



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR  
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR  
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E  
NUCLEARES

LUIZ JOAQUIM DA SILVA NETO

**MONITORAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS E ELEMENTOS QUÍMICOS NO  
PARTICULADO ATMOSFÉRICO DE UMA RODOVIA DE GRANDE CIRCULAÇÃO  
EM RECIFE**

Recife

2019

LUIZ JOAQUIM DA SILVA NETO

**MONITORAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS E ELEMENTOS QUÍMICOS NO  
PARTICULADO ATMOSFÉRICO DE UMA RODOVIA DE GRANDE  
CIRCULAÇÃO EM RECIFE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

**Área de concentração:** Aplicação de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

**Orientador:** Prof<sup>o</sup>. Dr. Elvis Joacir De França.

**Coorientador:** Prof<sup>o</sup>. Dr. Thiago Oliveira dos Santos.

Recife

2019

Catálogo na fonte  
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

S586m Silva Neto, Luiz Joaquim da.  
Monitoração de radionuclídeos e elementos químicos no particulado atmosférico de uma rodovia de grande circulação em Recife. / Luiz Joaquim da Silva Neto. - Recife, 2019.  
87 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Joacir de França.  
Coorientador: Prof. Dr. Thiago Oliveira dos Santos.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2019.  
Inclui referências.

1. Engenharia nuclear. 2. Poluição. 3. Atmosfera. 4. Espectrometria Gama. 5. EDXRF. I. França, Elvis Joacir de, orientador. II. Santos, Thiago Oliveira dos, coorientador. III. Título.

LUIZ JOAQUIM DA SILVA NETO

**MONITORAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS E ELEMENTOS QUÍMICOS NO  
PARTICULADO ATMOSFÉRICO DE UMA RODOVIA DE GRANDE  
CIRCULAÇÃO EM RECIFE.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

Aprovada em: 31 / 07 / 2019 .

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Elvis Joacir De França (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Emerson Emiliano Gualberto de Farias (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Clayton Augusto Benevides (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria José de Filgueiras Gomes (Examinadora Externa)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Nadir Carlos dos Reis, pela minha criação, educação e por todo o suporte ao longo da vida, que foram fundamentais para eu formular e conseguir perseguir meus objetivos.

Ao meu orientador, Elvis Joacir De França, e ao meu coorientador, Thiago Oliveira dos Santos, por todo o ensinamento e apoio que me têm proporcionado, importantíssimos para a minha formação profissional.

Ao meu amigo Ijean Andrade Silva por ter me apoiado na época da graduação me emprestando seu notebook para concluir o texto de estágio, etapa fundamental para que eu pudesse ingressar no curso de pós-graduação.

Ao meu amigo Crescêncio Andrade Silva Filho, que com sua habitual prestatividade, incentivou-me durante o mestrado com sua experiência, conhecimento e boa vontade.

Aos amigos Marcia Valéria, José Alfredo e Marcelo Magalhães pelo companheirismo, inclusive tornando meus finais de expediente mais seguros me concedendo carona no trajeto noturno de retorno ao lar.

Aos meus amigos do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste – Alesxandro, Álvaro, Dona Ana, Daniel, Ednaldo, Emerson, Fabiano, Gilberto, Ingrid, Ítalo, Karol, Katharine, Marcelo Belmiro, Mariana, Mechele, Paulo Correa, Paulo de Tarso – por ter contribuído, nos momentos alegres e de esforço, para a minha formação.

À Universidade Federal de Pernambuco e à Comissão Nacional de Energia Nuclear, pela parceria que tornou possível a existência do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, que me concedeu a oportunidade de cursar um mestrado acadêmico com apoio financeiro.

Aos professores André Maciel, José Araújo, Rômulo Simões, Vinícius Sato e Katia Aquino por lecionarem as disciplinas que cursei durante o mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio financeiro, essencial para minha manutenção no curso.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco pela ajuda, na forma de capital e de custeio, que vem concedendo ao Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste.

À Secretaria de Pós-Graduação pelos auxílios prestados durante o Mestrado.

## RESUMO

O particulado atmosférico é o conjunto de partículas de reduzidas dimensões em suspensão na atmosfera, com elevado grau de heterogeneidade física, química e, por vezes, radiométrica. É um dos poluentes mais danosos à saúde, sendo potencial causador de cardiopatias e câncer. Entretanto, a monitoração de particulados atmosféricos é pouco estudada no território brasileiro. Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi estimar a distribuição da concentração das partículas totais em suspensão - PTS na proximidade da Rodovia BR-101, em Recife, Pernambuco, seguindo-se pela análise qualitativa por Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia – EDXRF e quantificação de radioisótopos. Para tanto, realizou-se, durante oito meses, coletas mensais em cinco pontos alinhados perpendicularmente e distanciados em 18, 68, 118, 168 e 218 m da rodovia. Para a amostragem com duração de 24 horas, foi empregado amostrador de grande volume da Energética® com filtro de celulose para retenção do material particulado. EDXRF foi aplicada para a análise qualitativa das amostras de filtros. Para isso, as amostras foram posicionadas manualmente no equipamento para irradiação por feixe de raios-X, utilizando colimador de 10 mm e pressão interna menor que 30 Pa. A medição dos raios-X característicos foi realizada por 300 segundos. Para a determinação dos radionuclídeos Be-7, K-40, Ra-226, Ra-228 e Th 228, utilizou-se a Espectrometria Gama de Alta Resolução – EGAR. As amostras de filtros foram transferidas para placas de petri de 7 cm de diâmetro e dispostas sobre o detector de germânio hiperpuro. A radioatividade foi medida por 80.000 segundos, seguindo-se de análise espectral e cálculos das atividades nos filtros a partir de curva de eficiência semi-empírica, especialmente obtida para a análise dos filtros. Nos pontos distantes de 18 e 68 m da rodovia, a concentração média de PTS extrapolou o preconizado pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) de, no máximo, 80  $\mu\text{g m}^{-3}$ . A análise qualitativa por EDXRF indicou mudanças na concentração de elementos químicos na atmosfera, enquanto por meio da análise por componentes principais aplicada aos espectros de raios-X verificou-se que não houve agrupamento dos filtros quanto à proximidade da rodovia. Todavia, foi possível definir locais mais influenciados por fontes poluidoras ricas em enxofre ao empregar a componente principal relacionada

com esse elemento químico. Foram quantificados  $^7\text{Be}$ , tipicamente encontrado na atmosfera, e  $^{228}\text{Th}$ , relacionado com a presença de terra ressuspendida. Com isso, a monitoração do PTS e de sua composição química e radiométrica merece atenção no entorno da Rodovia BR-101 devido à deterioração da qualidade do ar.

Palavras-chave: Poluição. Atmosfera. Espectrometria Gama. EDXRF.

## ABSTRACT

Atmospheric particulate is the set of small particles suspended in the atmosphere, with a high degree of physical, chemical and sometimes radiometric heterogeneity. It is one of the most harmful pollutants to health, being a potential cause of heart diseases and cancer. However, the monitoring of atmospheric particles is poorly studied in the Brazilian territory. In this sense, the objective of this work was to estimate the distribution of the concentration of total suspended particles - PTS - near the BR-101 highway, in Recife, Pernambuco, followed by the qualitative analysis by Energy Dispersion X-ray Fluorescence - EDXRF and quantification of radioisotopes. For this purpose, during eight months, monthly collections were performed at five points aligned perpendicularly and at 18, 68, 118, 168 and 218 m from the highway. For 24-hour sampling, Energética® high volume sampler with cellulose filter was used to retain particulate matter. EDXRF was applied for qualitative analysis of filter samples. For this, the samples were manually placed in the equipment for X-ray beam irradiation using a 10 mm collimator and internal pressure less than 30 Pa. The characteristic X-ray measurement was performed for 300 seconds. For the determination of Be-7, K-40, Ra-226, Ra-228 and Th 228, the High Resolution Gamma Spectrometry - HRGS - was used. Filter samples were transferred to 7 cm diameter petri dishes and placed over the hyperpure germanium detector. Radioactivity was measured for 80,000 seconds, followed by spectral analysis and calculation of filter activity from the semi-empirical efficiency curve, especially obtained for filter analysis. At points 18 and 68 m from the highway, the average concentration of PTS exceeded the recommendations of the National Environment Council (CONAMA) of a maximum of 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Qualitative analysis by EDXRF indicated changes in the concentration of chemical elements in the atmosphere, while by principal component analysis applied to X-ray spectra it was found that there was no clustering of filters regarding the proximity of the highway. However, it was possible to define sites most influenced by sulfur-rich polluting sources by employing the main component related to this chemical element.  $^7\text{Be}$ , typically found in the atmosphere, and  $^{228}\text{Th}$ , related to the presence of resuspended earth were quantified. Therefore, the monitoring of the PTS and its chemical and

radiometric composition deserves attention around the BR-101 highway due to the deterioration of air quality.

Keywords: Pollution. Environment. Gamma Spectrometry. EDXRF.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Poluição atmosférica na Praça da Paz Celestial em Beijing, China .....	19
Figura 2 -	Fluxograma representando a técnica de fluorescência de raios X por dispersão de energia .....	38
Figura 3 -	Localização da área de estudo no território brasileiro .....	41
Figura 4 -	Localização dos pontos de amostragem do material particulado em suspensão .....	42
Figura 5 -	Amostrador de Grande Volume para partículas totais em suspensão .....	45
Figura 6 -	Filtro de celulose limpo e após amostragem de 24 horas	46
Figura 7 -	Componentes do Calibrador Padrão de Vazão do Amostrador de Grande Volume .....	47
Figura 8 -	Filtro de celulose instalado no amostrador de grande volume .....	48
Figura 9 -	Amostrador instalado em um dos pontos de coleta.	49
Figura 10 -	Comportamento da concentração de particulado total em suspensão na atmosfera com relação à distância da rodovia (n=5) .....	55
Figura 11 -	Concentrações de material particulado relacionadas com a respectiva distância da rodovia e o limite estipulado pelo Conama (linha vermelha) para cada ponto de coleta	58
Figura 12 -	Resultados obtidos e linhas de tendência para cada mês de amostragem na estação chuvosa .....	60
Figura 13 -	Resultados obtidos e linhas de tendência para cada mês de amostragem na estação seca .....	61
Figura 14 -	Matriz de gráficos de dispersão entre a concentração de partículas totais em suspensão (PTS), direção do vento [Dir(vento)], velocidade do vento [V(vento)], umidade média (Umédia) e precipitação média (Pmédia) .....	62
Figura 15 -	Espectros obtidos pela técnica EDXRF para o ponto mais próximo à rodovia (18 m) .....	64

Figura 16 -	Espectros obtidos pela técnica EDXRF para o ponto mais distante da rodovia (218 m) .....	65
Figura 17 -	Valores das componentes principais 1 e 2 relativos a cada amostra .....	66
Figura 18 -	Valores da componente principal 7 em cada uma das amostras .....	67
Figura 19 –	Gráfico de dispersão entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e a distância da rodovia .....	70

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Classificação do material particulado no tocante ao diâmetro aerodinâmico .....	22
Tabela 2 -	Classificação do particulado atmosférico quanto ao processo de formação .....	24
Tabela 3 –	Valores limites estabelecidos pela organização mundial de saúde para a concentração média anual de particulado atmosférico .....	32
Tabela 4 –	Valores-limite estabelecidos pela organização mundial de saúde para a concentração média de particulado atmosférico num período de 24 horas .....	32
Tabela 5 -	Valores Máximos para concentração MP10 e MP2,5 de acordo com o Conama (Brasil), a OMS, a ECE (União Europeia) e a EPA (Estados Unidos) .....	36
Tabela 6 -	Coordenadas dos pontos de coleta, distância relativa às vias públicas mais próximas e os meses de monitoração ....	43
Tabela 7 –	Radionuclídeos e suas concentrações de atividade presentes na solução fornecida pelo PNI organizado pelo IRD/CNEN em 01/07/2013 .....	51
Tabela 8 -	Radionuclídeos presentes nas amostras de filtro de ar utilizadas no Programa Nacional de Intercomparação .....	51
Tabela 9 –	Partículas totais em suspensão – PTS .....	54
Tabela 10 -	Concentrações médias aritméticas estimadas para MP10 e MP2,5 .....	56
Tabela 11 -	Valores obtidos e certificados (Bq/filtro) da amostra do PNI e resultados do Número En para o controle da qualidade do procedimento analítico .....	68
Tabela 12 -	Atividades médias, máximas e mínimas (Bq/filtro) obtidas para os fitros analisados por EGAR .....	69

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
CF	Constituição Federal
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRH	Agência Estadual do Meio Ambiente
ECE	<i>Economic Commission for Europe</i>
EDXRF	Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia ( <i>Energy Dispersion X-Ray Fluorescence</i> )
EGAR	Espectrometria Gama de Alta Resolução
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MP <sub>10</sub>	Material particulado com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 10 µm.
MP <sub>2,5</sub>	Material particulado com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 2,5 µm.
NO <sub>x</sub>	Óxidos de nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
NIST	<i>National Institute of Standards and Technology</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar
PTS	Partículas totais em suspensão
RMR	Região Metropolitana do Recife Institucional
UVB	Radiação ultravioleta

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>18</b>
2.1	HISTÓRICO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA .....	18
2.2	POLUIÇÃO DO AR E EFEITOS SOBRE A SAÚDE HUMANA .	18
2.3	PARTICULADO ATMOSFÉRICO .....	20
2.4	CLASSIFICAÇÃO DO PARTICULADO ATMOSFÉRICO .....	21
<b>2.4.1</b>	<b>Quanto ao tamanho das partículas .....</b>	<b>21</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Quanto à origem dos particulados .....</b>	<b>23</b>
<b>2.4.3</b>	<b>Quanto ao processo de formação e características físicas</b>	<b>23</b>
<b>2.4.4</b>	<b>Quanto ao dano que o particulado atmosférico pode</b>	
	<b>causar no organismo humano .....</b>	<b>24</b>
2.5	CONTRIBUIÇÃO DE FATORES ANTROPOGÊNICOS PARA	
	A FORMAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO .....	25
<b>2.5.1</b>	<b>Interação do particulado atmosférico com o ambiente .....</b>	<b>25</b>
<b>2.5.2</b>	<b>Elementos químicos presentes no particulado</b>	
	<b>atmosférico .....</b>	<b>27</b>
2.5.2.1	<i>Ferro .....</i>	27
2.5.2.2	<i>Silício .....</i>	27
2.5.2.3	<i>Enxofre .....</i>	28
2.5.2.4	<i>Alumínio .....</i>	28
2.5.2.5	<i>Manganês .....</i>	29
2.5.2.6	<i>Cobre e zinco .....</i>	29
<b>2.5.3</b>	<b>Radionuclídeos naturais presentes no particulado</b>	
	<b>atmosférico .....</b>	<b>30</b>
2.6	RECOMENDAÇÕES DA ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE	
	SAÚDE .....	31
2.7	LEGISLAÇÃO BRASILEIRA .....	33
<b>2.7.1</b>	<b>Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar .....</b>	<b>33</b>
<b>2.7.2</b>	<b>Legislação brasileira comparada com recomendações e</b>	
	<b>legislações internacionais .....</b>	<b>35</b>
2.8	TÉCNICAS ANALÍTICAS .....	37

2.8.1	Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia .....	37
2.8.2	Espectrometria Gama de Alta Resolução .....	39
3	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>41</b>
3.1	ÁREA DE ESTUDO .....	41
3.2	AMOSTRAGEM .....	43
3.2.1	<b>Amostrador</b> .....	<b>44</b>
3.2.2	<b>Calibração do Amostrador de Grande Volume</b> .....	<b>46</b>
3.2.3	<b>Procedimento de Coleta de Partículas Totais em Suspensão</b> .....	<b>48</b>
3.3	DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO .....	49
3.4	FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA .....	49
3.5	ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO (EGAR)	50
3.5.1	<b>Curva de eficiência</b> .....	<b>50</b>
3.5.2	<b>Determinação de radionuclídeos naturais</b> .....	<b>52</b>
3.5.3	<b>Avaliação da qualidade do procedimento analítico</b> .....	<b>52</b>
3.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	53
4	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>54</b>
4.1	CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO .....	54
4.2	ANÁLISES QUALITATIVAS POR EDXRF .....	63
4.3	ESPECTROMETRIA GAMA COM DETECTOR DE GERMÂNIO HIPERPURO .....	68
5	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>71</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>72</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O material particulado atmosférico é o conjunto das partículas sólidas e líquidas de reduzidas dimensões em suspensão na atmosfera. Trata-se de um material bastante heterogêneo, cuja composição química e dimensões podem variar significativamente. Tais corpúsculos constituem os poluentes atmosféricos mais danosos à saúde humana (KELLY; FUSSELL, 2012), contaminando os seres humanos principalmente pela inalação e pela ingestão. Seus possíveis malefícios para os seres humanos são diversos, como alergias, doenças cardiovasculares, teratogenia e câncer. Há uma acentuada relevância em se estudar fatores ambientais carcinogênicos, principalmente o particulado atmosférico, pois 80 % dos casos de câncer tem como causa fatores externos ao indivíduo (KAMPA; CASTANAS, 2008; YANAGI; ASSUNÇÃO; BARROSO, 2012). Esses poluentes constituem uma das maiores causas de mortalidades e de enfermidades em âmbito mundial (OMS, 2015).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (2005), concentrações de particulado atmosférico respirável - com diâmetro aerodinâmico inferior a  $2,5 \mu\text{m}$  - entre  $3$  e  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  podem acarretar problemas. Além disso, resultados obtidos de um estudo em seis cidades estadunidenses indicaram que o acréscimo de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na concentração de particulado atmosférico respirável, também chamada de poeira respirável, podem provocar um aumento de 1,5 % na mortalidade provável de pessoas por dia (LADEN, 2000).

Os vegetais também estão suscetíveis a sofrer com estes poluentes, podendo apresentar dificuldades na fotossíntese, devido a toxicidade química e ao bloqueio da radiação solar e trocas gasosas (FLECK; MORESCO; RHODEN, 2015). Os microorganismos, por sua vez, também podem ser afetados pela toxicidade da poluição, o que pode comprometer a decomposição da matéria orgânica e, portanto, a ciclagem de nutrientes (GRANTZ; GARNER; JOHNSON, 2003; SANTANA et al., 2012).

Apesar da importância evidente do estudo da poluição atmosférica, a monitoração da qualidade do ar no território brasileiro ainda é incipiente na região Nordeste do Brasil, apesar das resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente que exigem a pesquisa de diversos parâmetros relacionados à qualidade do ar (VORMITTAG et al., 2014), o que corrobora a necessidade da realização do presente estudo.

O particulado atmosférico pode conter tanto elementos químicos estáveis quanto radionuclídeos. O ferro e o alumínio, por exemplo, podem acarretar envelhecimento precoce e problemas neurológicos respectivamente, enquanto que o enxofre contribui para o fenômeno da chuva ácida (VALAVANIDIS; SALIKA; THEODOROPOULOS, 2000; NAYAK, 2002). Os radionuclídeos de origem natural, por sua vez, podem ser encontrados em todos os ambientes e são responsáveis pela maior fração da dose efetiva depositada nos seres humanos (HENDRY, et al., 2014). A exposição excessiva à radiação pode causar danos tanto pela interação de suas emissões radioativas com o organismo quanto pela toxicidade química. Nesse sentido, os radioisótopos mais relevantes são os pertencentes às séries do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$ , além do  $^{40}\text{K}$ , por serem responsáveis pela maior fração da dose de radiação absorvida pelos seres humanos (SHWEIKANI; RAJA, 2015; MILLER; VOUTCHKOV, 2016; ABDELLAH et al., 2017). Além disso, radionuclídeos cosmogênicos podem estar associados ao particulado atmosférico como  $^7\text{Be}$ , por exemplo, sendo utilizado na geocronologia para estudar o passado recente (JETER, 2000).

Nesse contexto, é de significativa relevância a caracterização química e radiológica do particulado atmosférico, pois ambos os parâmetros são importantes para a saúde da população (JÄRUP, 2003; TCHOUNWOU; et al., 2012). Por isso, o presente trabalho teve como objetivo principal realizar a monitoração contínua do material particulado em suspensão próximo a uma rodovia de intenso tráfego de veículos, a BR 101, na cidade do Recife, ao longo de oito meses, seguida pela análise qualitativa por fluorescência de raios-X por dispersão de energia (EDXRF) e a determinação de radionuclídeos nos filtros por espectrometria gama de alta resolução (EGAR).

Os objetivos específicos foram:

- Investigar a distribuição da concentração de partículas totais em suspensão na atmosfera a várias distâncias da Rodovia BR 101 ao longo de 8 meses;
- Comparar os resultados com estudos em outros locais, com a legislação vigente, e com as recomendações internacionais;
- Analisar a contribuição da Rodovia BR 101 quanto à presença de elementos químicos estáveis associados ao material particulado em suspensão na atmosfera,
- Quantificar os principais radionuclídeos presentes no material particulado em Suspensão na atmosfera.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 HISTÓRICO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica consiste na liberação de substâncias no ar com potencial de causar efeitos adversos para os seres humanos, plantas e animais. A partir da Primeira Revolução Industrial, ocorreu um aumento significativo da quantidade de fontes emissoras de poluentes. O desenvolvimento industrial originado desse fenômeno atingiu diversas partes do mundo e promoveu a urbanização em grande escala. Com isso, aumentou-se o consumo de energia e a crescente aplicação da queima de combustíveis amplificou a poluição atmosférica em âmbito global. Por outro lado, a partir da primeira metade do século XX, surgiram algumas fontes energéticas voltadas à mitigação da poluição, como o gás natural, que representava uma alternativa menos poluente ao carvão e ao petróleo no aquecimento das casas e no cozimento, apesar de estudos mais recentes indicarem que embora a queima do gás natural seja mais limpa, a liberação do metano durante a extração, acondicionamento, transporte e uso do combustível anule o benefício em termos de efeito estufa. Mais recentemente, têm sido desenvolvidos meios alternativos de produção de energia, como os painéis solares, as turbinas eólicas e as usinas nucleares, que resultam em menos poluição e cuja crescente utilização é um fator importante para que a poluição atmosférica seja controlada (EIGENHEER, 2009; ARBEX, et al., 2012; ALVAREZ et al., 2012; BOUBEL et al., 2014; HU et al., 2018).

