro. Este ponto fica no Centro da cidade de Fortaleza, em uma área onde há bastante comércios e colégios ao redor. Este ponto apresenta um volume diário anual médio de 10.394 veículos (DIAS, 2018).

Ponto 3 e 5 – Os pontos de coleta 3 e 5, no período chuvoso, estavam localizados na Avenida Rui Barbosa. Esta é uma Avenida de mão dupla, que tem aproximadamente 3,47 Km de comprimento, vai da Avenida Beira Mar até a rua Frei Bernardino, e tem um volume diário anual médio de 23.673 veículos (DIAS, 2018). Os pontos de coleta, nessa Avenida, ficaram localizados no: (i) Instituto Cearense de Educação de Surdos; (ii) Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME.

Ponto 4 – O quarto ponto de coleta ficou na rua Nogueira Acioli. Esta rua, que é de mão única, inicia na Rua Beviláqua e termina na Avenida Mosenhor Tabosa, tendo, aproximadamente, 2,25 km de extensão. Esta rua tem um volume diário anual médio de 11.942 veículos (DIAS, 2018). O ponto de coleta ficou localizado no Polo de Inovação do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE.

Ponto 6 – O sexto ponto de coleta ficou localizado em uma casa entre as ruas Maria Tomásia e Joaquim Nabuco. Este ponto fica paralelo a Av. Santos Dumont, uma Avenida importante de Fortaleza, apresentando mais de 8 km de comprimento, ligando o Centro à Zona Leste de Fortaleza, com volume médio de 35.126 veículos em 2017. Assim, este ponto de coleta pode apresentar elevadas concentrações de poluentes atmosféricos tanto por conta do seu

volume diário anual médio, que é de 12.576 veículos (DIAS, 2018), como pela influência da Av. Santos Dumont.

Ponto 7 – O sétimo ponto de coleta está localizado na Av. Duque de Caxias, uma via de mão dupla, histórica da cidade de Fortaleza. Esta Avenida tem 2.5 km de extensão, tem início na Avenida Heráclito Graça e termina na Avenida José Jatahy. As coletas aconteceram no Santuário Sagrado Coração de Jesus, que fica ao lado de um terminal de ônibus, o qual recebe o mesmo nome do Santuário, e está rodeado de pontos comerciais e colégios. O volume diário anual médio deste ponto de coleta é de 53.517 veículos (DIAS, 2018).

Ponto 8 – a oitava amostra foi coletada no Instituto do Ceará (Histórico, Geográfico e Antropológico) localizado na rua Barão do Rio Branco. Esta rua é de mão única e tem, aproximadamente, 2,72 km de extensão, começando na Avenida 13 de Maio, Avenida bastante movimentada de Fortaleza, apresentando em 2017 um volume de 43.650 veículos por dia, indo até uma rua interna que dar acesso a Avenida Presidente Castelo Branco. Esta rua fica ao lado da Igreja do Carmo e apresenta um volume diário anual médio considerável, 24.541 veículos (DIAS, 2018), por ser um ponto com bastante pontos comerciais próximos, por está quase ao lado do Colégio Ari de Sá Cavalcante e da Igreja do Carmo.

Ponto 9 - o nono ponto de coleta foi em um condomínio localizado na Rua Silva Paulet. Esta rua tem aproximadamente 2,77 km de extensão e fica paralela a Avenida Barão de Sturdat, que apresentou em 2017 um volume diário médio de 26.750 veículos, segundo a AMC. Ela tem um volume diário anual médio de 7.461 (DIAS, 2018) e se inicia na Rua Júlio Ventura e termina na Av. Abolição, que em 2017 apresentou um volume diário médio de 31.769 veículos, segundo dados da AMC. Desta forma, esse ponto recebe influência de contaminantes atmosféricos de Avenidas bastante importantes de Fortaleza.

Ponto 10 – o décimo ponto de coleta foi na Perícia Forense – PEFOCE localizada na Av. Presidente Castelo Branco. Esta Avenida tem aproximadamente 8,10 km de extensão e liga a região oeste à região central de Fortaleza, tendo início na Barra do Ceará, na Av. José Lima Verde, terminando na Av. Dom Manuel. Essa Avenida tem um volume diário anual médio de 46.736 veículos (DIAS, 2018).

Ponto 11 – o penúltimo ponto de coleta foi na Faculdade de Direito da Universidade Federal do Ceará, localizada na Rua General Sampaio. Esta rua é continuação da Av. da Universidade. Ela tem aproximadamente 1,47 km de comprimento, iniciando na rua Antônio Pompeu e terminando na Rua Senador Jaguaribe, próximo ao Marina Park Hotel. Esta Rua apresenta um volume diário anual médio de 32.190 veículos (DIAS, 2018).

Ponto 12 – o ultimo ponto de coleta foi no Ginásio Paulo Sarasate, localizado na Rua Idelfonso Albano. Esta rua, via de mão única, tem início na Rua Padre Valdevino e termina na Av. Beira Mar, tendo aproximadamente 3,15 km de extensão. O seu volume diário anual médio é de 13.139 veículos (DIAS, 2018).

No apêndice B estão as imagens dos 12 pontos de coleta.

3.2 Estratégia de Amostragem

As coletas nos 12 pontos foram realizadas no período chuvoso e seco de 2017 (tabela 3). Durante o período chuvoso todas as coletas ocorreram, praticamente, no mês de maio, com apenas uma coleta no primeiro dia do mês de junho. No período seco as coletas aconteceram no mês de novembro. Após as coletas nos dois períodos foram totalizadas 24 amostras de Material Particulado e HPAs.

Tabela 3 - Pontos de coleta e suas respectivas datas

Pontos de Coleta	Nome do Ponto de Coleta	Data Período Chuvoso	Data Período Seco
Ponto 1	Rua Padre Valdevino	08/05	20/11
Ponto 2	Rua Dom Pedro I com Av.Imperador	10/05	29/11
Ponto 3	Av. Rui Barbosa	11/05	21/11
Ponto 4	Rua Nogueira Acioli	15/05	27/11
Ponto 5	Av. Rui Barbosa	16/05	22/11
Ponto 6	Rua Maria Tomasia com Rua Joaquim Nabuco	22/05	07/11
Ponto 7	Av. Duque de Caxias	23/05	13/11
Ponto 8	Av. Barão do Rio Branco	24/05	09/11
Ponto 9	Rua Silva Paulet		

		29/05	23/11
Ponto 10	Av. Presidente Castelo Branco	30/05	06/11
Ponto 11	Rua General Sampaio	31/05	08/11
Ponto 12	Rua Idelfonso Albano	01/06	28/11

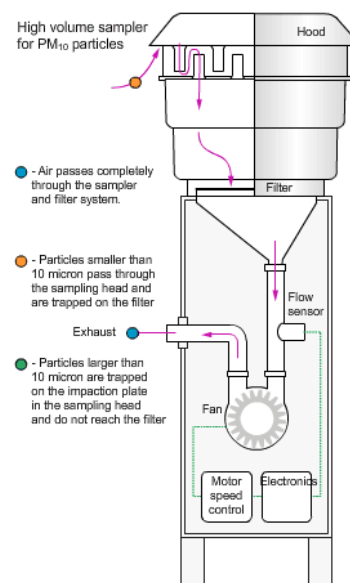
Fonte: o autor, 2019

3.3 Metodologia de Amostragem do Material Particulado

As amostras de MP foram coletadas por um Amostrador de Grande Volume para Material Particulado (Hi-Vol - figura 10) (amostrador ativo) da marca Ecotech, utilizando filtros de fibra de vidro (figura 12) da marca Whatman com dimensão 20 x 25cm², onde ficaram retidas as partículas desejadas. O amostrador ativo foi programado para coletar a amostra por um período de 24 horas consecutivas, em cada ponto de coleta durante os dois períodos do ano.

Esse equipamento (HI-VOL) pode coletar PTS, MP₁₀ e MP_{2,5}. Ele dispõe de INLETs substituíveis (peneiras adequadas para a coleta do tamanho da partícula desejada), possibilitando a realização de amostras para PM_{2,5}, PM₁₀ ou PTS, conforme o Inlet instalado durante a amostragem. Nesse estudo foi utilizado o INLET MP₁₀.

Figuras 10 – Hi-Vol utilizado para as coletas das amostras de MP e seu funcionamento.



Fonte: o autor, 2019 e Governo de Queensland, 2017

3.3.1 Preparo dos Filtros de Fibra de Vidro e Quantificação do Material Particulado

Antes de irem para as coletas, os filtros foram aquecidos a uma temperatura de 60°C por um período de 24h para retirar a umidade do filtro, evitando superestimar o peso das amostras. Depois de aquecidos, esperou que estes ficassem em temperatura ambiente para iniciar as pesagens dos filtros. Cada filtro foi pesado 10 vezes em uma balança analítica de cinco casas (marca Shimadzu) (figura 11), e depois foi feita um média para obter o peso inicial do filtro. Após esse procedimento o filtro foi envolto com papel alumínio para evitar contaminação e levado para coleta. Após o período de 24h de coleta, o mesmo procedimento inicial foi realizado: o filtro com a amostra (figura 12) foi colocado para secar na estufa e pesado 10 vezes. A média das 10 pesagens forneceu o peso final do filtro. Após esse procedimento, os filtros foram envolvidos novamente com folha de papel alumínio e estocados na geladeira para posterior análise dos HPAs.

Figura 11 - Balança analítica utilizada no estudo



Fonte: o autor, 2019

Figura 12 - Filtro de fibra de vidro com a amostra de MP e limpo



Fonte: o autor, 2019

A concentração do MP foi obtida através do cálculo da densidade do filtro, como mostrado na equação abaixo (Equação 01):

$$\text{CMP} = \text{PFc} - \text{PF}_1 / \text{Var} \quad (\text{Eq.01})$$

Onde:

CMP = Concentração do material particulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

PFc = Peso do filtro coletado (μg)

PF₁ = Peso do filtro limpo (μg)

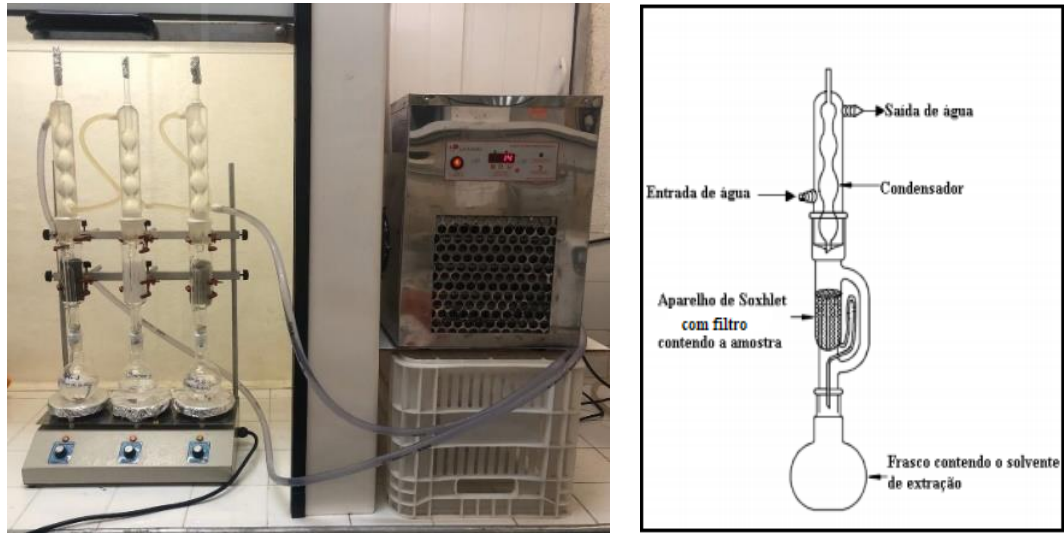
V_{ar} = Volume de ar passado pelo filtro durante a coleta (m^3)

3.4 Extração, clean-up e análise instrumental dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Os HPAs foram extraídos das amostras de MP. Os filtros coletados foram submetidos a um sistema de extração Soxhlet (figura13) por um período de 24 horas, resultando em um total de 24 ciclos, em cada filtro. Para cada filtro foi utilizada uma mistura de diclorometano (DCM) e hexano (HEX) na proporção de 39:1 (195mL e 5mL, respectivamente). Também foram adicionados aos filtros, antes da extração, 50 μL de padrão surrogate (solução trabalho de 20 ppm), que é a adição de quantidades conhecidas de alguns compostos com propriedades físico-químicas semelhantes ao dos compostos de interesse, permitindo correção de erros comuns como, pequenas variações de resposta do detector e perdas volumétricas durante os procedimentos de extração (HARRIS, 2008). O sistema também foi acoplado a um banho ultratermostático (figura 12) modelo LUCA – 152/10 da marca Lucadema, com o objetivo de resfriar o sistema sem desperdiçar água.

Após a extração no Soxhlet, o extrato foi concentrado em evaporador rotativo, em um banho de aproximadamente 30°C, com rotação de 40 rpm, até quase securo. Logo após, foi adicionado 2g de sílica gel ao extrato concentrado. Após esse procedimento, foi feito um clean-up para purificar os extratos (para eliminar possíveis contaminantes e interferentes da amostra). Esse clean-up foi feito por cromatografia líquido-sólida, em uma seringa de vidro, usando uma coluna (1 x 10 cm) com fibra de vidro, para evitar que a amostra caísse pela ponta da seringa, um adsorvente polar, sílica gel (2,5g), e 2g de sulfato de sódio (Na_2SO_4), que elimina possíveis moléculas de água (CRITERIA WORKING GROUP, 1998). A amostra, adicionada de 2g de sílica gel, foi colocada por ultimo, acima do sulfato de sódio.

Figura 13 – Sistema Soxhlet acoplado ao Banho Ultratermostático e esquema do funcionamento do Sistema.



Fonte: o autor, 2019 e Souza, 2007.

O clean-up foi feito utilizando 10 mL de HEX, para montar a coluna, e mais 10 mL da mistura DCM/HEX (3:1). O extrato, amostra purificada, foi coletado em um balão de fundo chato (figura 14). Por fim, esse eluato foi rotaevaporado novamente até quase securo. Após esse processo, a amostra foi transferida para vials de 2 mL, após passar por uma criteriosa limpeza do balão original com uma mistura de solvente HEX:DCM (1:1). Por fim, as amostras foram então reduzidas para 1mL, usando-se nitrogênio gasoso, foi adicionado 25 μ L de padrão interno (solução padrão de 20 ppm), para avaliar o desempenho do cromatógrafo, e analisadas no cromatógrafo gasoso com espectrômetro de massa - CG-EM (figura 15), onde as especificações do uso do equipamento, para as análises das amostras desse estudo, estão na tabela 4.

No CG foi utilizado gás hélio como a fase móvel com o fluxo na coluna de 1,3 mL/min. A temperatura do injetor foi de 300°C e o volume injetado foi de 2 μ L no modo splitless. A temperatura da interface (EM) foi 300°C.

A figura 16 mostra o esquema/passos de como foram obtidas as concentrações dos HPAs deste estudo.

Figura 14 – Clean-up contendo a amostra.



Fonte: o autor, 2019

Figura 15 – CG-EM



Fonte: o autor, 2019

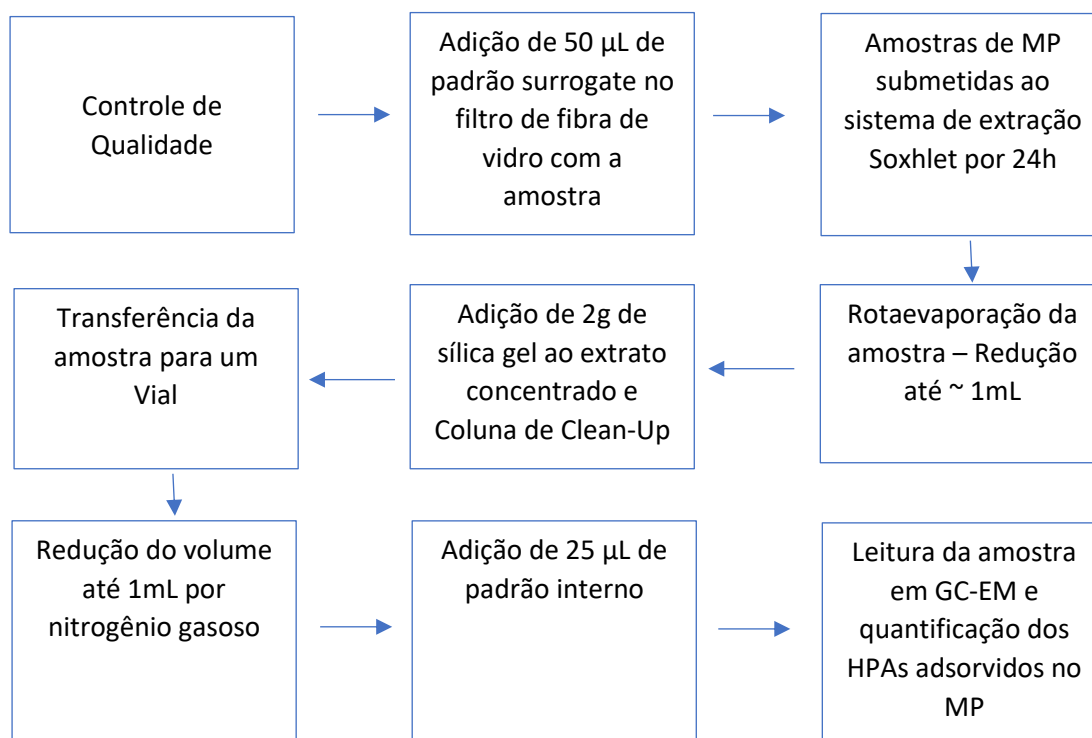
Tabela 4 - Informações de uso do CG durante a análise das amostras de HPAs

Fase Móvel (Gás de arraste)	Hélio
Vazão na coluna	1,3 mL/min
Temperatura do injetor	300 °C
Detector	EM
Temperatura do detector	300 °C
Temperatura da interface	300 °C
Temperatura inicial	50 °C
Volume de injeção	2 µL
Modo de injeção	Splitless
Modo de detecção (EM)	SIM

Fonte: Fernandes, 2016

Os marcadores moleculares de interesse foram identificados com base no tempo de retenção e na razão carga/massa do íon monitorado. Além disso, as identidades dos compostos foram confirmadas pelo uso da biblioteca National Institute of Standards and Technology 05 (NIST05).

Figura 16 – Fluxograma das etapas para a obtenção das concentrações dos HPAs.



Fonte: o autor, 2020.

3.5 Controle de Qualidade

Todos os procedimentos realizados em laboratório passaram por um controle de qualidade. Primeiro foi feita uma limpeza de todas as vidrarias utilizadas nos procedimentos: elas permaneceram em banho de detergente (extran a 20% v/v) por um tempo médio de 12 horas, depois foram enxaguadas com água corrente e água destilada e ficaram por mais 12 horas em banho ácido (ácido nítrico – HNO_3 – a 5% v/v). Após esse procedimento, as vidrarias foram enxaguadas novamente com água corrente e destilada e colocada para secar na estufa à 200°C por aproximadamente 12 horas.

Para manter a qualidade dos resultados obtidos, também foram analisados brancos dos solventes e da coluna usados na etapa de extração. A quantificação dos analitos foi calculada utilizando uma curva de calibração de cinco pontos pelo método do padrão externo. Já a eficiência do método de extração dos HPAs foi avaliada através da análise da recuperação

do padrão surrogate relacionando a quantidade de padrão adicionado no início do procedimento com a quantidade extraída e quantificada no final do processo (IUPAC, 2002). Assim, as concentrações dos compostos de HPAs das amostras foram corrigidas de acordo com a recuperação dos padrões surrogates. Também foram adicionadas nas amostras antes de serem lidas no CG padrões internos para calibrar o instrumento e/ou procedimento adotado. São preparadas soluções desses padrões internos contendo o analito em concentrações conhecidas, assim a calibração é realizada obtendo-se o sinal de resposta (altura do pico, área do pico) como uma função da concentração conhecida do analito.

3.6 Fatores Meteorológicos

A concentração dos poluentes atmosféricos, assim como os efeitos adversos dessa poluição na saúde humana, pode mudar de acordo com as condições meteorológicas, pois mesmo mantendo as fontes emissoras, as variáveis meteorológicas determinam uma maior ou menor diluição e dispersão desses poluentes (TORRES e MARTINS, 2005; BARBOSA, 2007).

Desta forma, foram adquiridos os dados da: (I) Temperatura (C); (II) a pressão (hPa); (III) a velocidade do vento (m/s); (IV) de direção do vento (graus); (V) umidade (%); (VI) precipitação (mm) e; (VII) radiação global (KJ/m²), que foi convertido para (W/m²), para auxiliar no estudo das concentrações dos poluentes atmosféricos durante o período de estudo.

Os dados foram coletados pela estação de monitoramento estacionária Fortaleza-Passaré (estação non-urban), da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – Funceme. Foram adquiridos dados desses parâmetros de todos os dias do ano de 2017, por hora (durante as 24h do dia).

Para saber a influência dos fatores meteorológicos na concentração dos poluentes estudados na pesquisa, foi feita uma média aritmética dos valores, durante o período de amostragem, de cada parâmetro para obter um resultado final. Com esse valor final foi feita uma correlação entre a variável de interesse e a concentração dos poluentes para saber a influência desses parâmetros na concentração de MP e HPAs.

3.7 Análise Estatística

Um grande número de análises multivariadas requer relações entre variáveis métricas, sendo a análise de correlação realizada por meio do coeficiente de correlação de Pearson. Esse coeficiente é uma estatística bivariada que mede a intensidade da relação entre X e Y, pois o coeficiente de correlação de Pearson só permite visualizar a relação entre cada par

de variáveis. Essa análise é uma ferramenta útil para determinar a relação empírica com o objetivo de testar hipóteses de associação (LIU *et al.*, 2015).

Desta forma, com o objetivo de explicar a correlação entre as concentrações dos HPAs e MP, bem como entre os fatores meteorológicos, o fluxo veicular e a concentração desses poluentes, foi utilizada a análise estatística do teste paramétrico “Correlação Linear de Pearson” (r) ($\alpha = 0,05$) usando o software IBM – SSP Statistics versão 20.

Os resultados foram interpretados da seguinte forma: quando o sig ou p-value são maiores do que 0,05 considera-se que não há correlação entre as variáveis, e sig < 0,05 há uma correlação significativa, podendo dar prosseguimento a análise de correlação. Após a análise do valor de p-value, é feita a interpretação do coeficiente de Pearson (R), que ficam entre a faixa de 1 a -1. Quanto mais próximo de 1 mais forte será a correlação entre as variáveis e quanto mais próximo de 0, menor será essa correlação. Quando o Coeficiente de Pearson apresenta valores negativos, significa que as variáveis são inversamente proporcionais (BORILLO, 2015).

Baba, Vaz e Costa (2014) interpretam os índices de correlação da seguinte forma: valor de r (+ ou -) entre 0 – 0,19 é uma correlação muito fraca, entre 0,20 – 0,39 correlação fraca, entre 0,40 – 0,69 correlação moderada, entre 0,70 – 0,89 correlação forte e entre 0,90 – 1 é uma correlação muito forte.

A tabela de correlação entre os fatores meteorológicos, o fluxo veicular e a razão H/W com a concentração de MP₁₀ e HPAs estará disponível no apêndice A.

3.8 Risco de Câncer do Material Particulado

O risco de câncer a saúde humana foi estimado utilizando o modelo de Ingestão Crônica Diária (CDI) (US-EPA, 1992, 1996) (Eq. 02), onde as variáveis utilizadas estão especificadas na Tabela 5. Certos valores foram assumidos de acordo com a USEPA (1997) e outros foram considerados de acordo com o interesse do estudo.

$$CDI = (CC. TI. DE. FE. TE) / (PC. EV. NDA) \quad \text{Eq.02}$$

Segundo a US-EPA (1997), uma pessoa em suas atividades normais apresenta razão de inalação que pode variar de 0,75 m³ a 1,02 m³ de ar por hora, sendo considerada baixa inalação. Já uma pessoa realizando suas funções de forma rápida apresenta uma razão de

inalação de 3,06 m³ por hora, sendo considerada alta inalação. Nesse estudo utilizamos a razão de baixa inalação (1,02 m³/h).

Tabela 5 - Variáveis utilizadas no cálculo do CDI

Parâmetro	Descrição	Valor	Unidade
CC	Concentração do Contaminante	-	mg.m ⁻³
TI	Taxa de Inalação (adulto)	1,02	m ³ .h ⁻¹
DE	Duração da Exposição (adulto)	7 ^a	h.semana ⁻¹
FE	Frequência de Exposição	52	semana.ano ⁻¹
TE	Tempo de Exposição	70 ^b	Ano
PC	Peso corporal homem/mulher	70/60	Kg
EV	Expectativa de vida homem/mulher	72/79 ^c	Ano
NDA	Número de dias do ano	365	d.ano ⁻¹

- a. Considerando que uma pessoa fique exposta 1 hora por dia nessas avenidas; b. Considerando que uma pessoa frequente essas avenidas por, no máximo, 70 anos de vida; c. IBGE (2014)

Por fim, o Risco de Câncer (RC) foi obtido pela multiplicação da ingestão crônica por tempo de vida (CDI) pelo o Risco Relativo (RR) (Eq.03), de acordo com a US-EPA (1992, 1996) e com o estudo conduzido por Hamra *et al.*, (2014). Neste estudo, utilizamos os valores do RR para todos os tipos de pessoas (RR: 1,09 - risco geral), para os que fumam há muitos anos (RR: 1,44 - fumantes antigos) e para os que nunca fumaram (RR: 1,18 - nunca fumantes).

$$CR = CDI \cdot RR \quad \text{Eq.03}$$

3.9 Avaliações de risco à saúde relacionados aos HPAs

O risco de câncer dos HPAs foi calculado de acordo com a metodologia adotada por Wang *et al.* (2019) e Kumar *et al.* (2020). Primeiramente, fatores de equivalência de toxicidade (TEFs) foram adotadas para calcular a potência carcinogênica de HPAs individuais (equivalência de toxicidade - TEQ) em relação ao b(a)p – por ser o HPA considerado carcinogênico em humanos. O valor de TEQ é obtido pela multiplicação da concentração do HPA (ng/m³) pelo seu TEF correspondente, como mostra a equação 4.

