UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENFERMAGEM DE RIBEIRÃO PRETO

GABRIEL PINHEIRO MACHADO

Avaliação espacial e sazonal das concentrações de partículas totais em suspensão e elementos metálicos associados no ar do município de Ribeirão Preto/SP

RIBEIRÃO PRETO

GABRIEL PINHEIRO MACHADO

Avaliação espacial e sazonal das concentrações de partículas totais em suspensão e elementos metálicos associados no ar do município de Ribeirão Preto/SP

Dissertação apresentada à Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Pós-Graduação Enfermagem em Saúde Pública.

Linha de pesquisa: Saúde Ambiental

Orientador: Susana Inés Segura-Muñoz

RIBEIRÃO PRETO

2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Machado, Gabriel Pinheiro

Avaliação espacial e sazonal das concentrações de partículas totais em suspensão e elementos metálicos associados no ar do município de Ribeirão Preto/SP. Ribeirão Preto, 2018.

77 p.: il.; 30 cm

Dissertação de Mestrado, apresentada à Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Enfermagem Saúde Pública.

Orientador: Susana Inés Segura-Muñoz

1. PTS. 2. metais. 3.qualidade do ar. 4.saúde ambiental. 5. meio ambiente

MACHADO, Gabriel Pinheiro

Avaliação	espacial e sazo	nal das conce	entrações de	e partículas	totais em	suspensão e	e elementos
metálicos	associados no a	r do municípi	io de Ribeir	rão Preto/SI	P		

Dissertação apresentada à Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Pós-Graduação Enfermagem Saúde Pública.

Aprovado em	/	/
ADIOVAGO EIII	/	/

Comissão Julgadora

Prof. Dr	 	 	
Instituição:			
-			
Prof. Dr	 	 	
Instituição:			
Prof. Dr	 		
Instituição:			

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Geraldo e Maria de Lourdes, irmã Caroline e avó Luzia, dedico todo esforço deste trabalho

AGRADECIMENTOS

À orientadora, Profa. Dra. Susana Inés Segura-Muñoz, pela oportunidade dada, competência e respeito com que conduziu este processo, confiança e paciência que teve comigo durante o curso e também por todo o aprendizado que adquiri.

Ao Dr. Renato Igor da Silva Alves pela valiosa contribuição na construção deste projeto de pesquisa e desta Dissertação, pelas reflexões e aprendizado adquirido.

À Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP e ao Programa de Pós-Graduação em Enfermagem em Saúde Pública, pela oportunidade dada.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento deste projeto e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de Mestrado, que possibilitou a realização e minha dedicação exclusiva a este trabalho.

Ao Sr. Wagner Silli e aos responsáveis pelo poço Matadouro da DAERP, por permitirem as coletas no Aeroporto e na Área Central, bem como aos funcionários que me acompanhavam e ajudavam nesses locais.

À Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk, pelas valiosas contribuições durante o Exame de Qualificação.

À colega de laboratório Beatriz Smidt Celere, pela construção do mapa deste trabalho.

Aos colegas de laboratório Guilherme, Brisa, Thaís, Carolina, Camila, Vanessa, Rudison, Cássio, Meire, Karina e Fabiana pelas ajudas durante os trabalhos realizados e pela amizade.

Aos professores e funcionários do Programa de Enfermagem em Saúde Pública da EERP/USP pelo conhecimento adquirido nas disciplinas e por todo apoio dado quando precisei durante o curso.

Aos meus pais, Geraldo e Maria de Lourdes, por todo apoio, valores e amor transmitidos que sempre contribuíram com a construção da minha pessoa, e também à minha irmã Caroline pelo apoio e carinho dados sempre que precisei.

À Daniela, pelo carinho e companheirismo que sempre me deu forças para seguir adiante, e também a sua família pelo acolhimento e ajuda nos momentos em que encontrei dificuldade.

E aos meus amigos, em especial ao Ricardo, Gabriel e Tiago, pelo companheirismo, amizade e momentos de descontração.

RESUMO

MACHADO, G. P. Avaliação espacial e sazonal das concentrações de partículas totais em suspensão e elementos metálicos associados no ar do município de Ribeirão Preto. 2018. Dissertação de Mestrado – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2018.