### 2.2 POLUIÇÃO DO AR E EFEITOS SOBRE A SAÚDE HUMANA

A poluição do ar é um dos maiores fatores interferentes na saúde humana. Cohen et al. (2017) concluíram que mais de 5,5 milhões de pessoas morreram no ano de 2015 devido à poluição atmosférica, tanto inalada dentro de construções como em ambientes abertos. No mesmo trabalho, os autores apontaram que o fenômeno representa o quarto maior fator de risco de morte no mundo sendo, destacadamente, o maior fator para o desenvolvimento de doenças. A Índia e a China concentram 52% da quantidade global de óbitos anuais ocasionados pela poluição atmosférica. Somente na China, o problema tem contribuído para a morte de 0,7 a 2,2 milhões de pessoas estimadas em nível de 95% de confiança, o que representa 17% dos óbitos

no país (ROHDE; MULLER, 2015). A menos que metas mais rigorosas sejam instituídas em âmbito global, o número de mortes continuará a crescer nas próximas duas décadas (COHEN et al., 2017). A Figura 1, foto da Praça da Paz Celestial em Beijing tirada no dia 15 de janeiro de 2015, reflete a elevada concentração de poluentes no país.

**Figura 1** - Poluição atmosférica na Praça da Paz Celestial em Beijing, China



Fonte: Kaplan (2015).

Além de interferirem gravemente na saúde humana, os poluentes atmosféricos vêm contribuindo com o aumento da temperatura global. De acordo com a Organização das Nações Unidas (1992), tais substâncias, caso sua produção não seja diminuída, alterarão a temperatura da Terra num ritmo que superará a capacidade de adaptação dos ecossistemas e dos seres humanos. Além dos conhecidos gases do efeito estufa, como o metano e o gás carbônico, as partículas sólidas em suspensão também contribuem para o aumento da temperatura, pois absorvem a luz solar e convertem-na em calor. A diminuição dos níveis de carbono negro - partículas de carbono resultantes da queima incompleta de combustíveis - é reconhecida por estudos científicos como importante fator para a desaceleração do aquecimento global (JACOBSON, 2002; FUZZI et al., 2015).

Dentre as substâncias componentes da poluição atmosférica, pode-se citar o dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio e o material particulado (OMS, 2005), sendo esse último o foco do presente trabalho.

### 2.3 PARTICULADO ATMOSFÉRICO

A exposição dos seres humanos às partículas sólidas e líquidas em suspensão na atmosfera, material particulado, ocorre principalmente via inalação, devido ao seu longo tempo de permanência na atmosfera, e via ingestão, pois essas partículas depositam-se sobre a água e os alimentos (SALIBA, 2018).

Devido à grande heterogeneidade física e química desses corpúsculos, um amplo leque de efeitos adversos foi identificado em estudos epidemiológicos, como alergias, náuseas, dificuldade de respirar, processos inflamatórios, aumento da probabilidade de infecções pulmonares, queda na imunidade, ocorrência de doenças cardiovasculares, cânceres em diversas partes do corpo (como pulmão, laringe, tireoide e bexiga), retardo do desenvolvimento intrauterino, teratogenia, morte fetal, depressão e diminuição do tempo de vida (PEARCE et al., 2012; OMS, 2013; KIM; KABIR; KABIR, 2015; FLECK; MORESCO; RHODEN, 2015; RODRIGUES et al., 2015; DEFRANCO et al., 2015; KIM et al., 2016; THOMPSON, 2018).

Dado o aumento da probabilidade de desenvolvimento de câncer, o estudo do particulado atmosférico é de grande relevância, pois, de acordo com o Instituto Nacional do Câncer, em torno de 80% dos casos da enfermidade são causados por fatores referentes às interações do indivíduo com seu ambiente (YANAGI; ASSUNÇÃO; BARROSO, 2012). A poluição atmosférica em casos extremos também pode causar deficiência na síntese de vitamina D, devido à absorção da radiação UVB pelos poluentes e provavelmente disfunções renais e diminuição da absorção da substância pelo intestino, o que pode implicar raquitismo em crianças e diminuição da capacidade anti-inflamatória e antioxidativa de pessoas em geral (AGARWAL et al., 2002; MOUSAVI et al., 2019). Além disso, também já se constataram impactos na função cognitiva de idosos, inclusive com o desenvolvimento de doenças degenerativas como o Alzheimer (WEUVE et al., 2012; AILSHIRE; CRIMMINS, 2014).

Não existe um limiar inferior de concentração de material particulado em suspensão que garanta que toda uma população esteja livre dos efeitos adversos causados por esses contaminantes. Tais efeitos dependem, também, de fatores como a condição de saúde, predisposições genéticas e idade. Para as partículas respiráveis, com diâmetro aerodinâmico<sup>1</sup> menor que 2,5 µm, estima-se que acima de uma concentração entre 3 e 5 µg/m<sup>3</sup> pode ocasionar problemas de saúde em alguns indivíduos (OMS, 2005; KELLY; FUSSELL, 2012).

## 2.4 CLASSIFICAÇÃO DO PARTICULADO ATMOSFÉRICO

Devido à sua diversidade de tamanhos, origens e composição química, os corpúsculos que compõem o material particulado podem ser classificados sob diversos aspectos, a saber, tamanho das partículas, origem do particulado, a sua formação, ocorrendo por meio de reação, ou não, após o lançamento na atmosfera, o processo de formação e o dano à saúde.

### 2.4.1 Quanto ao tamanho das partículas

No que diz respeito ao diâmetro aerodinâmico dos corpúsculos, tem-se, basicamente, as partículas totais em suspensão (PTS), as frações sedimentáveis, visível, inalável e respirável. O conjunto das PTS é o mais abrangente com diâmetro aerodinâmico inferior a 100 µm. As partículas visíveis são todas aquelas com diâmetro aerodinâmico superior a 40 µm. Já as sedimentáveis, são todas as partículas com diâmetro aerodinâmico superior a 10 µm e que são suficientemente pequenas para atravessar uma peneira com abertura de 0,84 mm. As partículas inaláveis são aquelas com diâmetro aerodinâmico de até 10 µm e são representadas pela sigla MP<sub>10</sub>. Dentre essas, as que apresentam diâmetro aerodinâmico maior que 2,5 µm compõem a fração grossa do MP<sub>10</sub>. As partículas que têm diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 µm, representadas pela sigla MP<sub>2,5</sub>, podem ser chamadas de partículas respiráveis ou fração fina do MP<sub>10</sub>. Dentro deste grupo, ainda há as partículas ultrafinas, que são aquelas com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que 0,1 µm. Os corpúsculos

---

<sup>1</sup> Diâmetro de uma esfera ideal com densidade igual a 1 g·cm<sup>-3</sup> e com velocidade de sedimentação igual à da partícula estudada (FINLAYSON-PITTS; PITTS JR, 2000).

constituintes da fração grossa do material particulado, quando inalados, acumulam-se nos órgãos do sistema respiratório anteriores aos pulmões, podendo provocar agravamento de problemas respiratórios, como a asma. A fração sedimentável impacta a qualidade de vida da população ao acumular sobre diversas superfícies, como de móveis, pisos e vestimentas, poluindo-as, além de se depositar sobre a superfície dos vegetais prejudicando a fotossíntese e as trocas gasosas. A fração visível, por sua vez, prejudica a visibilidade do ambiente, o que impacta, por exemplo, o dia a dia dos motoristas. A fração fina pode atingir os alvéolos, tendo o potencial de danificar mais seriamente o organismo, causando, dentre outros problemas, alterações no DNA e mortes prematuras. Além disso, tais corpúsculos não são eficientemente eliminados pelo corpo humano (ABNT, 1991; BRUGGE; DURANT; RIOUX, 2007; MÜHLFELD et al., 2008; FREITAS; SOLCI, 2009; MARQUES; REIS JÚNIOR, 2011; SANTOS, 2012). Na Tabela 1, encontra-se um resumo das informações disponibilizadas neste parágrafo.

**Tabela 1** - Classificação do material particulado no tocante ao diâmetro aerodinâmico.

<b>Classificação</b>	<b>Diâmetro aerodinâmico (<math>\mu\text{m}</math>)</b>
Partículas totais em suspensão (PTS)	Maior que 100
Fração visível	Maior que 40
Fração sedimentável	Maior que 10, podendo passar por peneira de 0,84 mm
Fração inalável	Menor que 10
Fração respirável	Menor que 2,5

Fonte: autor

### **2.4.2 Quanto à origem dos particulados**

O material particulado pode ser classificado como natural ou artificial. Exemplos de partículas naturais são os sais provenientes do mar, poeira originada do solo, pólenes, esporos, produtos de reações de gases de origens biológicas e incêndios espontâneos em matas. Pode-se citar, como exemplos de fontes artificiais, a queima incompleta de combustíveis, fator que mais contribui com a poluição do ar em áreas urbanas brasileiras (ANDRADE et al., 2012), atividades industriais e comerciais; a construção civil, (KELLY; FUSSELL, 2012; CASTRO; ARAÚJO; SILVA, 2013), desgaste de pneus, de pastilhas de freio, de asfalto e vazamento de combustível, por exemplo (BOURLIVA et al., 2017).

De maneira geral, poluentes atmosféricos provenientes de fontes artificiais costumam ter efeitos adversos mais significativos, por conter substâncias solúveis que reagem mais facilmente com os organismos (SANTANA et al., 2012).

### **2.4.3 Quanto ao processo de formação e características físicas**

Quanto ao processo de formação e características físicas, as partículas podem ser classificadas como poeiras, fibras, fumos, fumaças ou névoas. As poeiras e as fibras são formadas pela ruptura mecânica de corpos no estado sólido, tanto de maneira manual quanto por meio de máquinas, sendo constituídas de partículas normalmente com diâmetros aerodinâmicos maiores que 1  $\mu\text{m}$ . As fibras diferenciam-se das poeiras pelo seu formato alongado, tendo comprimentos 3 a 5 vezes maiores do que os respectivos diâmetros aerodinâmicos. Podem ter sua origem tanto em fontes animais, vegetais ou minerais. O termo fumo denomina os corpúsculos sólidos oriundos de reações ou do processo de sublimação de vapores, como aqueles originados na soldagem de peças. Como fumaças, classificam-se as partículas sólidas oriundas da combustão incompleta de materiais, como a madeira e o carvão. As névoas, por sua vez, são formadas pela condensação de vapores ou nebulização de porções líquidas e têm, geralmente, mais que 5  $\mu\text{m}$  de diâmetro (ALMEIDA, 1999; SOARES, 2015; SALIBA, 2018). As características apontadas estão sistematizadas na Tabela 2.

**Tabela 2** - Classificação do particulado atmosférico quanto ao processo de formação

<b>Classificação</b>	<b>Processo de formação</b>
Poeira	Rompimento de corpos sólidos, formando corpúsculos aproximadamente esféricos
Fibras	Rompimento de corpos sólidos, formando corpúsculos longos
Fumos	Reações com gases ou processos de sublimação de vapores
Fumaças	Combustão incompleta de materiais
Névoas	Condensação de vapores ou nebulização de porções líquidas

Fonte: autor

#### **2.4.4 Quanto ao dano que o particulado atmosférico pode causar no organismo humano**

Há, ainda, a classificação quanto ao tipo de dano que o particulado atmosférico pode causar para o organismo. Nesse sentido, as partículas são classificadas como pneumoconióticas, tóxicas, alérgicas ou inertes. As primeiras causam danos à saúde do pulmão, provocando danos ao tecido intersticial, que cerca os alvéolos e dá sustentação ao órgão. As partículas tóxicas são nocivas à saúde não apenas devido à sua inalação, mas também a ingestão. Algumas partículas causam danos ao organismo pelo início de um processo alérgico. O último tipo é composto pelas partículas que causam efeitos amenos e reversíveis, como resfriados (SALIBA, 2018).

## 2.5 CONTRIBUIÇÃO DE FATORES ANTROPOGÊNICOS PARA A FORMAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO

Com o crescimento da densidade demográfica nas cidades, a fração do material particulado de origem antropogênica vem ganhando maiores proporções. Sabe-se que a maior contribuição antropogênica para a geração do particulado é a queima de combustíveis fósseis. A literatura também indica que essa é a origem das partículas que apresentam correlações com os efeitos adversos mais graves à saúde (JANSSEN et al., 2001; DOUNG; LEE, 2011; KELLY; FUSSELL, 2012).

Parte desses componentes permanece suspensa na atmosfera e outra parte acumula-se na superfície das rodovias e construções. A concentração de poluentes nas rodovias é dependente da quantidade de veículos a trafegar no local, da velocidade dos automóveis (fatores que levam a maiores ou menores níveis de emissão, desgaste de partes dos veículos e da rodovia) e dos ambientes circunvizinhos, que podem proporcionar a dispersão ou deposição adicional de poluentes (DUONG; LEE, 2011).

Especificamente no caso das rodovias, devido a particularidades como a circulação mais intensa de veículos automotores e as altas velocidades, observa-se produção mais intensificada tanto de carbono oriundo da queima incompleta de combustíveis fósseis quanto de particulado atmosférico com menos de 0,1  $\mu\text{m}$  de diâmetro aerodinâmico. As concentrações de poluentes nas rodovias são elevadas, apresentando um aumento brusco à medida que se aproxima destas vias públicas. Consequentemente, verificam-se na literatura incidências maiores de casos de doenças cardíacas, doenças pulmonares pediátricas e câncer entre indivíduos que residem próximos a tais locais (BRUGGE; DURANT; RIOUX, 2007; DUONG; LEE, 2011)

### 2.5.1 Interação do particulado atmosférico com o ambiente

No que diz respeito à interação do particulado atmosférico com a vegetação, os estudos indicam que as dimensões do particulado não apresentam tanta relevância como no caso da saúde humana, sendo o fator mais importante a composição química do material. De modo geral, a formação de camadas de material particulado sobre a

superfície foliar pode causar diminuição do crescimento dos vegetais devido à incidência reduzida de luz, o que leva ao comprometimento da fotossíntese, e à interferência nas trocas gasosas por meio da obstrução dos estômatos. Esse processo pode resultar na alteração do crescimento da vegetação dominante, provocando alterações na proporção entre as espécies do ecossistema. A reprodução dos vegetais também é afetada pela poluição, pois o estresse genotóxico causado nas flores pode provocar o seu abortamento (FLECK; MORESCO; RHODEN, 2015). Por afetar o metabolismo dos vegetais, o particulado também pode implicar perdas nas atividades agrícolas. Além de impactar diretamente a vegetação, esses poluentes também podem ser prejudiciais aos insetos e micro-organismos responsáveis pela decomposição das folhas, o que interfere na ciclagem de nutrientes.

A fração do particulado atmosférico oriundo da ressuspensão de substâncias de origem mineral causa efeitos menos intensos sobre os vegetais do que a poluição antropogênica. Isso se deve ao fato de a primeira ter baixas solubilidade e reatividade com as superfícies vegetais, enquanto que a segunda, por conter substâncias solúveis, é mais nociva (GRANTZ; GARNER; JOHNSON, 2003; PRAJAPATI, 2012; PRAJAPATI, 2012; SANTANA et al., 2012).

Os efeitos do spray marinho, por sua vez, são conhecidos desde o início do século XIX. Além dos sais provenientes do mar, tal material transporta componentes suspensos pela ação da brisa e carreados pela chuva ou pela deságua dos rios. O dano causado pelo spray marinho aos vegetais depende, portanto, dos seus sais, que afetam espécies vegetais intolerantes, e dos outros tipos de substâncias presentes na costa. As substâncias alcalinas, como o calcário, podem provocar lesões nas superfícies das folhas e necrose (GRANTZ; GARNER; JOHNSON, 2003).

Por outro lado, há na literatura estudos que apontam a interação entre os poluentes e os vegetais como fator mitigador da poluição, pela tendência das plantas em reter os poluentes em sua superfície, diminuindo suas concentrações na atmosfera (PRAJAPATI, 2012). Entretanto, estudos utilizando simulações computacionais indicam que tal possibilidade está mais relacionada a fatores aerodinâmicos, como a direção do vento com relação aos vegetais. Caso esta seja perpendicular às plantas, há a desaceleração do fluxo de ar, o que contribui para a concentração de poluentes na atmosfera local. Já se a direção for paralela, a interação dos poluentes com a vegetação, a geração de fluxo turbulento de ar e a menor desaceleração dos ventos

têm como resultado a agregação de partículas que, atingindo maior massa, não mais permanecem em suspensão na atmosfera, o que diminui a concentração do poluente (BUCCOLIERI et al., 2018). Viippola et al. (2018) ao estudar a influência da vegetação urbana na concentração de monóxidos e dióxidos de nitrogênio,  $MP_{2,5}$  e partículas totais, verificou que a vegetação, apesar de surtir efeito sobre a fração grossa do particulado, pouco modifica a concentração de  $MP_{2,5}$ . A concentração de tais substâncias apenas seria perceptivelmente reduzida sob a influência de uma barreira vegetal que se estendesse de vinte a trinta metros desde as fontes de poluição até o local a ter a concentração de poluentes avaliada.

### **2.5.2 Elementos químicos presentes no particulado atmosférico**

A seguir, listam-se alguns elementos químicos passíveis de análise por EDXRF que sabidamente podem vir a ser encontrados no particulado atmosférico ou podem pôr em risco a saúde da população.

#### *2.5.2.1 Ferro*

O ferro é um metal de transição encontrado no particulado atmosférico. É o metal presente nas partículas respiráveis com atividade redutora mais gravosa, além de provocar inflamações nos pulmões, levando a problemas respiratórios. No caso de particulado atmosférico antropogênico, é liberado por veículos automotores por meio de emissão veicular e desgaste de freios. Geralmente encontrado nas formas iônicas  $Fe^{+2}$  e  $Fe^{+3}$  (VALAVANIDIS; SALIKA; THEODOROPOULOS, 2000)

#### *2.5.2.2 Silício*

O silício é o segundo elemento químico mais abundante na crosta terrestre, correspondendo a mais de 28% de sua massa, atrás apenas do oxigênio – que corresponde a 47% (BUTZ, 2004). Sua presença na atmosfera, dentre outros fatores, pode ter como causa a ressuspensão do solo e o desgaste do pavimento das vias públicas (KIM; KABIR; KABIR, 2015). Uma das suas formas químicas é o dióxido de silício ( $SO_2$ ), também chamado de sílica. Esta molécula pode ocorrer de forma isolada

(amorfa) ou compor diversos tipos de cristais, que são responsáveis pelos efeitos adversos mais graves à saúde. Sua inspiração prolongada pode causar insuficiência respiratória e câncer nos brônquios. Por isso, uma das substâncias compostas pelo silício, o amianto crisotila, cuja fórmula química é  $(\text{Mg,Fe,Ni})_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ , não pode mais ser extraído, industrializado, comercializado nem distribuído em território nacional por força do julgamento da ADI 4066, pois nos processos envolvendo esta substância, é provável que os envolvidos estejam passíveis de inalar suas partículas, expondo-se sobremaneira a riscos como o câncer (BRASIL, 2017; SALIBA, 2018).

### 2.5.2.3 Enxofre

O enxofre pode ser encontrado na atmosfera sob a forma de óxidos sendo liberado no ar principalmente por meio de combustão de compostos orgânicos contendo o elemento químico (TAYLOR; SIMPSON, JAKEMAN, 1987). Sua importância se dá pelo fato de poder reagir com a água, formando ácido sulfúrico e reduzindo o pH da água precipitada ou presente na atmosfera, num fenômeno conhecido como chuva ácida (LIKENS et al., 1987). A reação ocorre principalmente com o dióxido de enxofre que, ao reagir com a hidroxila da água, forma o radical  $\text{HOSO}_2$ . Este, reagindo com o  $\text{O}_2$ , se decompõe em  $\text{SO}_3$  e no radical  $\text{HO}_2$ . O  $\text{SO}_3$ , por sua vez, reage com a água, formando o ácido sulfúrico (SEINFELD; PANDIS, 2016).

Naturalmente, a água da chuva é levemente ácida (pH geralmente entre 5,7 e 7) devido a reação com o dióxido de carbono, que gera ácido carbônico, classificado como ácido fraco (LIKENS et al., 1987). Quando são formados ácidos diferentes deste, como o ácido sulfúrico e ácido nítrico, podem ocorrer problemas ambientais como morte de micro-organismos do solo, lixiviação dos nutrientes presentes neste compartimento e corrosão de construções e estruturas metálicas (REISNER; STÖCKLE; SNETHLAGE, 1995; RODHE; DENTENER; SCHULZ, 2002).

### 2.5.2.4 Alumínio

O alumínio é o metal mais abundante da crosta terrestre, ocorrendo em vários compostos químicos como óxidos e hidróxidos, sendo mais comumente encontrado como cátion com carência de três elétrons. O elemento químico pode ser encontrado no solo e, conseqüentemente, permanecer em suspensão na atmosfera devido à

ressuspensão de parte deste compartimento. Nos arredores de vias públicas, outra origem importante é o desgaste do pavimento pela circulação de carros, que pode ocasionar desprendimento de partículas contendo o metal (KIM; KABIR; KABIR, 2015). Sua absorção pode se dar por meio da inalação (estima-se que, em média, três por cento do alumínio absorvido pelo organismo seja pela via respiratória) e ingestão. Dentre os possíveis efeitos para os animais, como consequência da exposição crônica de concentrações significativas do metal, tem-se a neurotoxicidade, que pode se manifestar na forma de retardo do desenvolvimento cerebral de fetos, bebês e crianças, fibrose pulmonar e o agravamento dos efeitos do diabetes na saúde do coração (NAYAK, 2002).

#### *2.5.2.5 Manganês*

O manganês é um metal de transição cuja abundância no solo pode variar entre 7 e 9000 mg kg<sup>-1</sup>, sendo em média de 440 mg kg<sup>-1</sup>. Sua presença na atmosfera pode se dar tanto devido à ressuspensão do solo quanto pelo desgaste de peças metálicas, pois o elemento químico é utilizado em ligas metálicas. É considerado um nutriente essencial ao organismo humano, sendo um cofator de enzimas utilizadas, por exemplo, no metabolismo de macronutrientes e no sistema de defesa contra radicais livres. Entretanto, a exposição crônica a níveis excessivos de manganês, principalmente por inalação e ingestão, pode provocar efeitos adversos ao sistema nervoso central, mais precisamente dificuldades motoras, decréscimo da percepção visual e da memória (FULK et al, 2016).