A USEPA estabelece os valores dos TEFs para os 16 HPAs considerados prioritários por ela. Esse valores são: 0,001 para o Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Fluoranteno e Pireno; 0,01 para o Antraceno, Criseno e b(g,h,i)perileno; 0,1 para o benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno e

indeno(123cd)pireno; e 1 para o benzo(a)pireno e para o dibenzo(a,h)antraceno (WANG *et al.* 2019 e KUMAR *et al.* 2020).

$$TEQ = 0,001 * (\sum \text{HPAs equivalentes}) + 0,01 * (\sum \text{HPAs equivalentes}) + 0,1 * (\sum \text{HPAs equivalentes}) + 1 * (\sum \text{HPAs equivalentes}). \quad \text{Eq.4}$$

A partir dos valores do TEQs puderam ser avaliados o risco excessivo de câncer ao longo da vida - ECR (índice de risco de câncer de pulmão) e o risco aumentado acumulado de câncer na vida (ILCR) devido à exposição por inalação aos HPAs atmosféricos ligados ao MP₁₀. Foram considerados dois grupos etários para o cálculo do ILCR: crianças (6 anos) e adultos (70 anos). As equações 5 e 6 mostram como são calculadas essas medidas, respectivamente. E a tabela 6 mostra os valores utilizados em cada variável.

$$ECR = TEQs * IUR_{BaP} \quad \text{Eq.5}$$

$$ILCR = \frac{TEQs * CSF * \frac{\sqrt[3]{BW}}{70} * TI * ET * EF * ED}{BW * AT} * CF \quad \text{Eq.6}$$

Onde, IUR_{BaP} é o risco unitário de inalação definido como o número de pessoas em risco de câncer por inalação durante toda a vida (70 anos), em uma concentração de B(a)P de 1 ng/m³, sendo $8,7 \times 10^{-5}$ o valor adotado pela OMS (em ng/m³) e 6×10^{-4} µg/m³ ou 0,6 ng/m³ o valor adotado pela USEPA. CSF é o fator de risco carcinogênico (mg.kg⁻¹.dia⁻¹), BW é o peso corporal (kg), TI é a taxa de inalação do ar (m³/dia), ET é o tempo de exposição diário (h/dia), EF é a frequência de exposição (dia), ED é a duração de exposição ao longo da vida (anos), AT representa a vida útil média (dias) e CF é o fator de conversão (mg/kg).

Tabela 6 – Variáveis Utilizadas no Cálculo do Risco de Câncer dos HPAs

VARIÁVEL	VALOR	UNIDADE
CSF	3,85	mg.kg ⁻¹ .dia ⁻¹
BW	70	Kg
TI	7,6 – Criança 12,8 - Adultos	m ³ /dia
ET	6	h/dia
EF	365	Dias
ED	6 – Crianças 52 - Adultos	Anos
AT	25.550 → 70*365	Dias

CF	1×10^{-6}	mg/kg
----	--------------------	-------

Fonte: o autor, 2019

Os valores foram adotados de acordo com os dados sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (2011), por Wang *et al.* 2019 e pelo IBGE.

Segundo Wang *et al.* (2019) ILCR menores que 10^{-6} ($<10^{-6}$) indica um risco de câncer relativamente baixo ou insignificante, entre 10^6 e 10^4 são riscos de câncer aceitáveis e ILCR maiores que 10^4 ($>10^4$) são considerados de alto risco de câncer.

4 RESULTADO E DISCUSSÃO

4.1 Dados Meteorológicos

Pode-se verificar no Gráfico abaixo (grafico 2) que não ocorreram grandes variações de temperatura entre o PC e o PS, nem de um ponto para outro, exceto no dia de coleta do ponto 9 durante o período chuvoso, mostrando que Fortaleza não possui uma alta amplitude térmica no decorrer do ano e na maior parte da cidade. Essa queda na temperatura no ponto 9, durante o período chuvoso, é decorrente da baixa radiação solar (gráfico 3) que chegou à superfície nesse período de coleta. Assim como o ponto 9, no dia da coleta do ponto 1, no PC, foi constatada a segunda menor radiação solar, dentre os períodos de coleta (ROCHA, 2017).

Gráfico 2 – Temperatura (°C) nos dias de coleta do PC e PS

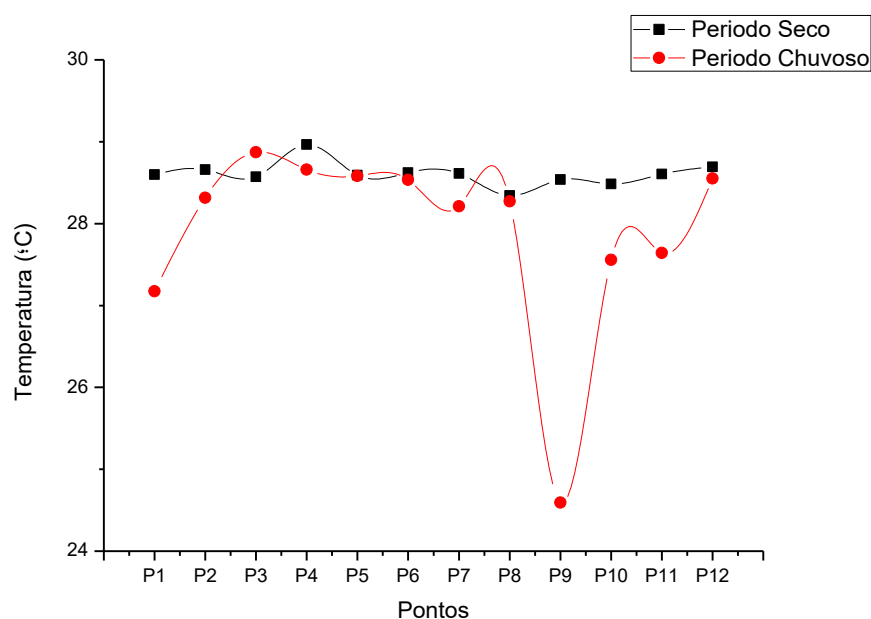
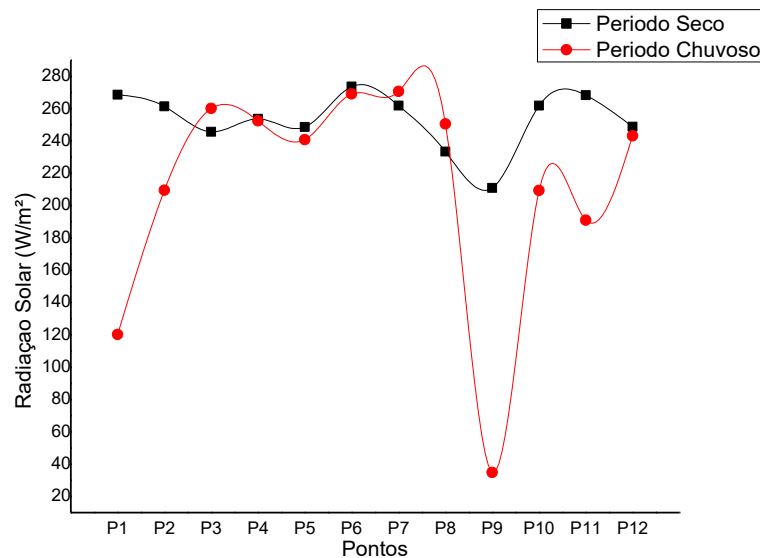


Gráfico 3 – Radiação Solar (W/m^2) nos dias de coleta do PC e PS

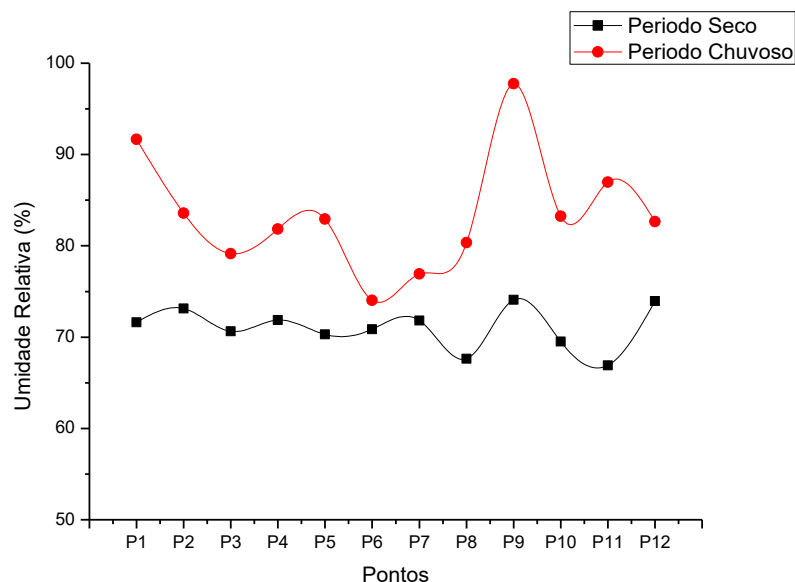
Essa pouca amplitude nas temperaturas de Fortaleza ocorre porque a cidade está localizada próximo à linha do Equador e a latitude tem forte influência no comportamento térmico. O comportamento da radiação solar, segue o mesmo padrão do apresentado pela temperatura, já que a temperatura é proporcional à radiação solar.

Quanto aos dados de umidade, apresentados no Gráfico 4, há uma maior variação entre os dois períodos de coleta quando comparados aos dados de temperatura. Em todos os pontos estudados a umidade relativa do ar foi maior no PC. Pode-se observar também que a umidade é inversamente proporcional à temperatura (correlação significativa, $p = 0$ e $r = -0,74$), pois as temperaturas foram maiores no período seco do que no período chuvoso, já a umidade relativa do ar foi maior no período chuvoso em relação ao período seco. É sabido que temperatura e umidade relativa do ar são inversamente proporcionais, pois moléculas de ar quente ascendem e à medida que a altura aumenta, a pressão atmosférica diminui, permitindo que as moléculas da camada de ar se expandam gerando uma velocidade molecular média mais baixa, resultado em uma parcela de ar mais fria. Se a parcela for trazida para a superfície, ela retorna para a posição onde a pressão do ar é mais alta, comprimindo as moléculas do ar, deixando-as mais rápidas e tornando-as mais quentes. Assim, como o ar ascendente resfria, a umidade relativa aumenta à medida que a temperatura do ar se aproxima da temperatura do ponto de orvalho, ou seja, quando o vapor de água passa do estado gasoso para líquido (INPE, 2013).

A cidade de Fortaleza, por ser uma região litorânea possui alta umidade durante todo o ano, sendo a influência das brisas marítimas e terrestre e a evapotranspiração os principais fatores que contribuem com a umidade relativa (UR) nos centros urbanos (JARDIM, 2011).

Quanto aos pontos de estudo, pode-se observar que o dia que apresentou maior umidade relativa do ar foi no dia das coletas do ponto 9 durante o período chuvoso, ponto onde apresentou a menor temperatura. Já durante as coletas dos pontos 8 e 11, no período seco, foram detectadas as menores umidades.

Gráfico 4 – Umidade Relativa do Ar (%) nos dias de coleta do PC e PS

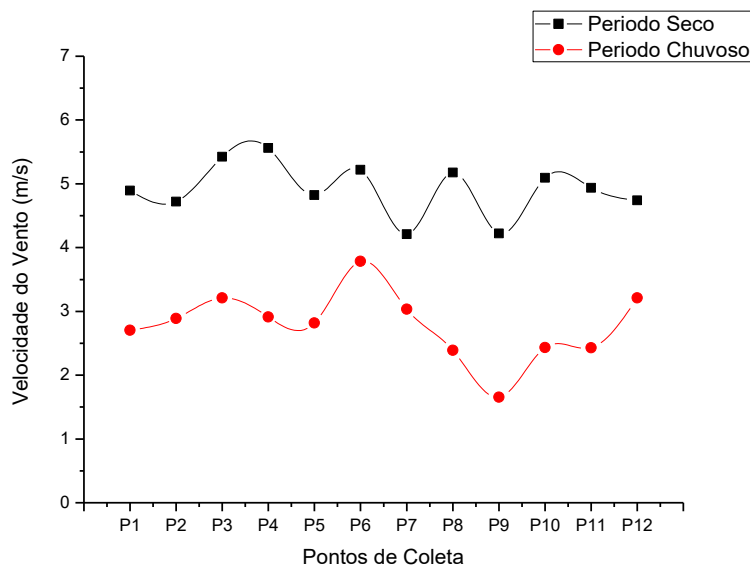


O Gráfico 5 mostra as velocidades dos ventos em todos os períodos de coleta. É possível verificar com clareza que as maiores velocidades registradas foram no PS, característica padrão deste elemento climático em Fortaleza (ventos mais intensos entre os meses de agosto e outubro), pela maior intensidade dos ventos alísios, devido ao fortalecimento do anticiclone do Atlântico Sul e a maior distância da ZCIT do hemisfério sul nesta época do ano.

A velocidade do vento no PC variou de 1,65 – 3,79 m/s, sendo caracterizados como brisa leve e brisa fraca, e no período seco variou de 4,21 – 5,56 m/s, caracterizados como brisa fraca e brisa moderada. O dia que teve uma maior velocidade do vento foi no período de coleta do ponto 4 durante o período seco, e o que apresentou menor velocidade foi durante as coletas do ponto 9 no período chuvoso, devido à camada de ar apresentar-se mais estável nesse período.

Quando a parcela de ar está mais fria, ela fica mais densa e não consegue ascender, tendendo a ficar na sua posição original, tornando a atmosfera estável. Já quando a parcela de ar está mais quente, e conseqüentemente menos densa que o ar ambiente, ela irá ascender até alcançar a mesma temperatura do ambiente, tornando a atmosfera instável (INPE, 2013).

Gráfico 5 – Velocidade do Vento (m/s) nos dias de coleta do PC e PS



As Figuras 17 e 18 representam a média da direção do vento, juntamente com a média da velocidade em m/s, no período chuvoso e período seco, respectivamente. Ventos representados pela cor azul escuro possuem velocidades entre 11 – 17 m/s; os de cor vermelha apresentam velocidade entre 7 – 11 m/s; os de cor amarela têm velocidade entre 4 – 7 m/s; e os de cor cinza apresentam velocidade entre 1 – 4 m/s. No apêndice C está a rosa dos ventos de cada ponto de coleta, nos dois períodos do ano. As rosas dos ventos mostram somente os ventos com velocidade a partir de 0,5 m/s, velocidades abaixo disso são classificadas como “ventos calmos”.

O que pode ser observado nos gráficos é que a direção dos ventos durante os períodos de coleta foi predominantemente sudeste, principalmente durante o período seco, que é a direção do vento predominante da cidade de Fortaleza (CABRAL e CAMPOS, 2016). Durante o período chuvoso, em alguns dias de coleta, a orientação dos ventos variou entre sudeste, sul e sudoeste, no entanto a direção sudeste prevaleceu.

Como os dados foram obtidos da estação meteorológica da Funceme, não é possível perceber o quão influente é a rugosidade urbana dos pontos de coleta na ação dos ventos dentro da cidade.

Figura 17 – Média da Direção e Velocidade do vento no Período Chuvoso

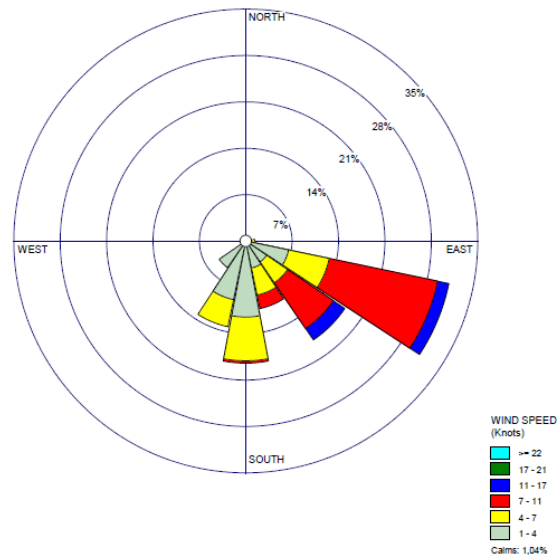
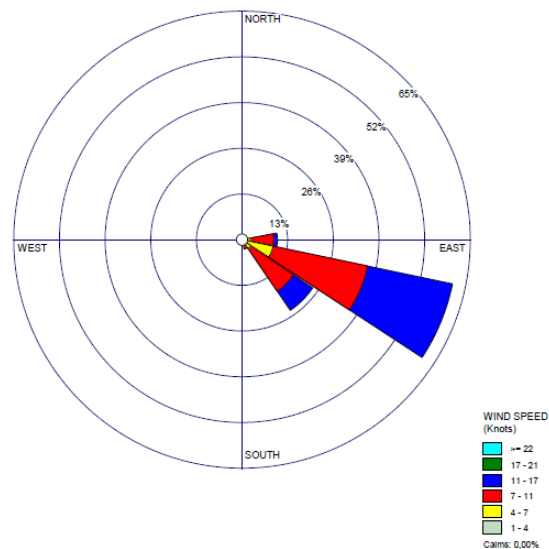
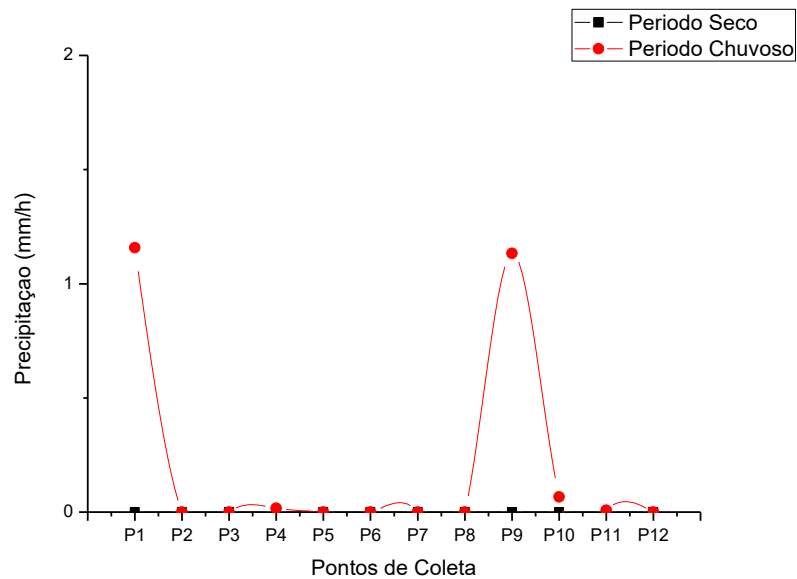


Figura 18 – Média da Direção e Velocidade do vento no Período Seco



Quanto aos dados de precipitação, o ano de 2017 foi marcado pelo ultimo ano de seca severa enfrentado pelo Nordeste brasileiro, não havendo chuva significativa nos dois períodos de coleta, como pode ser observado no gráfico abaixo (gráfico 6).

Gráfico 6 - Precipitação (mm/h) nos dias de coleta do PC e PS



4.2 Material Particulado Respirável

Durante o período chuvoso a concentração de Material Particulado variou de $8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – $33,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por dia, sendo o ponto 9 o de menor concentração e o ponto 7 o de maior concentração. Já no período seco, a concentração de MP variou de $17,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - $33,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo o ponto 9 o de menor concentração e o ponto 10 o de maior concentração, como mostra o gráfico 7.

A tabela 7 mostra alguns estudos e as concentrações de MP_{10} em áreas urbanas e industriais ao redor do mundo. Pode-se notar que as concentrações apresentadas neste estudo estão na faixa de concentração de MP_{10} quantificados em outras cidades do Brasil.

Gráfico 7 - Concentração de MPR nos PC e no PS

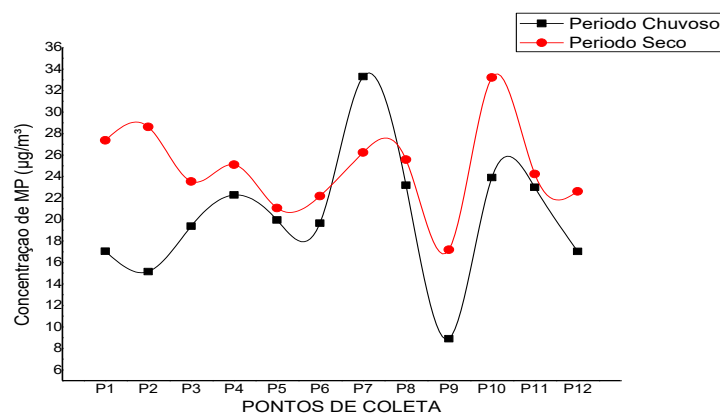


Tabela 7 – Estudo sobre a concentração de MP₁₀ pelo mundo.

Local	MP ₁₀ (µg/m ³)	Ambiente/Atividade	Fonte
Este Estudo	8,9 – 33,3	Urbana	-
Tampico, México	12 – 47	Urbano	Flores-Rangel <i>et al.</i> (2014);
Constantine, Argélia	80,42	Urbano	Terrouche <i>et al.</i> , (2015);
Dhaka, Bangladesh	140 ± 114/ 112±86.0	Urbana	Begum, Biswas e Hopke (2008);
Bursa, Turquia	83	Cidade Industrial (Urbano)	Kendall <i>et al.</i> , (2011);
Rio Grande do Norte, Brasil	23,4 ± 19,9	Industrial	Silva <i>et al.</i> , (2019);
Rio de Janeiro, Brasil	54 ± 27 45 ± 17 36 ± 15	Urbano	La Cruz <i>et al.</i> , (2019);
Pequim, China	151 ± 106 70 ± 35 108 ± 66	Urbano	Su <i>et al.</i> , (2015).

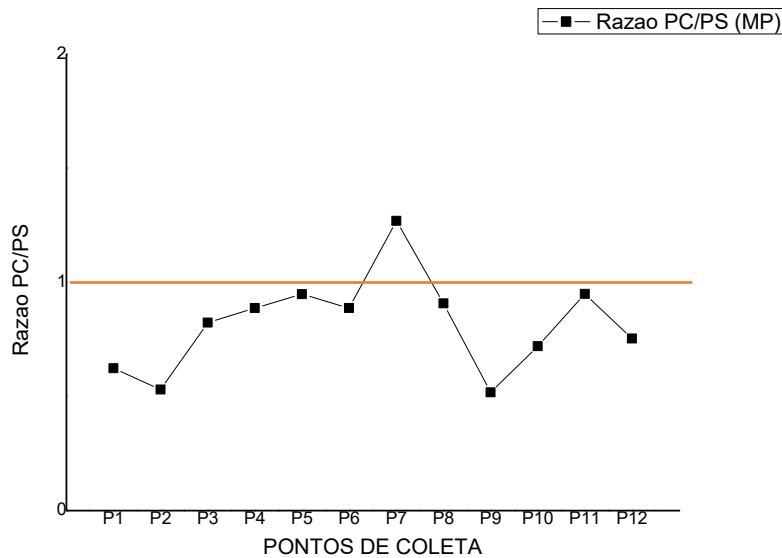
Fonte: o autor, 2019

O gráfico 8 mostra, primeiramente, que as concentrações, em µg/m³, desse poluente atmosférico foram maiores no período seco do que no período chuvoso, exceto no ponto 7, onde a concentração de MP se mostrou maior no período chuvoso. No entanto, não houve grandes diferenças nas concentrações de um período para o outro.

Os fatores meteorológicos, principalmente a precipitação e a velocidade do vento, são os principais influenciadores na concentração do MP atmosférico após sua emissão pela fonte (JUNG *et al.*, 2002; DUBEY e PERVEZ, 2008, LIU e LIANG, 2010).

A precipitação atua lavando a atmosfera, sedimentando o MP no solo. A chuva atua principalmente sobre partículas maiores (maiores ou igual a MP₁₀) (GUO *et al.*, 2014). Já a velocidade do vento atua na dispersão desse composto, apresentando uma correlação negativa com ele, ou seja, quanto maior a velocidade do vento menor a concentração de MP. A velocidade do vento ainda tem efeito sobre todos os tamanhos de partículas, sendo mais eficiente que a precipitação na remoção do MP (TIWARI *et al.*, 2009; 2013; 2014b). No entanto, da mesma forma que ele atua dispersando as partículas, ele também pode atuar ressuspensando as partículas que foram sedimentadas no solo, aumentando a concentração do MP na atmosfera (ROCHA, 2017).

Gráfico 8 – Razão PC/PS das concentrações de MP



A concentração de MP no período seco foi maior que a concentração no período chuvoso. Esse quadro pode ser justificado por causa dos fatores meteorológicos atuantes nos dois períodos. A velocidade do vento no período seco foi maior que a do período chuvoso, podendo ter ressuspensado o MP que estava sedimentado no solo. Esse parâmetro apresentou correlação moderada e proporcional com o MP₁₀ ($p = 0,015$; $r = 0,48$). Outro fator importante é a umidade relativa do ar, que pode atuar sedimentando as partículas presente na atmosfera. Segundo Elminir (2005) o vapor de água pode incorporar nas partículas em suspensão, dando a elas maior massa, facilitando à sua deposição, removendo-as da atmosfera. Desta forma, quanto maior a umidade, menor será a concentração de MP na atmosfera, caso observado neste estudo, que apresentou correlação moderada e inversamente proporcional ($r = -0,63$, $p = 0,001$) entre essas duas variáveis. Já a precipitação não influenciou os dados desse estudo, pois nos dois períodos, as chuvas foram poucas ou não ocorreram, apresentando correlação não significativa ($p > 0,05$).

Esses parâmetros também justificam a menor concentração de MP no ponto 9 durante os dois períodos, PC e PS. Durante o período de coleta desse ponto, foram registradas a maior umidade relativa do ar e a menor velocidade do vento, em relação aos demais dias de coleta, contribuindo para uma menor concentração desse poluente na atmosfera. Já o ponto 7, durante o período chuvoso, apresentou velocidade do vento bem próxima à do período seco e

uma das menores umidades relativas, em relação aos outros pontos de coleta no mesmo período do ano, favorecendo sua maior concentração nesse período.

Martínez *et.al* (2013) e Santos *et al.* (2019) observaram o mesmo padrão em seu estudo e também constataram que a ressuspensão do material particulado acumulado na superfície ocorre quando há uma maior velocidade do vento. Santos *et al.* (2019) também associou a maior concentração de MP no PS à menor umidade relativa do ar nesse período.

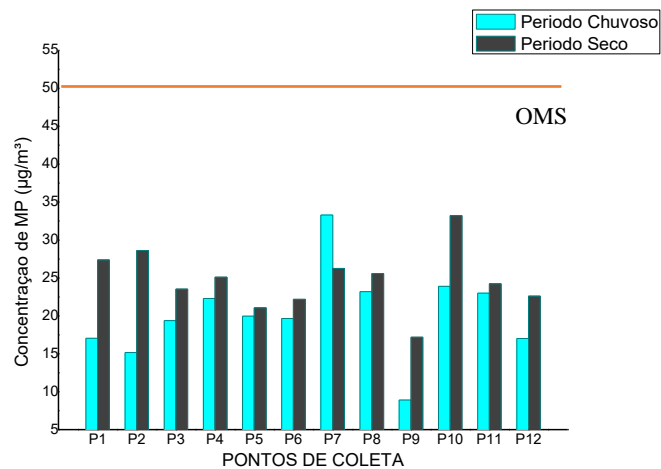
Gu *et al.* (2016) observaram no estudo sobre a influência da precipitação na concentração de MP fino e grosso, que a precipitação tem uma correlação com a concentração de MP_{2,5} e MP₁₀, no entanto a influência é maior para partículas maiores. Também evidenciaram que à medida que a chuva aumentava (0 mm a 20 mm) os níveis previstos de MP reduziam gradualmente. No entanto, eles observaram que há um ponto (menor ou em torno de 1mm) onde a precipitação é insuficiente para reduzir a poluição atmosférica, caso observado no presente estudo.