A atmosfera é a camada de gases que envolve a Terra e apresenta componentes essenciais aos seres vivos, porém também apresenta poluentes capazes de tornar o ar nocivo à saúde humana e ao meio ambiente. A poluição atmosférica é responsável por cerca de 3,6 milhões de mortes prematuras por ano no mundo todo e para contornar esse problema, autoridades criam padrões de qualidade do ar como limites de concentração de poluentes máximos tolerados em um período de tempo, com base em evidências científicas sobre o seu risco de exposição. Dentre os poluentes atmosféricos, destaca-se o material particulado, que é a união e a mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar. As Partículas Totais em Suspensão (PTS) são uma fração desta classe de poluentes, que apresenta um diâmetro inferior a 100 µm. Entre os PTS se destacam as partículas inaláveis grossas (2,5 μ m \leq 10 μ m) e finas (\leq 2,5 μ m) por sua capacidade de atingir vias respiratórias inferiores, como traqueia e alvéolos, respectivamente. O material particulado pode conter também substâncias tóxicas como metais pesados, que podem gerar uma série de doenças carcinogênicas e efeitos adversos ao organismo. O presente estudo avaliou as concentrações de PTS e metais associados em três regiões distintas da cidade de Ribeirão Preto (Centro, Campus e Aeroporto), nas estações seca e chuvosa. Foi utilizado um amostrador de grande volume como método de coletas de PTS, por meio de filtros de fibra de vidro. Os metais foram dosados por Espectrometria de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS). Os valores das concentrações de PTS foram comparados com os padrões nacionais e estaduais de qualidade do ar, enquanto as concentrações de metais foram comparadas às diretrizes de instituições internacionais. Não foram encontradas diferenças significativas (p > 0,05) nas concentrações de PTS e metais entre os pontos de coletas, exceto para Cu, Cr e Zn, que apresentaram maiores concentrações na região central (Cu e Cr) e no aeroporto (Zn). Foi verificada variação sazonal para PTS e os seguintes metais associados: As, Be, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn e V, sendo as maiores concentrações observadas no período seco. Os valores das concentrações de PTS não ultrapassaram os padrões de qualidade do ar no estado de São Paulo, porém na estação seca, duas amostras coletadas no Centro e uma no Aeroporto ultrapassaram o limite secundário determinado pela legislação nacional e dessa forma podem causar uma diminuição no bem-estar pela população que reside próxima a esses locais. Concluiu-se que apesar do ar da cidade de Ribeirão Preto ter se apresentado dentro dos limites da legislação para as concentrações de PTS, estas podem causar problemas à saúde da população. Dessa maneira, medidas preventivas devem ser tomadas por meio de políticas públicas para melhorar o controle da qualidade do ar local e reduzir os riscos à saúde da população.

Palavras-chave: PTS; metais; qualidade do ar; saúde ambienta; meio ambiente.

ABSTRACT

MACHADO, G. P. Spatial and seasonal evaluation of concentrations of total suspended particles and associated metallic elements in the air of Ribeirão Preto city. 2018. Master Degree Dissertation – Nursing School of Ribeirão Preto, São Paulo University, Ribeirão Preto, 2018.

The atmosphere is the layer of gases that surrounds the Earth and presents components essential to living beings, but also presents pollutants that can make the air harmful to human health and the environment. Air pollution is responsible for 3,6 million premature deaths per year worldwide and to circumvent this problem, authorities create air quality standards as limits of concentration of maximum tolerated pollutants over a period of time, based scientific evidence of their risk of exposure. Among the atmospheric pollutants, the particulate matter, which is the union and the mixture of solid and liquid particles suspended in the air, stands out. Total Suspended Particles (TSP) are a fraction of this class of pollutants, which has a diameter of less than 100 μ m. Among the TSP, inhaled particles are coarse (2.5 μ m \leq 10 μ m) and fine (\leq 2.5 μm) due to their capacity to reach lower respiratory tract, such as trachea and alveoli, respectively. Particulate matter may also contain toxic substances such as heavy metals, which can lead to a number of carcinogenic diseases and adverse effects on the body. The present study evaluated the concentrations of TSP and associated metals in three distinct regions of Ribeirão Preto city (Central City, Campus and Airport), in the dry and rainy seasons. A large volume sampler was used for TSP sampling, using glass fiber filters. Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy (ICP-MS) dosed the metals. The TSP concentration values were compared to the national and state air quality standards, while the concentrations of metals were compared to the guidelines of international institutions. There were no significant differences (p < 0.05) in the concentrations of TSP and metals between the sampling sites, except for Cu, Cr and Zn, which presented higher concentrations in the Central City (Cu and Cr) and at the Airport (Zn). Seasonal variation was observed for TSP and the following associated metals: As, Be, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn and V, being the highest concentrations observed in the dry period. TSP concentration values did not exceed air quality standards in the state of São Paulo, but in the dry season, two samples collected at the Central City and one at the Airport exceeded the secondary limit determined by national legislation and may represent a decrease in the welfare on these locations. It was concluded that although the air of Ribeirão Preto was occurred within the limits of the legislation for PTS concentrations, these can cause problems to the health of the population. In this way, preventive measures must be taken through public policies to improve local air quality control and reduce the health risks of the population.