#### *2.5.2.6 Cobre e zinco*

O cobre também é um micronutriente necessário ao funcionamento de diversas enzimas. Mais precisamente, tem sua importância no transporte de íons e oxigênio no sangue. Apesar de já haver relatos de intoxicação aguda por ingestão de quantidades extremas de sulfato de cobre, não é comum que a exposição crônica ao metal cause efeitos adversos graves devido aos processos naturais de excreção de cobre pelo organismo humano (FRANCHITTO et al., 2008).

Na atmosfera, concentrações naturais de zinco costumam variar entre 1 e 4 µg/m<sup>3</sup> (EMSLEY, 2011). Entretanto, a concentração atmosférica de zinco pode vir a

ser enriquecida, nos arredores das vias públicas, devido à presença de partículas oriundas do desgaste de pneus e freios (KIM; KABIR; KABIR, 2015). Apesar de zinco ser um micronutriente essencial para o organismo, estando presente em mais de 300 enzimas do corpo humano, seu excesso (foram estudadas concentrações acima de 100 mg por dia, enquanto que a quantidade diária recomendada seria de 15 mg) pode causar dificuldade de absorção de ferro e cobre pelo organismo, assim como desproporção entre as lipoproteínas de alta e baixa densidade (FOSMIRE, 1990).

### **2.5.3 Radionuclídeos naturais presentes no particulado atmosférico**

Os radionuclídeos estão em todos os ambientes, podendo ser encontrados no solo, no ar, na água e nos próprios corpos dos seres vivos (SHWEIKANI; RAJA, 2015). Os isótopos que mais contribuem com a dose recebida são  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$ . Tais substâncias não se encontram presentes em iguais concentrações nos diversos ambientes, e o seu estudo tem significativa importância no que diz respeito à radioproteção (VASCONCELOS et al., 2009; HENDRY, et al., 2014). A radioatividade das substâncias oriundas das formações geológicas corresponde a 83 % da dose natural média global de 2,4 mSv/ano. Estima-se que 95 % dos seres humanos habitem áreas com doses anuais entre 0,3 e 0,6 mSv e o restante encontra-se em áreas com doses superiores à média mundial (MORAIS, 2013).

Os radionuclídeos naturais presentes na atmosfera podem advir da ressuspensão do solo e do sucessivo decaimento de seus radionuclídeos, enquanto que os radionuclídeos artificiais podem vir de testes de armas nucleares, acidentes nucleares, usinas, fontes radioativas entre outros (VALLÉS et al., 2009; RIBEIRO et al., 2016; MARSHAL; POTTER; MEDICH, 2018).

Os radionuclídeos podem causar danos de maneira externa, devido à interação da radiação gama com o organismo, e interna, por meio da inalação de substâncias alfa e beta emissoras. A inalação prolongada de tório, rádio e/ou urânio constitui causa de leucopenia aguda, anemia e doenças pulmonares (ABDELLAH et al., 2017). Apesar da natural e vasta ocorrência, não há indícios na literatura que suportem a hipótese de um limiar completamente seguro de exposição à radiação ionizante (MILLER; VOUTCHKOV, 2016). A redução da fertilidade masculina ou alteração dos espermatozoides devido à dose radioativa recebida também são

possibilidades, por serem fenômenos já constatados em testes com roedores. Porém, estudos adicionais com seres humanos são necessários para avaliar a existência dessas relações causais na espécie (BONDE, 2010; KUMAR et al., 2013).

É necessário, porém, cautela para não se fazer declarações alarmistas, pois desde a origem da vida, os organismos convivem com a radioatividade natural (PEREIRA; KELECOM; PY JÚNIOR, 2010). Então, a fim de estabelecer um parâmetro de dose efetiva máxima em nível nacional, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) publicou a sua Norma NN 3.01, que impõe, como limite máximo de dose efetiva de corpo inteiro no público em geral, 1 mSv por ano (BRASIL, 2014).

Estudos anteriores apontam a relevância de se realizar a monitoração da radionuclídeos no particulado atmosférico. Santos (2016), ao realizar biomonitoração da qualidade do ar com bromélias na Região Metropolitana do Recife (RMR), encontrou concentração de tório significativamente maiores do que as encontradas em São Paulo em trabalhos semelhantes. Isso corrobora a necessidade da caracterização do particulado atmosférico quanto aos radionuclídeos naturais.

## 2.6 RECOMENDAÇÕES DA ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE

Tendo em vista os potenciais malefícios da poluição atmosférica, a Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou as Diretrizes de Qualidade do Ar Relativas ao Material Particulado, Dióxido de Nitrogênio e Dióxido de Enxofre, com o objetivo de fornecer orientações sobre como diminuir os impactos da poluição atmosférica. O documento reconhece que a definição e implementação de programas de controle da qualidade do ar por parte dos Estados depende das suas condições econômicas, sociais e tecnológicas. Por isso, além dos valores-guia, que são os limites recomendados para a concentração de poluentes, a Organização estabeleceu valores intermediários para orientar a melhoria progressiva da qualidade atmosférica. Os limites de concentrações médias anuais de material particulado inalável e respirável recomendadas pela OMS e os valores intermediários encontram-se na Tabela 3 (OMS, 2005). Os limites recomendados para a concentração média em 24 horas encontram-se na Tabela 4 (OMS, 2005).

**Tabela 3** – Valores limites estabelecidos pela organização mundial de saúde para a concentração média anual de particulado atmosférico

<b>Tipo de valor</b>	<b>Concentração anual de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentração anual de MP<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>
Intermediário I	70	35
Intermediário II	50	25
Intermediário III	30	15
Valor-guia	20	10

MP<sub>10</sub>: partículas inaláveis, menores que 10 µm  
 MP<sub>2,5</sub> partículas respiráveis, menores que 2,5 µm  
 Fonte: Organização Mundial de Saúde, 2005.

**Tabela 4** – Valores-limite estabelecidos pela organização mundial de saúde para a concentração média de particulado atmosférico num período de 24 horas.

<b>Tipo de valor</b>	<b>Concentração de MP<sub>10</sub> num período de 24 horas (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentração de MP<sub>2,5</sub> num período de 24 horas (µg/m<sup>3</sup>)</b>
Intermediário I	150	75
Intermediário II	100	50
Intermediário III	75	37,5
Valor-guia	50	25

Fonte: Organização Mundial de Saúde, 2005.

A diretriz da OMS relativa à média anual máxima para partículas respiráveis coincide com a concentração mínima para a qual a Sociedade Americana do Câncer identificou efeitos sobre a sobrevivência dos indivíduos. Os valores para partículas inaláveis, por sua vez, foram definidos como o dobro da respectiva concentração de MP<sub>2,5</sub>. Essa razão entre os tipos de partículas é a comumente encontrada em regiões urbanas e países desenvolvidos (OMS, 2005).

## 2.7 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

### 2.7.1 Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar

No que diz respeito à qualidade do ar, fator essencial para a garantia da saúde da população, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) instituiu o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR) por meio da sua Resolução nº 5 de 15 de junho de 1989. A estratégia do programa é impor limites sobre a quantidade de poluição lançada na atmosfera por fontes que não obtiveram a devida licença do órgão ambiental responsável até a data em que a resolução foi publicada no Diário Oficial da União de 25 de agosto de 1989, tendo como referência a área considerada, o tipo de poluente e a potência da fonte emissora; e adotar padrões de concentração atmosférica das substâncias como forma de gestão da qualidade do ar (BRASIL, 1989).

As diferentes áreas do território brasileiro são consideradas pelo Programa como pertencentes à Classe I, II ou III. As áreas da Classe I são aquelas destinadas à preservação, turismo e lazer, nas quais as concentrações das substâncias reguladas pelo PRONAR devem estar em níveis tão próximos quanto possível daqueles observados em regiões sem interferência humana. As áreas que compõem a Classe II são aquelas nas quais as concentrações de poluentes devem limitar-se ao padrão secundário de qualidade do ar, ou seja, a níveis de poluição tidos como causadores, apenas, de efeitos adversos mínimos ao ambiente e ao bem-estar das pessoas. Por fim, a Classe III é composta de áreas onde a presença de interferentes da qualidade atmosférica deve ser inferior ao padrão primário, ou seja, aos níveis acima dos quais a saúde dos seres humanos possa ser prejudicada (BRASIL, 1989).

A Resolução nº 3 de 22 de agosto de 1990 do Conama determina os valores dos padrões primários e secundários para os diferentes tipos de substâncias. No caso das partículas totais em suspensão (PTS), prevê-se uma média geométrica anual máxima para a concentração de partículas totais em suspensão de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de ar referente ao padrão primário e de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  relativa ao padrão secundário. As concentrações médias num período de 24 horas não devem ultrapassar  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de ar mais de uma vez por ano no caso do padrão primário e  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no caso do padrão secundário no mesmo período de tempo.

Para as fumaças, a média aritmética anual máxima de concentração de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de ar é a referente ao padrão primário, e a concentração de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  é a média anual própria do padrão secundário. A média máxima no período de 24 horas é  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o padrão primário e  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o padrão secundário, ultrapassável apenas uma vez a cada ano (BRASIL, 1990).

Para as partículas inaláveis, preveem-se valores ainda menores:  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como valor máximo da média aritmética da concentração dentro do período de um ano e média, no intervalo de 24 horas, de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , que pode ser excedida apenas uma vez ao ano, para ambos os padrões (BRASIL, 1990; RODRIGUES et al., 2015).

A resolução ainda estabelece quais métodos devem ser utilizados para se realizar a monitoração dos poluentes regulados pela Resolução. Para PTS, deve-se utilizar o Amostrador de Grandes Volumes. Para as fumaças, deve-se usar o Método de Refletância e, para as partículas inaláveis, o Método de Separação Inercial/Filtração. Os métodos de referência devem passar pela aprovação do Instituto de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO). Caso não haja método que atenda a esta condição, deve-se utilizar o procedimento recomendado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) (BRASIL, 1990). Em Pernambuco, a norma relacionada com a qualidade do ar é a Lei 15.725 de 10 de março de 2016, que confere à Agência Estadual do Meio Ambiente (CPRH) responsabilidade pela realização da monitoração da qualidade do ar (PERNAMBUCO, 2016).

Entretanto, o cumprimento às determinações do PRONAR ainda é precário nacionalmente. A região Sudeste concentra aproximadamente 80 % dos municípios onde há estações de monitoração atmosférica operando com regularidade. Menos da metade dos estados realiza a monitoração em algum grau e a porcentagem de municípios brasileiros contemplados com a medida é inferior a 2%. Observa-se significativa escassez de dados sobre a qualidade atmosférica nas regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte. Além disso, o acesso aos dados disponíveis por parte do público é dificultoso (SANTANA et al., 2012; VORMITTAG et al., 2014).

Além da quantidade, a qualidade da monitoração também é deficiente, pois muitas estações não monitoram todos os poluentes regulados pelo PRONAR, ou seja, partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, dióxido de carbono, ozônio, e dióxido de nitrogênio. Parte da responsabilidade dessa problemática pode ser atribuída às Resoluções do Conama, pois não instituíram

prazos para o cumprimento do programa nem possíveis punições aos governos estaduais e ao IBAMA nos casos de não obediência à legislação (VORMITTAG et al., 2014).

Outro fato que prejudica as ações de combate à poluição é o não estabelecimento, por parte da Política Nacional do Meio Ambiente, da periodicidade com a qual os valores-limite de poluição ambiental devem ser revistos. Além disso, faltam diretrizes sobre características relevantes da rede básica de monitoração, como interpretação e comunicação dos valores obtidos, localização dos aparelhos monitores e avaliação da rede (SANTANA et al., 2012).

### **2.7.2 Legislação brasileira comparada com recomendações e legislações internacionais**

Comparando os limites estabelecidos no Brasil pelo Conama com os recomendados pela OMS e os vigentes nos Estados Unidos e na União Europeia, tem-se que os parâmetros de qualidade do ar brasileiros são mais permissivos e, apesar de sua importância epidemiológica, ainda não foram determinados limites para a concentração de  $MP_{2,5}$  no país. Observa-se, ainda, que as normas brasileiras não sofreram alterações desde sua implementação no fim da década de oitenta, apesar dos novos estudos sobre o assunto, enquanto que os valores da OMS, da Comissão Europeia do Meio Ambiente (ECE) e da *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos foram estabelecidos em 2006, 2008 e 2010, respectivamente (MARQUES; SANTOS, 2011). A Tabela 5 apresenta os valores para  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  determinados pelas organizações citadas neste parágrafo.

**Tabela 5** - Valores Máximos para concentração MP10 e MP2,5 de acordo com o Conama (Brasil), a OMS, a ECE (União Europeia) e a EPA (Estados Unidos).

Instituição	Concentrações ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
	MP <sub>2,5</sub>	MP <sub>10</sub>
CONAMA – Anual	Ausente	50
CONAMA - 24 horas	Ausente	150 <sup>(1)</sup>
OMS - anual	10	20
OMS - 24 horas	25	50
ECE - anual	25	40
ECE - 24 horas	Ausente	50 <sup>(2)</sup>
EPA - anual primário	12	Ausente
EPA - anual secundário	15	Ausente
EPA - 24 horas	35	150 <sup>(1)</sup>

(1) Valores que não devem ser excedidos mais de uma vez ao ano.

(2) Valor que não deve ser excedido mais de 35 vezes ao ano.

Fontes: Marques e Santos (2012); Vormittag et al. (2014).

Limites referentes à composição química do material particulado não aparecem nas resoluções do Conama nem nas recomendações da OMS. Isso pode ser explicado pelo fato de o limiar de concentração de cada substância no ar que pode ser prejudicial à saúde ainda não ter sido suficientemente estudado (BRASIL, 1990; OMS, 2005; DOMINICI et al., 2007; ANDERSON; THUNDIYIL; STOLBACH, 2012). Na Europa, há apenas valores-alvo, que funcionam como metas e não têm o mesmo caráter normativo dos padrões de qualidade do ar (UNIÃO EUROPEIA, 2005).

Para que se possa conduzir estudos sobre os efeitos dos metais no particulado sobre a saúde da população, mais dados sobre a composição química das partículas sólidas devem estar disponíveis. Isso constitui uma lacuna existente na monitoração ambiental brasileira. No caso do Recife, o primeiro estudo quantitativo, do ponto de vista de elementos químicos, sobre o particulado atmosférico foi realizado em 2006 (COUTO et al., 2007).

## 2.8 TÉCNICAS ANALÍTICAS

O impacto da poluição atmosférica faz do material particulado e dos seus efeitos sobre a saúde um objeto de estudo bastante explorado (BELL; SAMET; DOMINICI, 2004). A fim de aprofundar o conhecimento científico sobre o particulado atmosférico, pode-se lançar mão de técnicas analíticas para sua caracterização química e radiológica. A seguir, expõem-se algumas das técnicas que podem ser utilizadas no estudo do material particulado suspenso na atmosfera.

### 2.8.1 Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia

A Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia – EDXRF é uma técnica multielementar, cujo princípio de funcionamento é a detecção dos raios-X característicos emitidos pelos elementos químicos presentes na amostra. Essa radiação é resultado da interação entre os elétrons do elemento químico estudado e os entes físicos que lhes conferem energia, que podem ser, por exemplo, elétrons, prótons, fótons de raios gama ou de raios X, sendo esse último tipo o mais comumente utilizado. A fonte de raios X consiste num gerador que excita um filamento de tungstênio, que passa a emitir elétrons. Uma fração dessas partículas atinge um ânodo feito de tungstênio, e tal interação resulta nos raios X utilizados na técnica (JENKINS, 2000).

Quando o feixe de raios-X interage com o elétron da amostra, este é retirado de sua respectiva camada, próxima ao núcleo, e outro elétron preenche a vacância gerada. Nesse processo, o elétron substituinte vem de uma camada eletrônica mais externa, com energia maior, para extinguir o buraco, que se encontra numa camada com energia menor. Assim, o elétron perde energia, que consiste justamente no feixe de raios-X característicos a ser detectado. Um único elemento pode emitir raios-X característicos com várias energias, a depender da camada eletrônica da qual o elétron é arrancado e da camada eletrônica original do elétron substituinte (GARRANT-REED; NICHOLSON, 2006).

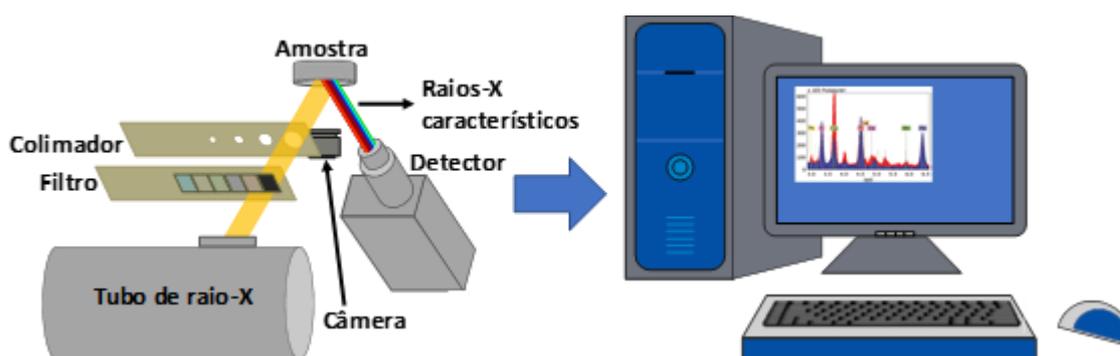
Os raios X característicos interagem com o detector, que converte os fótons incidentes em pulsos de tensão elétrica. Esses pulsos são medidos pelo processador de sinais, que envia a informação resultante para o programa de computador, a fim

de que haja a separação das energias de acordo com os respectivos elementos emissores (GARRANT-REED; NICHOLSON, 2006). A quantidade de pulsos analisados é proporcional à quantidade de átomos do respectivo elemento na amostra (JENKINS, 2000).

As transições eletrônicas que dão origem aos raios-X característicos são as seguintes: da segunda à primeira camada eletrônica mais próxima do núcleo (transição  $K_{\alpha}$ ), da terceira à primeira camada (transição  $K_{\beta}$ ) e da terceira à segunda camada (transição  $L_{\alpha}$ ). Para detecção dos elementos químicos com número atômico entre 13 - alumínio - e 50 - estanho -, utiliza-se a contagem dos raios-X característicos das transições  $K_{\alpha}$  e  $K_{\beta}$ . Já para números atômicos maiores, analisa-se a transição  $L_{\alpha}$ . Não se recomenda a utilização da técnica para elementos químicos com número atômico inferior a 13, pois o detector apresenta baixa eficiência para a detecção dos raios-X destes átomos (GARCIA; SANTOS, 1974).

A técnica tem como vantagens o custo baixo e a não necessidade de preparo químico das amostras, o que possibilita a sua conservação para a realização de outras análises. Porém apresenta considerável incerteza para a medição de alguns elementos químicos, o que demanda, a depender do caso, a utilização de técnicas complementares. Além disso, demanda constante resfriamento com nitrogênio líquido para seu correto funcionamento, pois caso não houvesse tal mecanismo, a energia térmica dos elétrons do detector semicondutor poderia provocar sua condução no material, provocando falsos positivos (SKOOG et al., 2002). Um fluxograma ilustrando a técnica de EDXRF pode ser observado na Figura 2.

**Figura 2** - Fluxograma representando a técnica de fluorescência de raios X por dispersão de energia.



Fonte: Melo (2019).

### 2.8.2 Espectrometria Gama de Alta Resolução

A Espectrometria Gama de alta resolução é uma técnica amplamente utilizada na detecção de radionuclídeos emissores de raios gama em amostras ambientais, que costumam conter baixas concentrações de atividade. O método confere resultados espectrais com alta resolução e baixa incerteza e não demanda tratamento químico, exigindo-se apenas que se mantenha a uniformidade da geometria e das matrizes, tanto dos padrões utilizados na calibração como das amostras, pois esses dois fatores influenciam a eficiência de contagem da técnica (SIMA; ARNOLD, 2009). O fato de não precisar de tratamento químico implica maior praticidade das análises e a possibilidade de conservação das amostras (RÓDENAS, et al, 2003; XHIXHA et al., 2015). Por outro lado, devido à sua estreita banda proibida<sup>2</sup> o material detector, deve ser resfriado a fim de evitar a produção de correntes elétricas por absorção de energia térmica e aumentar a mobilidade dos carreadores de carga, o que torna necessária a utilização de nitrogênio líquido (EBERTH; SIMPSON, 2008; GILMORE, 2008; JUNIOR et al., 2009). Para detectar a radiação gama com alta resolução, cuja energia se encontra no intervalo entre 0,1 e 20 MeV, os detectores mais utilizados atualmente são os semicondutores de germânio (KHANDAKER, 2011).

A interação da radiação gama com o detector promove a condução dos elétrons nos seus cristais por meio de três mecanismos: efeito fotoelétrico, efeito Compton e formação de pares. O efeito fotoelétrico ocorre quando a radiação transfere toda a sua energia para um elétron do material detector, que escapa das camadas eletrônicas do seu átomo e passa a ser conduzido na estrutura cristalina. Já no efeito Compton, o fóton incidente é espalhado, depositando parte da sua energia no elétron do semicondutor. A proporção entre o fóton espalhado e o fóton incidente é descrita pela Equação 1 (TURNER, 2007).

---

<sup>2</sup>Banda proibida é um intervalo de valores de energia que os elétrons de um elemento químico não podem assumir. Consiste nos valores acima da energia dos elétrons na camada de valência e abaixo da energia dos elétrons na camada de condução (TIPLER; LLEWELLYN, 2001).

$$\frac{h\nu'}{h\nu} = \frac{1}{1 + \frac{h\nu}{m_e c^2} (1 - \cos \theta)} \quad (1)$$

em que,

$h$  = constante de Planck ( $6,626 \times 10^{-34}$  m<sup>2</sup> kg/s);

$\nu$  = frequência do fóton incidente;

$\nu'$  = frequência do fóton espalhado;

$m_e$  = massa do elétron (equivalente a 0,511 MeV quando convertida em energia);

$c$  = velocidade da luz no vácuo ( $2,997925 \cdot 10^8$  m/s);

$h\nu$  = energia do fóton incidente;

$h\nu'$  = energia do fóton espalhado,

$\theta$  = ângulo de espalhamento do fóton.