Outro fator importante para a baixa concentração de MP no ponto 9 é o baixo fluxo de veículos (apresentando um fluxo diário anual médio, ou seja, o fluxo de veículos que circulam em média por dia durante todo o ano na via, de 7.461 veículos). Desta forma, juntando a fonte emissora do poluente com as condições meteorológicas atuantes nos períodos de coleta, o resultado é uma menor concentração de MP nesse ponto. Assim como os pontos 7 e 10, com maiores concentrações de material particulado no período chuvoso e seco, respectivamente, apresentam os maiores fluxos diários anuais médios (AADT), com 53.517 e 46.736 veículos, respectivamente.

O fluxo veicular foi um dos maiores influenciadores nas concentrações desse poluente atmosférico. De acordo com a correlação de Pearson, o fluxo veicular e o MP apresentaram correlação moderada e proporcional ($p = 0,001$; $r = 0,61$).

Em relação aos limites estabelecidos pela legislação brasileira, nenhum ponto ultrapassou os limites estabelecidos pela Resolução Conama 491/18 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 24h) (gráfico 9), que revogou a Resolução Conama 03/1990. Esta Resolução é mais rígida que a Conama 03/90 e segue os mesmos parâmetros estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

Grafico 9 – Concentração de MP x limite estabelecido pela OMS



4.3 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

4.3.1 Recuperação do Padrão Surrogate

A recuperação do padrão surrogate é uma forma de controle metodológico, o qual relaciona a quantidade de padrão adicionado na amostra com a quantidade que restou após o procedimento analítico, podendo saber as perdas e ganhos durante esse processo. Assim, é possível relacionar a quantidade de HPAs da amostra perdidos durante o procedimento analítico (IUPAC, 2002).

O cálculo da concentração desse padrão é feito de forma indireta, por meio da adição de um padrão interno cromatográfico, que é adicionado à amostra antes de ser lido pelo cromatógrafo. Desta forma, considerando que o padrão interno adicionado não tenha sofrido perdas, a relação da quantidade deste padrão com o padrão surrogate possibilita calcular a recuperação do padrão surrogate e conseqüentemente da amostra (MARTINS, 2005; FERNANDES, 2013).

A US-EPA, Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, determina valores entre 30 a 115% como os limites inferiores e superiores aceitáveis para a recuperação (USEPA, 1994). Assim, os valores da recuperação dos HPAs desse estudo, obedecem aos limites inferiores e superiores aceitos internacionalmente, como mostra a tabela abaixo (tabela 8).

Tabela 8 – Recuperação do Padrão Surrogate

Recuperação Geral				
Recuperação Média				
Phenol 2,4,6 tribromo PS	63%			
P Terphenyl D14 PS	87%			
Recuperação Individual				
Pontos de Coleta	Recuperação PC (%)		Recuperação PS (%)	
	Phenol 2,4,6 tribromo	P Terphenyl D14	Phenol 2,4,6 tribromo	P Terphenyl D14
P1	61,1	97,7	30	43,5
P2	30	86	67,0	65
P3	114	115	108	80
P4	30	63	91	75
P5	38	80	77	59
P6	52	113	73	67
P7	45	99,5	82	76
P8	40	102	47	55
P9	83	115	52	85
P10	82	93	47	90
P11	36	96	90	91
P12	30	70	107	115

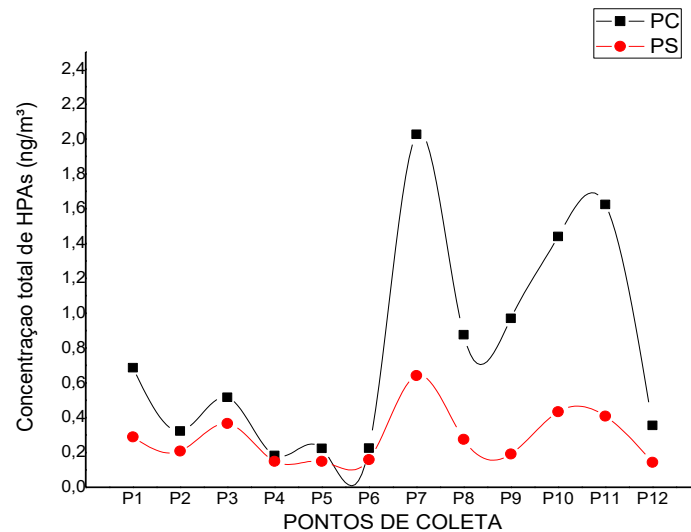
Fonte: o autor, 2019

4.3.2 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos aderidos ao Material Particulado

Os resultados para as concentrações de HPAs totais (\sum HPAs) presentes no MP₁₀ revelaram-se baixas, variando de 0,18 - 2,03 ng/m³ no período chuvoso e 0,14 – 0,64 ng/m³ no período seco (gráfico 10). O ponto que apresentou maior concentração de HPAs totais foi o ponto 7, nos dois períodos estudados e o que apresentou menor concentração desses poluentes foi o ponto 4 no período chuvoso e o ponto 12 no período seco. O ponto 4 apresentou valor bem próximo ao do ponto 12 nesse mesmo período, 0,15 ng/m³ e 0,14 ng/m³, respectivamente.

Dentre todos os compostos, os que mais contribuíram para essa concentração total dos HPAs foram o Benzo[a]Pireno, Benzo[g.h.i]perileno, o Indeno[1,2,3 – c.d]pireno, o benzo(b)fluoranteno e o Benzo(k)fluoranteno, constituintes dos grupos 1A, grupo 3, grupo 2B, grupo 2B e grupo 2B, respectivamente. Iakovides *et al.*, (2019) também obtiveram em seus estudos, sobre a ocorrência de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos transportados pelo ar associados a partículas respiráveis em duas cidades costeiras do Mediterrâneo Oriental, predominância dos compostos benzo[b]fluoranteno (7 a 16%), benzo[e]pireno (8 a 11%), indeno [1,2,3-cd] pireno (10 a 18%) e benzo [ghi] perileno (9–21%) nas amostras de MP.

Gráfico 10 – Concentração de HPAs totais no PC e PS



A tabela abaixo (tabela 9) mostra alguns estudos e as concentrações de HPAs presentes no Material Particulado, no mundo. Os valores apresentados neste estudo se aproximam dos valores obtidos em outros estudos realizados na cidade de Fortaleza, Limassol, São Paulo e em algumas amostras da Turquia.

Tabela 9 - Concentrações de HPAs, presentes no Material Particulado, no mundo.

Local	HPAs (ng/m³)		Ambiente/Atividade	Fonte
	Chuvoso	Seco		
Este Estudo	0,18- 2,03	0,14- 0,64	Urbano	-
Jamshedpur, Índia	47,73	39,61	Área semi-urbana	Kumar <i>et al.</i> , (2020)
	37	81,14	Área urbana	
	109,06	36,33	Área rural	
Beijing, China	1473,1	405,1	Urbana	Cao <i>et al.</i> , (2018)
Pune, Índia	814,3	463,4	Urbana/Industrial	Roy <i>et al.</i> (2019)
Sem Distinção de Período				
Paris, França	28,5		Urbana	Keyte, Albinet e Harrison (2016)
Fortaleza, Ceará	2,0		Semi – Urbana	Cavalcante <i>et al.</i> , (2016)
	2,83		Urbana	
	2,08		Urbana	
	1,73		Industrial	
Limassol, Chipre	0,16 e 4,02		Urbana	Iakovides <i>et al.</i> (2019)
Praga, República Checa	21,52 – 115,56		Urbana	Bozek <i>et al.</i> (2016)
Zonguldak, Turquia	0,52 - 636		Urbana	Akyüz e Çabuk (2010)
São Paulo, Brasil	0,01 – 60		Urbana	Martinis <i>et al.</i> (2002)

Fonte: o autor, 2019

As tabelas 10 e 11 mostram as concentrações individuais de cada HPA encontrado nas amostras de MP₁₀, no período chuvoso e seco, respectivamente. Os HPAs mais abundantes nas amostras foram os de maior massa molecular, ou seja, com maior quantidade de anéis aromáticos (entre 4 e 6 anéis), representando 95% dos compostos no período chuvoso e 86% no período seco. Esse padrão é justificado, pois os compostos mais leves (entre 2 e 3 anéis) são mais voláteis e são mais frequentes na fase gasosa, já os compostos mais pesados são mais facilmente encontrados aderidos ao material particulado (TASDEMIR E ESEN, 2006). A proporção de HPAs mais leves associados ao MP, durante o período seco, foi menor, pois temperaturas mais altas na estação quente promovem a volatilização e redistribuição de HPAs de 3 e 4 anéis (Zhang *et al.* 2020). Da mesma forma, durante o período mais frio, esses compostos mais leves são menos volatilizados, podendo ser aderidos ao MP, aumentando sua proporção nesse período. Cavalcante *et al.*, (2016) também observaram esse padrão em seu estudo sobre a influência da urbanização, relacionados à concentração de HPAs associados ao MP, na cidade de Fortaleza, CE. Em seu estudo, não foram detectados HPAs de baixo peso molecular na fase particulada.

O gráfico 11 mostra que, ao contrário das concentrações de Material Particulado, os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos apresentaram maior concentração no período chuvoso. É notório também que há uma variação considerável na concentração desses poluentes de um período para o outro, o que sugere que fontes de emissão e / ou reações atmosféricas, que produzem HPAs, podem ter sido afetadas pelo ambiente sazonal.

Tabela 10 -HPAs e suas respectivas concentrações durante o PC

PERÍODO CHUVOSO		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
	COMPOSTO	CONCENTRAÇÃO EM NG/M ³											
2 ANÉIS	NAFTALENO	0,001	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,012	0,001	<LD	<LD	0,002	<LD
	1-METILNAFTALENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,002	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	2- METILNAFTALENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
3 ANÉIS	ACENAFTILENO	0,006	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,015	0,007	0,006	0,009	0,011	0,003
	ACENAFTENO	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
	FLUORENO	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,012	0,009	0,006	0,007	0,010	0,006
	DIBENZOTIOFENO	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,004	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
	FENANTRENO	0,022	0,015	0,018	0,008	0,006	0,005	0,053	0,022	0,019	0,019	0,024	0,008
	ANTRACENO	0,007	0,006	0,007	0,003	0,003	0,004	0,022	0,008	0,007	0,006	0,010	0,005
	FLUORANTENO	0,097	0,041	0,036	0,014	0,014	0,012	0,218	0,049	0,044	0,045	0,056	0,019
4 ANÉIS	PIRENO	0,108	0,037	0,026	<LD	<LD	0,001	0,365	0,063	0,046	0,049	0,070	0,011
	BENZO[A]ANTRACENO	0,032	0,015	0,022	0,004	0,005	0,006	0,123	0,035	0,028	0,060	0,042	0,013
	CRISENO	0,065	0,030	0,039	0,011	0,013	0,014	0,174	0,057	0,043	0,086	0,058	0,025
	BENZO[B]FLUORANTENO	0,038	0,018	0,053	0,016	0,012	0,034	0,135	0,124	0,119	0,250	0,229	0,029
5 ANÉIS	BENZO[K]FLUORANTENO	0,032	0,017	0,048	0,015	0,015	0,023	0,139	0,081	0,115	0,193	0,188	0,025
	BENZO[E]PIRENO	0,030	0,014	0,034	0,010	0,009	0,015	0,085	0,053	0,063	0,107	0,109	0,018
	BENZO[A]PIRENO	0,081	0,062	0,119	0,061	0,110	0,050	0,287	0,148	0,208	0,234	0,365	0,119
	PERILENO	0,005	0,003	0,004	0,003	0,002	0,003	0,011	0,006	0,008	0,008	0,013	0,003
	DIBENZO [A.H] ANTRACENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	INDENO [1,2,3 - CD] PIRENO	0,042	0,016	0,038	0,013	0,012	0,023	0,120	0,085	0,114	0,164	0,194	0,022
6 ANÉIS	BENZO [G.H.I] PERILENO	0,115	0,044	0,067	0,021	0,019	0,028	0,250	0,125	0,143	0,199	0,241	0,047

<LD: menor que o limite de detecção

Fonte: o autor, 2020

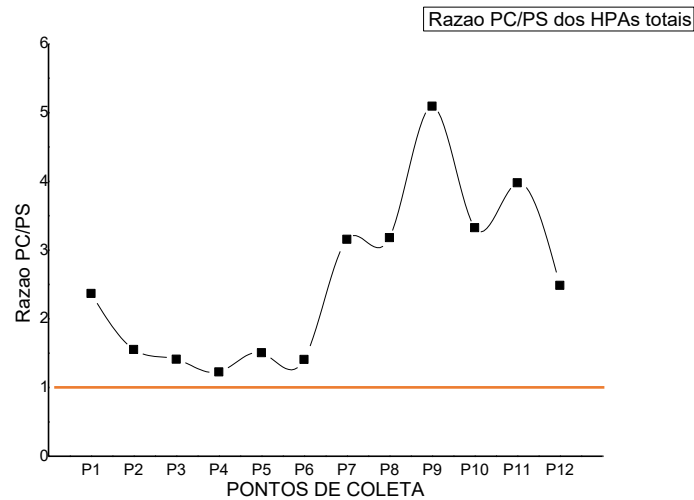
Tabela 11 -HPAs e suas respectivas concentrações durante o PS

PERÍODO SECO		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
	COMPOSTO	CONCENTRAÇÃO EM NG/M ³											
2 ANÉIS	NAFTELENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,004	0,014	0,008	<LD	0,003	0,010	<LD
	1-METILNAFTELENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,029	0,040	0,036	<LD	0,017	0,038	<LD
	2- METILNAFTELENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,016	0,021	0,021	<LD	0,010	0,022	<LD
3 ANÉIS	ACENAFTILENO	0,004	0,002	0,002	<LD	<LD	<LD	0,009	<LD	<LD	0,005	<LD	<LD
	ACENAFTENO	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
	FLUORENO	0,004	0,003	0,003	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,005
	DIBENZOTIOFENO	0,001	0,001	<LD	<LD	0,001	<LD	0,001	0,001	<LD	0,001	0,001	0,001
	FENANTRENO	0,009	0,005	0,003	0,002	0,002	0,002	0,015	0,005	0,002	0,007	0,008	0,002
4 ANÉIS	ANTRACENO	0,004	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,007	0,002	0,001	0,004	0,003	0,001
	FLUORANTENO	0,028	0,016	0,009	<LD	0,005	0,001	0,060	0,008	0,002	0,013	0,013	0,002
	PIRENO	0,047	0,018	0,005	<LD	<LD	<LD	0,100	0,003	<LD	0,014	0,011	<LD
	BENZO[A]ANTRACENO	0,020	0,013	0,005	<LD	0,001	0,002	0,032	0,008	0,002	0,027	0,012	0,001
5 ANÉIS	CRISENO	0,037	0,024	0,013	0,005	0,007	0,006	0,050	0,017	0,007	0,040	0,023	0,007
	BENZO[B]FLUORANTENO	0,025	0,016	0,007	0,002	0,010	0,011	0,022	0,011	0,012	0,035	0,025	0,005
	BENZO[K]FLUORANTENO	0,018	0,015	0,001	0,002	0,010	0,012	0,025	0,016	0,014	0,039	0,026	0,007
	BENZO[E]PIRENO	0,014	0,011	0,006	0,003	0,008	0,013	0,019	0,020	0,011	0,023	0,029	0,007
	BENZO[A]PIRENO	0,036	0,037	0,247	0,104	0,060	0,044	0,157	0,079	0,050	0,076	0,113	0,082
	PERILENO	0,003	0,003	0,006	0,003	0,002	0,002	0,003	0,002	0,003	0,004	0,003	0,002
6 ANÉIS	DIBENZO [A.H] ANTRACENO	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	INDENO [1,2,3 - CD] PIRENO	0,011	0,012	0,020	0,012	0,010	0,005	0,012	0,010	0,028	0,037	0,023	0,008
	BENZO [G.H.I] PERILENO	0,029	0,029	0,038	0,009	0,028	0,009	0,052	0,025	0,054	0,078	0,047	0,013

<LD: menor que o limite de detecção;

Fonte: o autor, 2020

Gráfico 11 - Razão PC/PS das concentrações de HPAs



Essa maior concentração dos HPAs no período chuvoso pode ser relacionada aos fatores meteorológicos característicos desse período, onde as reações atmosféricas ficam menos intensas. A radiação que chega à superfície e as temperaturas são menores, reduzindo as reações fotoquímicas, agentes que atuam na remoção de HPAs da atmosfera (Zheng *et al.* 2020). Além disso, menores temperaturas favorecem a adesão desses compostos às partículas, como mencionado na sessão 2.4. Ao contrário, no período seco, com maiores radiações solares e maiores temperaturas, as reações químicas na atmosfera aumentam, podendo reduzir a concentração de HPAs, além da temperatura mais elevada volatilizar mais os COVs, incluindo HPAs, alterando a partição de gás/partícula.

Além dos fatores radiação solar e temperatura, outro parâmetro meteorológico afeta as variações sazonais dos HPAs. O aumento da velocidade do vento atua diluindo as partículas transportadas pelo ar (Harrison *et al.*, 1997). Neste estudo, a velocidade do vento durante o período chuvoso foi menor que a do período seco, o que favorece a menor dispersão desses poluentes, facilitando a sua adesão ao material particulado (SONG *et al.*, 2019).

A temperatura e a radiação solar apresentaram correlação moderada e inversamente proporcional ($p = 0,028$; $r = -0,45$) e fraca e inversamente proporcional ($p = 0,018$; $r = -0,28$) com os HPAs totais neste estudo, respectivamente. Outro parâmetro que influencia a concentração desse poluente atmosférico, atuando na sua dispersão, é a velocidade do vento. A correlação entre essas duas variáveis (HPAs e velocidade do vento) foi moderada e inversamente proporcional ($p = 0,003$; $r = -0,58$). O que significa que há correlação entre essas variáveis e que quanto maior for o valor desses parâmetros meteorológicos, menor será a concentração de HPAs aderidos ao MP₁₀.

Wu *et al.* (2014), Cao *et al.* (2018) e Miura *et al.* (2019) também observaram esse padrão na concentração desses compostos, HPAs na fase particulada com concentrações maiores durante o período de inverno (períodos mais frios), e relacionaram esses valores com as condições meteorológicas atuantes, principalmente, menor radiação solar e temperatura, e às atividades antrópicas, como queima de madeira e carvão, que se intensificam nesse período.

Observando a relação entre os HPAs totais (Σ HPAs) e a concentração de MP₁₀ (gráficos 12 e 13), pode-se perceber, em geral, uma relação proporcional entre as concentrações desses dois poluentes atmosféricos, apresentando valores da correlação de Pearson: $r = 0,19$, $p = 0,03$, sendo classificadas como proporcionais, o que significa que quando ocorre concentrações maiores de MP₁₀ há também maiores concentrações de HPAs totais. Em relação a concentração de HPAs leves e pesados com a concentração de MP₁₀ também houve correlações significativas com $p = 0,04$; $r = 0,41$ e $p = 0,04$ e $r = 0,17$, respectivamente.

Esse mesmo padrão foi observado por Cao *et al.* (2018), ao avaliar a concentração de HPAs presentes no MP_{2,5} durante períodos de neblina em Beijinh, China. Em seu estudo, foi observada uma correlação significativamente positiva ($p < 0,01$, $r = 0,874$) entre as concentrações atmosféricas de HPAs total (Σ 18 HAP) e as concentrações de PM_{2,5}. Carminitti (2008) também relataram correlações positivas entre a concentração de HPAs totais e MP em seu estudo na cidade de São Paulo, com valores para essa correlação de $r = 0,4$. Segundo Vasconcelhos *et al.* (2003), os valores mais baixos para essas correlações (valor máximo = 1) são consistentes com outros estudos realizados em regiões de clima tropical, onde a temperatura e a radiação são geralmente mais elevadas, fatores que causam a diminuição da concentração de HPAs aderidos ao MP. Liu *et al.* (2015) também encontraram correlações proporcionais entre a concentração de HPAs e MP₁₀. Em seu estudo, a correlação entre HPAs na fase gasosa com a concentração de MP foi de $r = 0,55$, e HPAs particulados com o MP foi de $r = 0,28$.

Gráfico 12 - Concentração de HPAs e MP no Período Chuvoso

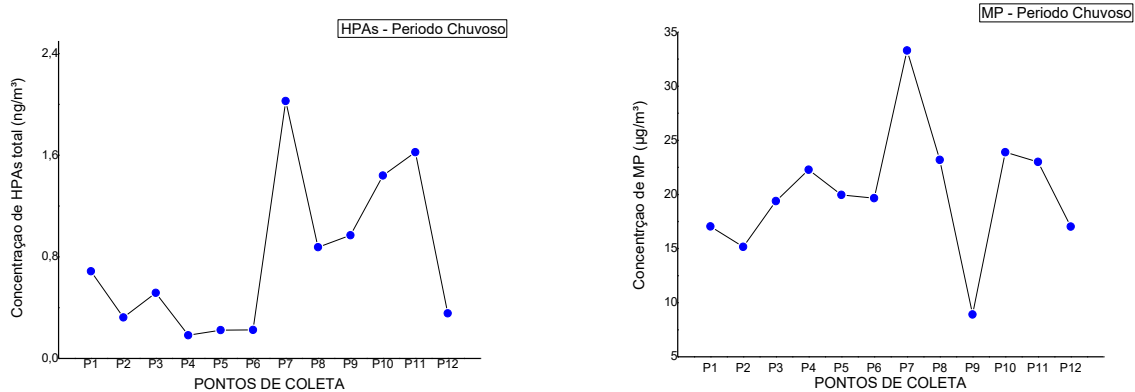
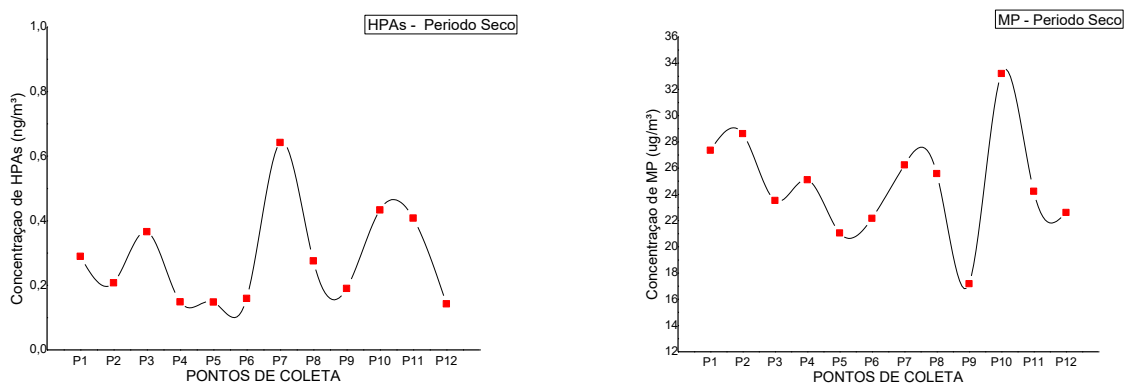


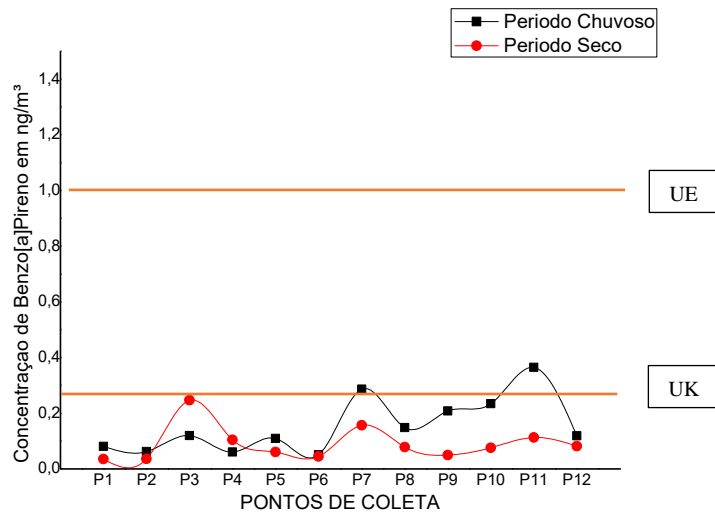
Gráfico 13 - Concentração de HPAs e MP no Período Seco



Quanto aos padrões de qualidade do ar, o Brasil não apresenta limites para os HPAs. Já nos padrões internacionais, o benzo[a]pireno é o único composto mencionado nas legislações destinadas a preservação da qualidade do ar (Parlamento Europeu e Conselho, 2008). A Diretiva Europeia (EU) 2004/107/EC estabelece o valor de 1 ng/m³ para a fração anual média de B[a]P na fração de MP₁₀. O Reino Unido (UK) estabelece uma concentração média anual de 0,25 ng/m³ (KEYTE; ALBINET; HARRISON, 2016). Já a Organização Mundial da Saúde apresenta os valores: 1/10.000, 1/100.000 e 1/1.000.000 de 1,2, 0,12 e 0,012 ng/m³, respectivamente, como diretrizes para o B[a]P que produzem riscos excessivos de câncer ao longo da vida (OMS, 2017). Assim, os valores apresentados neste estudo, no período chuvoso e período seco, não ultrapassaram os limites estabelecidos pela União Europeia. No entanto, durante o período

chuvoso, os pontos 7 e 11 apresentaram concentrações mais elevadas de BaP, ultrapassando os limites estabelecidos pelo Reino Unido. E os pontos P3, no período seco, e o P10 no período chuvoso, ficaram no limite do valor estabelecido pelo UK (gráfico 14).

Gráfico 14 - Concentração de HPAs x limites estabelecidos pela UE e UK



4.4 Razões de diagnóstico/identificação de fontes

Diversos estudos têm utilizado o método da razão de diagnóstico para identificar as fontes dos HPAs no ambiente, que utiliza como critério a natureza cinética ou termodinâmica desses compostos no ambiente. Desta forma, são feitas razões entre compostos que apresentem a mesma razão carga/massa, utilizadas para detectar esses compostos nas análises por cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa (CG-MS), minimizando as dificuldades de interpretação dos dados. Estas razões são baseadas na estabilidade termodinâmica dos HPAs, calculando sua diferença sempre em relação ao isômero mais estável (SOUSA, 2016).

A tabela 12 mostra algumas razões utilizadas na literatura e suas respectivas interpretações (a fonte associada).

Neste estudo, as razões utilizadas foram: Fen/Ant; Ant/(Ant+Fen); Ind/(Ind+BghiP); BaP/BghiP; BaA/(BaA+Cri) e BaP/(BaP+BeP). Os valores para as razões Fen/Ant e Ant/(Ant + Fen) confirmam que a fonte dos HPAs presentes no material particulado, nos dois períodos de estudo, é pirolítica (gráfico 15). As razões Ind/(Ind+BghiP) e BaA/(BaA+Cri), tanto no período chuvoso (gráfico 16) como no período seco (gráfico 16),

revelam que as fontes dos HPAs encontrados neste estudo são fontes veiculares. A razão BaP/BghiP, nos dois períodos de análise, confirma esse resultado. Por fim, a razão BaP/(BaP+BeP) mostra que as fontes são recentes (gráfico 17), o que era esperado, pois os pontos de coleta foram em ruas e avenidas com fluxo constante de veículos automotores.

Tabela 12 – Razões de diagnóstico e sua classificação de acordo com a literatura.