Keywords: TSP, metals, air quality, environmental health; environment.

RESUMEN

MACHADO, G. P. Evaluación espacial y estacional de las concentraciones de partículas totales en suspensión y elementos metálicos asociados en el aire del municipio de Ribeirão Preto. 2018. Disertación de Maestría - Escuela de Enfermería de Ribeirão Preto, Universidad de São Paulo, Ribeirão Preto, 2018.

La atmósfera es la capa de gases que envuelve la Tierra y presenta componentes esenciales a los seres vivos, sin embargo también presenta contaminantes capaces de hacer el aire nocivo para la salud humana y ambiental. La contaminación atmosférica es responsable de cerca de 3,6 millones de muertes prematuras al año en todo el mundo y para evitar este problema, las autoridades crean estándares de calidad del aire como límites de concentración de contaminantes máximos tolerados en un período de tiempo, baseado en evidencias científicas sobre su riesgo de exposición. Entre los contaminantes atmosféricos, se destaca el material particulado, que es la mezcla de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire. Las Partículas Totales en Suspensión (PTS) son una fracción de esta clase de contaminantes, que presenta un diámetro inferior a 100 µm. Entre los PTS se destacan las partículas inhalables gruesas (2,5 μ m \leq 10 μ m) y finas (\leq 2,5 μ m) por su capacidad de alcanzar vías respiratorias inferiores, como tráquea y alvéolos, respectivamente. El material particulado puede contener también sustancias tóxicas como metales pesados, que pueden generar una serie de enfermedades carcinogénicas y otros efectos adversos al organismo. El presente estudio evaluó las concentraciones de PTS y metales asociados en tres regiones distintas de la ciudad de Ribeirão Preto (Centro, Campus y Aeropuerto), en las estaciones seca y lluviosa. Se utilizó un muestreador de gran volumen como método de colecta de PTS, por medio de filtros de fibra de vidrio. Los metales fueron dosificados por Espectrometría de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS). Los valores de las concentraciones de PTS se compararon con los estándares nacionales y estatales de calidad del aire, mientras que las concentraciones de metales se compararon con las directrices de las instituciones internacionales. No se encontraron diferencias significativas (p <0,05) en las concentraciones de PTS y metales entre los puntos de recolección, excepto para Cu, Cr y Zn, que presentaron mayores concentraciones en la región central (Cu y Cr) y en el aeropuerto (Zn). Se verificó una variación estacional para PTS y los siguientes metales asociados: As, Be, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn y V, siendo observadas las mayores concentraciones en el período seco. Los valores de las concentraciones de PTS no superaron los estándares de calidad del aire en el estado de São Paulo, sin embargo, en la estación seca, dos muestras recogidas en el Centro y una en el Aeropuerto sobrepasaron el límite secundario determinado por la legislación nacional y pueden suponer una diminuición en el bienestar de la población que reside cerca de esos lugares. A partir de los resultados se concluye que a pesar del aire de la ciudad de Ribeirão Preto se presentó dentro de los límites de la legislación para las concentraciones de PTS, estas pueden causar problemas a la salud de la población. De esta manera, las medidas preventivas deben tomarse a través de políticas públicas para mejorar el control de la calidad del aire local y reducir los riesgos para la salud de la población.