O efeito Compton causa o depósito de uma única parcela da energia do fóton no material do semicondutor. Devido a essa falta de especificidade, não se utiliza do efeito Compton para caracterizar radioisótopos, e sim o efeito fotoelétrico. Por sua vez, a formação de pares consiste na transformação do fóton incidente em um elétron e um pósitron. O pósitron, em seguida, interage com um dos elétrons do material semicondutor, provocando a aniquilação elétron-positrônica. Daí, pode haver a interação de apenas um dos feixes com o detector, com a respectiva cessão de 0,511 MeV para um dos elétrons do material, ou de ambos, o que acarreta a deposição de 1,022 MeV no semicondutor. Os elétrons que atingem energia suficiente para serem conduzidos sofrem a ação de um campo eletromagnético externo e atingem o eletrodo, gerando pulsos proporcionais às energias cinéticas inicialmente adquiridas pelos elétrons. Os pulsos gerados dão origem a um espectro, por meio do qual é possível identificar o analito, principalmente observando o pico originado por meio do efeito fotoelétrico (KHANDAKER, 2011; HEIKINHEIMO; TOUMINEN; TUOMISTO, 2014).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas no *Campus* Tecnológico do Nordeste, onde se encontram as instalações do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE) e do Centro de Tecnologias Estratégicas do Nordeste – CETENE.

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

O *Campus* Tecnológico está localizado na Avenida Professor Luiz Freire, 200, Bairro da Cidade Universitária, Recife (Figura 3), Pernambuco, situando-se próximo ao km 69 de uma das principais vias de tráfego de veículos do Estado de Pernambuco: a Rodovia Federal BR 101. No seu entorno, encontram-se o Colégio Militar do Recife e o *campus* Recife do Instituto Federal de Pernambuco, o bairro residencial do Engenho do Meio, com aproximadamente 10.200 habitantes (GASPAR, 2017) e o *campus* Recife da Universidade Federal de Pernambuco, que, apenas na graduação, conta com 24.503 alunos (ASCOM, 2019).

**Figura 3** - Localização da área de estudo no território brasileiro



Fonte: adaptado de Ferreira; Venâncio e Sá (2017).

Com o objetivo de avaliar a influência do tráfego de veículos sobre a qualidade do ar e a evolução da concentração dos poluentes em função da distância da rodovia foram definidos cinco pontos ao longo de uma via interna do *Campus Tecnológico do Nordeste*, praticamente perpendicular à rodovia estudada, de forma que cada ponto se distanciava 50 m dos adjacentes (Figura 4).

**Figura 4** - Localização dos pontos de amostragem do material particulado em suspensão.



Fonte: Google Maps (2019).

As coordenadas dos pontos de coleta no sistema UTM ( Universal Transversa de Mercator: medida padrão de localização geográfica que utiliza coordenadas cartesianas bidimensionais em um mapa *mundi* dividido em diferentes zonas), a distância entre eles e a BR 101, entre os pontos de coleta e a Avenida Professor Luiz Freire e os momentos os quais foram realizadas a amostragem encontram-se na Tabela 6. Os pontos de coleta encontram-se na zona 25 da projeção de Mercator.

**Tabela 6** - Coordenadas dos pontos de coleta, distância relativa às vias públicas mais próximas e os meses de monitoração

<b>Ponto de coleta</b>	<b>Localização (coordenadas UTM)</b>	<b>Distância da Br 101 (m)</b>	<b>Distância da Av. Prof. Luiz Freire (m)</b>	<b>Meses de monitoração</b>
P1	8032627 N 34564806 E	18	209	Outubro/2017, janeiro, fevereiro, abril, maio, junho, agosto, setembro e outubro de 2018
P2	8032582 N 34564978 E	68	213	Outubro/2017, janeiro, fevereiro, abril, maio, junho, agosto, setembro e outubro de 2018
P3	8032526 N 34565129 E	118	206	Outubro/2017, janeiro, abril, maio, junho, agosto, setembro e outubro de 2018
P4	8032530 N 34565295 E	168	196	Outubro/2017, janeiro, fevereiro, abril, maio, junho, agosto e setembro de 2018
P5	8032521 N 34565460 E	218	186	Fevereiro, abril, maio, agosto e setembro de 2018

Fonte: autor

### 3.2 AMOSTRAGEM

O material particulado foi coletado utilizando Amostradores de Grande Volume de Partículas Totais em Suspensão com Controle Volumétrico da Vazão comercializados pela empresa Energética®. O amostrador de grande volume é um

aparelho com capacidade de provocar a passagem do ar através de um filtro a uma velocidade praticamente constante por meio de diminuição de pressão provocada por uma bomba de vácuo.

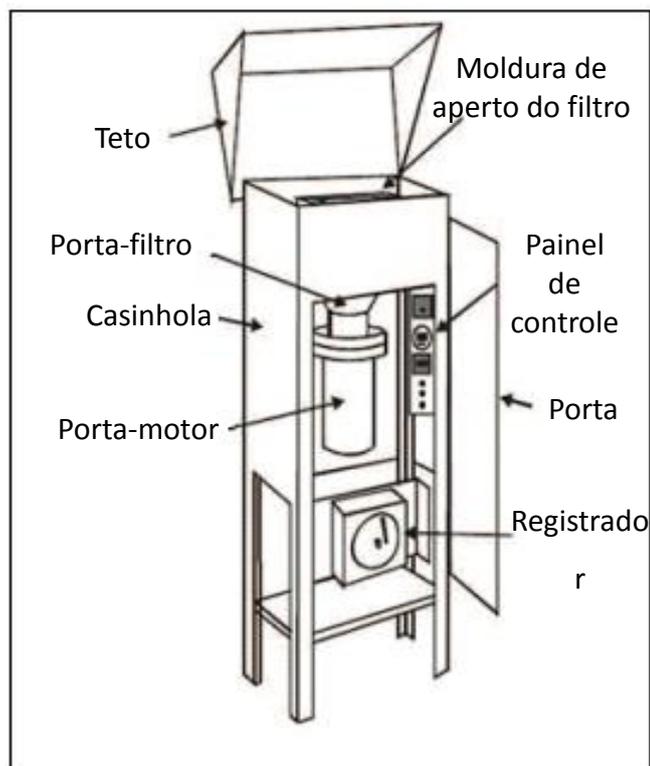
### 3.2.1 Amostrador

As características do amostrador são preconizadas pela NBR 9.547, segundo a qual o amostrador deve operar durante 24 horas consecutivas. As vazões mínimas, com amostra coletada sobre o filtro, e máxima, na qual não há amostra coletada na superfície do filtro, devem ser de 1,1 e 1,7 m<sup>3</sup> min<sup>-1</sup>, respectivamente (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

O teto do amostrador deve garantir que o filtro esteja protegido contra precipitações e outros fenômenos meteorológicos que possam interferir na amostragem. Para que o ar amostrado não seja recoletado, deve ser ejetado a, no mínimo, 40 cm da entrada e, a fim de que haja o mínimo de amostragem das partículas localizadas no chão, usa-se um defletor instalado entre a exaustão e o piso. A velocidade de entrada do ar, idealmente, deve ser 25 ± 2 cm/s, podendo variar entre 20 e 35 cm/s. Os limites mínimo e máximo de vazão são determinados para que não se colete ar em quantidade insuficiente (e com isso não se obtenha massa suficiente para realizar pesagens com precisão satisfatória) nem se provoque ruptura do filtro devido ao excesso de pressão infligido por uma vazão acima do recomendado (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

Além das partes já mencionadas, o amostrador é composto pela casinhola, que protege os componentes internos do sistema; por um porta-filtro, que contém duas telas de aço inoxidável engastadas num funil de fibra de vidro, pelo controlador volumétrico de vazão, pelo porta-motor e pelo registrador, que serve para que o operador verifique a continuidade do funcionamento do sistema. Uma representação das principais partes do amostrador pode ser visualizada na Figura 5.

**Figura 5** - Amostrador de Grande Volume para partículas totais em suspensão



Fonte: adaptado de Marcon (2013).

O filtro utilizado no Método do Amostrador de Grande Volume deve medir  $25,4 \pm 0,3$  cm de comprimento e  $20,3 \pm 0,3$  cm de largura, com área de exposição nominal de  $406,5 \text{ cm}^2$  e eficiência de coleta de 99 % para teste com ftalato de dioctil. Esse ensaio deve ser realizado com partículas de  $0,3 \text{ }\mu\text{m}$  de diâmetro aerodinâmico em conformidade com a ASTM 2986 (1999). O material não pode conter furos, deve ter tensão de ruptura mínima de 500 g, pH entre 6 e 10, ser composta de fibra de vidro ou outro composto inerte e que não apresente higroscopia e deve ser robusto o suficiente para não produzir rachaduras quando dobrado. Recomenda-se uma faixa de perda de carga entre 42 a 54 mm Hg para a sucção de ar. Os filtros devem ser guardados em envelope de papel ou em estojo (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997). Para os experimentos, utilizou-se de filtros quantitativos da Whatman® grau 41, com dimensões de 203 x 254 mm, espessura de 220  $\mu\text{m}$ , poros com tamanho de 20 a 25  $\mu\text{m}$  e densidade de área de 85  $\text{g}/\text{m}^2$ . Na Figura 6, podem ser visualizados os filtros de celulose utilizados.

**Figura 6** - Filtro de celulose limpo e após amostragem de 24 horas



Fonte: autor

### **3.2.2 Calibração do Amostrador de Grande Volume**

Antes de iniciar as análises, foi realizada a calibração do medidor de vazão, no mesmo local de realização da coleta, de acordo com o manual do fabricante do equipamento. Para isso, foi instalado o calibrador padrão de vazão (CPV) no mesmo local destinado ao suporte do filtro. O CPV é composto pela sua placa adaptadora, copo com orifício, conjunto de placas circulares de resistência com 18, 13, 10, 7 e 5 furos, manômetro com líquido de densidade 1,0 g/ml e mangueira flexível. (DIAS, 2016). Os componentes do CPV são mostrados na Figura 7.

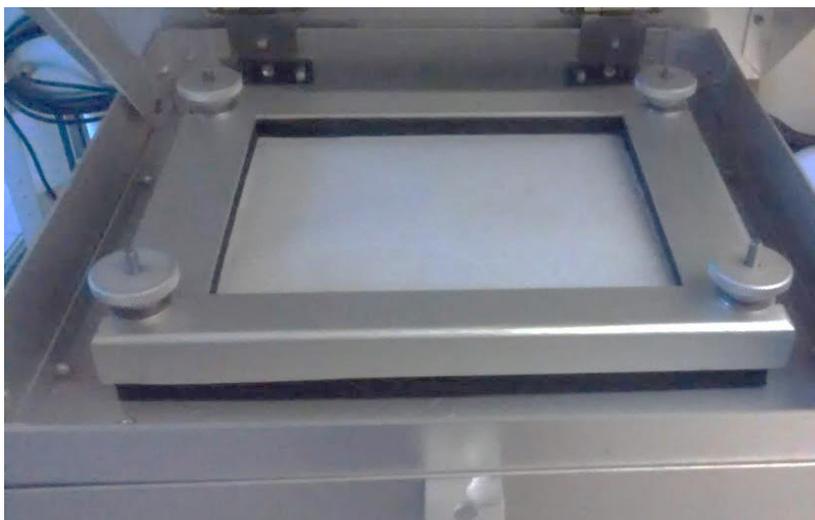
**Figura 7** - Componentes do Calibrador Padrão de Vazão do Amostrador de Grande Volume.



Fonte: autor

Instalou-se o CPV com a placa de resistência de 18 furos sobre a abertura da placa adaptadora, que foi fechada com o copo com orifício. O manômetro do CPV foi conectado ao copo por meio da mangueira, e ambos os manômetros, do CPV e do amostrador, foram abertos. Ligou-se o amostrador por dez minutos a fim de estabilizar o equipamento e tornar possível a calibração. Depois desse período, anotaram-se as duas diferenças de pressão no manômetro do CPV e no manômetro do amostrador. Em seguida, desligou-se o equipamento, trocou-se a placa de resistência de 18 furos pela de 13 furos e refizeram-se as leituras das diferenças de pressão. Contudo, após a primeira leitura, não mais se aguardou os dez minutos da estabilização. Repetiu-se o procedimento com a placa de resistência de dez, nove e oito furos. Após a calibração, retirou-se o CPV e fixou-se o filtro de celulose no suporte abaixo da casinhola do amostrador (Figura 8).

**Figura 8** - Filtro de celulose instalado no amostrador de grande volume



Fonte: autor

Posteriormente, de posse dos dados de diferença de pressão dos manômetros, pressão atmosférica e temperatura, preencheu-se a planilha preparada no programa Microsoft Excel disponibilizada pelo fabricante, a fim de substituir as variáveis da fórmula de obtenção da vazão pelos dados experimentais.

### **3.2.3 Procedimento de Coleta de Partículas Totais em Suspensão.**

Foram realizadas 40 coletas, cinco por mês durante oito meses, de material particulado por um período de 24 horas por coleta. O equipamento foi colocado sobre um suporte com um metro de altura, e a coleta foi realizada a dois metros do solo para evitar a aspiração de partículas depositadas sobre o piso (Figura 9).

**Figura 9** - Amostrador instalado em um dos pontos de coleta.



Fonte: autor

### 3.3 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO

Para determinar a concentração das partículas totais em suspensão (PTS), o filtro utilizado nas coletas teve sua massa aferida em uma balança analítica da marca Gehaka® modelo AG 200 antes e após a coleta, sempre posteriormente a secagem em estufa à 60 °C durante 24 horas e pesagem de duas em duas horas até peso constante. A concentração de PTS foi calculada utilizando-se a Equação 2.

$$\text{Concentração de PTS} = \frac{\text{Peso do filtro}_{\text{depois}} - \text{Peso do filtro}_{\text{antes}}}{\text{Volume de ar amostrado}} \quad (2)$$

### 3.4 FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA

EDXRF foi utilizada para estudar a distribuição de elementos químicos estáveis de acordo com o distanciamento da rodovia e os meses de monitoração. As amostras foram posicionadas acima do feixe de raios X e presas ao equipamento com fita adesiva com a carga de particulados voltada para a fonte de radiação. Posteriormente,

fechou-se a câmara de amostras do equipamento e acionou-se a bomba de vácuo do sistema a fim de reduzir a pressão a, no máximo, 30 Pa. Essa redução se faz necessária, pois se houver quantidades significativas de ar no sistema, os raios-X podem ser absorvidos pelos átomos dos gases, gerando sinais desses elementos químicos da atmosfera nos espectros. Cada análise durou cinco minutos entre o acionamento da fonte de raios X e a obtenção do resultado.

### 3.5 ESPECTROMETRIA GAMA DE ALTA RESOLUÇÃO (EGAR)

EGAR foi empregada para a quantificação de radionuclídeos nos filtros amostrados. Nesse caso, foi necessária a construção de curva de eficiência específica para a análise dos filtros. A qualidade do procedimento analítico também foi avaliada após a construção da curva.

#### 3.5.1 Curva de Eficiência

A fim de construir a curva de eficiência para o detector de germânio utilizado nas análises radiométricas, dopou-se um filtro de celulose com 90 ml de uma solução com atividades conhecidas de radionuclídeos disponibilizada pelo Programa Nacional de Intercomparação, organizado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). Os radionuclídeos e suas respectivas concentrações de atividade presentes na solução de dopagem utilizada são apresentados na Tabela 7. Para permitir a absorção de toda a solução no filtro de celulose, a dopagem foi realizada de forma gradual em que, a cada dia, foram adicionados 5 mL da solução até todo o volume ser transferido ao filtro de celulose. Após a dopagem, realizou-se a secagem durante 24 horas no dessecador até peso constante.

**Tabela 7** – Radionuclídeos e suas concentrações de atividade presentes na solução fornecida pelo PNI organizado pelo IRD/CNEN em 01/07/2013.

<b>Radionuclídeo</b>	<b>Atividade (Bq)</b>	<b>Incerteza (Bq)</b>
<sup>60</sup> Co	5,3	0,8
<sup>133</sup> Ba	8,6	1,3
<sup>134</sup> Cs	4,3	0,6
<sup>137</sup> Cs	6,1	0,9
<sup>226</sup> Ra	2,6	0,4
<sup>228</sup> Ra	3,2	0,8
<sup>210</sup> Pb	5,3	1,1

Fonte: autor

Na ausência de material de referência contendo concentração de atividade conhecida para radionuclídeos naturais, para a verificação da qualidade do procedimento analítico adotado para as análises radiométricas, foram analisadas amostras de filtro de ar utilizadas no Programa Nacional de Intercomparação, coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN), com atividades certificadas, cujos radionuclídeos estão na Tabela 8.

**Tabela 8** - Radionuclídeos presentes nas amostras de filtro de ar utilizadas no Programa Nacional de Intercomparação

<b>Nuclídeo</b>	<b>Atividade certificada em</b>		<b>Energia (keV)</b>
	<b>05/10/2011(Bq)</b>		
	<b>Média</b>	<b>Incerteza</b>	
Co-60	18,5	3,2	1332,5
Cs-134	18,5	3,2	604,72
Cs-137	13,0	2,2	795,86
			661,66

Fonte: autor

### 3.5.2 Determinação de radionuclídeos naturais

As amostras de filtros foram acondicionadas em placa de petri e vedadas para realização da análise. Para o equilíbrio secular, foram aguardados 30 dias. O tempo de medição da radiação gama proveniente dos filtros foi 80.000 segundos. O branco analítico foi medido a partir da obtenção de um espectro gama apenas contendo uma placa de petri vazia por 300.000 segundos.

Os resultados radiométricos foram obtidos a partir da análise espectral, correção do branco analítico, eficiência gama do detector, identificação dos radionuclídeos naturais e quantificação utilizando o programa de computador Genie 2.000 da Canberra® (CANBERRA, 2000). As incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança também foram obtidas pelo Genie 2.000. Detalhes do procedimento de cálculo e da estimativa de incerteza analítica podem ser consultados em Paiva et al. (2017).

### 3.5.3 Avaliação da qualidade do procedimento analítico

Após a obtenção dos resultados experimentais e suas respectivas incertezas, foi calculado o número  $E_n$  para avaliar a qualidade do procedimento analítico, segundo o procedimento apontado pela ISO 13.528 de 2005. Valores de Número  $E_n$  entre -1 e 1 são indicativos da adequação do método analítico em nível de 95% de confiança. O número  $E_n$  é calculado de acordo com a Equação 3 (ISO, 2005).

$$E_n = \frac{V_{obt} - V_{cert}}{\sqrt{U_{obt}^2 + U_{cert}^2}} \quad (3)$$

em que,

$V_{obt}$ : valor obtido

$V_{cert}$ : valor certificado

$U_{obt}^2$ : incerteza obtida em nível de 95 % de confiança

$U_{cert}^2$ : incerteza certificada em nível de 95 % de confiança

### 3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A fim de estudar as possíveis fontes de poluição, utilizou-se da análise por componentes principais - PCA. A PCA é um método de reconhecimento de padrões não supervisionado capaz de informar se há similaridade entre as amostras e as respectivas variáveis responsáveis por isso. Com a técnica, buscou-se uma quantidade reduzida de componentes a partir dos dados obtidos por EDXRF para facilitar o estudo dos constituintes da poluição atmosférica (mínimo de variância explicada = 89%). Este estudo foi realizado por meio do programa Unscrambler® X, versão 10.5.1, durante seu período de testes, que durou 30 dias (CAMO, 2019).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CONCENTRAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO

Com base na massa de particulado coletado em cada coleta e no volume de ar amostrado, encontrado por meio da calibração do equipamento, calculou-se a concentração de particulado total em suspensão em cada coleta. Na Tabela 9, pode-se visualizar as médias de concentrações em cada ponto estudado.

**Tabela 9** – Partículas totais em suspensão – PTS

Distância da Rodovia (m)	PTS ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			
	Média geométrica	Max	Min	n
18	111,5	154,3	69,93	9
68	85,20	123,6	58,07	9
118	64,83	99,47	47,25	8
168	49,95	98,99	6,023	8
218	50,71	85,84	24,02	7

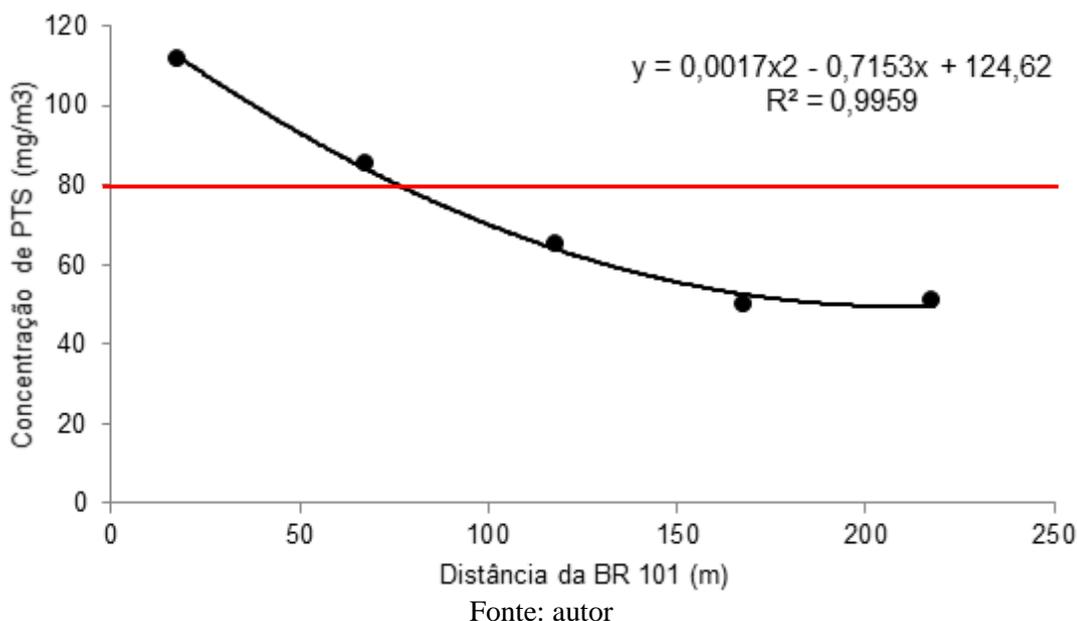
n = número de amostras

Fonte: autor

Os dois pontos mais próximos da rodovia apresentaram concentrações de partículas totais em suspensão acima do que preconiza o Conselho Nacional do Meio Ambiente ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), o que é um indício de que as pessoas que passam longos períodos em torno da rodovia podem estar tendo sua saúde afetada pela poluição do ar. Percebe-se um declínio da concentração de material particulado com o aumento da distância da Rodovia BR 101. No ponto mais distante, houve um pequeno acréscimo na concentração de material particulado, provavelmente devido à influência da obra de construção de uma pista de atletismo nível 2 por parte do Núcleo de Educação Física e Desporto da Universidade Federal de Pernambuco, fator que interferiu em algumas das coletas realizadas, como será demonstrado posteriormente (ASCOM, 2018).