Razão	Faixa Limítrofe	Classificação da Origem	Referência
Fen/Ant	> 10	Petrogênica	SOCLO, 1986;
	<10	Pirolítica	SANT'ANNA Jr <i>et al.</i> , 2010.
Flu/Pir	>1	Pirolítica	SICRE <i>et al.</i> , 1987
	<1	Petrogênica	
Ant/(Ant+Fen)	>0,1	Pirolítica	YUNKER <i>et al.</i> ,
	<0,1	Petrogênica	(2002); Chen <i>et al.</i> (2007)
Flu/(Flu+Pir)	<0,4	Petrogênica	
	0,4 - 0,5	Combustão de Petróleo	YUNKER <i>et al.</i> ,
	>0,5	Combustão de carvão e biomassa vegetal	(2002).
Ind/(Ind+BghiP)	<0,2	Petrogênica	
	0,2 - 0,5	Fontes Veiculares	(YUNKER <i>et al.</i> ,
	>0,5	Combustão de Carvão	2002).
BaP/BghiP	<0,6	Emissões não	KATSOYIANNIS
	>0,6	comerciais Emissões do tráfego	<i>et al.</i> , (2007).
BaA/(BaA+Cri)	< 0,5	Emissão veicular	CECINATO <i>et. al.</i> ,
	> 0,5	Emissão industrial	(2014).
BaP/(BaP+BeP)	≠ 0,5	Partículas recentes	OLIVEIRA <i>et al.</i> ,
	<0,5	Fotólise	2011

Em geral, de acordo com os dados obtidos para a distinção de fonte, é observado que todos os pontos demonstraram predomínio de fontes pirolíticas, veiculares e fonte recentes.

Cecinato *et al.* (2014), em seu estudo realizado em cidades localizadas no norte, centro e sul da Itália e de localidades na província de Roma, associou os valores das razões $BaA/(BaA + CH)$, que ficaram em torno de 0,4, ao fluxo de veículos. Martinis *et al.* (2002) relataram, na cidade de São Paulo, uma razão $BaP/BghiP$ de 0,9, considerando como fonte dos HPAs as emissões diretas de escapamento de carros. Já sua razão $Ind/(Ind+BghiP) = 1.1$, foi muito superior ao valor proposto pela literatura para fontes de emissão veicular. Feretti *et al.* (2019), em seu estudo realizado em Brescia-Itália, apresentou valores para a razão $IcdP / (IcdP + BghiP)$ entre 0,31 – 0,36; $BaA/ (BaA+Cri)$ sempre maiores que 0,2 (0,29 – 0,38); $BaP/BghiP$ entre 0,77 – 1,11; $ANT / (ANT + PHE)$ entre 0,09 – 0,65 e BaP / BeP com valores entre 0,43 – 0,64. Cavalcante *et al.* (2017), analisando as fontes de HPAs na cidade de Fortaleza, obtiveram razões $BaA/(BaA+Cri)$ entre 0,3 e 0,9 e $Ind/(Ind+BghiP)$ entre 0,18 – 0,62.

Os veículos automotores são a principal fonte de HPAs aderidos ao Material Particulado em áreas urbanas (CAVALCANTE *et al.* 2017). Fortaleza, a quinta capital mais populosa do Brasil, apresentou uma frota elevada no ano de 2017, com 1.090.515 veículos, segundo dados do Detran-CE (2019). Os pontos analisados apresentam fluxo constante de veículos, relativamente alto. Desta forma, como o fenantreno é termodinamicamente mais estável que o antraceno, temperaturas mais elevadas, como a que ocorre durante a combustão dos combustíveis fósseis, liberam mais antraceno para o ambiente, tornando o valor da razão Fen/Ant mais baixas e da razão $Ant/(Ant + Fen)$ mais altas (BUDZINSKY *et al.*, 1997).

O Benzo[a]Pireno é um composto mais fotossensível, estando mais susceptível a sofrer fotólise e/ou oxidação na atmosfera, apresentando uma meia vida de 1,9h (MARTINIS *et al.*, 2002). Desta forma, quando a concentração desse composto está mais alta, sugere-se que a fonte é recente. Quando sua concentração é menor, significa que ocorreram reações fotoquímicas na atmosfera removendo esse composto da atmosfera. Portanto, valores da razão $BaP/(BaP+BeP)$ mais elevados, caso observado neste estudo, significa que esses HPAs foram lançados recentemente na atmosfera.

Outra razão entre HPAs parentais também é utilizada para identificar a origem geológica dos HPAs na atmosfera. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos de 3 e 4 anéis, por serem mais leves, podem ser transportados em um intervalo mais longo em comparação aos HPAs de 5 e 6 anéis, que por serem mais pesados sedimentam mais rápido. Desta forma, é feita uma razão entre os compostos mais leves e os compostos mais pesados ($HPAs\ 3 - 4\ anéis)/(HPAs\ 5 - 6\ aneis)$ para avaliar a origem geológica desses compostos. Assim, menores valores dessa razão sugerem fontes locais dos HPAs e valores mais altos sugerem fontes mais

distantes, tendo esses compostos sofrido transporte de longo alcance (HALSALL *et al.*, 2001, KONG *et al.*, 2015).

Gráfico 15 – Razões de diagnóstico Fen/Ant e Ant/(Ant+Fen) no período chuvoso e seco, respectivamente.

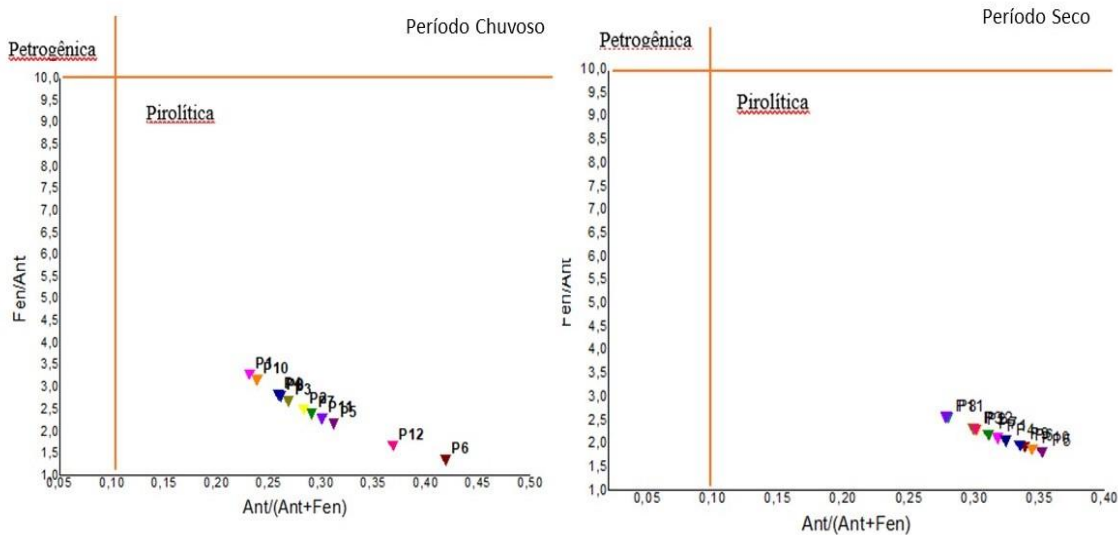


Gráfico 16 - Razões de diagnóstico Ind/(Ind+BghiP) e BaA/(BaA+Cri) no período chuvoso e seco, respectivamente.

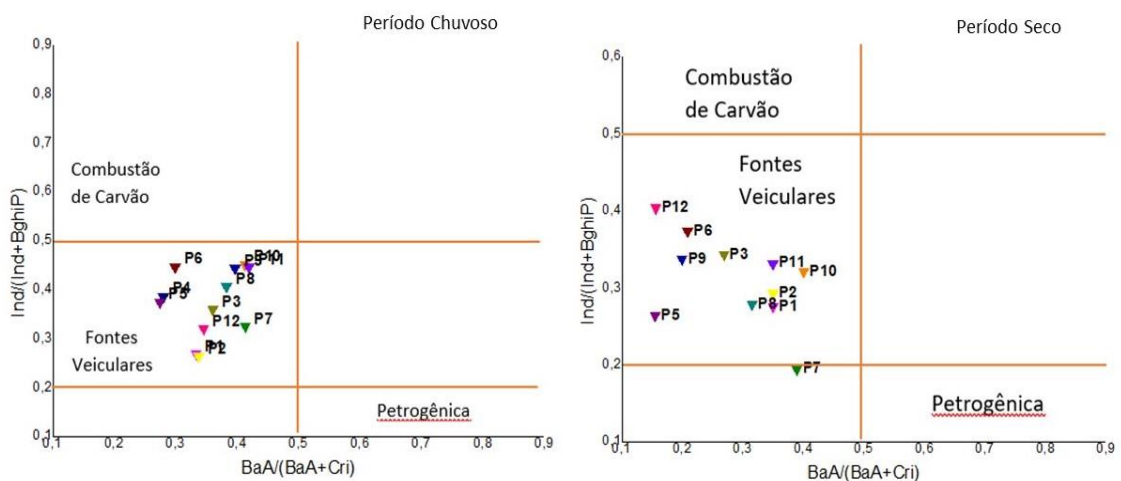
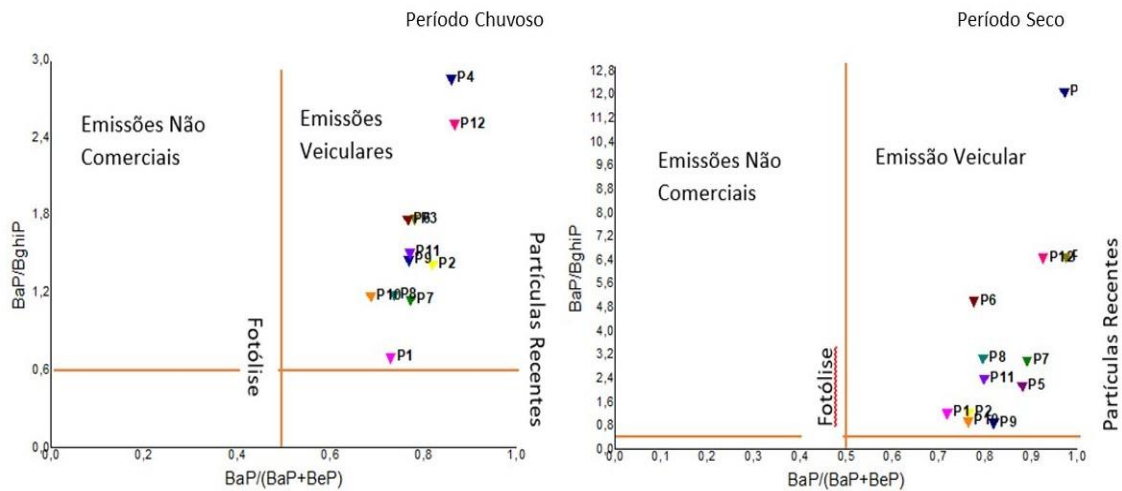


Gráfico 17 - Razões de diagnóstico BaP/BghiP e BaP/(BaP+BeP) no período chuvoso e seco, respectivamente.

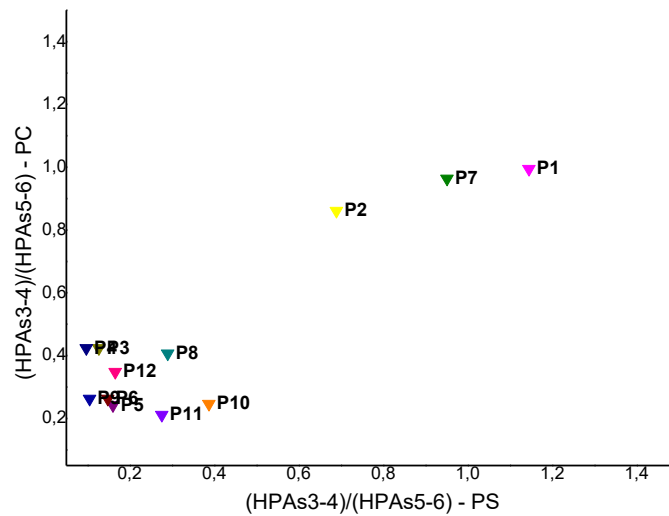


Os valores da razão (HPAs3-4)/(HPAs5-6) para este estudo (gráfico 18) variaram de 0,211 – 0,963 durante o período chuvoso e 0,097 – 1,145 no período seco, sugerindo fontes locais de emissão. Em média o valor dessa razão no período chuvoso (0,47) foi maior do que no período seco (0,38), que pode ser justificado pela maior estabilidade atmosférica durante o PC, dificultando a dispersão dos poluentes.

Cao *et al.* (2018) observaram o mesmo padrão em seu estudo. O valor da razão (HPAs 3 – 4 anéis)/(HPAs 5 – 6 anéis) de amostras coletadas na área urbana de Pequim variou de 2,1 – 6,8, enquanto que a mesma razão para amostras de áreas distantes das áreas urbanas e das fontes de emissão apresentaram valores entre 9,5 – 28,7.

Na Região Metropolitana de Fortaleza é utilizado diversos combustíveis, tais como gasolina, diesel, biodiesel, gás natural e a mistura de alguns desses combustíveis, devido a variedade de tipos de veículos. Desta forma, são encontrados padrões de HPAs diferentes dos relatados nas áreas urbanas do mundo (MARTINIS *et al.*, 2002). Esse fator aliado aos poucos estudos sobre HPAs emitidos pelo escapamento de veículos automotores nas áreas urbanas brasileiras, dificultam uma maior caracterização das fontes de emissão de HPA em partículas transportadas pelo ar na região metropolitana de Fortaleza (CAVALCANTE *et al.* 2017).

Gráfico 18 - Razões de diagnóstico (HPAs3-4)/(HPAs5-6) nos dois períodos analisados.



4.5 Risco de Câncer do Material Particulado Inalável

Os gráficos 19 e 20 mostram o risco de câncer do MP, para as pessoas em geral, para os fumantes e para os não fumantes em cada local amostrado e os limites máximos permitidos pelas agências regulamentadoras de saúde e meio ambiente US-EPA e OMS (que são os mesmos níveis adotados pela Resolução Conama 491/18). O cálculo foi feito para pessoas expostas por um período de 1 hora por dia nesses pontos de estudo, durante 7 dias da semana e por no máximo 70 anos. É apresentado apenas o risco de câncer para os homens, pois o risco de câncer para as mulheres é cerca de 6% maior do que para os homens. Isso ocorre quando se usa um modelo de avaliação de risco de câncer linear, de acordo com Cavalcante *et al.* (2005, 2006) e Sousa *et al.* (2011).

Pode-se observar que o risco de câncer para os fumantes, nos dois períodos do ano, foi maior que para as outras duas classes estudadas, devido ao seu maior risco relativo, e que no período seco o risco aumenta, já que as concentrações dos poluentes também aumentaram nesse período.

Amâncio e Nascimento (2012) relataram que crianças internadas com diagnóstico de asma foram superiores no período seco, apresentando 52,5% dos casos nesse período (176/336), em relação ao período chuvoso. As mudanças climáticas representam os principais agentes desencadeantes de crises asmáticas no primeiro ano da doença, além das infecções de

vias áreas superiores (CORREIA *et al.* 2002). Messa *et al.*, (2010) relataram que no período seco, com a influência da baixa umidade relativa do ar e das altas temperaturas, o controle da asma seria alterado, com intensificação das crises e da sua gravidade. O aumento de crises de asma no período seco está associado as maiores concentrações de MP relatadas nesse período, tendo os fatores meteorológicos influência na concentração desses poluentes, e consequentemente no risco à saúde humana, como doenças crônicas e risco de câncer.

Durante o período chuvoso nenhum ponto de coleta ultrapassou os limites estabelecidos pela US-EPA. No entanto, nesse mesmo período o ponto 7 ultrapassou o limite estabelecido pela OMS. Os demais pontos se mantiveram abaixo do limite de confiança dessa agência regulamentadora, nos três grupos destacados.

No período seco nenhum local estudado ultrapassou os limites estabelecidos pela US-EPA, no entanto, os pontos 1, 2, 7 e o 10 ultrapassaram o limite estabelecido pela OMS e os pontos 4 e 8 ficaram no limite estabelecido por essa agência. Os demais pontos se mativeram abaixo do limite estabelecido pela OMS.

Estudos realizados em mais de 30 países revelaram que o aumento de cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de MP no ar é responsável pelo acréscimo de 9 a 36% na taxa de câncer de pulmão nos últimos anos (HAMRA *et al.*, 2014).

De acordo com a Fundação do Câncer (2013), a exposição ao ar poluído é uma das principais causas de câncer de pulmão. Em 2010, 223 mil pessoas morreram de câncer de pulmão em decorrência da poluição do ar, principalmente por material particulado atmosférico.

Gouveia *et al.* (2006), em seu estudo realizado na cidade de São Paulo (SP), observaram um aumento de 4,6% nas internações por asma em crianças, de 4,3% por doença pulmonar obstrutiva crônica em idosos e de 1,5% por doença isquêmica do coração em idosos, devido à exposição ao material marticulado inalável. Amâncio e Nascimento (2012) observaram uma correlação positiva entre a concentração de MP_{10} e os casos de asma.

Gráfico 19 - Risco de Câncer para homens no PC

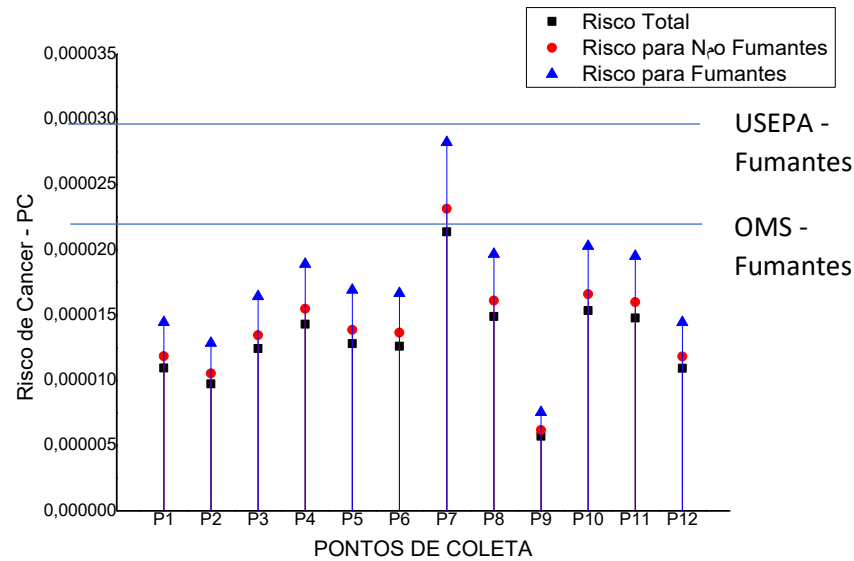
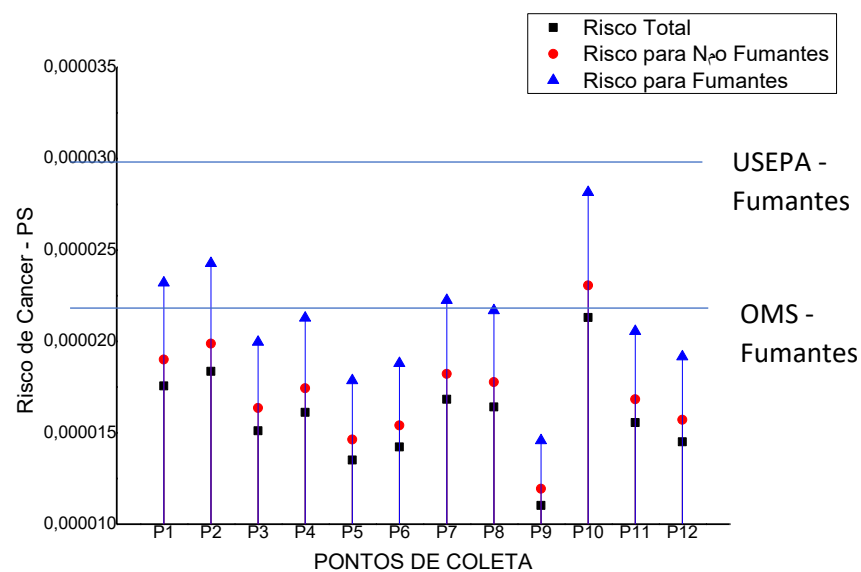


Gráfico 20 - Risco de Câncer para homens no PS



4.6 Risco à Saúde associado aos HPAs

Os valores dos TQEs no período chuvoso variaram de $2,18 \times 10^{-5}$ a $6,82 \times 10^{-4}$ ng/m³, e no período seco esses valores variaram de $7,52 \times 10^{-6}$ a $2,02 \times 10^{-4}$ ng/m³. Estudos realizados por Wang *et al.* (2019) relataram valores de TEQs de 10,2 ng/m³, Kumar *et al.* (2020) obtiveram valores de TEQs de 18,38ng/m³, 41,30 ng/m³ e 34,30ng/m³ em áreas semi-urbanas, urbanas e

rurais, respectivamente, e Iakovides *et al.* (2019) relataram valores de 0,056 ng/m³ e 0,057 ng/m³. Desta forma, os valores dos TEQs deste estudo, mostram-se bem abaixo dos valores relatados em outros estudos pelo mundo.

Os valores de risco excessivo de câncer variaram de $1,89 \times 10^{-9}$ e $5,93 \times 10^{-7}$, em relação ao IUR da OMS, no período chuvoso e de $6,5 \times 10^{-9}$ a $1,75 \times 10^{-7}$ no período seco. Quanto aos valores de IUR da USEPA, os ECR variaram de $1,31 \times 10^{-5}$ a $4,09 \times 10^{-4}$, no período chuvoso, e de $4,50 \times 10^{-6}$ a $1,21 \times 10^{-4}$ no período seco. Levando em consideração que a exposição a 0,012 ng/m³ de B(a)P produz um risco excessivo de câncer de 1/1.000.000, segundo a OMS, os riscos excessivos de câncer obtidos neste estudo podem ser considerados baixos.

A tabela 13 mostra os valores dos TQEs e ECR dos pontos de estudo em relação a OMS e a USEPA.

Tabela 13 – Valores dos TEQs e ECR dos pontos de estudo nos dois períodos do ano

	TEQs 16 HPAs - PC	TEQs 16 HPAs - PS	ECR – OMS - PC	ECR – OMS - PS	ECR – USEPA - PC	ECR – USEPA - PS
P1	2,39E-04	9,27E-05	2,1E-07	8,1E-08	1,4E-04	5,6E-05
P2	9,76E-05	4,55E-05	8,5E-08	4,0E-08	5,9E-05	2,7E-05
P3	8,52E-05	2,30E-05	7,4E-08	2,0E-08	5,1E-05	1,4E-05
P4	2,52E-05	7,52E-06	2,2E-08	6,5E-09	1,5E-05	4,5E-06
P5	2,32E-05	1,09E-05	2,0E-08	9,5E-09	1,4E-05	6,5E-06
P6	2,18E-05	1,03E-05	1,9E-08	9,0E-09	1,3E-05	6,2E-06
P7	6,82E-04	2,02E-04	5,9E-07	1,8E-07	4,1E-04	1,2E-04
P8	1,54E-04	2,84E-05	1,3E-07	2,5E-08	9,3E-05	1,7E-05
P9	1,24E-04	8,96E-06	1,1E-07	7,8E-09	7,4E-05	5,4E-06
P10	1,35E-04	4,62E-05	1,2E-07	4,0E-08	8,1E-05	2,8E-05
P11	1,77E-04	4,51E-05	1,5E-07	3,9E-08	1,1E-04	2,7E-05
P12	4,83E-05	1,08E-05	4,2E-08	9,4E-09	2,9E-05	6,5E-06

Fonte: o autor, 2020

Os riscos de câncer nos dois períodos do ano estão expostos nos gráficos 21 e 22. O risco de câncer, para crianças, variou de $1,3 \times 10^{-10}$ a $4,09 \times 10^{-9}$ no período chuvoso, e de $4,5 \times 10^{-11}$ a $1,21 \times 10^{-9}$ no período seco. E para adultos variou de $6,8 \times 10^{-10}$ a $2,1 \times 10^{-8}$ no período chuvoso e de $2,3 \times 10^{-10}$ a $6,3 \times 10^{-9}$, no período seco. O ponto que apresentou maior risco de câncer foi o ponto 7, nos dois períodos do ano, ponto com maior concentração de HPAs totais. E o que apresentou menor risco de câncer para crianças foi o ponto 5 e o ponto 4, no período chuvoso e seco, respectivamente. Para os adultos, os pontos que apresentaram menor risco de câncer foram os pontos 6, para o período chuvoso, e o ponto 4 para o período seco. Pode-se observar que o risco excessivo de câncer para os adultos, em todos os pontos e nos dois períodos

analisados, foi maior do que o risco para as crianças, que pode ser atribuído, principalmente, à maior taxa de inalação (TI) e duração da exposição (ED) dos adultos em relação às crianças. Os valores dos ILCR de todos os pontos de estudo, no período chuvoso e período seco, foram menores do que 10^{-6} , indicando um risco de câncer relativamente baixo ou insignificante.

O ponto que apresentou maior risco de câncer para crianças e adultos, é o ponto que tem o maior fluxo diário anual médio de veículos. E os pontos que apresentaram menor risco de câncer estão entre os pontos que apresentam os menores fluxos diários anuais médios. Christense e Arora (2007) relataram que a principal fonte de HPAs na atmosfera são as emissões veiculares, e seus níveis mais altos são encontrados nas áreas central, metropolitana ou comercial das grandes cidades. Dong e Lee (2009), detectaram níveis altamente tóxicos de HPAs no centro de Ulsan, na Coreia do Sul e atribuíram esses níveis mais altos ao elevado fluxo de tráfego na área. Segundo Murakami *et al.* (2005) e Aryal *et al.* (2006), existe uma grande possibilidade de o material particulado em suspensão depositado nas ruas ser exposto a HPAs gerados por emissões veiculares, pela pavimentação asfáltica e por pneus de borracha.

O risco de câncer no período chuvoso foi maior do que no período seco, tanto para crianças como para adultos. Esse maior risco no período chuvoso está associado a maior concentração de HPAs nesse período, decorrente da influência dos fatores meteorológicos, que favorecem uma maior concentração desse poluente atmosférico.

Cavalcante *et al.* (2016) também calcularam o risco de câncer na Região Metropolitana da Cidade de Fortaleza e relataram valores entre 10^{-8} a 10^{-7} , valores mais próximos dos valores deste estudo, no entanto, mais altos. Kumar *et al.* (2020), em seu estudo na cidade de Jamshedpur – Índia, relataram valores entre $1,65 \times 10^{-6}$ e $8,6 \times 10^{-6}$, para crianças e adultos respectivamente, em locais semi-urbanos. Em ambiente urbano foram relatados valores de $3,69 \times 10^{-6}$ para crianças e de $19,40 \times 10^{-6}$ para adultos, e de $3,08 \times 10^{-6}$ e $15,78 \times 10^{-6}$, para crianças e adultos, respectivamente, em ambiente rural. Wang *et al.* (2019) mostraram valores de $2,17 \times 10^{-7}$ para ILCR de crianças e de $1,2 \times 10^{-6}$ para ILCR de adultos, na cidade de Xi'na, na China. Mihankhah, Saeedi e Karbassi (2020), calculando o risco de câncer no Iran, relataram valores de ILCR para adultos de $3,62 \times 10^{-4}$, $9,89 \times 10^{-5}$ e $1,54 \times 10^{-4}$, para áreas comerciais, residenciais e industriais, respectivamente. Para as crianças, esses valores foram $6,62 \times 10^{-9}$, para área comercial, $1,81 \times 10^{-9}$ para área residencial e $2,82 \times 10^{-9}$ para área industrial.

Segundo Fernandes *et al.*, (2002) o tempo de exposição a uma concentração de $0,75 \text{ ng.m}^{-3}$ de B(a)P, causa a morte de 6 a 7 pessoas entre 100.000 indivíduos. Diversos outros estudos de exposição ocupacional aos HPAs relatam um aumento no índice de câncer de pulmão, pele, bexiga e de outros órgãos com o aumento da exposição a esses poluentes

atmosféricos. Dentre esses cânceres, o de pulmão é o principal tipo de câncer associado à inalação de HPAs (IARC, 2005; ATRSD, 2011).

Gráfico 21 - Risco de Câncer para crianças e adultos no período chuvoso

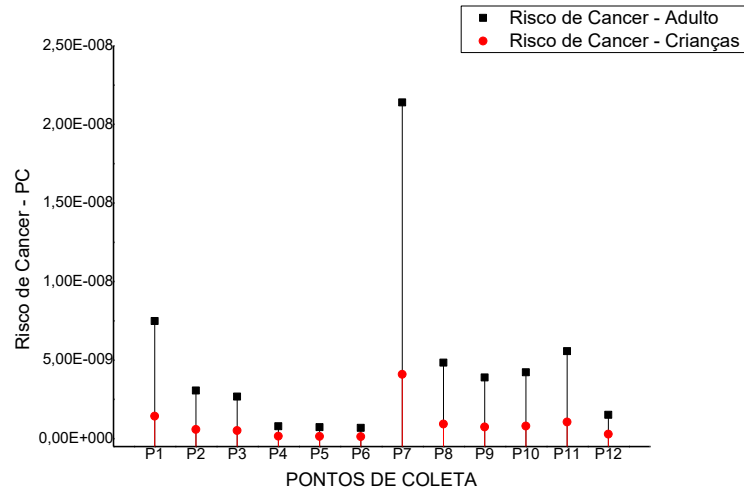
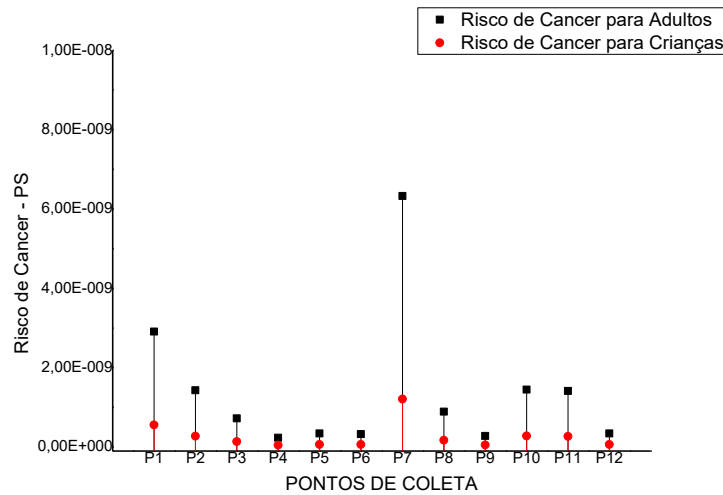


Gráfico 22 - Risco de Câncer para crianças e adultos no período seco



4.7 Distribuição Espacial dos Compostos Analisados

Utilizando o software Surfer 13, com ferramentas geoestatísticas e com os dados coletados neste estudo, obteve-se o mapa do modelo de dispersão espacial das concentrações de material particulado atmosférico (figuras 19 e 20) e de HPAs totais (figuras 21 e 22) nas áreas de estudo no período chuvoso e seco.

As plumas de dispersão apresentadas nos mapas de MP e HPAs totais seguem o mesmo padrão das concentrações mostradas nas sessões 4.2 e 4.3. As plumas de maiores

concentrações de material particulado foram observadas no período seco. Já as plumas de maiores concentrações dos HPAs totais foram apresentadas no mapa de dispersão do período chuvoso.

No mapa de dispersão do período chuvoso, a maior concentração de MP registrada está presente na pluma originária do ponto 7 (Duque de Caxias), que é o ponto onde há um maior volume de veículos em comparação aos demais pontos estudados. Essa concentração vai diminuindo gradativamente entre os pontos ao redor do ponto 7, sendo os pontos P9 (ao lado direito da pluma do ponto 7) e o P2 (ao lado esquerdo da pluma do ponto 7) os que apresentaram plumas de menor concentração. Os pontos P9 e P2 são os pontos com menor volume médio diário de veículos, dentre os demais pontos de estudo.

O mapa do período seco nos mostra que a pluma de maior concentração do MP está localizada no entorno do ponto 10. E as plumas de menores concentrações de MP foram registradas entre os pontos 9 e 6. A Avenida Barão do Rio Branco (P10) é o ponto com o segundo maior volume médio de veículos por dia e o ponto 6 apresenta um fluxo menor de veículos, assim como o ponto 9.

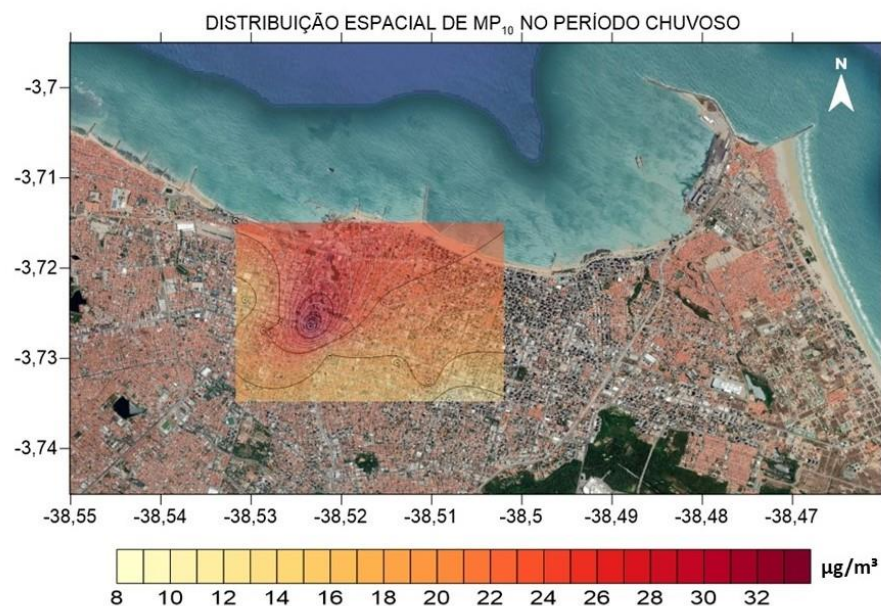
Quanto ao mapa de dispersão dos HPAs, a pluma de maior concentração está localizada no P7, nos dois períodos do ano. Esse ponto, Duque de Caxias, apresenta o maior fluxo diário anual médio de veículos e comporta tanto veículos do ciclo otto (movidos a gasolina e álcool) como veículos do ciclo diesel (movidos a diesel). Como exposto nas tabelas 10 e 11 esse ponto apresentou 19 compostos, no período chuvoso, e 20 no período seco, dos 21 HPAs quantificados neste estudo. Ou seja, o ponto 7 foi um dos únicos pontos que contia HPAs leves e pesados nas amostras de MP, resultando em uma maior concentração de HPAs totais. A pluma ainda permanece com valores mais altos nos pontos 10 e 11, Avenida Presidente Castelo Branco e Rua General Sampaio, pontos com o segundo e o terceiro maior fluxo médio anual de veículos. Esses pontos também apresentam elevado fluxo de veículos movidos a diesel e a gasolina, apresentando quase todos os HPAs quantificados nas amostras. Todos os pontos mencionados com maior concentração desses compostos são área comerciais.

Já o ponto 4, em geral, apresentou os menores valores de HPAs totais nos dois períodos analisados, mostrando uma pluma de menor concentração no mapa. Esse ponto, Rua Nogueira Acioli, é uma zona residencial com predominância de veículos leves e apresentou um dos menores fluxos diários anuais médios de veículos. Quanto aos HPAs quantificados, o ponto 4 só apresentou 15 compostos no período chuvoso, sendo a maioria HPAs (10) com 4 – 6 anéis benzênicos, e 12 compostos no período seco, com apenas 4 compostos com 2 – 3 anéis benzênicos, com concentrações bem baixas (na faixa de 10^{-3}).

Os veículos automotores são a principal fonte de HPAs em áreas urbanas (JAKOBER *et al.* 2007). Estudos estimaram que as emissões veiculares são responsáveis por 46 a 90% do total de HPAs presentes no material particulado (JANG; ALAM; HARRISON, 2013). Segundo Netto *et al.* (2000), um total de 54.000 toneladas de HPAs contaminavam, até o ano do estudo, o território do Reino Unido, sendo os processos de combustão da matéria orgânica responsáveis por 1.000 toneladas por ano, das quais as fontes veiculares seriam responsáveis por 80 toneladas por ano. Keyte, Albinet e Harrison (2016) observaram correlações positivas entre a concentração total de HPAs presentes no material particulado atmosférico com o fluxo veicular. O presente estudo obteve uma correlação positiva e moderada entre a concentração de MP_{10} e HPAs totais com o volume de veículos $r = 0,61$, $p = 0,001$ e $r = 0,60$, $p = 0,002$, respectivamente.

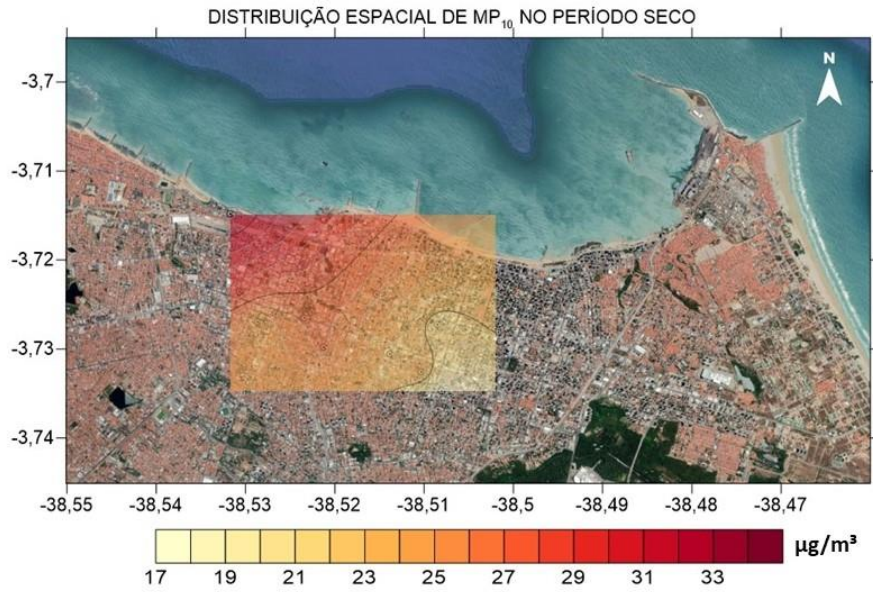
É notório que as maiores concentrações dos dois poluentes analisados estão nas plumas que se movimentam na direção leste/sudeste, principalmente no período seco. Essa orientação é a mesma predominante nos dias de coleta e é também a dos ventos de Fortaleza, que ocorrem predominantemente entre as direções E (Leste) e SE (Sudeste) (CABRAL E CAMPOS, 2016). No entanto, durante o período chuvoso, há também dispersão no sentido S – SO (sul – sudoeste), o mesmo padrão apresentando pela rosa dos ventos do período chuvoso.

Figura 19 - Distribuição Espacial do MP_{10} nos Pontos de Coleta durante o PC



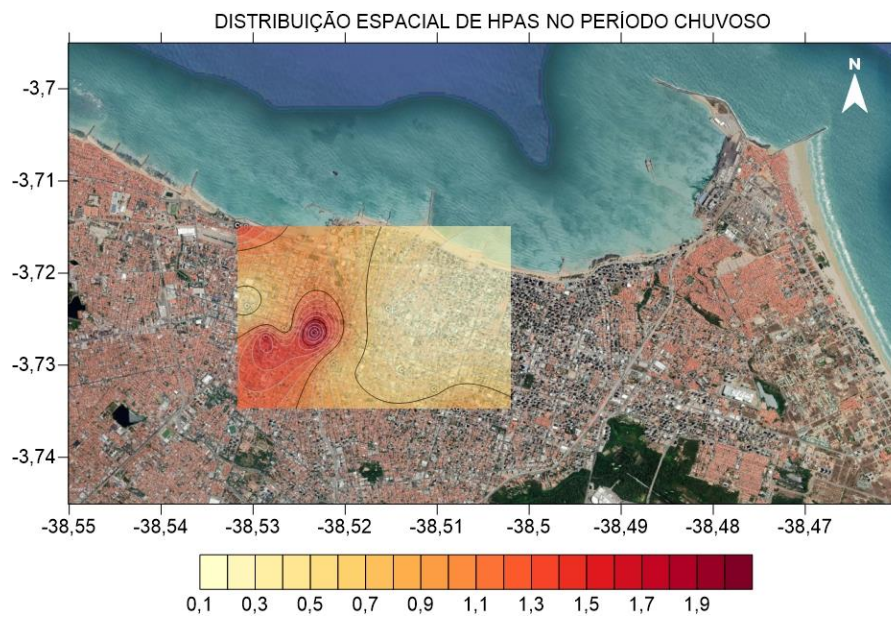
Fonte: o autor, 2019

Figura 20 - Distribuição Espacial do MP nos Pontos de Coleta durante o PS



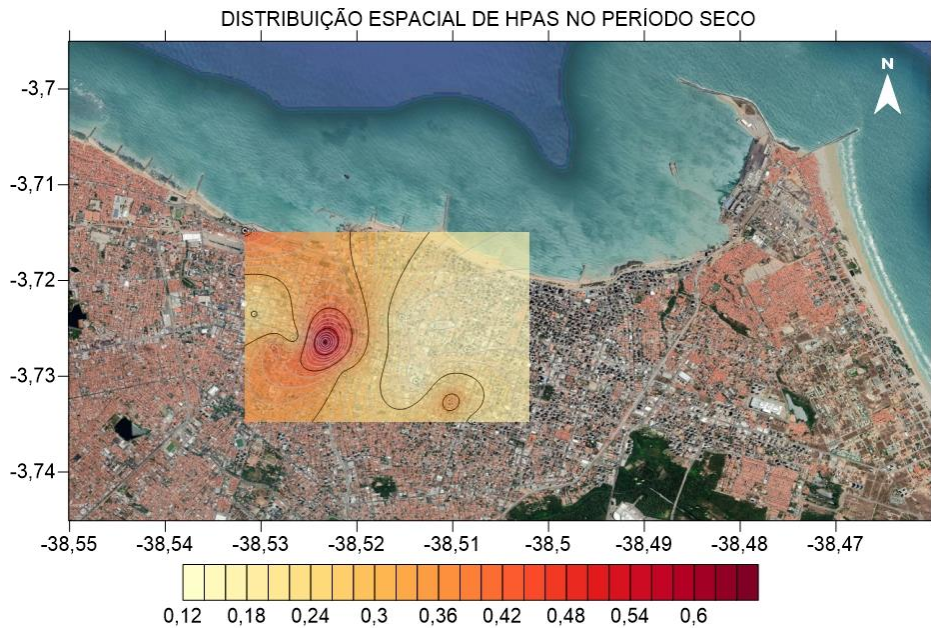
Fonte: o autor, 2019

Figura 21 - Distribuição Espacial de HPAs totais nos Pontos de Coleta durante o PC



Fonte: o autor, 2019

Figura 22 - Distribuição Espacial de HPAs totais nos Pontos de Coleta durante o PS



Fonte: o autor, 2019

4.8 Cânions Urbanos

Os resultados das classificações dos cânions dos 12 pontos de coleta deste estudo estão apresentados na tabela 14 e estão ilustrados nas figuras 23,24 e 25.

Os pontos caracterizados como avenidas de cânions, são compostos por construções baixas (de no máximo 9 metros de altura) e com vias bastante largas (de 15 – 35 metros de largura). Os pontos classificados como cânions regulares, apresentam edificações bem mais elevadas, com alturas entre 15 – 46 metros, e largura da via entre 8m – 26 metros. Já o ponto classificado como cânion profundo apresentou uma altura das edificações de 31,5 metros com uma largura da via de 13,5 metros.

Tabela 14 - Classificação dos Cânions nos 12 pontos analisados

Pontos de Coleta	Valor da Razão H/W	Classificação do Cânion
P1	0,3	Avenida de Cânion
P2	0,2	Avenida de Cânion
P3	1,1	Cânion Regular
P4	0,7	Cânion Regular

P5	1	Cânion Regular
P6	1	Cânion Regular
P7	0,8	Cânion Regular
P8	0,5	Avenida de Cânion
P9	2,2	Cânion Profundo
P10	0,1	Avenida de Cânion
P11	0,3	Avenida de Cânion
P12	0,7	Cânion Regular

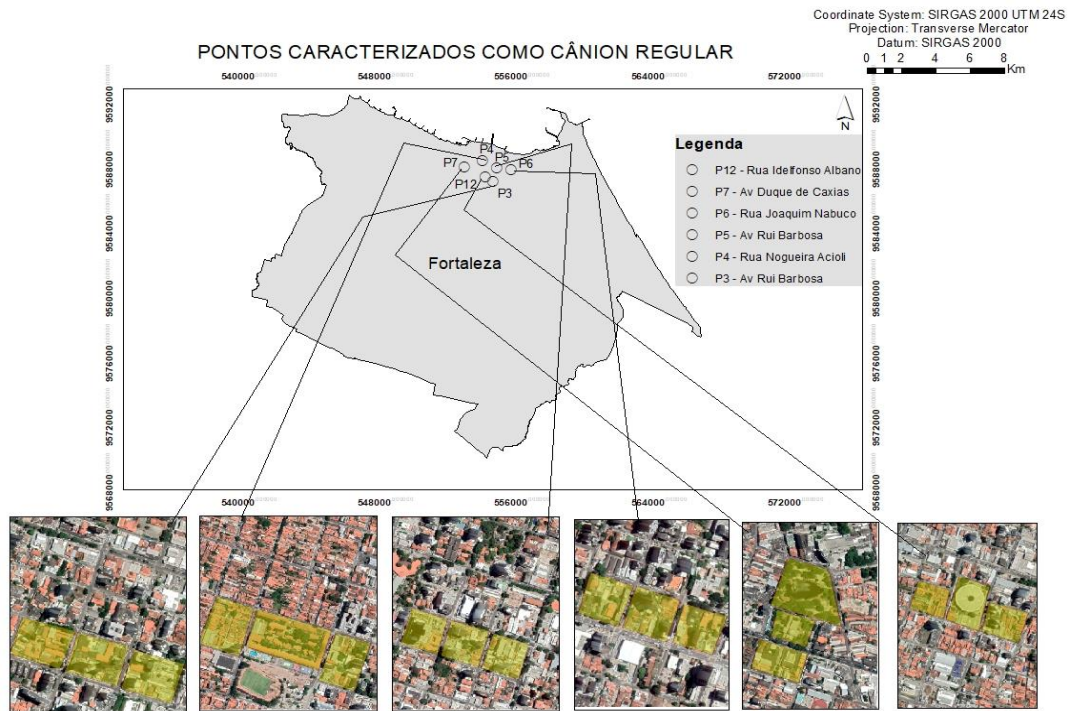
Fonte: o autor, 2020

Figura 23 – Avenidas de Cânions e suas respectivas localizações



Fonte: o autor, 2019

Figura 24 – Cânions Regulares e suas respectivas localizações



Fonte: o autor, 2019

Figura 25 – Cânion Profundo e sua respectiva localização



Fonte: o autor, 2019

Como pode-se observar no apêndice B, os pontos classificados como avenidas de cânion, em geral, eram áreas residenciais e comerciais, com predominância de casas. Esses pontos estão de acordo com a classificação de Oke (2006), que considera áreas de avenidas de cânions como uma área urbanizada, com densidade de média a baixa, a exemplo de áreas comerciais. Os cânions regulares, apresentam uma mistura entre casas e edifícios, com construções mais antigas, utilizando, na maioria das vezes, tijolos e pedras de revestimento. Oke (2006), utilizada como exemplo de cânions regulares cidades históricas, que apresentam estruturas parecidas com as observadas nos pontos deste estudo. Já o ponto classificado como cânion profundo é marcado pela predominância de edifícios altos, e coincide com a classificação de Oke (2006), pois são áreas intensamente urbanizadas, com edificações próximas e com alto desenvolvimento vertical.

Cavalcante *et al.* (2017), em seu estudo sobre a caracterização de cânions urbanos e seus efeitos climáticos na cidade de Fortaleza-CE, observou as mesmas características dos pontos deste estudo para os três tipos de cânions identificados.

As interferências dos cânions urbanos na direção e velocidade do vento e na temperatura dentro desses espaços, assim como a radiação solar que chega à superfície, não poderão ser estimadas neste estudo (apresentaram correlação não significativa, $p > 0,05$), pois não ocorreram coletas de dados meteorológico nos pontos de coleta, tendo sido utilizado neste estudo valores dos parâmetros meteorológicos fornecidos pela FUNCEME, apresentando valores gerais para a cidade de Fortaleza-CE. Para que pudesse ser feita uma correlação entre essas variáveis, esses parâmetros meteorológicos teriam que ter sido coletados nos pontos de estudo, ou seja, dentro de cada cânion.

Quanto a relação dos cânions com a concentração dos poluentes, foi observado um padrão diferente do esperado e relatados pela literatura. Foram feitas correlações de Pearson, que medem o grau da correlação entre duas variáveis de escala métrica, entre as razões H/W e a concentração de HPAs totais, leves e pesados, não apresentando correlação significativa ($p > 0,05$). A mesma correlação foi feita para o MP_{10} apresentando correlação moderada e inversamente proporcional ($p = 0,006$; $r = -0,54$).

Assim, consideramos que os cânions urbanos não contribuíram de forma relevante/significativa para os valores das concentrações de material particulado e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos obtidos neste estudo. Essas concentrações são resultantes de outros fatores, como o fluxo veicular e a ação dos fatores meteorológicos, como já explicado.

Maia, Netto e Costa (2019), em seu estudo sobre a forma urbana e a poluição atmosférica da cidade do Rio de Janeiro, apresentaram valores opostos aos mostrados neste estudo. Eles constataram que os resultados apontaram para uma relevância dos aspectos do percentual de verticalização e da taxa de ocupação na concentração dos poluentes nos casos estudados, apresentando correlação entre a verticalização e a concentração de MP de: $r = 0,29$; $r = 0,21$ e $0,21$, para os anos 2012, 2013 e 2014 respectivamente. Eles observaram que o aumento da verticalização corroborou para o aumento de material particulado e justificaram esse fato pela presença de edificações verticalizadas dificultarem os movimentos de ar que auxiliariam na dispersão e diluição dos poluentes.

Marques *et al.* (2019), observou uma correção negativa entre a velocidade do vento e a altura das edificações ($r = - 0,39$) na cidade de Fortaleza. No entanto, correlações estatisticamente significativas não foram obtidas entre as edificações e as concentrações de MP, mostrando que não há relação direta entre essas variáveis, assim como este estudo.

Scungio *et al.*, (2018) fez uma simulação computacional para saber a relação da frota veicular na concentração de HPAs e a influência dos cânions urbanos na concentração desses poluentes. Os resultados mostraram que há influência dos cânions sobre a concentração dos HPAs, pois valores mais altos desses compostos foram observados na parte inferior de cada cânion, uma vez que a interação entre o fluxo de fluido no interior do cânion e o vento livre é mais fraca, e observou que com o aumento do valor da razão H/W, essa interação se tornava ainda mais fraca no fundo do desfiladeiro da rua e, como consequência, havia uma maior concentração de HPAs.

5. CONCLUSÃO

Diante dos resultados observados ao longo desta pesquisa, conclui-se que a concentração de MP₁₀ nos pontos de estudo estão em níveis satisfatórios, pois a concentração desse poluente, nos dois períodos do ano e em todos os pontos de estudo, ficou abaixo do limite estabelecido pela OMS.

Os HPAs, em relação aos limites estabelecidos pela União Européia, estão em níveis satisfatórios, pois todos os pontos nos dois períodos do ano não ultrapassaram os limites estabelecidos por essa diretriz. Em relação aos limites estabelecidos pelo Reino Unido, os níveis de HPAs não foram satisfatórios no período chuvoso, pois alguns pontos de coleta ultrapassaram os limites estabelecidos por esse país. No período seco todos os níveis ficaram abaixo do limite estabelecido pelo UK.

Pode-se observar também que a concentração de material particulado no período seco foi maior que no período chuvoso, devido as condições meteorológicas que favoreceram a maior concentração de MP nesse período. Já a concentração de HPAs mostrou um comportamento contrário, apresentando maior concentração no período chuvoso em relação ao período seco, pois no período seco algumas variáveis meteorológicas favorecem a remoção desse poluente da atmosfera, o que mostra que a sazonalidade teve bastante influência na concentração dos poluentes atmosféricos.

As razões de diagnóstico dos HPAs mostraram que as fontes predominantes desse poluente atmosférico nos pontos de coleta foram: fontes pirolíticas, emissões veiculares e fontes recentes.

A razão H/W não apresentou correlação com os fatores meteorológicos, pois as variáveis meteorológicas apresentadas neste estudo não foram coletadas dentro dos cânions urbanos, mas sim na estação da FUNCEME, que fornece dados gerais da cidade de Fortaleza-CE. Quanto a correlação dessa razão com a concentração de MP₁₀ e HPAs, esta mostrou-se diferente do padrão relatado pela literatura.

Quanto ao risco à saúde humana, o MP não apresentou risco de câncer em relação aos níveis estabelecidos pela USEPA, no entanto apresentou risco nos dois períodos do ano, o ponto 7 durante o período chuvoso e os pontos 1, 2, 7 e 10 no período seco, em relação aos limites estabelecidos pela OMS. Além disso, o risco de câncer para pessoas fumantes é maior do que para pessoas não fumantes e pessoas em geral. O risco de câncer para mulheres é cerca de 6% maior do que dos homens, por conta do seu peso médio, que é menor, e sua expectativa de vida que é maior do que a dos homens.

Quanto ao risco à saúde humana dos HPAs, tanto o risco excessivo de câncer quanto o risco de câncer para crianças e adultos, em todos os pontos de estudo e nos dois períodos do ano estudados, não apresentaram risco, ficando cerca de 10^{-2} vezes menor do que o valor de referência para causar câncer.