Na Figura 10, compara-se a média geométrica observada em cada um dos cinco pontos monitorados, com o limite de partículas totais em suspensão do COMAMA de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , representado pela linha horizontal vermelha.

**Figura 10** - Comportamento da concentração de particulado total em suspensão na atmosfera com relação à distância da rodovia (n=5)



Devido à influência da construção da pista de atletismo, pode ter ocorrido um aumento da concentração de partículas totais em suspensão nos pontos mais distantes da rodovia, mais significativamente nos pontos a 168 e 218 m. Portanto, apesar de se ter observado um comportamento polinomial da concentração da poluição com relação à distância da rodovia, não fosse pela construção da pista de atletismo, poder-se-ia encontrar uma queda de concentração mais acentuada.

Como forma de estimar as concentrações de material particulado com diâmetro aerodinâmico igual ou menor do que  $10 \mu\text{m}$ , multiplicou-se a concentração de partículas totais em suspensão por 0,486 - fator obtido a partir da média das relações entre PTS e  $\text{MP}_{10}$  encontradas nos trabalhos de Fernandez et al. (1993) e Candanoza, Goribar e García (2013), ambos realizados em áreas urbanas -, e para estimar o valor de  $\text{MP}_{2,5}$ , multiplicou-se o valor estimado para  $\text{MP}_{10}$  por 0,5, conforme estimativas da OMS (2005) para material particulado urbano. Os valores obtidos encontram-se na Tabela 10.

**Tabela 10** - Concentrações médias aritméticas estimadas para MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>

<b>Distância da rodovia (m)</b>	<b>Concentração média estimada de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentração média estimada de MP<sub>2,5</sub></b>
18	54,2	27,1
68	41,4	20,7
118	31,5	15,8
168	24,3	12,1
218	24,6	12,3

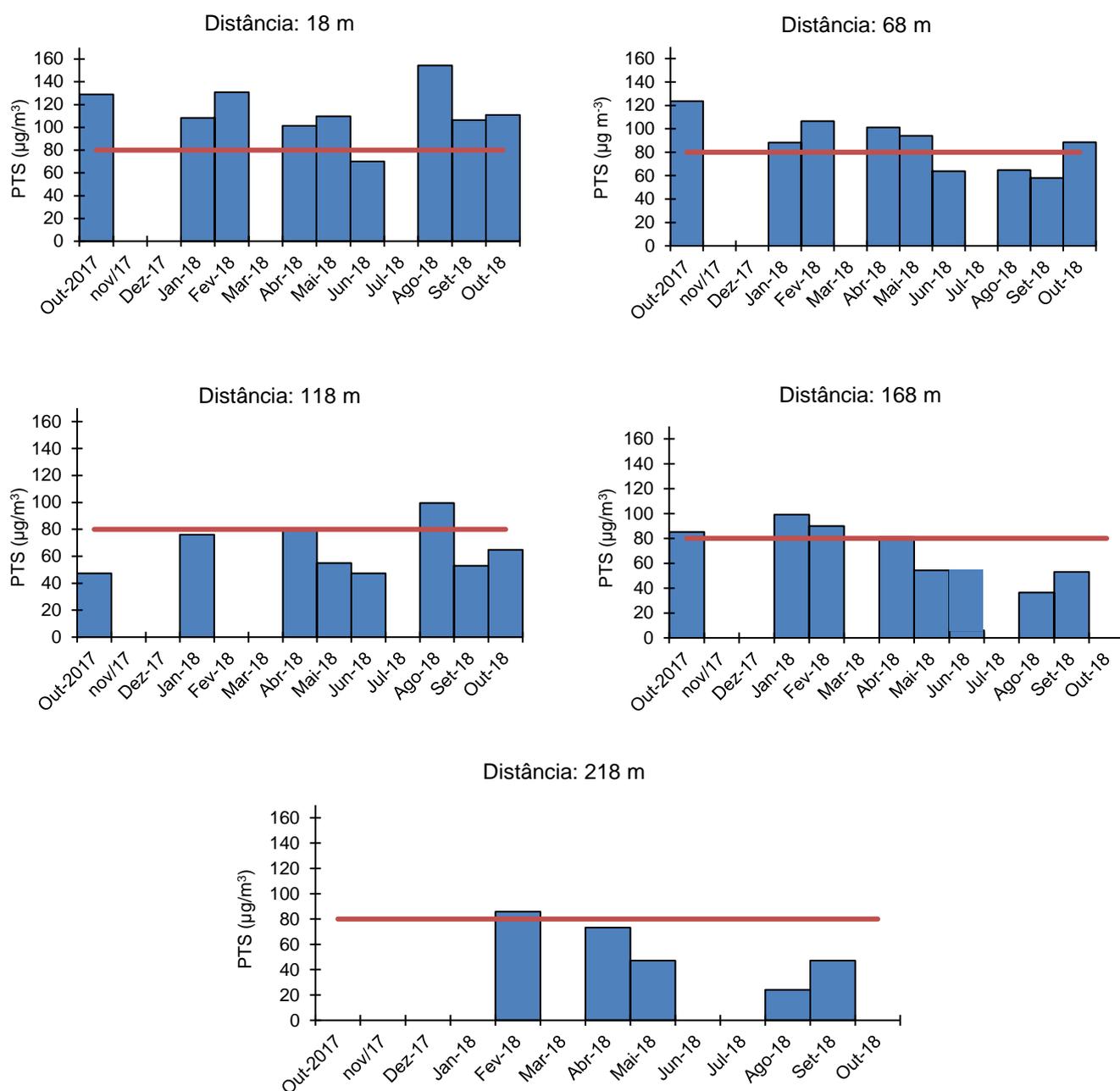
Fonte: autor

Com base na Resolução nº 3 de 28 de junho de 1990 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, o único ponto de coleta que apresentou média de concentração de MP<sub>10</sub> acima do permitido foi o mais próximo da rodovia. Porém, tendo como referência os valores-alvo recomendados pela Organização Mundial de Saúde (20 µg/m<sup>3</sup> para MP<sub>10</sub> e 10 µg/m<sup>3</sup> para MP<sub>2,5</sub>), e supondo que as estimativas realizadas condizem com a realidade, nenhum dos locais apresentou concentração de particulado igual ou inferior ao recomendado.

Janssen et al (2001), ao estudar a concentração de MP<sub>2,5</sub> e fuligem dentro e fora de 24 escolas com distância de, no máximo 400 m de distância de rodovias, encontrou uma correlação de -1,89 entre o logaritmo de base dez das distâncias e as concentrações de MP<sub>2,5</sub>, indicando significativa correlação entre a distância dos pontos de coleta e a concentração de material particulado. Com relação à concentração de fuligem, a correlação encontrada foi de -2,24, indicando que este material influencia grandemente a concentração de poluentes sólidos na atmosfera ao redor das vias públicas. Rose et al. (2006), por sua vez, estudando as dimensões de partículas de fuligem, encontrou diâmetros que variavam entre 30 e 150 nm (ou entre 0,030 e 0,150 µm), indicando que estas partículas, que são resultantes de queima incompleta de combustíveis, fazem parte do MP<sub>2,5</sub>, fração do particulado que impacta mais gravemente a saúde da população, e provavelmente são responsáveis por boa parte da influência da rodovia sobre a massa de particulado sólido presente na atmosfera. As proporções das amostras de cada ponto de coleta que ultrapassaram o limite estabelecido pelo Conama foram as seguintes: 88,9% no ponto a 18 m de distância;

66,7% a 68 m; 12,5% a 118 m, 37,5% a 168 m e 20% a 218 m. Estes fatos indicam que a massa de particulado por metro cúbico de ar tende a diminuir à medida que se afasta da rodovia. Estes percentuais também mostram que a variação da quantidade de poluição com a mudança de distância da rodovia ocorre de maneira frequente, e que as médias calculadas podem ser influenciadas por outras atividades antropogênicas como a construção civil. As concentrações de PTS ao longo dos meses amostrados assim como o valor limite estabelecido pela legislação brasileira são apresentadas na Figura 11.

**Figura 11** – Concentrações de material particulado relacionadas com a respectiva distância da rodovia e o limite estipulado pelo Conama (linha vermelha) para cada ponto de coleta.



Fonte: autor

O mês de junho foi o que apresentou as menores concentrações de material particulado, provavelmente por ter coincidido com o período de férias acadêmicas, quando o fluxo de veículos se torna significativamente menos intenso. Além disso, a precipitação pluviométrica ocorrida no mês pode ter contribuído para a diminuição da concentração de material particulado. Observa-se também que, a partir da quinta rodada de coleta, o ponto a 168 m de distância da rodovia não apresentou

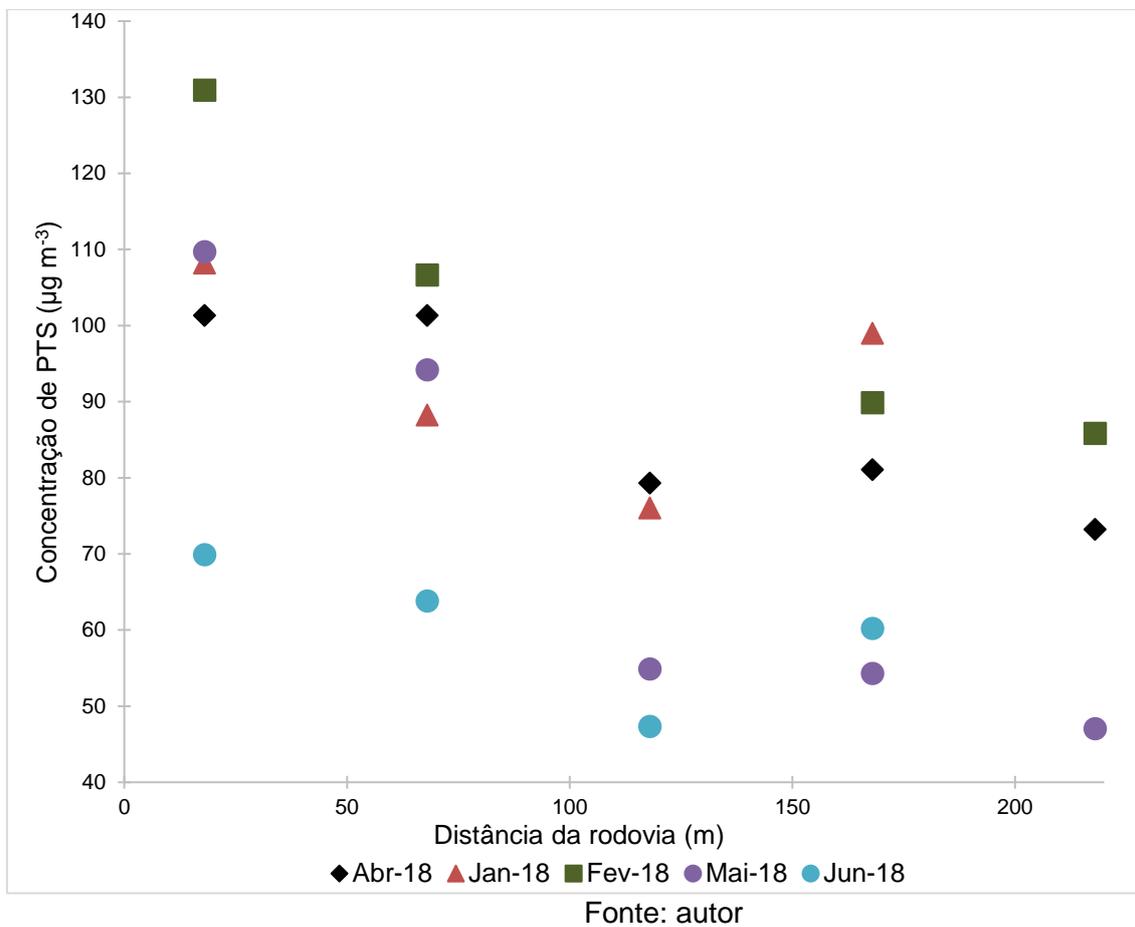
concentração superior à coleta anterior, o que provavelmente se deve à obra na pista de atletismo ter chegado a uma fase de acabamento, não desprendendo quantidades grandes de poeira na atmosfera.

As fontes de poluição do ar (poeira e desgaste da rodovia, emissões veiculares e desgaste de componentes dos veículos) que influenciam significativamente a concentração de material particulado nos pontos de coleta são: a BR 101, a Avenida Professor Luiz Freire e a obra na pista de corrida da UFPE. Considerando que a distância entre os pontos de amostragem e a Avenida Luiz Freire permaneceu praticamente constante (aproximadamente 27 metros), e que a construção da pista de atletismo durou apenas alguns meses, ressalta-se que provavelmente a contribuição mais importante para o aumento da concentração de particulado presente na atmosfera local é proveniente da Rodovia BR-101 devido ao seu elevado fluxo de veículos.

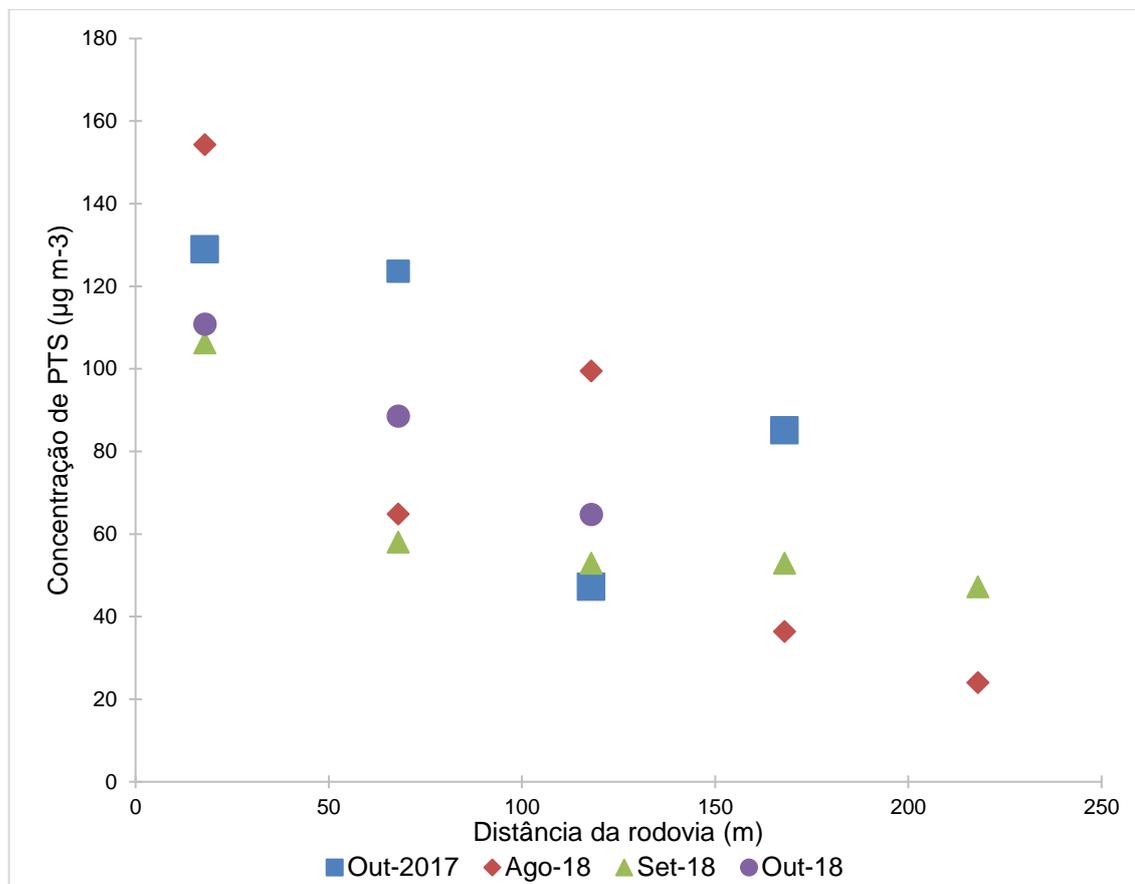
No gráfico da Figura 12, são apresentadas as concentrações de material particulado em suspensão nos meses da estação chuvosa, enquanto aquelas para os meses de estação seca com precipitação menor que 100 mm estão expostas na Figura 15. Pode-se observar, em todos os meses, maiores concentrações de particulado no ponto mais próximo à rodovia, reforçando sua contribuição para a concentração de poluentes.

Yazdi, Delavarrafie e A3rhami (2015) estudando a concentração de material particulado e monóxido de carbono nas proximidades de uma rodovia do Irã, perto da qual não foram identificadas outras fontes de poluição antropogênica, identificaram um decréscimo contínuo e mais abrupto da quantidade de poluentes à medida que se distanciava da rodovia, que o autor considerou seguir ajuste exponencial. Com relação ao presente estudo, realizado na BR 101, uma das hipóteses que explicaria os diferentes padrões de decréscimo da poluição atmosférica seria a contribuição de atividades de construção civil como a pista de atletismo que resultam em uma maior concentração de particulado em pontos mais distantes da rodovia durante alguns meses de coleta.

**Figura 12** – Resultados obtidos e linhas de tendência para cada mês de amostragem na estação chuvosa



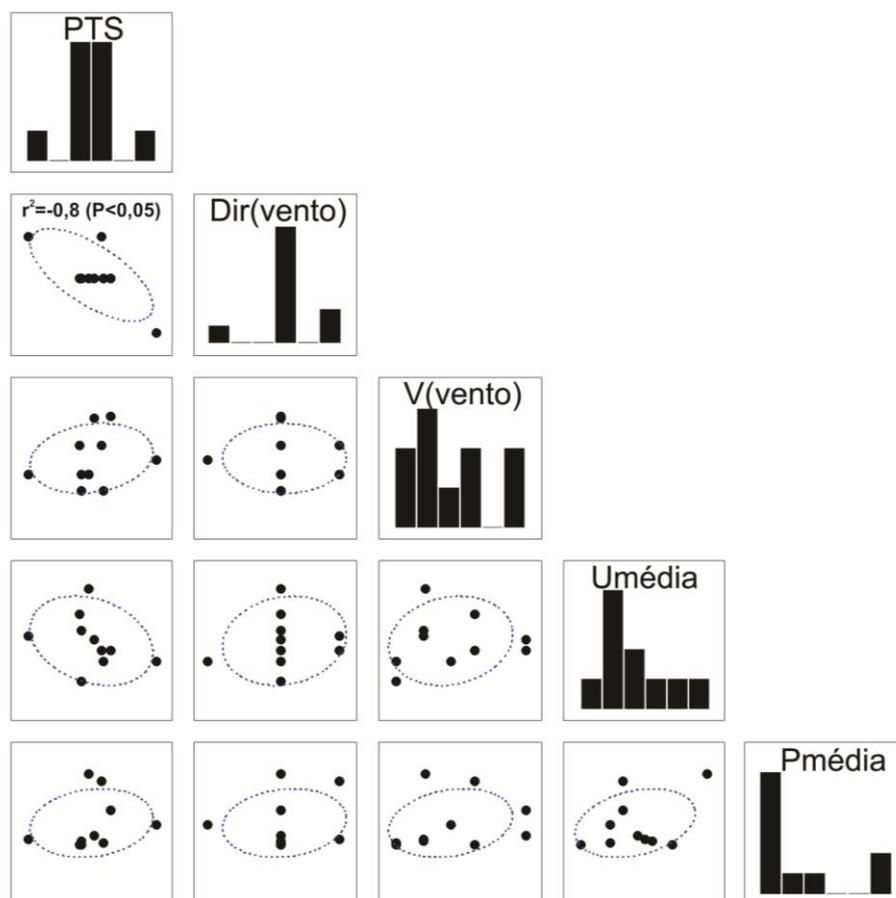
**Figura 13** – Resultados obtidos e linhas de tendência para cada mês de amostragem na estação seca



Fonte: autor

Para verificar a relação entre as variáveis meteorológicas e a concentração de partículas totais em suspensão, montou-se a matriz de correlação apresentada na Figura 14 entre a concentração de partículas totais em suspensão (PTS), direção do vento [Dir(vento)], velocidade do vento [V(vento)], umidade média (Umédia) e precipitação média (Pmédia). Tais dados meteorológicos foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

**Figura 14** - Matriz de gráficos de dispersão entre a concentração de partículas totais em suspensão (PTS), direção do vento [Dir(vento)], velocidade do vento [V(vento)], umidade média (Umédia) e precipitação média (Pmédia).



Fonte: autor

Neste trabalho, a única correlação significativa em nível de 95% de confiança entre as concentrações de material particulado e as variáveis meteorológicas foi -0,8 entre a direção do vento e a concentração de material particulado. Levando em consideração que a quantificação da direção do vento é feita em sentido horário partindo do norte, que o Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste encontra-se do lado oeste da Rodovia BR 101, o aumento da angulação da direção do vento tendeu a afastar o particulado atmosférico, implicando em menor quantidade de material coletado. Já a aparente ausência de correlação entre a precipitação pluviométrica e a concentração de material particulado não coadunou com o efeito de lavagem que a chuva exerce na atmosfera, frequentemente encontrado em trabalhos bibliográficos como o de Guo et al. (2014) e Zheng et al. (2019). Uma hipótese para esse fenômeno é a expressiva quantidade de outros fatores como ocorrência de obras

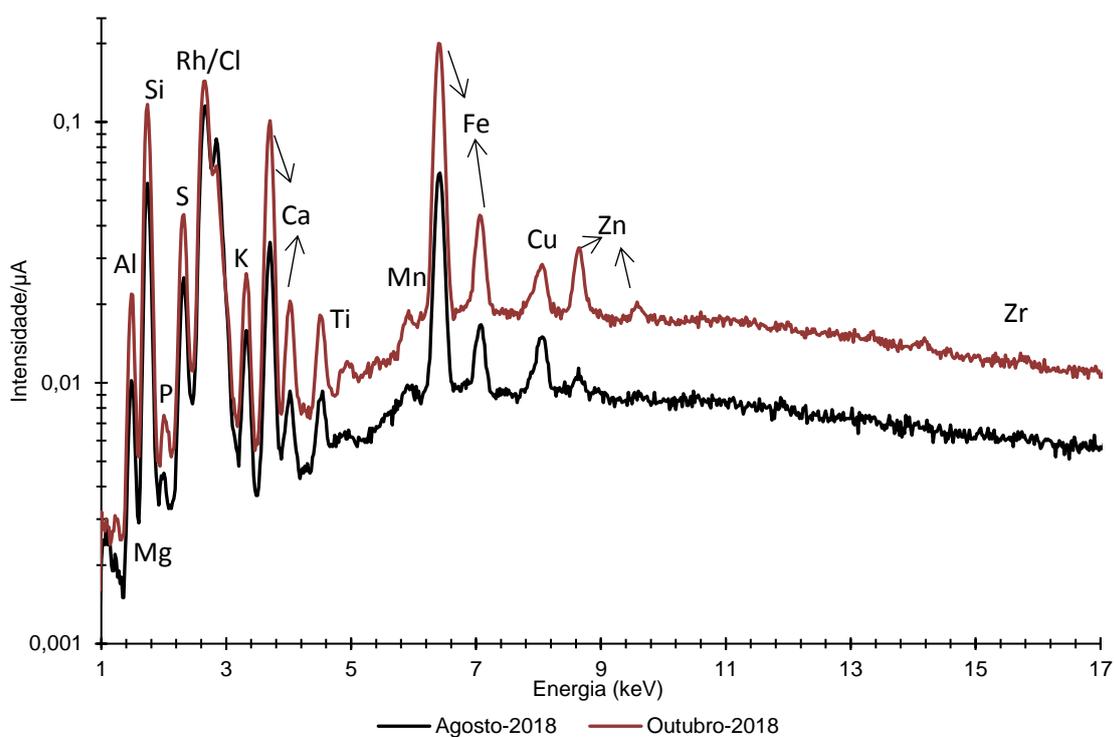
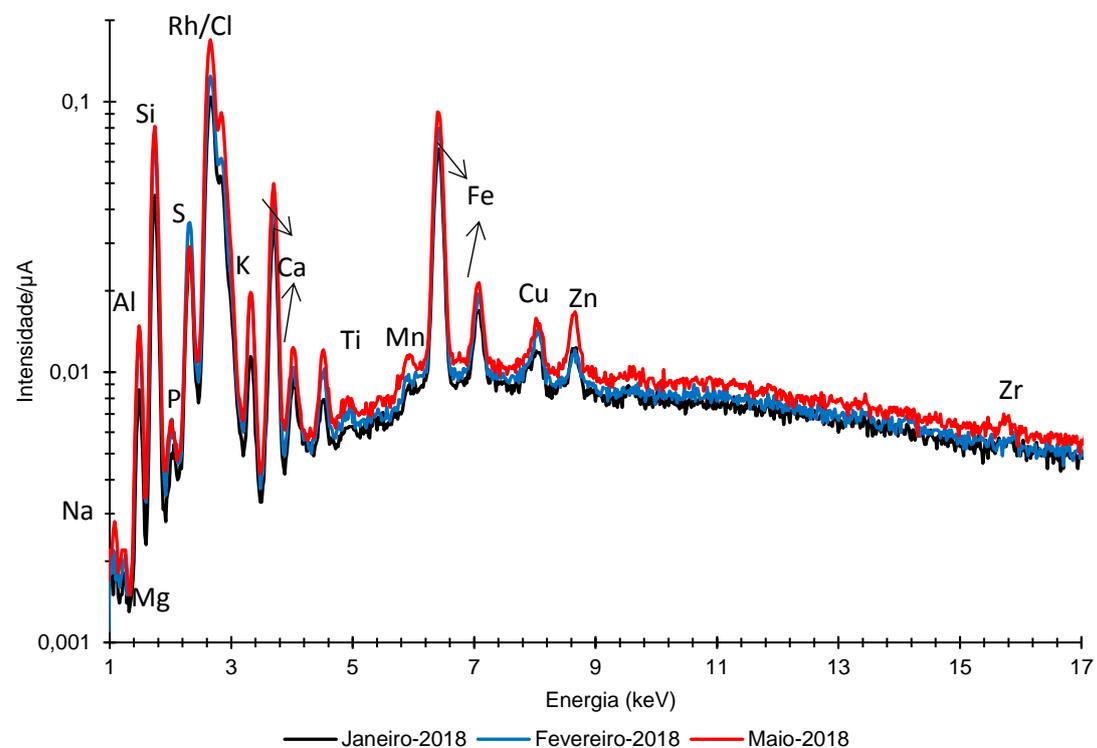
na rodovia e dentro da UFPE, queimadas e congestionamentos provocados por alagamentos e as próprias obras da rodovia, comuns na cidade do Recife (VIANNA et al., 2018).

#### 4.2 ANÁLISES QUALITATIVAS POR EDXRF

Foram realizadas análises qualitativas das amostras a fim de analisar a mudança de concentração dos elementos químicos na atmosfera com relação à distância da rodovia. Na Figura 15, apresentam-se os espectros obtidos para as amostras coletadas a 18 m da rodovia nas estações chuvosa e seca. Os espectros relativos ao ponto mais distante da rodovia encontram-se na Figura 16 para as mesmas estações. Foi possível detectar a presença de catorze elementos químicos no particulado atmosférico como alumínio, cálcio, cloro, cobre, enxofre, ferro, manganês, magnésio, potássio, silício, sódio, titânio, zinco e zircônio. Contudo, alguns elementos químicos apenas foram detectados em momentos específicos como é o caso de estrôncio e zircônio nas estações seca e chuvosa, respectivamente. Os picos relativos ao rádio acima de 18 keV não representam resultados relativos às amostras e sim ao rádio do tubo de raios-X do equipamento utilizado para a excitação dos elétrons.

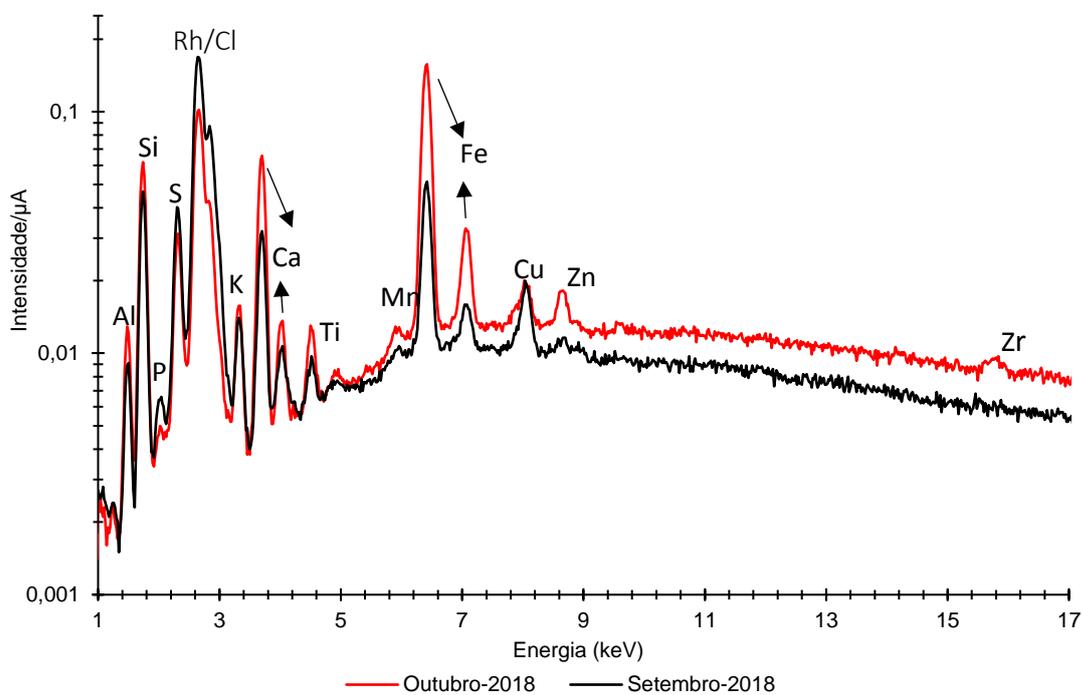
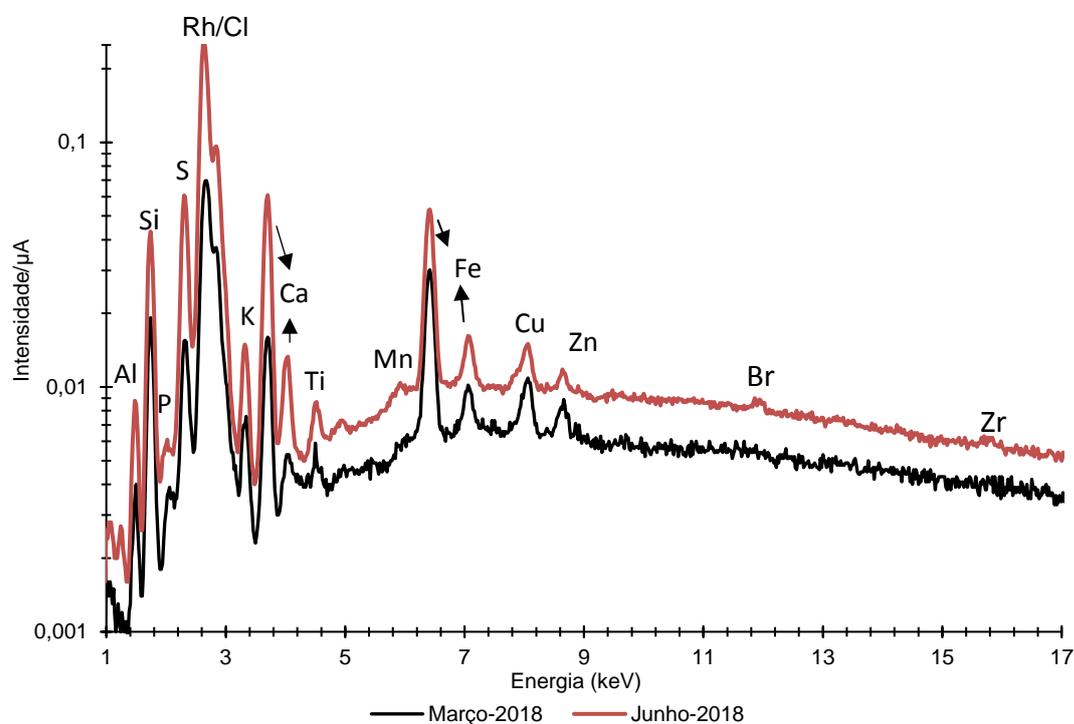
Nos meses de estação seca, pode-se perceber uma diferença considerável entre as intensidades dos espectros de agosto e outubro, enquanto, na estação chuvosa, as intensidades foram mais próximas entre si. Isto se deve ao fato que, no dia da coleta da amostra em outubro, ocorreu uma etapa da obra na Rodovia BR 101 bastante próxima ao Centro regional de Ciências Nucleares, que despreendeu muita poeira na atmosfera.

**Figura 15** - Espectros obtidos pela técnica EDXRF para o ponto mais próximo à rodovia (18 m).



Fonte: autor

**Figura 16** - Espectros obtidos pela técnica EDXRF para o ponto mais distante da rodovia (218 m).

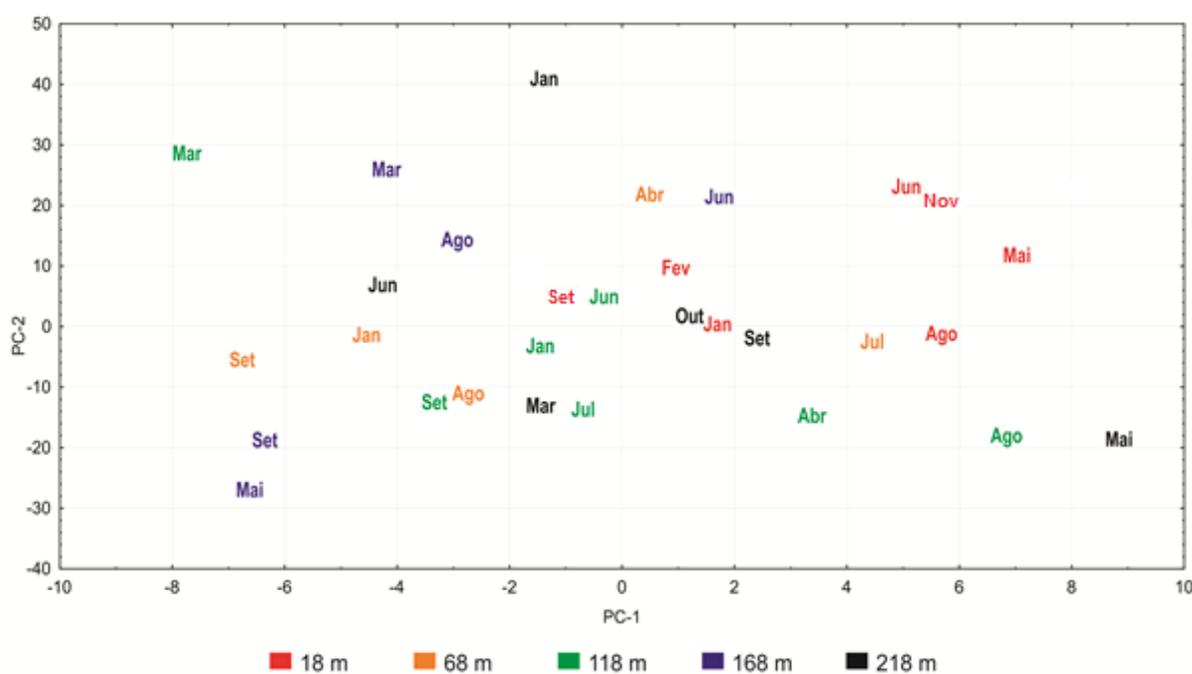


Fonte: autor

A análise de componentes principais foi a análise estatística empregada a fim de reduzir todo o espectro (1206 canais; faixa de energia entre 0,9 e 25 keV) a poucas variáveis denominadas componentes principais e detectar agrupamentos entre as

amostras de filtros com relação aos valores das componentes principais e encontrar possíveis similaridades. A componente principal mais significativa (componente 1) explicou aproximadamente 47,85 % dos resultados, enquanto que a componente 2 refletiu 41,08 %. Ao todo, ambas explicaram 88,93% do resultados. Os fotopicos mais correlacionados com as componentes principais foram Rh/Cl, Si, Ca e Fe. O gráfico de dispersão para as amostras considerando-se as componentes principais 1 e 2 encontra-se na Figura 17.

**Figura 17** - Valores das componentes principais 1 e 2 relativos a cada amostra



Fonte: autor

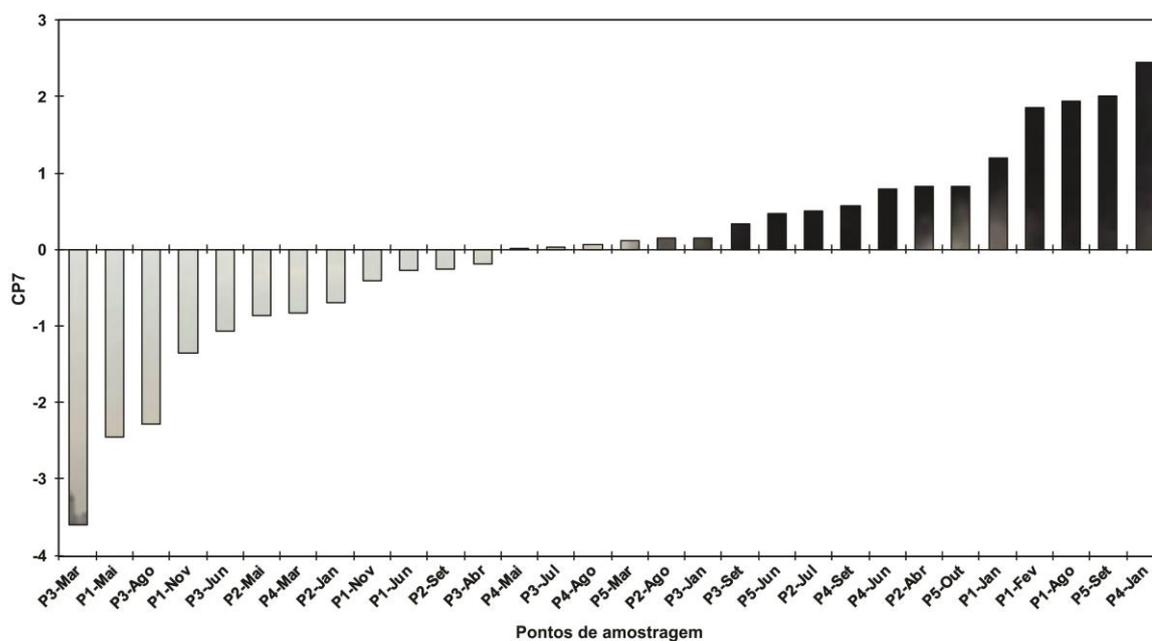
Foi observado um agrupamento de quatro amostras referentes aos meses de maio, junho, agosto e novembro de 2018 coletadas a 18 m da rodovia no lado direito do gráfico, cujos valores de componente principal estiveram entre quatro a oito. Isto pôde indicar certo grau de influência do fator distância no valor de cada componente principal na composição do material particulado. Porém, de maneira geral, pode-se observar uma distribuição aleatória entre as amostras de diferentes pontos de coleta e meses, o que indicou uma mistura de fontes de particulados atmosféricos na região refletida na composição química. De fato, uma diversidade de fontes de elementos químicos de origem antropogênica pode ser listada, como as emissões vindas da Avenida Professor Luiz Freire, a construção da pista de atletismo, que envolveu

diversos procedimentos como soldagem e escavação, os incêndios e as indústrias presentes na região.

Percebe-se que, apesar de a massa de material particulado ter sido fortemente influenciada pela rodovia, a influência provocada na composição química do material particulado não foi tão significativa para os elementos químicos estudados. Uma possível causa deste fenômeno é a geração de fuligem (majoritariamente composta por carbono), que contribui consideravelmente para o acréscimo da concentração de material particulado nas vias de grande circulação de veículos, como demonstrado no já mencionado trabalho de Rose et al. (2016).

Embora a redução da variação total tenha sido satisfatória por duas componentes principais, observou-se que a sétima componente principal explicava a faixa de energia entre 2,0 e 2,5 keV, referente ao elemento químico enxofre, apesar de ser responsável por apenas 0,26% da variância total. Esse elemento químico está relacionado com a formação de chuva ácida. Os valores da componente principal para cada amostra estão representados na Figura 18. As siglas P1, P2, P3, P4 e P5 referem-se aos pontos a 18, 68, 118, 168 e 218 metros da rodovia, respectivamente.

**Figura 18** - Valores da componente principal 7 em cada uma das amostras



As siglas P1, P2, P3, P4 e P5 referem-se aos pontos a 18, 68, 118, 168 e 218 metros da rodovia, respectivamente

Fonte: autor

Observa-se, na parte superior do gráfico, um agrupamento de três resultados relativos ao ponto a 18 metros da rodovia, o que indica que a rodovia exerce certa influência na quantidade de enxofre do ar local. Uma possível causa para o fenômeno é a circulação de veículos pesados, que utilizam diesel. Apesar de na região metropolitana do Recife apenas ser permitida a comercialização de diesel com concentração de enxofre com até  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  de enxofre, o limite nacional é  $500 \mu\text{g m}^{-3}$  (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS, 2013). Considerando que, pela rodovia circulam caminhões de várias partes do Brasil, é provável que as emissões desses veículos contribuam para o teor de enxofre na atmosfera. Entretanto, não se pode descartar a contribuição de outros fatores antropogênicos para o enriquecimento de enxofre na atmosfera, pois pontos distantes da rodovia também apresentaram concentrações proporcionalmente altas de enxofre. No trabalho de Landim et al. (2018) para o estudo da concentração de  $\text{SO}_2$  na Região Metropolitana de Porto Alegre, uma das fontes de enxofre em seu local de estudo também era uma rodovia federal, no caso a BR 116. O gás em questão, além de formar ácido sulfúrico, uma substância líquida volátil, também pode gerar sulfatos e, assim, influenciar a composição do particulado atmosférico sólido.

#### 4.3 ESPECTROMETRIA GAMA COM DETECTOR DE GERMÂNIO HIPERPURO

Os resultados relativos ao cálculo do Número  $E_n$  para verificação da qualidade do procedimento analítico de análise de filtro de ar por meio da técnica de espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro encontra-se na Tabela 11.

**Tabela 11** - Valores obtidos e certificados (Bq/filtro) da amostra do PNI e resultados do Número  $E_n$  para o controle da qualidade do procedimento analítico

Nuclídeo	Atividade obtida	Incerteza obtida	Atividade certificada	Incerteza	Número $E_n$
Co-60	18,1	4,3	18,5	3,2	-0,1
Cs-134	20,7	4,3	18,5	3,2	0,4
Cs-137	11,7	2,5	13	2,2	-0,4

Fonte: autor

Observa-se que, para todos os radionuclídeos, o módulo do número  $E_n$  foi inferior a um, o que indica que a técnica empregada neste estudo é adequada para a faixa de energia gama emitida por estes radionuclídeos. Como as emissões gama analisadas na verificação do procedimento analítico englobam energias desde 604 keV até 1332 keV, pode-se afirmar que a qualidade do procedimento analítico foi verificada para praticamente todas as energias detectadas pelo espectrômetro utilizado nas análises. Assim, a curva de eficiência obtida foi considerada satisfatória para a determinação de Be-7 (477 keV), K-40 (1461 keV), Bi-212 (727 keV), Pb-214 (351 keV) e Ac-228 (911 keV).

Na Tabela 12, encontram-se os valores obtidos para os radioisótopos Be-7, K-40, Ra-226, Ra-228 e Th-228. Os radionuclídeos mais homoganeamente distribuídos nos particulados foram Be-7 e K-40.