A trajetória dos poluentes e a correlação de Pearson mostraram que os veículos automotores tiveram bastante influência na concentração tanto dos HPAs quanto do MP, sendo a principal fonte desses compostos nos pontos de coleta. Portanto, faz-se necessário a melhoria da qualidade do combustível, do processo de combustão ou redução da frota veicular para minimizar os níveis de poluentes atmosféricos.

Por fim, é importante destacar que os resultados desta pesquisa são de caráter indicativo e não conclusivo, precisando haver um maior e frequente monitoramento da

qualidade do ar da cidade de Fortaleza-CE para que conclusões definitivas possam ser elaboradas.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, HUSSEIN I. & MANSOUR, MONA S.M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal Of Petroleum**, [s.l.], v. 25, n. 1, p.107-123, mar. 2016. Elsevier BV.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSD). Support document to the 2011 priority list of hazardous substances that will be the subject of toxicological profiles. **Division of Toxicology and Environmental Medicine, Atlanta**, 2011.
- AKOVIDES, MINAS et al. Study of the occurrence of airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons associated with respirable particles in two coastal cities at Eastern Mediterranean: Levels, source apportionment, and potential risk for human health. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 213, p.170-184, set. 2019. Elsevier BV.
- AKYÜZ, MEHMET & ÇABUK, HASAN. Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 408, n. 22, p.5550-5558, out. 2010. Elsevier BV.
- AHTER, MARIE et al. Gender differences in the disposition and toxicity of metals. **Environmental Research**, [s.l.], v. 104, n. 1, p.85-95, maio 2007. Elsevier BV.
- ALIAS, M., HAMZAH, Z., KENN, L. S. PM10 and total suspended particulates (tsp) measurements in various power stations. **The Malaysian Journal of Analytical Sciences**, 11, n. 1, 255-261, 2007.
- AMÂNCIO, CAMILA TROLEZ & NASCIMENTO, LUIZ FERNANDO COSTA. Asma e poluentes ambientais: um estudo de séries temporais. **Revista da Associação Médica Brasileira**, [s.l.], v. 58, n. 3, p.302-307, maio 2012. Elsevier BV.
- AMODIO, MARTINO et al. Particulate PAHs in two urban areas of Southern Italy: Impact of the sources, meteorological and background conditions on air quality. **Environmental Research**, [s.l.], v. 109, n. 7, p.812-820, out. 2009. Elsevier BV.
- ARYAL, R.K. et al. Characteristics of particle-associated PAHs in a first flush of a highway runoff. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 53, n. 2, p.245-251, jan. 2006. IWA Publishing.
- BABA, RICARDO KAZUO; VAZ, MARIA SALETE MARCON GOMES; COSTA, JÉSSICA DA. Correção de dados agrometeorológicos utilizando métodos estatísticos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [s.l.], v. 29, n. 4, p.515-526, dez. 2014. Fap UNIFESP (SciELO).
- BAEZA-SQUIBAN, A. et al. Airborne particles evoke an inflammatory response in human airway epithelium. Activation of transcription factors. **Cell Biology And Toxicology**, [s.l.], v. 15, n. 6, p.375-380, 1999. Springer Nature.

BARBOSA, ANDRÉIA MARIA. Caracterização Elementar Sazonal do PM10 e a Influência das Condições Meteorológicas em Cuiabá-Mt. 2007. 104 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Rograma de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente**, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2007.

BARROSO, HILEIA DOS SANTOS. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em Organismos Marinhos na Baía do Almirantado, Península Antártica. 160 f. Tese (Doutorado) - **Curso de Ciências, Oceanografia Química e Geológica**, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BATTISTA, G. et al. On the Influence of Geometrical Features and Wind Direction over an Urban Canyon Applying a FEM Analysis. **Energy Procedia**, [s.l.], v. 81, p.11-21, dez. 2015. Elsevier BV.

BEGUM, BILKIS A.; BISWAS, SWAPAN K.; HOPKE, PHILIP K. Assessment of trends and present ambient concentrations of PM2.2 and PM10 in Dhaka, Bangladesh. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 1, n. 3, p.125-133, nov. 2008. Springer Nature.

BENDER, ANA PAULA & DZIEDZIC, MAURÍCIO. Dispersão de poluentes nos eixos estruturais em Curitiba (PR), Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 19, n., p.31-42, 2014. FapUNIFESP (SciELO).

BERNARDO, DOUGLAS L. et al. Carcinogenicity Of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Química Nova**, [s.l.], p.789-794, 2016. GN1 Genesis Network.

BI, XINHUI et al. Distribution of particulate- and vapor-phase n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou, China. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 37, n. 2, p.289-298, jan. 2003. Elsevier BV.

BIAZATI, LUCIANA B. et al. Oxidation of Benzo(a)pyrene in Aqueous Matrices by Cobalt Doped Magnetite Combined with Hydrogen Peroxide. **Revista Virtual de Química**, [s.l.], v. 9, n. 3, p.848-860, 2017. Sociedade Brasileira de Química (SBQ).

BLOEMSMA, LIZAN D. et al. The associations of air pollution, traffic noise and green space with overweight throughout childhood: The PIAMA birth cohort study. **Environmental Research**, [s.l.], v. 169, p.348-356, fev. 2019. Elsevier BV.

BORILLO, GUILHERME CARDOSO. Hpas e Nitro-HPAs na emissão de material particulado de um motor euro v utilizando diesel e biodiesel em diferentes proporções. 107 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Engenharia e Ciências dos Materiais**, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BOZEK, FRANTISEK et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon adsorption on selected solid particulate matter fractions. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 126, p.128-135, fev. 2016. Elsevier BV.

BRASIL. INSTITUTO DE PLANEJAMENTO DE FORTALEZA - IPLANFOR. **Plano de Mobilidade de Fortaleza PlanMob**. 2015. Disponível em: http://fortaleza2040.fortaleza.ce.gov.br/site/assets/files/publications/fortaleza2040_plano_de_mobilidade_urbana_17-08-2015.pdf. Acesso em: 28 jun. 2019.

BRASIL. ESTADO DO CEARÁ DETRAN - DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO. **Quantidade de veículo por município até maio / 2019**. Disponível em: <http://www.detran.ce.gov.br/wp-content/uploads/2019/06/FROTA-POR-MUNICIPIO-2019.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2019.

BRASIL. GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ - DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO. **Evolução da frota 1980 - 2019**. 2019. Disponível em: <http://www.detran.ce.gov.br/wp-content/uploads/2019/06/FROTA-POR-ANO-2019.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2019.

BRASIL. FUNDAÇÃO DO CÂNCER. **A principal causa do câncer**. 2013. Disponível em: <https://www.cancer.org.br/a-principal-causa-do-cancer/>. Acesso em: 10 jul. 2019.

BRASIL. INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER - INCA. **Tabagismo**. 2020. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/tabagismo>. Acesso em: 05 mar. 2020.

BROOK, ROBERT D. et al. Air Pollution and Cardiovascular Disease. **Circulation**, [s.l.], v. 109, n. 21, p.2655-2671, jun. 2004. Ovid Technologies (Wolters Kluwer Health).

BRUCE, NIGEL; PEREZ-PADILLA, ROGELIO; ALBALAK, RACHEL. Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge. **World Health Organization**, v. 9, n. 78, p.1078-1092, 2000.

BUDZINSKI, H. et al. Evaluation of the sediment contamination by PAHs in the Gironde estuary. **Marine Chemistry**, v. 58, n. 1, p. 85–97, 1997.

BURGESS, R. M.; AHRENS, M. J.; HICKEY, C. W.; DEN BESTEN, P. J.; HULSCHER, D. T.; VAN HATTUM, B.; MEADOR, J. P. AND DOUBEN, P. E. T. An Overview of the Partitioning and Bioavailability of PAHs in Sediments and Soils. PAHs: an ecotoxicological perspective. **John Wiley & Sons**, p. 99- 216, 2003.

BUTLER, J.D.; CROSSLEY, P. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on soot particles, **Atmospheric Environment**, v. 15, n. 1, p. 91-94 (1981) PEREIRA et al 2000.

CABRAL, ANTÔNIO EDUARDO BEZERRA & CAMPOS, ANA MARA DA ROCHA. **Estudo da Agressividade do Ar em Fortaleza/CE**. 2016. Disponível em: <http://www.pec.ufc.br/images/Edital/16-11-Cartilha-Agressividade-do-Ar-Small-Spreads.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2019.

CAO, RONG et al. Diurnal variations of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during three sequent winter haze episodes in Beijing, China. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 625, p.1486-1493, jun. 2018. Elsevier BV.

CAVALCANTE, RIVELINO MARTINS et al. Caracterização de cânions urbanos e seus efeitos climáticos em área com intenso processo de verticalização na cidade de Fortaleza-CE (Characterization of Urban Canyons and their Climatic Effects in an Area with Intense Verticalization Process in the ...). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 10, n. 4, p.1046-0, 16 maio 2017. Revista Brasileira de Geografia Física.

CAVALCANTE, RIVELINO M.; ROCHA, CAMILLE A.; SANTIAGO, ÍTHALA S. DE; SILVA, TAMIRIS F. A. DA; CATTONY, CARLOS M.; SILVA, MARCUS V.C.; SILVA, ICARO B.; THIERS, PAULO R. L. Influence of urbanization on air quality based on the occurrence of particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in a tropical semiarid area (Fortaleza-CE, Brazil). **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 10, n. 4, p.437-445, 15 set. 2016. Springer Science and Business Media LLC.

CAVALCANTE, R.M., SEYFFERT, B.H., D'OCA, M.G.M., NASCIMENTO, R.F., CAMPELO, C.S., PINTO, I.S., ANJOS, F.B., COSTA, A.H.R. Exposure Assessment for Formaldehyde and Acetaldehyde in the Workplace. **Indoor And Built Environment**, Fortaleza, 14, n. 2, pp.165-172, 2005.

CAVALCANTE, R.M, CAMPELO, C.S., BARBOSA, M.J., SILVEIRA, E.R., CARVALHO, T.V., NASCIMENTO, R.F. Determination of carbonyl compounds in air and cancer risk assessment in an academic institute in Fortaleza, Brazil. **Atmospheric Environment**, Fortaleza, 40, pp.5701-5711, 2006.

CARUSO, MIRIAM SOLANGE FERNANDES; ALABURDA, JANETE. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos - benzo(a)pireno: uma revisão. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 67, n. 1, p.1-27, abr. 2008.

CARMINITTI, LILIAN. Estabelecimento do potencial de plantas no monitoramento de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes na atmosfera urbana de São Paulo, SP. 2008. 86 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente**, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2008.

CECINATO, ANGELO et al. Use of the PAH fingerprints for identifying pollution sources. **Urban Climate**, [s.l.], v. 10, p.630-643, dez. 2014. Elsevier BV.

CHEN, YUYUN; ZHU, LIZHONG; ZHOU, RONGBING. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon in surface water and sediment from Qiantang River, China. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 141, n. 1, p.148-155, 6 mar. 2007. Elsevier BV.

CHEN, RENJIE et al. Fine Particulate Air Pollution and Daily Mortality. A Nationwide Analysis in 272 Chinese Cities. **American Journal Of Respiratory And Critical Care Medicine**, [s.l.], v. 196, n. 1, p.73-81, jul. 2017. American Thoracic Society.

CHRISTENSEN, ERIK R. & ARORA, SIDHARTA. Source apportionment of PAHs in sediments using factor analysis by time records: Application to Lake Michigan, USA. **Water Research**, [s.l.], v. 41, n. 1, p.168-176, jan. 2007. Elsevier BV.

CORREIA, A.L.et al. Infecção Respiratória Aguda (IRA) em crianças menores de cinco anos e períodos climáticos. **Rio de Janeiro**, v. 4, n. 11, p.191-196, jun. 2002.

CRITERIA WORKING GROUP. Analysis Of Petroleum Hydrocarbons In Environmental Media. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series - Volume 1. **Amherst Scientific Publishers**, 1998.

DE ANDRADE, S. J. et al. Contribution of sugar-cane harvesting season to atmospheric contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Araraquara city, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 24, p. 2913–2919, 2010.

DIAS, HELRY LUVILLANY FONTENELE. Methodology for air pollution impact assessment of low emission zones in urban areas of Brazil - the case study of Fortaleza. 2018. 197 f. Tese (Doutorado) - **Curso de Engenharia de Transportes**, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-ce, 2018.

DONG, TRANG T.T. & LEE, BYEONG-KYU. Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. **Chemosphere**, [s.l.], v. 74, n. 9, p.1245-1253, mar. 2009. Elsevier BV.

DUBEY, N., PERVEZ, S. Investigation of variation in ambient PM10 levels within an urban–industrial environment. **Aerosol Air Qual. Res.** 8 (1), 54–64, 2008.

DURLAK, SUSAN K. et al. Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Particulate and Gaseous Emissions from Polystyrene Combustion. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 32, n. 15, p.2301-2307, ago. 1998. American Chemical Society (ACS).

ELMINIR, HAMDY K. Dependence of urban air pollutants on meteorology. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 350, n. 1-3, p.225-237, nov. 2005. Elsevier BV.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US EPA. **Locating and estimating air emissions from sources of polycyclic organic matter**. North Carolina: EPA, 1998. EPA-454/R-98/014.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA/635/R-17/003FA: **Toxicological Review of Benzo[a]pyrene**. Washington: 2017. 234 p.

European Commission (EC) (2001). **Ambient air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbon**.

FERETTI, DONATELLA et al. “Risk is in the air”: Polycyclic aromatic hydrocarbons, metals and mutagenicity of atmospheric particulate matter in a town of Northern Italy (Respira study). **Mutation Research/genetic Toxicology And Environmental Mutagenesis**, [s.l.], v. 842, p.35-49, jun. 2019. Elsevier BV.

FERNANDES, GABRIELLE MELO. Caracterização de fontes de contaminação no semi-árido cearense, utilizando hidrocarbonetos de petróleo (Rio Acaraú – Ceará). 2016. 98 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Ciências Marinhas Tropicais**, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-ce, 2016.

FERNANDES, MILENA B. et al. Atmospheric BTX and polyaromatic hydrocarbons in Rio de Janeiro, Brazil. **Chemosphere**, [s.l.], v. 47, n. 4, p.417-425, abr. 2002. Elsevier BV.

FERREIRA, A.G & MELLO, N. G. S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influencia dos oceanos pacífico e atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, vol 1, nº 1. 15-28, 2005.

FLORES-RANGEL, R. M. et al. Temporal variation of PM10 and metal concentrations in Tampico, Mexico. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 8, n. 4, p.367-378, 6 set. 2014. Springer Science and Business Media LLC.

FRANCISCO W. SOUSA. Carbonyl compounds from urban activities and their associated cancer risks: The influence of seasonality on air quality (Fortaleza-Ce, Brazil). **Urban Climate** 13 (2015) 110–121.

GARRIDO, ADRIÁN; JIMÉNEZ-GUERRERO, PEDRO; RATOLA, NUNO. Levels, trends and health concerns of atmospheric PAHs in Europe. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 99, p.474-484, dez. 2014. Elsevier BV.

GASPARETTO, PRISCILA. Relações entre a altura média da camada limite planetária e as condições de instabilidade atmosférica na região metropolitana de Fortaleza – Ceará. 2011. 68 f. Monografia (Especialização) - **Curso de Física, Ciências e Tecnologia**, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza-ce, 2011.

GHANAVATI, NAVID; NAZARPOUR, AHAD; WATTS, MICHAEL J. Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran. **Catena**, [s.l.], v. 177, p.246-259, jun. 2019. Elsevier BV.

GHANAVATI, NAVID; NAZARPOUR, AHAD; VIVO, BENEDETTO DE. Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 41, n. 2, p.875-891, 12 set. 2018. Springer Science and Business Media LLC.

GODISH T (1991). **Air Quality**. Lewis Publishers, Fifth Ed., Michigan, USA.

GOVERNO DE QUEENSLAND. **High and low volume air samplers**. 2017. Disponível em: <https://www.qld.gov.au/environment/pollution/monitoring/air/air-monitoring/measuring/samplers>. Acesso em: 18 jun. 2019.

GOYAL, RADHA; KUMAR, PRASHANT. Indoor–outdoor concentrations of particulate matter in nine microenvironments of a mix-use commercial building in megacity Delhi. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 6, n. 4, p.747-757, 27 out. 2013. Springer Science and Business Media LLC.

GOUVEIA, N. et al. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.22, n.12, p.2669-77, 2006.

GUO, L.-C., BAO, L.-J., SHE, J.-W., ZENG, E.Y. Significance of wet deposition to removal of atmospheric particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons: a case study in Guangzhou, China. **Atmos. Environ.** 83, 136e144, 2014.

GUO L-C, ZHANG Y, LIN H, ZENG W, LIU T, XIAO J, RUTHERFORD S, YOU J, MA W. The washout effects of rainfall on atmospheric particulate pollution in two Chinese cities. **Environmental Pollution**, 215:195-202, 2016. Elsevier BV.

GUPTE, AKSHAYA et al. Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs): A Perspective. **The Open Biotechnology Journal**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.363-378, 11 nov. 2016. Bentham Science Publishers Ltd.

HALSALL, C.J. et al. Modelling the behaviour of PAHs during atmospheric transport from the UK to the Arctic. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 35, n. 2, p.255-267, jan. 2001. Elsevier BV.

HAMRA, G.B., GUHA, N., COHEN, A., LADEN, F., RAASCHOU-NIELSEN, O., SAMET, J.M., et al. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and metaanalysis. **Environ. Health Perspect.** 122, 906–911, 2014.

HAMRA, G.B., GUHA, N., COHEN, A., LADEN, F., RAASCHOU-NIELSEN, O., SAMET, J.M., et al. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and metaanalysis. **Environ. Health Perspect.**, 122:906–911, 2014.

HARRISON, ROY M. et al. Sources and processes affecting concentrations of PM10 and PM2.5 particulate matter in Birmingham (U.K.). **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 31, n. 24, p.4103-4117, dez. 1997. Elsevier BV.

HAYAKAWA, KAZUICHI. Environmental Behaviors and Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Nitropolycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Chemical And Pharmaceutical Bulletin**, [s.l.], v. 64, n. 2, p.83-94, 2016. Pharmaceutical Society of Japan.

HOLLIGER, C., GASPARD, S., GLOD, S., et al. Contaminated environments in subsurface and biodegradation: organic contaminants, **FEEMS Microbiology Reviews**, v. 20, p. 517-523, 1997.

HWANG, HYUN-MIN; WADE, TERRY L.; SERICANO, JOSE L. Concentrations and source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in pine needles from Korea, Mexico, and United States. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 37, n. 16, p.2259-2267, maio 2003. Elsevier BV.

HU, CHENG-YANG et al. Association between ambient air pollution and Parkinson's disease: Systematic review and meta-analysis. **Environmental Research**, [s.l.], v. 168, p.448-459, jan. 2019. Elsevier BV.

HU, HUILIN et al. Sources and gas-particle partitioning of atmospheric parent, oxygenated, and nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons in a humid city in southwest China. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 206, p.1-10, jun. 2019. Elsevier BV.

HUANG, Y.D.; JIN, M.X.; SUN, Y.N. Numerical studies on airflow and pollutant dispersion in urban street canyons formed by slanted roof buildings. **Journal of Hydrodynamics**, v. 19, n. 1, p. 100-106, 2003.

IAKOVIDES, MINAS et al. Study of the occurrence of airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons associated with respirable particles in two coastal cities at Eastern Mediterranean: Levels, source apportionment, and potential risk for human health. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 213, p.170-184, set. 2019. Elsevier BV.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. **Monografias sobre a avaliação de riscos carcinogênicos para seres humanos**, 92, p. 765 – 771, 2010
Lyon: IARC.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Complete List of Agents, Mixtures and Exposures Evaluated and Their Classification**. Lyons: IARC, 2009.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Agents classified by the IARC monographs**. Lyon: IARC, 2013. v. 1. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2018.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Evaluations of carcinogenicity to humans. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures/IARC. **Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans** (2005: Lyon, France), v.92, 2005.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Agents classified by the IARC monographs**. Lyon: IARC, 2013. v. 1. Disponível em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2018.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths – press release**, n. 221, 2013.

IUPAC. Use of the terms “recovery” and “apparent recovery” in analytical procedures. **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, p. 2201 – 2205, 2002.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Estabilidade atmosférica e desenvolvimento de nuvens. **São José dos Campos: Serviço de Informação e Documentação (sid)**, p. 65, 2013.

JADOON, WAQAR AZEEM et al. Evaluation of Levels, Sources and Health Hazards of Road-Dust Associated Toxic Metals in Jalalabad and Kabul Cities, Afghanistan. **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, [s.l.], v. 74, n. 1, p.32-45, 20 nov. 2017. Springer Nature.

JAKOBER, CHRIS A. et al. Quinone Emissions from Gasoline and Diesel Motor Vehicles. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 41, n. 13, p.4548-4554, jul. 2007. American Chemical Society (ACS).

JANG, EUNHWA; ALAM, MOHAMMED S.; HARRISON, ROY M. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air using positive matrix factorization and spatial distribution analysis. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 79, p.271-285, nov. 2013. Elsevier BV.

JUNG, I., KUMAR, S., KURUVILLA, J., CRIST, K. Impact of meteorology on the fine particulate matter distribution in central and southeastern Ohio. Preprints American

Meteorological Society 12th Joint Conference on Applications of Air Pollution Meteorology with the Air and Waste Management Association Norfolk, VA. **American Meteorological Society**, Boston, MA, 2002.

KAMPA, MARILENA; CASTANAS, ELIAS. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 151, n. 2, p.362-367, jan. 2008. Elsevier BV.

KARRA, STYLIANI; MALKI-EPSHTEIN, LIORA; NEOPHYTOU, MARINA K.-A. Air flow and pollution in a real, heterogeneous urban street canyon: A field and laboratory study. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 165, p.370-384, set. 2017. Elsevier BV.

KAUR, S.; NIEUWENHUIJSEN, M.J.; COLVILE, R.N. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. **Atmospheric Environment**, [S.l.], n. 41, p.4781-4810, 5 fev. 2007.

KENDALL, MICHAELA et al. Airborne particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀) and associated metals in urban Turkey. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 4, n. 3-4, p.235-242, 1 fev. 2011. Springer Science and Business Media LLC.

KEYTE, IAN J.; ALBINET, ALEXANDRE; HARRISON, ROY M. On-road traffic emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxy- and nitro- derivative compounds measured in road tunnel environments. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 566-567, p.1131-1142, out. 2016. Elsevier BV.

KHPALWAK, WAHDATULLAH et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust, Afghanistan: Implications for human health. **Chemosphere**, [s.l.], v. 218, p.517-526, mar. 2019. Elsevier BV.

KLEPAC, PETRA et al. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A comprehensive review and identification of environmental public health challenges. **Environmental Research**, [s.l.], v. 167, p.144-159, nov. 2018. Elsevier BV.

KONG, SHAOFEI et al. Variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} during winter haze period around 2014 Chinese Spring Festival at Nanjing: Insights of source changes, air mass direction and firework particle injection. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 520, p.59-72, jul. 2015. Elsevier BV.

KRECL, P. et al. Characterisation and source apportionment of submicron particle number size distributions in a busy street canyon. **Aerosol and Air Quality Research**, v.15, n.1, p. 220-233, 2015.

KUMAR, AMIT et al. Source identification and health risk assessment of atmospheric PM_{2.5}-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Jamshedpur, India. **Sustainable Cities And Society**, [s.l.], v. 52, p.1-12, jan. 2020. Elsevier BV.

LANDSBERG, H.E. The urban climate. **Maryland: Academic Press**, v. 28, 1981. (International geophysics series).

LATORRE-ROCHE, ROBERTO J. DE; LEE, WEN-YEE; CAMPOS-DÍAZ, SANDRA I. Soil-borne polycyclic aromatic hydrocarbons in El Paso, Texas: Analysis of a potential

problem in the United States/Mexico border region. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 163, n. 2-3, p.946-958, abr. 2009. Elsevier BV.

LACRUZ, ALEX RUBEN HUAMAN DE et al. Evaluation of the impact of the Rio 2016 Olympic Games on air quality in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 203, p.206-215, abr. 2019. Elsevier BV.

LIU, YING et al. Source apportionment of gaseous and particulate PAHs from traffic emission using tunnel measurements in Shanghai, China. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 107, p.129-136, abr. 2015. Elsevier BV.

LIU, YANAN et al. Inhalation exposure of traffic police officers to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during the winter in Beijing, China. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 383, n. 1-3, p.98-105, set. 2007. Elsevier BV.

LIU, JINGJING et al. Atmospheric levels and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) bound to PM 2.5 in Guangzhou, China. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 100, n. 1, p.134-143, nov. 2015. Elsevier BV.

LIU, S. AND LIANG, X.Z. Observed Diurnal Cycle Climatology of Planetary Boundary Layer Height. **J. Clim.** 23: 5790–5809, 2010.

LIM, CHRIS C. ET AL. Association between long-term exposure to ambient air pollution and diabetes mortality in the US. **Environmental Research**, [s.l.], v. 165, p.330-336, ago. 2018. Elsevier BV.

LIU, XIAOFENG et al. Gas–particle partition and spatial characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of a prototype coking plant. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 204, p.32-42, maio 2019. Elsevier BV.

LIU, XINLEI et al. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons from biochar fine particles in simulated lung fluids: Implications for bioavailability and risks of airborne aromatics. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 655, p.1159-1168, mar. 2019. Elsevier BV.

LI, WEI et al. The gas/particle partitioning of nitro- and oxy-polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of northern China. **Atmospheric Research**, [s.l.], v. 172-173, p.66-73, maio 2016. Elsevier BV.

LUNDSTEDT, S.; WHITE, P.A; LEMIEUX, C.L; LYNES, K.D; LAMBERT, L.B; OBERG, L.; HAGLUND, P.; TYSKLIND, M. Sources, fate, and toxic hazards of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at PAH-contaminated sites. **Ambio**, 36 (2007) , p. 475 – 485.

LUYTEN, LEEN J. et al. Air pollution and the fetal origin of disease: A systematic review of the molecular signatures of air pollution exposure in human placenta. **Environmental Research**, [s.l.], v. 166, p.310-323, out. 2018. Elsevier BV.

MAIA, JULIANA LÚCIO MOTTA; NETTO, VINICIUS M.; COSTA, BRUNO LUCIAN GONÇALVES DA. Forma urbana e poluição atmosférica: impactos na cidade do Rio de

Janeiro. Urbe. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, [s.l.], v. 11, p.0-0, 2019. FapUNIFESP (SciELO).

MAR, THERESE F, et al. An Analysis of the Association Between Respiratory Symptoms in Subjects with Asthma and Daily Air Pollution in Spokane, Washington. **Inhalation Toxicology**, [s.l.], v. 16, n. 13, p.809-815, jan. 2004. Informa UK Limited.

MARQUES, ELISSANDRA VIANA et al. Influence of afforestation and building on the dispersion of respirable particulate material in a highly urbanized coastal city (Fortaleza, CE-Brazil). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 12, n. 3, p.913-929, 11 out. 2019. Revista Brasileira de Geografia Física.

MARTINIS, BRUNO S. DE et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in a bioassay-fractionated extract of PM10 collected in São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 36, n. 2, p.307-314, jan. 2002. Elsevier BV.