**Tabela 12** - Atividades médias, máximas e mínimas (Bq/filtro) obtidas para os fitros analisados por EGAR

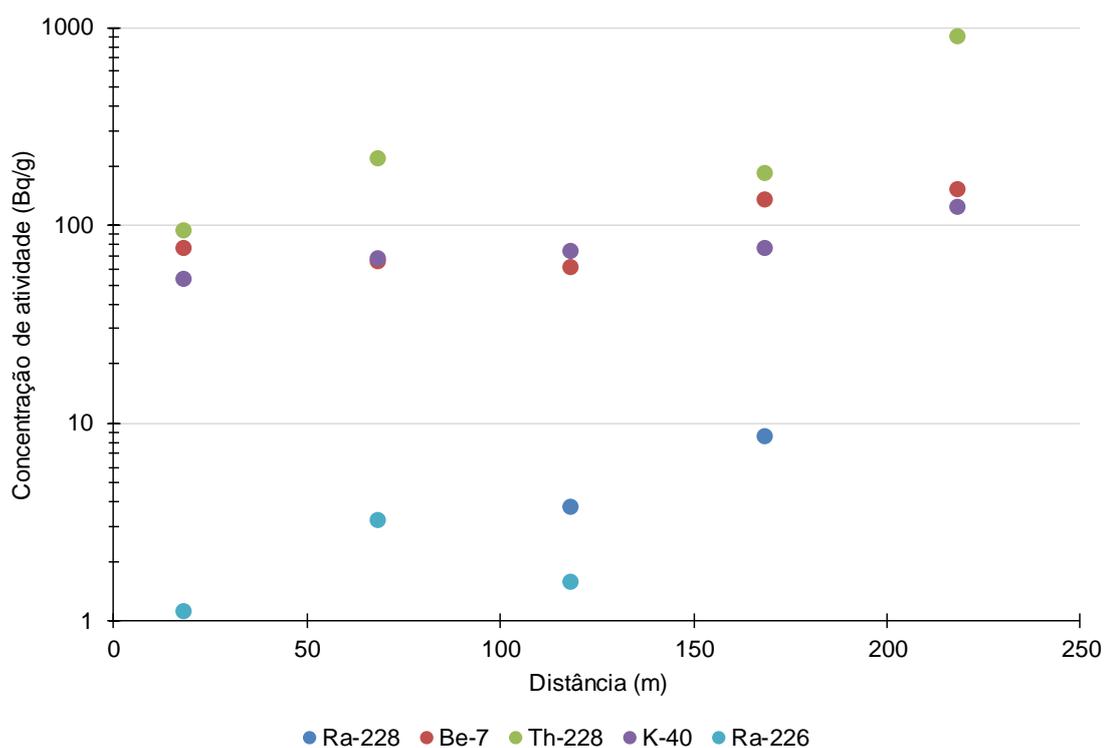
<b>Nuclídeo</b>	<b>Média</b>	<b>CV(%)</b>	<b>Máxima</b>	<b>Mínima</b>	<b>N</b>
Be-7	9,31	19	10,3	3,7	14
K-40	7,96	10	7,1	4,2	13
Ra-226(Pb-214)	0,23	34	0,3	0,2	3
Ra-228(Ac-228)	0,47	16	0,5	0,4	2
Th-228(Bi-212)	27,2	47	38,6	7,3	5

Fonte: autor

Com os resultados válidos obtidos, Ra-226, Ra-228 e Th-228 não foram homogêneos entre os filtros, indicando fontes específicas e localizadas para esses radioisótopos. As atividades mínimas detectáveis foram 0,17 Bq/filtro para Ra-226, 0,4 Bq/filtro para Ra-228 e 0,35 Bq/filtro. Contudo, a contribuição de Th-228 foi a mais significativa com valor médio cerca de 58 e 136 superior a Ra-228 (mesma série radioativa) e Ra-226 (série do  $^{238}\text{U}$ ), respectivamente. Ra-226, Ra-228 e Th-228, proveniente das séries radioativas do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$ , são considerados radionuclídeos terrígenos, que provavelmente estão presentes na atmosfera devido ao fenômeno da ressuspensão do solo pelos veículos e outras atividades antropogênicas.

A Figura 19 mostra o gráfico de dispersão entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e a distância da rodovia, indicando que praticamente não há contribuição da rodovia para a concentração de radionuclídeos na atmosfera.

**Figura 19** – Gráfico de dispersão entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e a distância da rodovia



Fonte: autor

Como berílio-7 é um radionuclídeo de origem cosmogênica, produzido a partir da colisão entre nêutrons provenientes dos raios cósmicos e núcleos de nitrogênio ou oxigênio (LEPPÄNEN et al., 2010), não foi encontrada relação com a distância da rodovia. Similarmente, potássio-40 também não apresentou alteração nas concentrações de atividade. O spray marinho pode ser uma fonte considerável desse radionuclídeo para a atmosfera, pois esse radionuclídeo está presente na água do mar (SOLOMON, 1984).

Contudo, há um incremento considerável (aproximadamente  $1000 \text{ Bq g}^{-1}$ ) na concentração de atividade de Th-228 no ponto mais próximo ao Depósito de Fontes Seladas do CRCN-NE, localizado a 218 metros de distância da rodovia, conforme mostra a Figura 21. Desse modo, há necessidade de monitoração dessa instalação por meio da quantificação de radionuclídeos nos particulados atmosféricos.

## 5 CONCLUSÃO

Por meio da avaliação dos resultados obtidos nesse trabalho sobre o particulado atmosférico associado à rodovia BR 101, a análise qualitativa e a caracterização radiométrica, conclui-se que:

- A concentração média de material particulado até 68 m da Rodovia BR 101 extrapola o valor preconizado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, o que indica que as pessoas que vivem em torno da via podem estar sofrendo efeitos adversos como consequência da poluição.
- A linha de tendência que melhor representou o decréscimo da concentração de material particulado foi polinomial de grau dois.
- Por meio da análise por componentes principais, percebeu-se um agrupamento de quatro amostras coletadas no ponto mais próximo da rodovia, indicando influência desta na composição química do material particulado. Porém, de modo geral, pode-se dizer que várias outras fontes, principalmente antropogênicas, podem ter influenciado a composição química do particulado, pois não se encontrou outros conjuntos de amostras coletadas no mesmo ponto formando grupos.
- Enxofre pode estar enriquecido no particulado atmosférico, merecendo estudos pormenorizados para a determinação da concentração desse elemento químico ao longo da BR 101.
- Houve distribuição diferenciada para as concentrações de atividade de radionuclídeos naturais como Ra-226, Ra-228 e Th-228 com enriquecimento desse último radionuclídeo no ponto próximo ao Depósito de Rejeitos do CRCN-NE, necessitando, assim, de monitoração dessa instalação quanto à distribuição de radionuclídeos nos particulados atmosféricos.

## REFERÊNCIAS

ABDELLAH, W. M.; DIAB, H. M.; EL-KAMEESY, S. U.; SALAMA, E.; EL-FRAMAWY, S. Natural radioactivity levels and associated health hazards from the terrestrial ecosystem in Rosetta branch of the River Nile, Egypt. **Isotopes in Environmental and Health Studies**. Abingdon, Reino Unido. v. 53, n. 4. pp. 427-439. 2017.

AGARWAL, K. S.; MUGHAL, M. Z.; UPADHYAY, P.; BERRY, J. L.; MAWER, E. L.; PULIYEL, J. M. The impact of atmospheric pollution on vitamin D status of infants and toddlers in Delhi, India. **Archives of Disease in Childhood**. Londres. v. 87. n. 2. pp. 111-113, 2002.

AGÊNCIA DE COMUNICAÇÃO SOCIAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. Complexo do Núcleo de Educação Física e Desporto contará com pista de atletismo nível 2. Recife, agosto 2018. Disponível em <<https://urlzs.com/4RoqY>>. Acesso em 21 de maio de 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. resolução ANP nº 50, de 23 de dezembro de 2013. Brasília, Distrito Federal, 2013.

AILSHIRE, J. A.; CRIMMINS, E. M. Fine Particulate Matter Air Pollution and Cognitive Function among Older US Adults. **American Journal of Epidemiology**. v. 180, n. 4. pp. 359-366, 2014.

ALMEIDA, I. T.; ESTON, S. M.; ASSUNÇÃO, J. V. Characterization of suspended particulate matter in mining areas in São Paulo, Brazil. **International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment**. Amsterdã, Holanda. v. 16, n.3, pp. 171-179, 2002.

ALVAREZ, R. A.; PACALA, S. W.; WINEBRAKE, J. J.; CHAMEIDES, W. L.; HAMBURG, S. P. Greater focus needed on methane leakage from natural gas infrastructure. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. Washington DC. v. 109. n. 17. pp. 6.435-6.440, 2012.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; VIANA, M.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; MORENO, T. Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. **Atmospheric Environment**. Amsterdã, Holanda. v. 43, n. 9. pp. 1650-1659. 2009.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standard Practice for Evaluation of Air Assay Media by the Monodisperse DOP (dioctyl phthalate) Smoke Test**. ASTM International. West Conshohocken, Pensilvânia, Estados Unidos, 1999.

ANDERSON, J. O.; THUNDIYIL, J. G.; STOLBACH, A. Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. **Journal of Medical Toxicology**. Montgomery, Maryland, EUA. v. 8, n. 2. pp. 166-175. 2012.

ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Vehicle Emission and PM<sub>2.5</sub> mass concentration in six Brazilian cities. **Air Quality and Atmospheric Health**. Cham, Suíça. v. 5. n. 1. pp. 79-88. 2012.

ARBEX, M. A.; SANTOS, U. P.; MARTINS, L. C.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. A poluição do ar e o sistema respiratório. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**. Brasília, DF. v. 38, n. 5, pp. 643 – 655, 2012.

ASCOM. **Complexo do Núcleo de Educação Física e Desporto contará com pista de atletismo nível 2**. Recife, 2018. Disponível em: <<http://tiny.cc/kx048y>>.

ASCOM. **UFPE em Números**. Recife, 2019. Disponível em: <<http://tiny.cc/gn048y>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9547**. Material Particulado em Suspensão no Ar Ambiente – Determinação da Concentração Total pelo Método do Amostrador de Grande Volume. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13412**: Material particulado em suspensão na atmosfera - Determinação da concentração de partículas inaláveis pelo método do amostrador de grande volume acoplado a um separador inercial de partículas - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 3402**: Atmosfera - Determinação da taxa de poeira sedimentável total - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1991

BELL, M. L.; SAMET, J. L.; DOMINICI, F. Time-Series Studies of Particulate Matter. **Annual Reviews of Public Health**. Palo Alto, Califórnia, EUA. v. 25, n.1 . pp. 247-280, 2004.

BONDE, J. P. Male reproductive organs are at risk from environmental Hazards. **Asian Journal of Andrology**. Xangai, China. v. 12, n. 2. pp. 152-156, 2010.

BOUBEL, R. W.; VALLERO, D.; FOX, D. L.; TURNER, B.; STERN, A. C. **Fundamentals of Air Pollution**. 5ªedição.Amsterdã: Elsevier, 2014.

BOURLIVA, A.; CHRISTOPHORIDIS, C.; PAPADOPOULOS, L.; GIOURI, K.; PAPADOPOULOS, A.; MITSIKA, E.; FYTIANOS, K. Characterization, heavy metal content and health risk assessment of urban road dust from the historic center of the city of Thessaloniki, Greece. **Environmental Geochemistry and Health**. Bethesda, EUA. v. 39, n. 3. pp. 611-634, 2017.

BRASIL. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Norma CNEN NN 3.01. **Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. Rio de Janeiro, 2014.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 3 de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial da União**. Seção 1, pp. 15.937 – 15.939. Brasília, DF, 1990.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 5 de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. **Diário Oficial da União de 25 de agosto de 1989**. Seção 1, pp. 14.713-14.714. Brasília, DF, 1989.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 8 de 6 de dezembro de 1990. Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. **Diário Oficial da União de 28 de dezembro de 1990**. Seção 1, pp. 25.539-25.540. Brasília, DF, 1990.

BRASIL. Lei nº 8.080 de 19 de setembro de 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. **Diário Oficial**. Seção 1, pp. 18.055-18.059. Brasília, DF, 1990.

BRASIL. Supremo Tribunal Federal. **Ação Direta de Inconstitucionalidade 4066**. Requerentes: Associação Nacional dos Procuradores do Trabalho; Associação Nacional dos Magistrados da Justiça do Trabalho. Brasília, 24 de agosto de 2017. Disponível em <<http://redir.stf.jus.br/estfvisualizadorpub/jsp/consultarprocessoeletronico/ConsultarProcessoEletronico.jsf?seqobjetoincidente=2607856>>.

BRASIL. Supremo Tribunal Federal. **Recurso Extraordinário 586.224**. Reclamantes: Estado de São Paulo; Sindicato da Indústria da Fabricação do Alcool do Estado de São Paulo. Reclamada: Município de Paulínia. Brasília, 08 de maio de 2015. Disponível em <<http://www.stf.jus.br/portal/autenticacao/>>.

BRUGGE, D.; DURANT, J. L.; RIOUX, C. Near highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risk. **Environmental Health**. Bethesda, EUA. v. 6, n. 23, 2007.

BUCCOLIERI, R.; JEANJEAN, A. P. R.; GATTO, E.; LEIGH, R. J. The impact of trees on street ventilation, NO<sub>x</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations across heights in Marylebone Rd street canyon, central London. **Sustainable Cities and Society**. Amsterdã, Holanda. v. 41, pp. 227-241, 2018.

BUTZ, S. D. **Science of Earth Systems**. 1ª Edição. Editora Delmar Learning, Clifton Park, Nova Iorque, 2004.

CAMO. UDI **User Defined Import Version 1.0 - Programmer's Reference**. Disponível em: <https://www.camo.com/TheUnscrambler/Appendices/UDI%20-%20Programmers%20reference%20manual.pdf>. Acesso em 25/07/2019.

CANBERRA. **Germanium detectors**. Meriden, 2003. 99 p.

CANDANOZA, S.; GORIBAR, L.; GARCÍA, F. Relación partículas respirables (PM<sub>10</sub>)/partículas suspendidas totales (PST) en Santa Marta (Colombia). **Dyna**. Medellín, Colômbia. v. 80, n. 179 pp. 157-164, 2013

CARVALHO, A. M. Políticas sociais: afinal, do que se trata? **Agenda Social**. Rio de Janeiro, v. 1, n. 3. pp. 73-86, 2007.

CASTRO, A. H. S.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M. M. Qualidade Do Ar – Parâmetros De Controle E Efeitos na Saúde Humana: uma Breve Revisão. **Holos**. Tirol, Rio Grande do Norte, v. 5, n. 1. pp. 107-121., 2013.

COHEN, A. J.; BRAUER, M.; BURNETT, R.; ANDERSON, H. R.; FROSTAD, J.; ESTEP, K.; BALAKRISHNAN, K.; BRUNEKREEF, B.; DANDONA, L.; DANDONA, R.; FEIGIN, V.; FREEDMAN, G.; HUBELL, B.; JOBLING, A.; KAN, H.; KNIBBS, L.; LIU, Y.; MARTIN, R.; MORAWSKA, L.; ILL, C. A. P.; SHIN, H.; STRAIF, K.; SHADDICK, G.; THOMAS, M.; DINGENEN, R. V.; DONKELAAR, A. V.; VOS, T.; MURRAY, C. J. L.; FOROUZANFART, M. H. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**. Amsterdã.v. 389, n. 10 082, pp. 1907-1918, 2017.

COUTO, A.; SILVA, F. E. C.; PARENTE, A. H.; WEBER, I. T. Análise Qualitativa do Material Particulado Suspenso no Ar da Região Metropolitana do Recife. 30ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. 2007, Águas de Lindoia. 30ª

**Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Química, 2007. Disponível em: <<https://sec.s bq.org.br/cdrom/30ra/resumos/T1530-1.pdf>>. Acesso em: 05 de abril de 2019.

DEFRANCO, E.; HALL, E.; HOSSAIN, E.; CHEN, A.; HAYNES, E. N.; JONES, D.; REN, S.; LU, L.; MUGLIA, L. Air Pollution and Stillbirth Risk: Exposure to Airborne Particulate Matter during Pregnancy Is Associated with Fetal Death. **PLOS ONE**. Bethesda, Maryland, Estados Unidos. v. 10, n. 3, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2YbE VVu>>. Acesso em: 05 de abril de 2019.

DEVASAGAYAN, T. P. A.; TILAK, J. C.; BOLOOR, K. K.; SANE, K. S.; GHASKABDI, S. S.; LELE, R. D. Free radical and Antioxidant in Human Health: Current Status and Future Prospects. **Journal of the Association of Physicians of India**. Mumbai, Índia. v. 52, pp. 794-804, 2004.

DIAS, J. W. C. **Manual de Operação**. 11<sup>a</sup> revisão. Rio de Janeiro, Energética, 2016.

DOMINICI, F.; PENG, R. D.; EBISU, K.; ZEGER, S. L.; SAMET, J. M.; BELL, M. L. Does the Effect of PM<sub>10</sub> on Mortality Depend on PM Nickel and Vanadium Content? A Reanalysis of the NMMAPS Data. **Environmental Health Perspectives**. Bethesda, EUA. v. 115, n. 12. pp. 1701-1703, 2007.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. K. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. **Journal of Environmental Management**. Amsterdã, Holanda. v. 92, n. 1. pp. 554-562, 2011.

EIGENHEER, E. M. **A História do Lixo – A Limpeza Urbana Através dos Tempos**. 1<sup>a</sup> Edição. Editora Campus, Rio de Janeiro; Editora Elsevier, Amsterdã, 2009.

ELENE, P. N.; EVANGELISTA, F. S.; TORMEN, L.; SAINT-PIERRE, T. D.; CURTIUS, A. J.; SOUZA, S. S.; BARBOSA, F. The use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for the determination of toxic and essential elements in different types of food samples. **Food Chemistry**. Amsterdã, Holanda. v. 112, pp. 727-732, 2009.

EMSLEY, J. **Nature's Building Blocks; an A-Z Guide to the Elements**. 1<sup>a</sup> Edição. Oxford University Press. Oxford, Oxfordshire, Reino Unido, 2001.

FERNANDEZ, P. C.; THISTLEWAITE, W. A.; FALCON, Y. I.; GUZMÁN, I. M. TSP, PM<sub>10</sub> and PM<sub>10</sub>/TSP ratios in the Mexico City Metropolitan area: a temporal and

spatial approach. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**. v. 3, n. 1, pp. 1-14, 1993.

FERREIRA, C.; VENANCIO, W.; SÁ, L. A. C. M. Mapeamento colaborativo: identificação espacial de creches e abrigos no município de Recife. In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia e XXVI Expositiva. **Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia e XXVI Expositiva**. Rio de Janeiro, RJ. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, 2017. Disponível em: <<http://www.cartografia.org.br/cbc/2017/>>

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS JR., J. N. **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications**. 1ª Edição. Elsevier. Amsterdã, Holanda, 2000.

FLECK, A. S.; MORESCO, M. B.; RHODEN, C. R. Assessing the genotoxicity of traffic-related air pollutant by means of plant monitoring in cities of a Brazilian metropolitan area crossed by a major highway. **Atmospheric Pollution Research**. Amsterdã, Holanda. v. 7. n. 3. pp. 488-493, 2016.

FORTOUL. T. I.; RODRIGUEZ-LARA, V.; GONZALEZ-VILLALVA, A.; ROJAS-LEMUS, M.; CANO-GUTIERREZ, G.; USTARROZ-CANO, M.; COLIN-BARENQUE, L.; MONTAÑO, L. F.; GARCÍA-PELEZ, I.; BIZARRO-NEVARES, P.; LOPEZ-VALDEZ, N.; FALCON-RODRIGUEZ, C. I.; JIMENEZ-MARTÍNEZ, R. S.; RUIZ-GUERRERO, M. L.; LOPEZ-ZEPEDA, L. S.; MORALES-RIVERO, A.; MUNIZ-RIVERA-CAMBAS, a. Vanadium inhalation in a mouse model for the understanding of air-suspended particle systemic repercussion. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**. Londres, Reino Unido. v. 2011, pp. 1-11, 2011.

FOSMIRE, G. J. Zinc toxicity. **The American Journal of Clinical Nutrition**. Oxford, Oxfordshire, Reino Unido. v. 51, n. 2, pp. 225-227, 1990.

FRANCHITTO, N.; GANDIA-MAILLY, P.; GEORGES, B.; GALINIER, A.; TELMON, N.; DUCASSÉ, J. L.; ROUGÉ, D. Case report: acute copper sulfate poisoning: a case report and literature review. **Resuscitation**. Amsterdã, Holanda. v. 78, n. 1, pp. 92-96, 2008.

FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. **Química Nova**. São Paulo, SP. v. 32, n. 7. pp. 1750-1754, 2009.

FULK, F.; SUCCOP, P.; HILBERT, T. J.; BEIDLER, C.; BROWN, D.; REPONEN, T.; HAYNES, E. N. Pathways of inhalation exposure to manganese in children living

near a ferromanganese refinery: A structural equation modeling approach. **Science of the Total Environment**. Amsterdã, Holanda. v. 579, n. 1. pp. 768-775, 2016.

FUZZI, S.; BALTENSBERGER, U.; CARSLAW, K.; DECESARI, S.; GON, H. D.; FACCHINI, M. C.; FOWLER, D.; KOREN, I.; LANGFORD, B.; LOHMANN, U.; NEMITZ, E.; PANDIS, S.; RIIPINEN, I.; RUDICH, Y.; SCHAAP, M.; SLOWIK, J. G.; SPRACKLEN, D. V.; VIGNATI, E.; WILD, M.; WILLIAMS, M.; GILARDONI, S. Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. **Atmospheric Chemistry and Physics**. Gotinga, Baixa Saxônia, Alemanha. v. 15, n.1, pp. 8217-8299, 2015.

GARCIA, A. E.; SANTOS, M. E. **Fluorescência de raios X por excitação radioscópica: uma promissora técnica de análise**. Instituto de Energia Atômica. São Paulo, SP. v. 1, n. 1, 1974.

GARRANT-REED; A. J.; NICHOLSON, P. **Energy Dispersive X-Ray Analysis in the Electron Microscope**. 1ª Edição. Abingdon-on-Thames, Oxfordshire, Reino Unido. Taylor and Francis Group, 2006.

GASPAR, Lúcia. **Bairros do Recife. Pesquisa Escolar Online**. Fundação Joaquim Nabuco. Recife. Disponível em: <<http://tiny.cc/t7148y>>. Acesso em: 02/07/2019.

GIDLOW, D. A. Lead Toxicity. **Occupational Medicine**. Oxford, Reino Unido. v. 65, n. 5, pp. 348-356, 2015.