MARTINS, EDUARDO SÁVIO PASSOS RODRIGUES; VASCONCELOS JÚNIOR, FRANCISCO DAS CHAGAS. A seca 2010-2017 no Semiárido brasileiro: O clima da Região Nordeste entre 2009 e 2017: monitoramento e previsão. **Parcerias Estratégicas, Brasília**, v. 22, n. 44, p.63-80, jun. 2017.

MARTINS, CÉSAR DE CASTRO. Marcadores orgânicos geoquímicos em testemunhos de sedimento do Sistema Estuarino de Santos e São Vicente, SP: um registro histórico da introdução de hidrocarbonetos no ambiente marinho. 2005. 237 f. Tese (Doutorado) - **Curso de Ciências, Oceanografia Química e Geológica, Oceanografia Química e Geológica**, São Paulo, 2006.

MARR, L. C. et al. Sources and transformations of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico City. **Atmospheric Chemistry And Physics Discussions**, [s.l.], v. 5, n. 6, p.12741-12773, 13 dez. 2005. Copernicus GmbH.

MARR, L. C.; KIRCHSTETTER, T. W.; HARLEY, R. A. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emissions. **Environment Science Technology**, v.33, p.3091-3099, 1999.

MASSACHUSETTS INSTITUTE OF TECHNOLOGY – MIT, 2009. **Canyon Urban Street – Pollution**.

MASTRAL, ANA MARÍA; CALLÉN, MARISOL; MURILLO, RAMÓN. Assessment of PAH emissions as a function of coal combustion variables. **Fuel**, [s.l.], v. 75, n. 13, p.1533-1536, out. 1996. Elsevier BV.

MESSA, INÉS DE MIR et al. Bronchial Hyperresponsiveness to Methacholine in Children Under 4 Years with Recurrent Bronchitis. **Archivos de Bronconeumología (english Edition)**, [s.l.], v. 46, n. 12, p.621-627, jan. 2010. Elsevier BV.

MIGUEL, A. H.; KIRCHSTETTER, T. W.; HARLEY, R. A. On-Road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and Black Carbon from Gasoline and diesel vehicles. **Environment Science Technology**, v.32, p.450-455, 1998.

- MIHANKHAH, TARANEH; SAEEDI, MOHSEN; KARBASSI, ABDOLREZA. Contamination and cancer risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban dust from different land-uses in the most populated city of Iran. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s.l.], v. 187, p.109838-0, jan. 2020. Elsevier BV.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE / CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Constituição (2018)**. Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Brasil.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET (Org.). **Situação da seca observada nas regiões norte e nordeste do Brasil em 2016**. Brasília, 2017. 8 p.
- MIURA, KAORI et al. Seasonal and annual changes in PAH concentrations in a remote site in the Pacific Ocean. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 9, n. 1, 29 ago. 2019. Springer Science and Business Media LLC.
- MONTEIRO, C.A.F.; MENDONÇA, F. **Clima Urbano**. São Paulo: Contexto, 2003, p.192.
- MOSTERT, MARIA M.R.; AYOKO, GODWIN A.; KOKOT, SERGE. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [s.l.], v. 29, n. 5, p.430-445, maio 2010. Elsevier BV.
- MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente e Sociedade**, v. 7, n. 2, p. 159-171, 2004.
- MOURA, M. O. O clima urbano de Fortaleza sob o nível do campo térmico. Dissertação (Mestrado), **Programa de Pós-Graduação em Geografia**, UFC, Fortaleza, 2008. 318p.
- Mobile Burn Study, **Environmental Science & Technology**, v.33, p. 3100–3109, 1999.
- MURAKAMI, MICHIO; NAKAJIMA, FUMIYUKI; FURUMAI, HIROAKI. Size- and density-distributions and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust. **Chemosphere**, [s.l.], v. 61, n. 6, p.783-791, nov. 2005. Elsevier BV.
- NETTO, A. D. PEREIRA; MUNIZ, F. C.; LAURENTINO, E. C. P. R. Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Street Dust of Niterói City, RJ, Brazil. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [s.l.], v. 68, n. 6, p.831-838, 1 jun. 2002. Springer Science and Business Media LLC.
- NETTO, ANNIBAL D. PEREIRA et al. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, [s.l.], v. 23, n. 6, p.765-773, dez. 2000. FapUNIFESP (SciELO).
- NEFF, J. M.; STOUT, S. A.; GUNSTER, D. G. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: identifying sources and ecological hazard. **Integrated environmental assessment and management**, v. 1, n. 1, p. 22–33, 2005.

NICOLUSSI, FRANCINE HELOISA et al. Poluição do ar e doenças respiratórias alérgicas em escolares. **Revista de Saúde Pública**, [s.l.], v. 48, n. 2, p.326-330, abr. 2014. FapUNIFESP (SciELO).

NIU, JUNFENG; SUN, PING; SCHRAMM, KARL-WERNER. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with fly ash particles under simulated sunlight irradiation. **Journal Of Photochemistry And Photobiology A: Chemistry**, [s.l.], v. 186, n. 1, p.93-98, fev. 2007. Elsevier BV.

NUNEZ, M.; OKE, T. R. The energy balance of an Urban canyon. **Journal of Applied Meteorology**, v. 16, p. 11-19, Jan. 1977.

ODABASI, MUSTAFA; CETIN, EYLEM; SOFUOGLU, AYSUN. Determination of octanol–air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas–particle partitioning in an urban atmosphere. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 40, n. 34, p.6615-6625, nov. 2006. Elsevier BV.

ODABASI, MUSTAFA; CETIN, EYLEM; SOFUOGLU, AYSUN. Determination of octanol–air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas–particle partitioning in an urban atmosphere. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 40, n. 34, p.6615-6625, nov. 2006. Elsevier BV.

OKE, T.R. Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. Vancouver: **World Meteorological Organization**, 2006. p.51.

PANAO, M.JN. O.; GONÇALVES, H.JP; FERRAO, P.MC. Numerical analysis of the street canyon thermal conductance to improve urban design and climate. **Building and Environment**, v. 44, n. 1, p. 177-187, 2009.

PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO, 2008. **Diretiva n.º 2008/50 / CE, relativa à qualidade do ar e a um ar mais limpo na Europa**. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, Luxemburgo.

PARK, J.-S.; WADE, T. L.; SWEET, S. Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. **Atmospheric Environment**, 35: 3241-3249, 2001.

PHOUNGTHONG, KHAMPHE et al. Comparison of particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in emissions from IDI-turbo diesel engine fueled by palm oil–diesel blends during long-term usage. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 8, n. 2, p.344-350, mar. 2017. Elsevier BV.

PINEDA-MARTÍNEZ, LUIS F. et al. Dispersion of atmospheric coarse particulate matter in the San Luis Potosí, Mexico, urban area. **Atmosfera, San Luis Potosí**, 27 (1) p. 5-19, 2013.

PIO, C.A; ALVES, C.A; DUARTE, A.C. Identification, abundance and origin of atmospheric organic particulate matter in a Portuguese rural area. **Atmos Environ**, v. 35, p. 1365 – 1375, 2001.

POPE, C. ARDEN et al. Relationships Between Fine Particulate Air Pollution, Cardiometabolic Disorders, and Cardiovascular Mortality. **Circulation Research**, [s.l.], v. 116, n. 1, p.108-115, 2 jan. 2015. Ovid Technologies (Wolters Kluwer Health).

POPE, C. ARDEN; DOCKERY, DOUGLAS W. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. **Journal Of The Air & Waste Management Association**, [s.l.], v. 56, n. 6, p.709-742, jun. 2006. Informa UK Limited.

PORTAL DE DADOS ABERTOS SOBRE AGROTÓXICOS. **Classificação do IARC - Agência Internacional de Pesquisa em Câncer**. 2016. Disponível em: http://dados.contraosagrototoxicos.org/pt_PT/dataset/classificacao-do-iarc-agencia-internacional-de-pesquisa-em-cancer. Acesso em: 10 jun. 2019.

PORTAL-FORTALEZA (Fortaleza). **Cidade de Fortaleza**. 2013. Disponível em: <http://www.portal-fortaleza.com/fortaleza.html>. Acesso em: 02 jul. 2019.

POSSANZINI, M.; DI PALO, V.; GIGLIUCCI, P.; SCIANÒ, M. C. T.; CECINATO, A. Determination of phase- distributed PAH in Rome ambient air by denuder/GC-MS method. **Atmospheric Environment**, 38: 1727-1734, 2004.

POWER, ANN L.; WORSLEY, ANN T.; BOOTH, COLIN. Magneto-biomonitoring of intra-urban spatial variations of particulate matter using tree leaves. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 31, n. 2, p.315-325, 21 nov. 2009. Springer Science and Business Media LLC.

PRAKASH, VINIT; SINGH, SATNAM. Effect of combustion variables on PAHs emission from incineration of cellulose waste filters from acrylic industry. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 163, n. 1-4, p.591-598, 8 abr. 2009. Springer Science and Business Media LLC.

PREFEITURA DE FORTALEZA/INSTITUTO DE PLANEJAMENTO DE FORTALEZA – SEFIN/IPECE. **Fortaleza em Mapas**. 2019. Disponível em: <http://mapas.fortaleza.ce.gov.br/#/>. Acesso em: 18 jun. 2019.

RAVINDRA, K.; SOKHI, R.; VAN GRIEKEN, R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 13, p. 2895–2921, 2008.

REHWAGEN, MARTINA et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 348, n. 1-3, p.199-210, set. 2005. Elsevier BV.

ROCHA, CAMILLE ARRAES. Índice De Qualidade Ambiental De Áreas Utilizadas Para A Prática De Atividades Físicas E Lazer Na Cidade De Fortaleza, CE. 161 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-ce, 2017.

ROCHA, Camille A.; SOUSA, Francisco W.; ZANELLA, Maria E.; OLIVEIRA, Andre G.; NASCIMENTO, Ronaldo F.; SOUZA, Oscarina V.; CAJAZEIRAS, Italo M. P.; LIMA, Joyce L. R.; CAVALCANTE, Rivelino M. Environmental Quality Assessment in Areas Used for Physical Activity and Recreation in a City Affected by Intense Urban Expansion

(Fortaleza-CE, Brazil): Implications for Public Health Policy. **Exposure And Health**, [s.l.], v. 9, n. 3, p.169-182, 27 set. 2016. Springer Science and Business Media LLC.

ROY, Ritwika et al. Particulate matter bound polycyclic aromatic hydrocarbons: Toxicity and health risk assessment of exposed inhabitants. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 210, p.47-57, ago. 2019. Elsevier BV.

SALES, J. A. **Os poluentes do ar e os aspectos meteorológicos**. MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.meioambiente.gov.br/port/sqa/atmosfera/index.cfm?submenu=4#/>. Acesso em: 17 out. 2015.

SANT'ANNA JUNIOR, NILSON et al. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimentos superficiais na Baía de Todos os Santos – Nordeste do Brasil. **Tropical Oceanography**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.42-58, 29 abr. 2010. Tropical Oceanography.

SANTOS, J. M.; GRIFFITHS, R. F.; REIS JR., N. C.; MAVROIDIS, I. Experimental investigation of averaging time effects on building influenced atmospheric dispersion under different meteorological stability conditions. **Building and Environment**, v. 44, n. 6, p. 1295–1305, 2009.

SANTOS, FÁBIO SOARES DOS et al. Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP2,5) em Belo Horizonte, MG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 24, n. 2, p.371-381, abr. 2019. FapUNIFESP (SciELO).

SANTOS, F.M.M. INFLUÊNCIA DA OCUPAÇÃO DO SOLO NA VARIAÇÃO TERMO-HIGROMÉTRICA NA CIDADE DE CUIABÁ-MT. 2012. 102 f. Tese (Doutorado) - **Curso de Pós- Graduação em Física Ambiental**, Universidade Federal de Mato 81 Grosso, Cuiabá, 2012.

SCUNGIO, M. et al. Lung cancer risk assessment due to traffic-generated particles exposure in urban street canyons: A numerical modelling approach. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 631-632, p.1109-1116, ago. 2018. Elsevier BV.

SEFIN - SECRETARIA DE FINANÇAS DO MUNICÍPIO DE FORTALEZA (FORTALEZA). **Fortaleza em Mapas**. 2015. Disponível em: <http://mapas.fortaleza.ce.gov.br/#/>. Acesso em: 03 jul. 2019.

SEINFELD JH, PANDIS SN (1998). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution climate change, second edn. **A Wiley-interscience publication**, New York.

SEINFELD, J.H., PANDIS, S. N. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution climate change. New York: John Wiley & Sons. Apud: DUSEK, U. Secondary organic aerosol formation mechanisms and source contributions in Europe. **Laxenburg Austria: IIASA**, 2000. 63p. (IR-00-066), 1998.

SHOEIB, M.; T. HARNER. Using measured octanol-air partition coefficients to explain environmental partitioning of organochlorine pesticides. **Environ Toxicol Chem**, v. 21, p. 984 – 990, 2002.

SILVA, F. S.; CRISTALE, J., ANDRÉ, P.A., SALDIVA, P.H.N., MARCHI, M. R.R. PM2.5 and PM10: The influence of sugarcane burning on potential cancer risk. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 39, p. 5133–5138, 2010.

SILVA, ÍCARO BRENO DA. Use of Geostatistics in the Assessment of Respirable Particulate Matter Distribution in the City of Fortaleza, Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09 n. 02, p. 334-344, 2016.

SILVA, KAMILLA KARLA DA et al. Physico-chemical properties and genotoxic effects of air particulate matter collected from a complex of ceramic industries. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 10, n. 2, p.597-607, mar. 2019. Elsevier BV.

SOCLO, H. H.; GARRIGUE, P.H.; EWALDÁ, M. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 387-396, 2000.

SONNEFELD, W. J.; ZOLLER, W. H.; MAY, W. E. Dynamic coupled-column liquid-chromatographic determination of ambient-temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons. **Analytical Chemistry**, [s.l.], v. 55, n. 2, p.275-280, fev. 1983. American Chemical Society (ACS).

SONG, HAOJUN et al. Seasonal variation, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in different particle fractions of PM2.5 in Beijing, China. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.105-114, jan. 2019. Elsevier BV.

SOUSA, F.W., CAVALCANTE, R.M., NASCIMENTO, R.F., CARACAS, I.B. (2011). Air quality and cancer risk assessment for carbonyl compounds in the hospitals, Fortaleza-Brazil. **Build Environ.**, 46, pp. 2115–2120.

SOUSA, CINTHIA LEMOS REIAL DE. Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em água e material particulado em suspensão na baía de todos os santos e aratu. 2016. 89 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Programa de Pós Graduação em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente**, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2016.

SOUZA, WESLEY ROBERT DE. “Análise de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – hpas – em sedimentos do ribeirão do funil na região de Ouro Preto – MG”. 2007. 95 f. Dissertação (Mestrado) - **Curso de Engenharia Ambiental**, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007.

SU, CHANG et al. Assessing responses of cardiovascular mortality to particulate matter air pollution for pre-, during- and post-2008 Olympics periods. **Environmental Research**, [s.l.], v. 142, p.112-122, out. 2015. Elsevier BV.

SZABOVÁ, ELENA et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and occupational risk factor. **Reproductive Toxicology**, [s.l.], v. 26, n. 1, p.74, set. 2008. Elsevier BV.

TASDEMIR, YÜCEL; ESEN, FATMA. Urban air PAHs: Concentrations, temporal changes and gas/particle partitioning at a traffic site in Turkey. **Atmospheric Research**, [s.l.], v. 84, n. 1, p.1-12, mar. 2007. Elsevier BV.

TERROUCHE, AHMED et al. Identification of sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.69-82, 17 fev. 2015. Springer Science and Business Media LLC.

TIWARI, S., SRIVASTAVA, A.K., BISHT, D.S., BANO, T., SINGH, S., BEHURA, S., SRIVASTAVA, M.K., CHATE, D.M. Padmanabhamurty, B. Black carbon and chemical characteristics of PM10 and PM2.5 at an urban site of North India. **J. Atmos. Chem.** 62 (3), 193–209, 2009.

TIWARI, S., SRIVASTAVA, A.K., BISHT, D.S., SAFAI, P.D. Assessment of carbonaceous aerosol over Delhi in the Indo-Gangetic Basin: characterization, sources and temporal variability. **Nat. Hazards** 65, 1745–1764, 2013.

TIWARI, S., BISHT, D.S., SRIVASTAVA, A.K., PIPAL, A.S., TANEJA, A., SRIVASTAVA, M.K., ATTRI, S.D. Variability in atmospheric particulates and meteorological effects on its mass concentrations over Delhi. India. **Atmos Res.** 145–146, 45–56, 2014b.

TOMAZ, SOPHIE et al. One-year study of polycyclic aromatic compounds at an urban site in Grenoble (France): Seasonal variations, gas/particle partitioning and cancer risk estimation. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 565, p.1071-1083, set. 2016. Elsevier BV.

TOBISZEWSKI, MAREK; NAMIEŚNIK, JACEK. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 162, p.110-119, mar. 2012. Elsevier BV.

TOBISZEWSKI, MAREK; NAMIEŚNIK, JACEK. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 162, p.110-119, mar. 2012. Elsevier BV.

TORRES, F.T.P; MARTINS, L.A. Fatores que influenciam na concentração do material particulado inalável na cidade de Juiz de Fora (MG). *Caminhos de Geografia*, Juiz de Fora, v.16, n.4, p. 23-39, 2005.

TORRES, J.P.M; MALMO; VIEIRA E.D.R; JAPENGA, J.; KOOPMANS, G.F. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro, Southeast Brazil, **Cad. Saúde Pública**, v.18, n.2, p.477–488, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Effects on materials. **In: Air quality criteria for particulate matter**. 1996. Cap.9. Disponível em: <http://www.epa.gov/nceawww1/pdfs/partmatt/vol2/0671ch09.pdf>. Acesso: 07/01/2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Particulate Matter (PM) Pollution**. 2016. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution>. Acesso: 05/02/2019

VARDOULAKIS, S.; FISHER, B.E.A.; PERICLEOUS, K.; FLESCA, N.G. Modelling air quality in street canyons: a review. **Atmospheric Environment**, v. 37, n. 2, p. 155-182, 2003.

VASILAKOS, CH. et al. Gas–particle concentration and characterization of sources of PAHs in the atmosphere of a suburban area in Athens, Greece. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 140, n. 1-2, p.45-51, fev. 2007. Elsevier BV.

Vasconcellos, P.C., Zacarias, D, Pires, M.A.F., Pool, C.S., Carvalho, L.R.F. Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the Metropolitan area of São Paulo City, Brazil. **Atmospheric Environment**, 37, p. 3009-3018, 2003.

WANG, LIJUN et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric PM_{2.5} and PM₁₀ in the semi-arid city of Xi'an, Northwest China: Seasonal variations, sources, health risks, and relationships with meteorological factors. **Atmospheric Research**, [s.l.], v. 229, p.60-73, nov. 2019. Elsevier BV.

WANG, ZHENDI et al. Quantitative Characterization of PAHs in Burn Residue and Soot Samples and Differentiation of Pyrogenic PAHs from Petrogenic PAHs–The 1994 Mobile Burn Study. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 33, n. 18, p.3100-3109, set. 1999. American Chemical Society (ACS).

WILD, S. R. & JONES, K. C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. **Environmental Pollution**, 1995. 88, p. 91-108.

WU, SHUI-PING et al. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Two Subtropical Cities in Southeast China: Seasonal Variation and Gas/Particle Partitioning. **Aerosol And Air Quality Research**, [s.l.], v. 14, n. 4, p.1232-1246, 2014. Taiwan Association for Aerosol Research.

YUNKER, M. B., MACDONALD, R. W., VINGARZAN, R., MITCHELL, R. H., GOYETTE, D. SYLVESTRE, S. PAHs in the Fraser River basin: A critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, 33, p. 489-515, 2002b.

YUNKER, MARK B *et al.* PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, [s.l.], v. 33, n. 4, p.489-515, abr. 2002. Elsevier BV.

ZHENG X., WU Y., ZHANG S., HU J., ZHANG K.M., LI Z., et al. Characterizing particulate polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from diesel vehicles using a portable emissions measurement system. **Sci. Rep. Aug 30**; v.7, n.1, p.10058, 2017a.

ZHENG, XUAN et al. Measurement of particulate polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from gasoline light-duty passenger vehicles. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 185, p.797-804, jun. 2018. Elsevier BV.

ZHANG, LULU et al. Size distribution of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh combustion smoke and ambient air: A review. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 88, p.370-384, fev. 2020. Elsevier BV.

**APÊNDICE A – TABELA DE CORRELAÇÃO ENTRE O FLUXO VEICULAR A RAZÃO H/W E AS CONCENTRAÇÕES DE MP10
E HPAS.**

		Correlations					
		FluxoVeicular	HPAsLeves	HPAsPesados	MP10	HPAsTotais	RazãoH.W
FluxoVeicular	Pearson Correlation	1	,719**	,578**	,615**	,601**	-,324
	Sig. (2-tailed)		,000	,003	,001	,002	,122
	N		24	24	24	24	24
HPAsLeves	Pearson Correlation		1	,569**	,410*	,611**	-,205
	Sig. (2-tailed)			,004	,046	,002	,336
	N			24	24	24	24
HPAsPesados	Pearson Correlation			1	,170	,999**	-,109
	Sig. (2-tailed)				,042	,000	,611
	N				24	24	24
MP10	Pearson Correlation				1	,190	-,545**
	Sig. (2-tailed)					,037	,006
	N					24	24
HPAsTotais	Pearson Correlation					1	-,118
	Sig. (2-tailed)						,582
	N						24
RazãoH.W	Pearson Correlation						1
	Sig. (2-tailed)						
	N						

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). * . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

APÊNDICE B – TABELA DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS E AS CONCENTRAÇÕES DE MP₁₀ E HPAS.

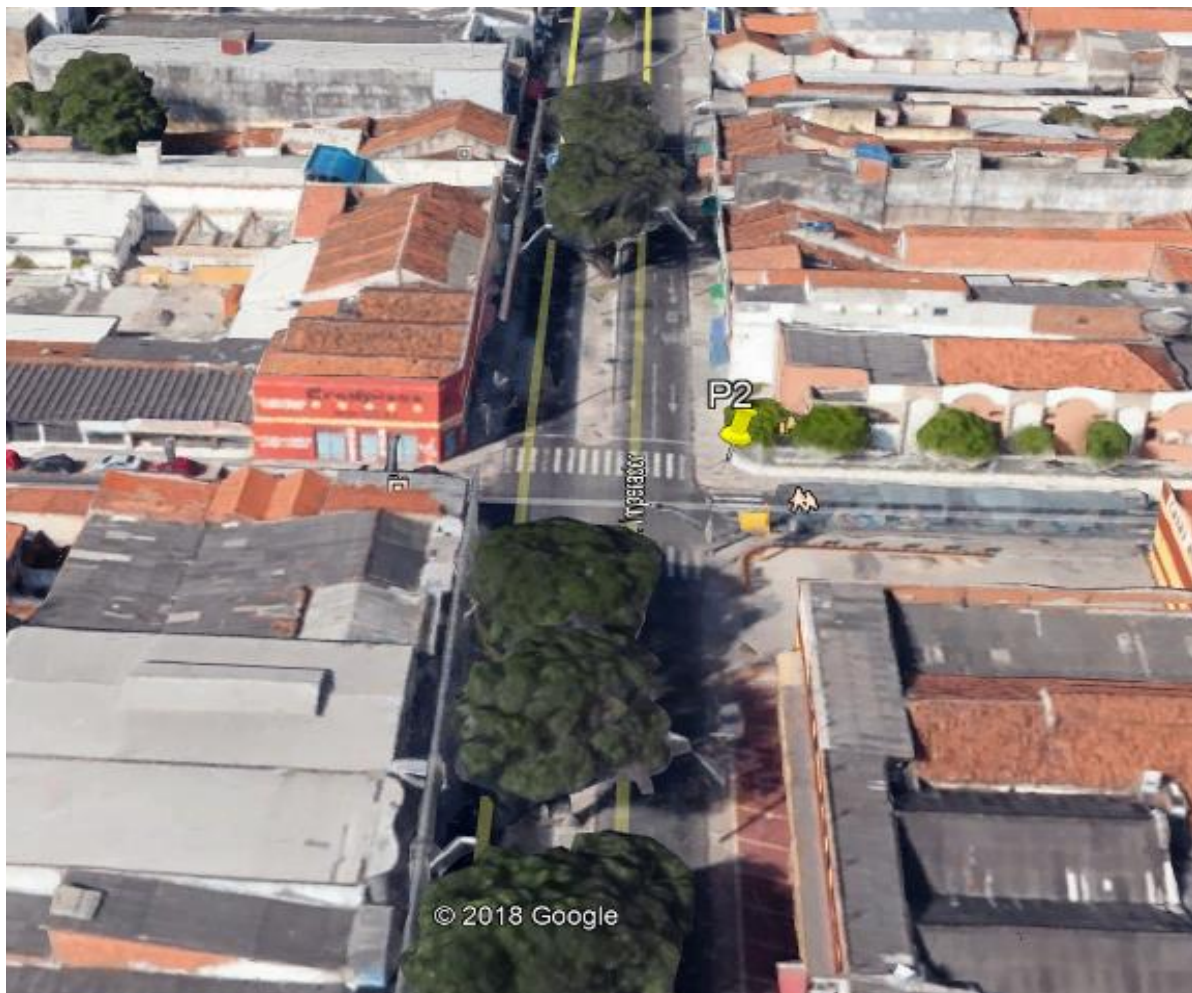
		Correlations								
		HPAsLeves	HPAsPesados	MP10	HPAsTotais	Vel.Vento	Rad.Solar	Umidade	Temperatura	Precipitação
HPAsLeves	Pearson Correlation	1	,569**	,410*	,611**	-,101	,054	-,085	-,137	,022
	Sig. (2-tailed)		,004	,046	,002	,638	,038	,693	,052	,920
	N		24	24	24	24	24	24	24	24
HPAsPesados	Pearson Correlation		1	,170	,999**	-,598**	-,296	,460*	-,458*	,200
	Sig. (2-tailed)			,042	,000	,002	,016	,024	,024	,348
	N			24	24	24	24	24	24	24
MP10	Pearson Correlation			1	,190	,488*	,673**	-,639**	,517**	-,536**
	Sig. (2-tailed)				,037	,015	,000	,001	,010	,007
	N				24	24	24	24	24	24
HPAsTotais	Pearson Correlation				1	-,581**	-,282	,436*	-,450*	,195
	Sig. (2-tailed)					,003	,018	,033	,028	,362
	N					24	24	24	24	24
Vel.Vento	Pearson Correlation					1	,577**	-,901**	,600**	-,451*
	Sig. (2-tailed)						,003	,000	,002	,027
	N						24	24	24	24
Rad.Solar	Pearson Correlation						1	-,800**	,927**	-,887**
	Sig. (2-tailed)							,000	,000	,000
	N							24	24	24
Umidade	Pearson Correlation							1	-,746**	,695**
	Sig. (2-tailed)								,000	,000
	N								24	24
	Pearson Correlation								1	-,832**

**APÊNDICE C – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
PADRE VALDEVINO**



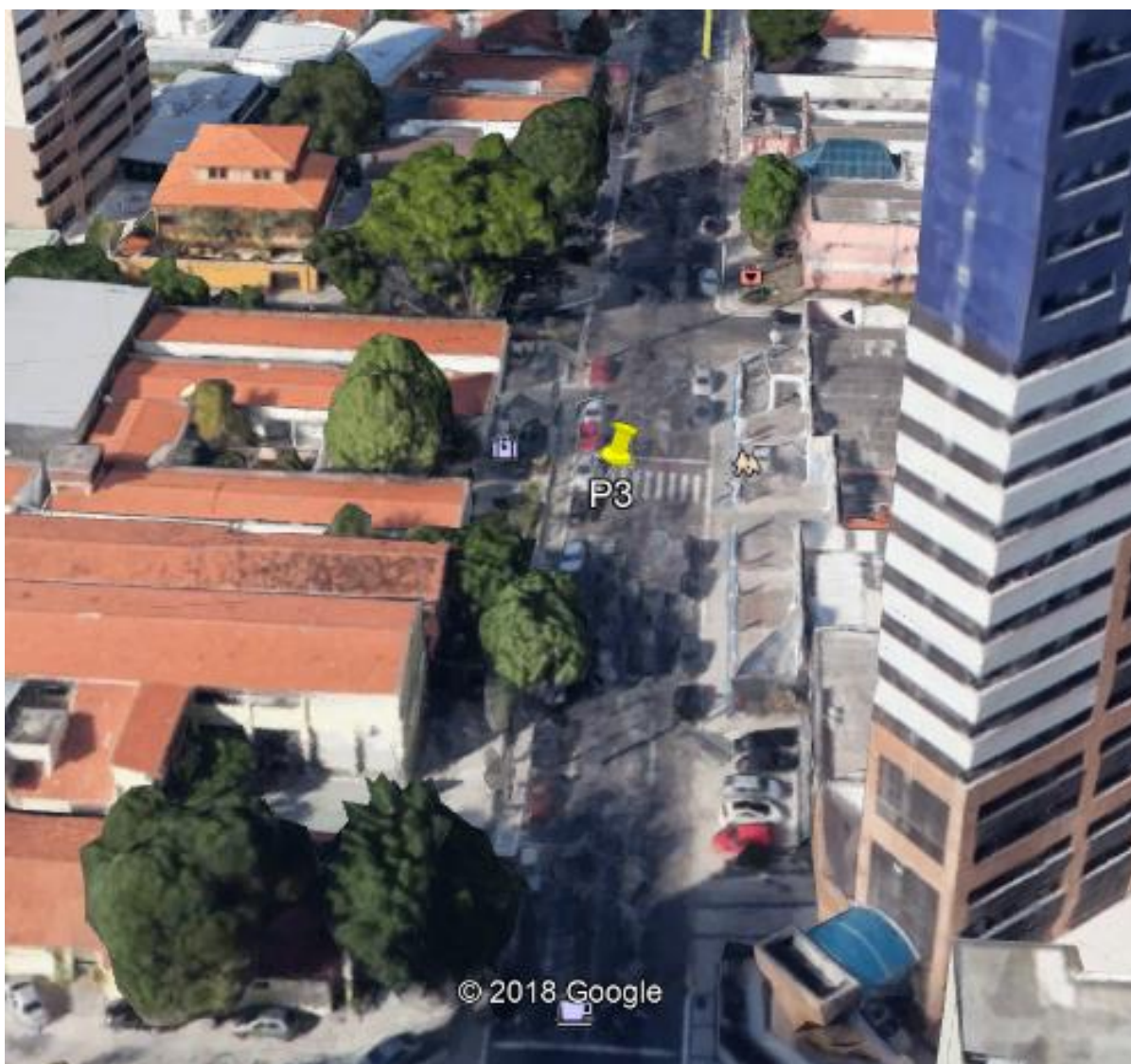
Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE D – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA -
AVENIDA IMPERADOR X RUA DOM PEDRO I**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE E – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA -
AVENIDA RUI BARBOSA**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE F – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO 2º PONTO DE COLETA -
AVENIDA RUI BARBOSA**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE G – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
NOGUEIRA ACIOLI**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE H – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA -
MARIA TOMÁSIA X JOAQUIM NABUCO**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE I – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA -
AVENIDA DUQUE DE CAXIAS**



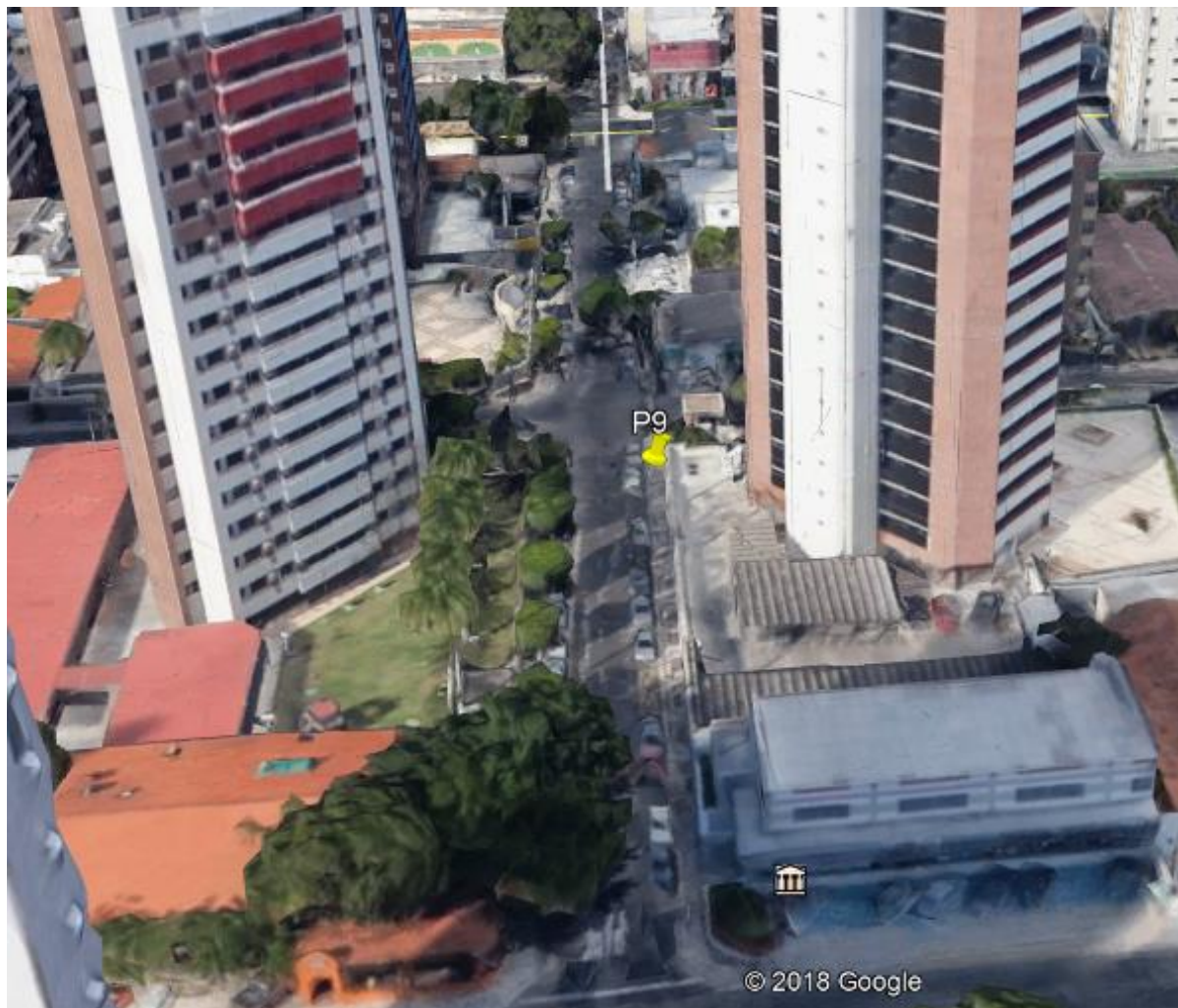
Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE J – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
BARÃO DO RIO BRANCO**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE L – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
SILVA PAULET**



Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE M – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA -
AVENIDA PRESIDENTE CASTELO BRANCO**



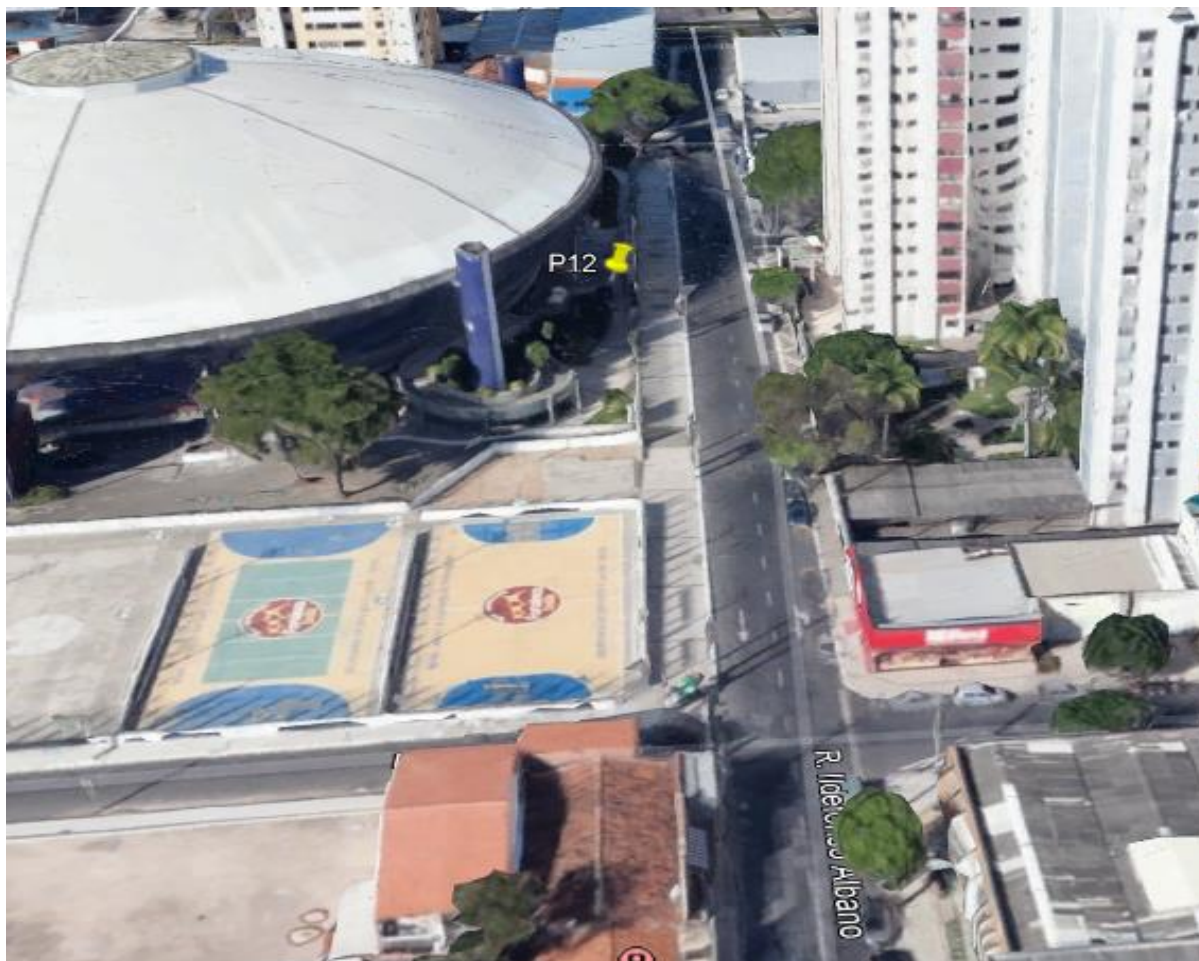
Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE N – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
GENERAL SAMPAIO**



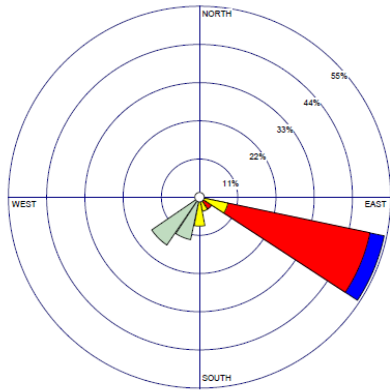
Fonte: Google Earth, 2019

**APÊNDICE O – IMAGEM DO GOOGLE EARTH DO PONTO DE COLETA - RUA
IDELFONSO ALBANO**

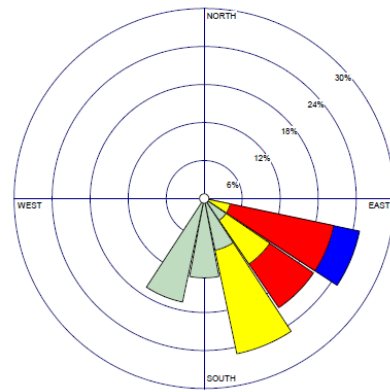


Fonte: Google Earth, 2019

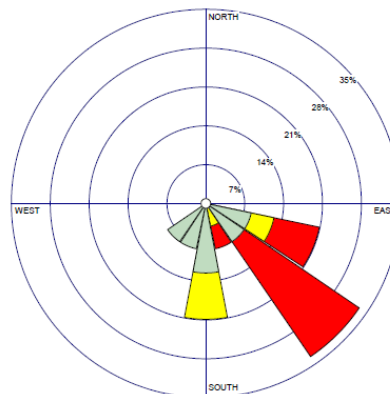
APÊNDICE P – ROSAS DOS VENTOS (DIREÇÃO + VELOCIDADE EM M/S) DOS DIAS DE COLETA DO PC



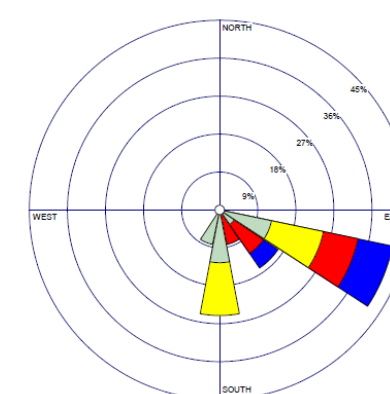
Dia 01.06



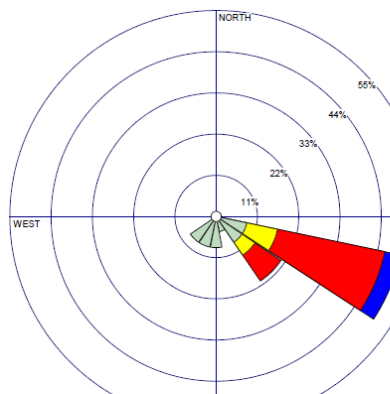
Dia 08.05



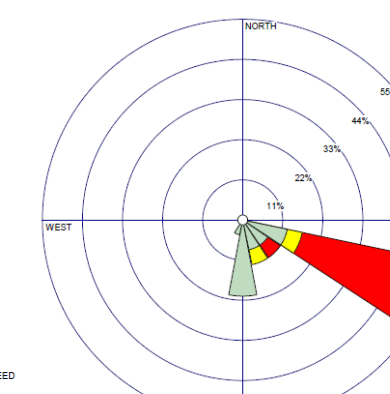
Dia 10.05



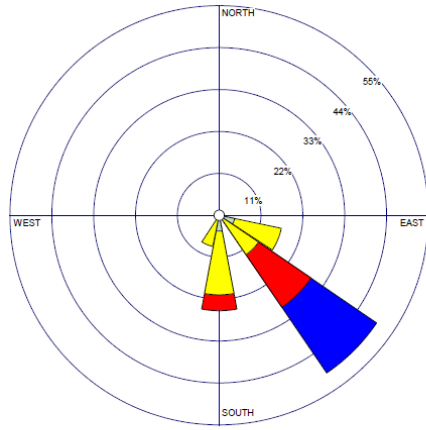
Dia 11.05



Dia 15.05

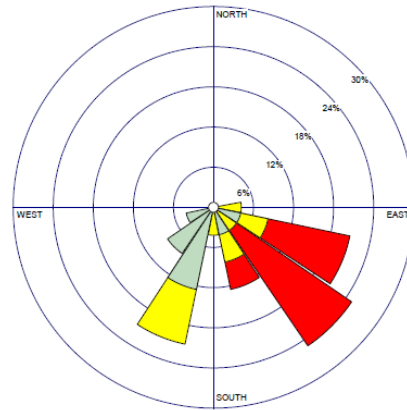


Dia 16.05



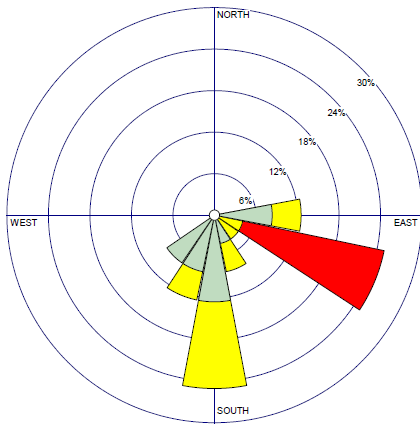
WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 0.00%

Dia 22.05



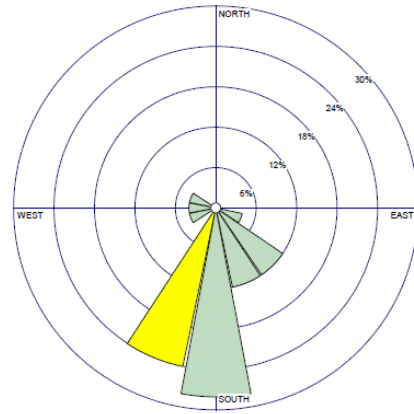
WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 0.00%

Dia 23.05



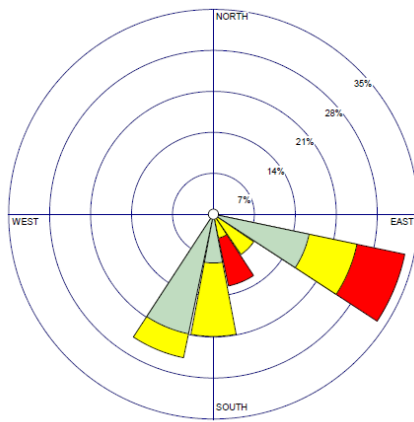
WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 4.17%

Dia 24.05



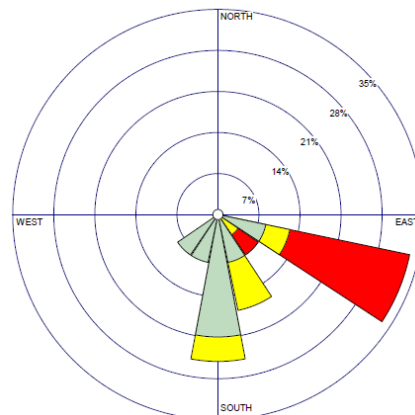
WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 8.00%

Dia 29.05



WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 0.00%

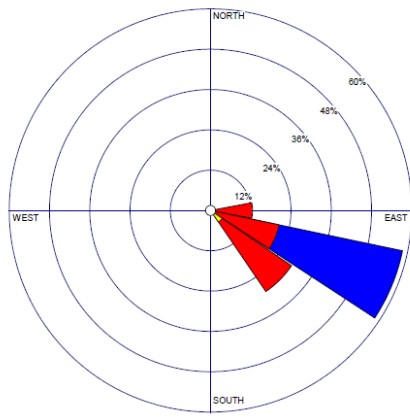
Dia 30.05



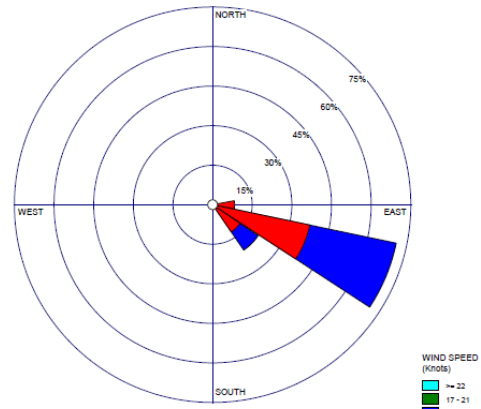
WIND SPEED
(Knots)
 ~ 22
 17-21
 11-17
 7-11
 4-7
 1-4
 Calms: 0.00%

Dia 31.05

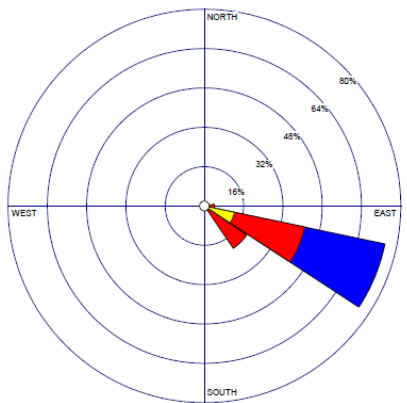
APÊNDICE Q – ROSAS DOS VENTOS (DIREÇÃO + VELOCIDADE EM M/S) DOS DIAS DE COLETA DO PS



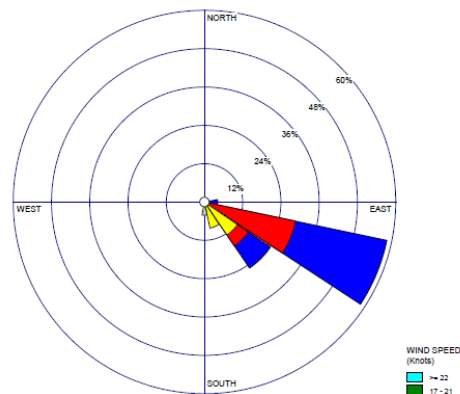
Dia 06/11



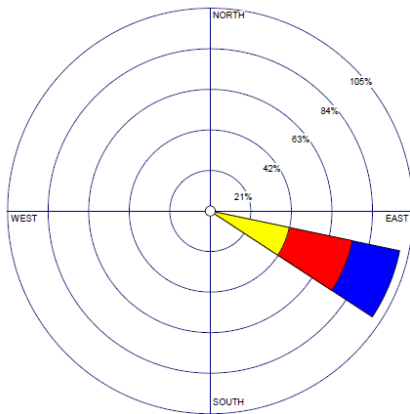
Dia 07.11



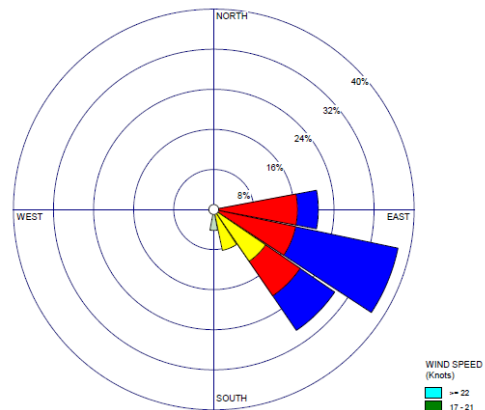
Dia 08.11



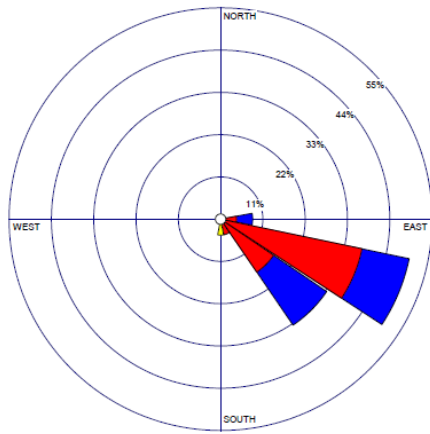
Dia 09.11



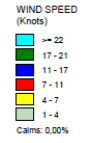
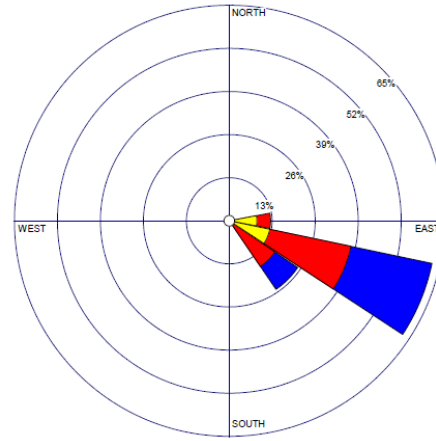
Dia 13.11



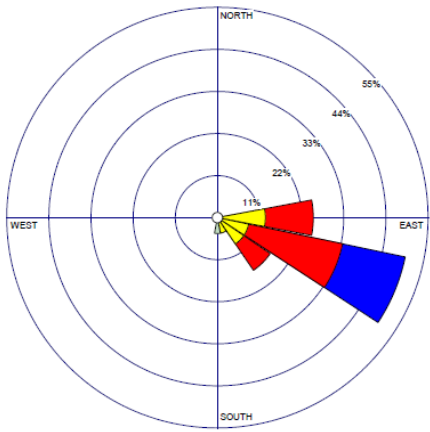
Dia 20.11



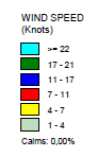
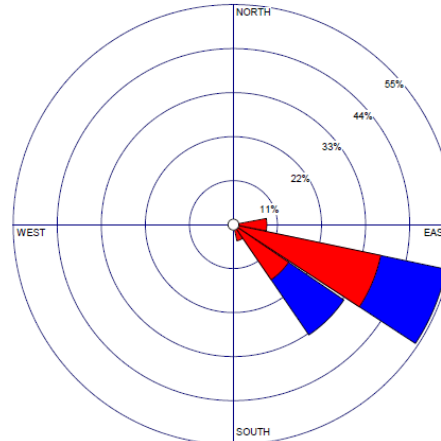
Dia 21.11



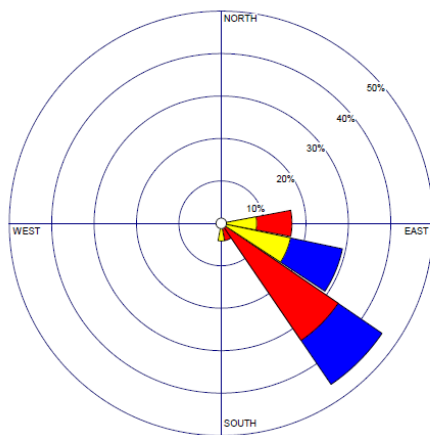
Dia 22.11



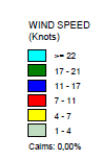
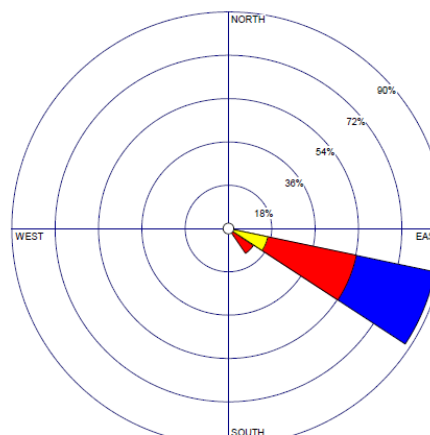
Dia 23.11



Dia 27.11



Dia 28.11



Dia 29.11