GILMORE, G. **Practical Gamma-ray Spectrometry**. 2ª Edição. Hoboken, Nova Jersey, EUA. John Willey & Sons 2008. 387 p.

GRANTZ, D. A.; GARNER, J. H. B.; JOHNSON, D. W. Ecological Effects of Particulate Matter. **Environment International**. Amsterdã, Holanda. v. 29, n. 1, pp. 213-239, 2003.

GUO, L.C.; BAO, L. J.; SHE, J. W.; ZENG, E. Y. Significance of wet deposition to removal off atmospheric particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons: A case study in Guangzhou, China. **Atmospheric Environment**. v. 83, n. 1. pp. 136-144, 2014.

HECK, R. M.; FARRAUTO, R. J.; GULATI, S. T. **Catalytic Air Pollution Control**. 3ª Edição. Hoboken Nova Jersey, EUA. John Wiley and Sons. 2009.

HEIKINHEIMO, J.; TUOMINEN, R.; TUOMISTO, F. Monte Carlo analysis of germanium detector performance in slow positron beam experiment. **Journal of Physics: Conferece Series**. n.674, v. 1. 2014. Disponível em:

<<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/674/1/012023/meta>>. Acesso em 05/04/2019.

HENDRY, J. H.; SIMON, S. L.; WOJCIK, A.; SOHRABI, M.; BURKART, W.; CARDIS, E.; LAURIER, D.; TIRMARCHE, M.; HAYATA, I. Human exposure to high natural background radiation: what can it teach us about radiation risks? **Journal of Radiological Radiation**. Bethesda, EUA. v. 29, n. 1, pp. 29-41, 2014.

HOFFMANN, E.; STROOBANT, V. **Mass Spectrometry**. 3ª edição. Hoboken, Nova Jersey, EUA. John Wiley and Sons, 2007.

HU, N.; LIU, S.; GAO, Y.; XU, J.; ZHANG, X.; ZHANG, Z.; LEE, X. Large methane emissions from natural gas vehicles in Chinese cities. **Atmospheric Environment**. Amsterdã, Holanda. v. 187, n. 1. pp. 374-380, 2018.

INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIATION PROTECTION. **Las Recomendaciones 2007 de La Comisión Internacional de Protección Radiológica**. 1ª Edição. Madri, Espanha. Sociedad Española de Protección Radiológica, 2007.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION –ISO. **ISO 13528 - Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons**, ISO, Genebra, Switzerland, 2005.

JACOBSON, M. Z. Control of fossil-fuel particulate black carbon and organic matter, possibly the most effective method of slowing global warming. **Journal of Geophysical Research**. Hoboken, Nova Jersey, EUA. v. 107, n. 19, pp. 16-22, 2002.

JANSSEN, N. A. H.; VLIET, P. H. N.; AARTS, F.; HARSSEMA, H.; BRUNEKREEF, B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. **Atmospheric Environmet**. v. 35, n. 1, pp. 3875-3884, 2001.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**. Oxford, Reino Unido. v. 68, n. 1. pp. 167-182, 2003.

JENKINS, R. X-Ray Fluorescence Spectrometer. **Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry**. v. 1, n. 1, 2000.

JUNIOR, J. A. S.; AMARAL, R. S.; SILVA, C. M.; MENEZES, R. S. C.; BEZERRA, J. D. Estudo comparativo entre os detectores HPGe e NaI (TI) na determinação de

$^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solo. **SCIENTIA PLENA**. São Cristóvão, Sergipe. v. 5, n. 4, pp. 2009-2024, 2009.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**. Amsterdã, Holanda. v. 151, n. 1. pp. 362-367, 2008.

KAPLAN, S. Air pollution in China is killing 1.6 million people a year, researchers say. **The Washington Post**. Disponível online. Washington, DC, EUA, 2015. Disponível em: < <https://wapo.st/2Yj6FHZ> >.

KELLY, F. J.; FUSSELL, J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environment**, Amsterdã, Holanda. v. 60, n. 1, pp. 504-526, 2012.

KHANDAKER, M. U. High purity germanium detector in gamma-ray spectrometry. **International Journal of Fundamental Physical Sciences**. v.1, n. 2. pp. 42-26, 2011.

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**. Bethesda, EUA. v. 74, n. 1, pp. 136-143, 2015.

KIM, K. N.; LIM, Y. H.; BAE, H. J.; KIM, M.; JUNG, K.; HONG, Y. C. Long-Term Fine Particulate Matter Exposure and Major Depressive Disorder in a Community-Based Urban Cohort. **Environmental Health Perspectives**. Bethesda, EUA. v. 214, n. 10, pp. 1547-1553, 2016.

KULKARNI, P.; CHELLAM, S.; FLANAGAN, J. B.; JAYANTI, R. K. M. Microwave digestion—ICP-MS for elemental analysis in ambient airborne fine particulate matter: Rare earth elements and validation using a filter borne fine particle certified reference material. **Analytica Chimica Acta**. Amsterdã, Holanda. v. 559, pp. 170-176, 2007.

KUMAR, D.; SALIAN, S. L.; KALTHUR, G.; UPPANGALA, S.; KUMARI, S.; CHALLAPALLI, S.; CHANDRAGUTHI, S. G.; KRISHNAMURTHY, H.; JAIN, N.; KUMAR P.; ADIGA, S. K. Semen Abnormalities, Sperm DNA Damage and Global Hypermethylation in Health Workers Occupationally Exposed to Ionizing Radiation. **PlosOne**. São Francisco, Califórnia, Estados Unidos, 2013. Disponível em: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0069927>>. Acesso em 09/04/2019.

KÜNZLI, N.; KAISER, R.; MEDINA, S.; STUDNICKA, M.; CHANEL, O.; FILLIGER, P.; HERRY, M.; HORAK, F.; PUYBONNIEUX-TEXIER, V.; QUÉNEL, P.;

SCHNEIDER, J.; SEETHALER, R.; VERGNAUD, J. C. SOMMER, H. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. **Lancet**. Amsterdã, Holanda. v. 356, n. 9 232, pp. 795-801, 2000.

LADEN, F.; NEAS, L. M.; DOCKERY, D. W.; SCHWARTZ, J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environmental Health Perspective*. Bethesda, Maryland, EUA.v. 5, n. 1, pp. 108-110, 2000.

LANDIM, AA. TEIXEIRA, E. C.; CASTAÑELA, D. A.; SCHNEIDER, I.; SILVA, L. F. O.; WIEGAND, F.; KUMAR, P. Spatio-temporal variations of sulfur dioxide concentrations in industrial and urban area via a new statistical approach. **Air Quality, Atmosphere and Health**. Amsterdã, Holanda. v. 11, n. 7, pp. 801-813, 2018.

LEPPÄNEN, A. P.; PACINI, A. A.; USOSKIN, I. G.; ALDAHAN, A.; ECHER, E.; EVANGELISTA, H.; KLEMOLA, S.; KOVALTISOV, G. A.; MURSULA, K.; POSSNERT, G. Cosmogenic <sup>7</sup>Be in air: A complex mixture of production and transport. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**. v. 72, n. 1, pp. 1036-1043, 2010.

LIANG, S. X.; WU, H.; W. H. SUN. Determination of trace elements in airborne PM10 by inductively coupled plasma mass spectrometry. **International Journal of Environmental Science and Technology**. Berlim, Alemanha. v. 12, n. 4. pp. 1373-1378, 2015.

LIKENS, G. E.; KEENE, W. C.; MILLER, J. M.; GALLOWAY, J. N. Chemistry of precipitation from a remote, terrestrial site in Australia. **Journal of Geophysical Research: Atmosphere**. Nova Jersey, EUA. v. 92, n. 11. pp. 13.299-13.314, 1987.

MAGALHAES, J. R. ; OLIVEIRA, J. T. C. ; Barbosa, José A. ; LIMA FILHO, M. F. . Continental Oceanic Crustal Transition in the Paraíba Basin Platform, Northeast Brazil. **Estudos Geológicos** (UFPE). Recife, Pernambuco. v. 23, p. 125-139, 2013.

MAIA, D. T. Argumentação Jurídica para Supressão de Árvores Nativas nas Faixas de Domínio. **Revista Nacional de Gerenciamento das Cidades**. Tupã, SP. v. 3, n. 14, pp. 40-61, 2015.

Malloch, A. J. C. Salt-Spray Deposition on the Maritime Cliffs of the Lizard Peninsula. **The Journal of Ecology**. Hoboken, Nova Jersey, EUA v. 60, n. 1, pp. 103-112, 1972.

MANGIA, C.; CERVINO, M.; GIANICOLO, E. A. L. Secondary Particulate Matter Originating from An Industrial Source and its Impact on Population Health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. Basileia, Suíça. v. 12, n. 7. pp. 7667-7681, 2015.

MARCON, J. B. **Desenvolvimento de procedimentos para subsidiar as exigências legais de fiscalização e licenciamento ambiental com enfoque na poluição atmosférica**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2013.

MARQUES, R.; SANTOS, E. S. Redes de Monitoramento de Material Particulado Inalável, Legislação e os Riscos à Saúde. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**. Uberlândia, Minas Gerais. v. 8, n. 14, pp. 115-128, 2012.

MARSHAL, S.; POTTER, C.; MEDICH, D. Reassessment of Resuspension Factor Following Radionuclide Dispersal: Toward a General-purpose Rate Constant. **Health Physics**. Alphen aan den Rijn, Holanda do Sul, Países Baixos. v. 114, n. 5. pp. 500-506, 2018.

MILLER, M. O.; VOUTCHKOV, M. Risk analysis from naturally occurring radioactive materials in the Jamaican terrestrial environment. **Air Quality, Atmosphere and Health**. Berlim, Alemanha. v. 9, n. 5, pp. 551–560, 2016.

MORAIS, E. N. L. **Dose de Radiação Ambiental em Área Habitada na Região Urano-Fosfática de Pernambuco**. 2013. 41 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Departamento de Energia Nuclear. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

MOUSAVI, S. E.; AMINI, H.; HEYDARPOUR, P.; CHERMAHINI, F. A.; GODDERIS, L. Air pollution, environmental chemicals, and smoking may trigger vitamin D deficiency: Evidence and potential mechanisms. **Environment International**. Amsterdã, Holanda. v. 112, n. 1. pp. 67-90, 2019.

MÜHLFELD, C.; ROTHEN-RUTISHAUSER, B.; BLANK, F.; VANHECKE, D.; OCHS, M.; GEHR, P. Interactions of nanoparticles with pulmonary structures and cellular responses. **American Journal of Physiology-Lung Cellular and Molecular Physiology**. Bethesda, Maryland, EUA. v. 294, n. 1, pp. 817-829, 2008.

NAYAK, P. Aluminum: Impacts and Disease. **Environmental Research Section A**. Amsterdã, Holanda. v. 89, n. 1, pp. 101-115, 2002.

NEVES, N. **Air Pollution Control Engineering: Second Edition**. 2ª Edição. Long Grove, Illinois, EUA. Waveland Press, 2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **United Nation Framework Convention on Climate Change**. Nova Iorque, 1992.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Guías de Calidad del Aire de La OMS Relativas al Material Particulado, El Ozono, el Dióxido de Nitrógeno y El Azufre**. Copenhagen, Dinamarca. OMS, 2005. 21 f.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Health effects of particulate matter: Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia**. Copenhagen, Dinamarca. OMS Regional Office for Europe, 2013. 15 f.

PAGANO, G.; ALIBERTI, F.; GUIDA, M.; ORAL, R.; SICILIANO, A.; TRIFUOGGI, M.; TOMMASI, F. Rare earth elements in human and animal health: State of art and research priorities. **Environmental Research**. Amsterdã, Holanda. v. 142, pp. 215-220, 2015.

PAGANO, G.; GUIDA, M.; TOMMASI, F.; ORAL, R. Health effects and toxicity mechanisms of rare earth elements – knowledge gaps and research prospects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Amsterdã, Holanda. v. 115, pp. 40-48, 2015.

PAPANIKOLAOU, N. C.; HATZIDAKI, E. G.; BELIVANIS, S.; TZANAKAKIS, G. N.; TSATSAKIS, A. M. Lead Toxicity Update: A brief review. **Medical Science Monitor**. Melville, EUA. v. 11, n. 10, pp. 329-336, 2005.

PEARCE, M. S.; GLINIANAIA, S. V.; GHOSH, K.; RANKIN, J.; RUSHTON, S.; CHARLTON, M.; PARKER, L.; PLESS-MULLOLI, T. Particulate matter exposure during pregnancy is associated with birth weight, but not gestational age, 1962-1992: a cohort study. **Environmental Health**. Londres, Reino Unido. v. 11, n. 13, 2012. Disponível em: < <https://bit.ly/2ybi6qs>>. Acesso em: 09 de abril de 2019.

PEREIRA, W. S.; KELECOM, A.; PY JÚNIOR, D. A. Activity of natural radionuclides and their contribution to the absorbed dose in the fish cubera snapper (*Lutjanus cyanopterus*, Cuvier, 1828) on the coast of Ceará, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**. São Paulo, SP. v. 58, n. 4. pp. 25-32, 2010.

PERNAMBUCO. Lei 15.725 de 10 de março de 2016. Estabelece normas e diretrizes para a qualidade do ar, no âmbito do Estado de Pernambuco, e dá outras

providências. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**. Poder Legislativo. Recife, Pernambuco. 11 de março de 2016. Ano XCIII, Nº 42, pp. 2-3.

PRAJAPATI, S. K. Ecological effects of airborne particulate matter on plants. **Environmental Skeptics and Critics**. v. 1, n. 1, pp. 12-22, 2012.

REISENER, A.; STÖCKLE, B.; SNETHLAGE, R. Deterioration of copper and bronze cause by acidifying air pollutants. **Water, Air and Soil Pollution**. Berlim, Alemanha. v. 85, n. 4, pp. 2701-2706, 1995.

RIBEIRO, F. C. A.; LAURIA, D. C.; SILVA, J. I. R.; LIMA, E. S. A.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREZ, D. V. Concentration of fallout Cesium-137 in soils of the Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**. v. 4, n. 2, pp. 01-20, 2016.

RODHE, H.; DENTENER, F.; MICHAEL, S. The global distribution of acidifying wet deposition. **Environmental Science and Technology**. Amsterdã, Holanda. v. 36, n. 20. pp. 4382-4388, 2002.

RODRIGUES, C. G.; VORMITTAG, E.; CAVALCANTE, J. A.; SALDIVA, P. H. N. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudos de População**. Rio de Janeiro, RJ. v. 32, n. 3. pp. 489-509, 2015.

ROHDE, R. A.; MULLER, R. A. Air Pollution in China: Mapping of Concentrations and Sources. **PlosOne**. Disponível online. São Francisco, Califórnia, EUA, 2015. Disponível em: <<https://bit.ly/2JV0nsw>>.

SALIBA, T. M. **Manual Prático de Avaliação e Controle de Poeira: PPRA**. 9ª edição. São Paulo. Editora LTR, 2018.

SANTANA, E.; CUNHA, K. B.; FERREIRA, A. L.; ZAMBONI, A. **Padrões de qualidade do ar: Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia**. 1ª Edição. São Paulo. Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012.

SANTOS, T. O.; HONORATO, R. V.; SILVA FILHO, C. A.; HAZIN, C. A.; VALENTIM, E. Quantificação de elementos químicos associados ao tráfego de veículos em bromélias atmosféricas transplantadas na Região Metropolitana do Recife. **Scientia Plena**, v. 9, p. 081017-1, 2013.

SCHWARTZ, J.; LEVIN, R. The risk of lead toxicity in homes with lead painting hazard 1. **Environmental Research**. Amsterdã, Holanda. v. 54, n. 1, pp. 1-7, 1991.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. 3ª Edição. Hoboken, Nova Jersey. John Willey & Sons, 2016.

SHWEIKANI, R.; RAJA, G. Natural radionuclides monitoring in drinking water of Homs city. **Radiation Physics and Chemistry**. Amsterdã, Holanda. v. 106, n. 1, pp. 333–336, 2015.

SIMA, O.; ARNOLD, D. On the Monte Carlo Simulation of HPGe gamma-spectrometry systems. **Applied Radiation and Isotopes**. Amsterdã, Holanda. v. 67, n. 1. pp. 701-705, 2009.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; NIEMAN, T. A. **Princípios de Análise Instrumental**, 5ª Edição. Porto Alegre, Brasil. Bookman, (2002).

SOARES, R. M. **Caracterização do Material Particulado Atmosférico e Avaliação da Qualidade do Ar da Cidade de Poços de Caldas-MG**. 2015. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental). Instituto de Ciência e Tecnologia. Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, Minas Gerais, 2015.

SOLOMON, K.A. Sources of radioactivity in the ocean environment: From low level waste to nuclear powered submarines. **Journal of Hazardous Materials**, v. 18, pp. 255-262, 1988.

SUBRAMANIAN, K. S.; CONNOR, J. W. Lead contamination of drinking water: metals leaching from soldered pipes may pose health hazard. **Journal of Environmental Health**. Denver, Colorado, EUA. v. 54, n. 2. pp. 29-32, 1991.

TAYLOR, J. A.; SIMPSON, R. W.; JAKEMAN, A. J. A hybrid model for predicting the distribution of sulfur dioxide concentrations observed near elevated point sources. **Ecological Modeling**. Amsterdã, Holanda. v. 36, nn. 3 e 4. pp. 269-296, 1987.

TCHOUNWOU, P.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy Metal Toxicity and the Environment. **Molecular, Clinical and Environmental Toxicology**. Berlim, Alemanha. v. 3, n. 1. pp. 133-164, 2012.

THOMPSON, J. E. Airborne Particulate Matter: Human Exposure and Health Effects. **Journal of Occupational and Environmental Medicine**. Elk Grove Village, Illinois, EUA. v. 60, n. 5, pp. 392-423, 2018.

TIPLER, P. A.; LLEWELLYN, R. A. **Física Moderna**. 3. Edição. Rio de Janeiro. Editora LTC, 2001.

TODOLÍ, J. L.; MERMET, J. M. Sample introduction system for the analysis of liquid microsamples by ICP-AES and ICP-MS. **Spectrochimica Acta B**. Amsterdã, Holanda. v. 61, n. 3, pp. 239-283, 2006.

UNIÃO EUROPEIA. Directiva 2004/107/Ce do Parlamento Europeu e do Conselho de 15 de dezembro de 2004 relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente. **Jornal Oficial da União Europeia**. 26 de janeiro de 2005. Série L, 3, pp. 3-16.

VALAVANIDIS, A.; SALIKA, A.; THEODOROPOULOS, A. Generation of hydroxyl radicals by urban suspended particulate air matter. The role of iron ions. **Atmospheric Environment**. Amsterdã, Holanda. v. 34, n.1, pp. 2379-2386, 2000.

VALLÉS, I.; CAMACHO, A.; ORTEGA, X.; SERRANO, I.; BLÁZQUEZ, S.; PÉREZ, S. Natural and Anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona (Spain). **Journal of Environmental Radioactivity**. Amsterdã, Holanda. v. 100, pp.102-107, 2009.

VASCONCELOS, D. C.; OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. R. S.; PENNA, R.; SANTOS, T. O.; PERREIRA, C.; ROCHA, Z.; MENEZES, M. A. B. C. Natural Radioactivity in Extreme South of Bahia, Brazil, Using Gamma-Ray Spectrometry. In: 2009 International Nuclear Atlantic Conference. 2009, Rio de Janeiro. 2009

VEIGA, L. H. S.; KOIFMAN, S.; Patterns of Cancer Mortality in some Brazilian HBRAs. **International Congress Series**. Amsterdã, Holanda. v. 1276, pp. 110-113. Amsterdã, 2005.

VIANNA, A. S. G.; CRUZ, M. O.; BARBOSA, L.; GAMA, K. Análise do impacto de chuvas na velocidade média do transporte público coletivo de ônibus em Recife. In: I Workshop Brasileiro de Cidades Inteligentes. 2018, Natal, Rio Grande do Norte. **Anais do I Workshop Brasileiro de Cidades Inteligentes**. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Sociedade Brasileira de Computação, 2018. Disponível em: <<https://sol.sbc.org.br/index.php/wbci>>.

VIIPPOLA, V.; WHITLOW, T. H.; ZHAO, W. L.; YLI-PELKONEN, V.; MIKOLA, J.; POUYANT, r.; SETÄLÄ, H. The effects of trees on air pollutant levels in peri-urban near-road environments. **Urban Forestry and Urban Greening**. Amsterdã, Holanda. v. 30, n. 1, pp. 62-71, 2018.

VORMITTAG, E. M. A. A.; COSTA, R. R.; BRAGA, A. A.; MIRANDA, M.; NASCIMENTO, N. C.; SALDIVA, P. H. N. **Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil**. 1ª Edição. São Paulo, SP. Instituto de Saúde e Sustentabilidade, 2014.

WEUVE, J.; PUETT, R. C.; SCHWARTZ, J.; YANOSKI, J. D.; LADEN, F.; GRODSTEIN, F. Exposure to Particulate Air Pollution and Cognitive Decline in Older Women. **Jama International Medicine**. Bethesda, Maryland, EUA. v. 172, n. 3, pp. 219-227, 2012.

XHIXHA, G.; ALBERI, M.; BALDONCINI, M.; BODE, K.; BYLYKU, E.; CFARKU, F.; CALLEGARI, I.; HASANI, F.; LANDSBERGER, L.; MANTOVANI, F.; RODRIGUEZ, E.; SHALA, F.; STRATI, V.; KAÇELI, M. X. Calibration of HPGe detectors using certified reference materials of natural origin. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. Berlim, Alemanha. v. 307, n. 2, pp. 1507-1517, 2015.

YAMADA, N. Kinetic energy discrimination in collision/reaction cell ICP-MS: Theoretical review of principles and limitations. **Spectrochimica Acta B**. Amsterdã, Holanda. v. 110, n. 1, pp. 31-44, 2015.

YANAGI, Y.; ASSUNÇÃO, J. V. DE; BARROZO, L. V. The impact of atmospheric particulate matter on cancer incidence and mortality in the city of São Paulo, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, RJ. v. 28, n. 9, p. 1737–1748, 2012.

ZHENG, Z. F.; XU, G. R.; LI, Q. C.; CHEN, C. L.; LI, J. B. Effect of precipitation on reducing atmospheric pollutant over Beijing. **Atmospheric Pollution Research**. Amsterdã, Holanda, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.04.001>>.