Palabras clave: PTS; metales; calidad del aire; salud ambiental; medio ambiente.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Níveis médios mensais de precipitação em Ribeirão Preto, de 2007 a	
2017	. 37
Figura 2 – Localização geográfica de Ribeirão Preto e dos pontos de coleta	. 38
Figura 3 – Imagem do Hi-Vol mostrando o filtro acoplado ao cassete, o <i>Inlet</i> PTS o	e
o computador interno antes das coletas	. 40
Figura 4 – Sistema de calibração de fluxo, com placa e manômetro	. 41
Figura 5 - Direção e velocidade dos ventos para os períodos de coleta na estação)
seca e chuvosa, respectivamente	. 43
Figura 6 – Filtros antes e após as coletas de PTS	. 44
Figura 7 – Concentrações de PTS (µg.m-3) nos pontos de coleta e estações do ano	. 47
Figura 8 - Vista aérea parcial do Aeroporto de Ribeirão Preto com uma série de	e
favelas em seu entorno	. 53

LISTA DE TABELAS

F	Página
Tabela 1 – Padrões nacionais de qualidade do ar segundo a Resolução CONAMA nº 03	
de 25/06/1990	26
Tabela 2 – Padrões estaduais de qualidade do ar segundo o Decreto Estadual nº 59.113,	
de 23/04/2013	27
Tabela 3 – Precipitação acumulada nos períodos de	
coleta	42
Tabela 4 – Limites de detecção (LD) dos elementos metálicos	46
Tabela 5 – Concentrações de PTS (μg.m-3) nos pontos de coleta e estações do ano	47
Tabela 6 – Concentração média de PTS, Precipitação acumulada e Queimadas	
registradas no período de	
amostragem	49
Tabela 7 – Média e desvio padrão das concentrações de elementos metálicos (ng.m ⁻³)	
encontrados nas amostras de PTS nos diferentes	
locais	51
Tabela 8 – Concentração média de elementos (ng.m ⁻³) associados ao PTS, nas estações	
seca e chuvosa.	54
Tabela 9 – Concentrações máximas e diretrizes para elementos metálicos presentes no	
ar, determinadas pela WHO (2000) e ATSDR	
(2002)	55
Tabela 10 – Concentrações máximas de PTS e elementos metálicos associados	33
encontrados em outros estudos (ng.m ⁻³)	57

LISTA DE SIGLAS

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

ATSDR Agency for Toxic Substances and Diseases Registry (Agência de

Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças)

CAPES Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível

Superior

CETESB Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CIIAGRO Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

DAERP Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto

DAESP Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo

DENATRAN Departamento Nacional de Trânsito

EPA Environmental Protection Agency (Agência de Proteção

Ambiental dos Estados Unidos)

EERP Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto

FAPESP Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

IARC International Agency for Reserarch on Cancer (Agência

Internacional de Pesquisa com Câncer)

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

Renováveis

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICP-MS Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy (Espectroscopia

de Massa de Plama Indutivamente Acoplado)

LEPA Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental

MAA Média Aritmética Anual

MGA Média Geométrica Anual

MMA Ministério do Meio Ambiente

MP Material Particulado

MP₁₀ Material Particulado menor que 10 μm

MP_{2,5} Material Particulado menor que 2,5 μm

OECD Organization for Economic Co-operation and Development

(Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico)

OMS Organização Mundial da Saúde

PRONAR Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar

PTS Partículas Totais em Suspensão

UGRHI Unidade Gerencial de Recursos Hídricos

USP Universidade de São Paulo

WHO World of Health Organização Mundial da Saúde)

LISTA DE SÍMBOLOS

Al Alumínio

Ar Argônio

As Arsênio

°C Graus Celsius

Cd Cádmio

CO Monóxido de carbono

CO₂ Dióxido de carbono (gás carbônico)

Cr Cromo

Cu Cobre

H₂ Gás hidrogênio

H₂O Água

HF Ácido fluorídrico

Hg Mercúrio

HNO₃ Ácido nítrico

K Kelvin

LD Limite de Detecção

mmHg Milímetros de mercúrio

Mn Manganês

Ni Níquel

NO_x Óxidos de nitrogênio

NO₂ Dióxido de nitrogênio

O₂ Gás oxigênio

O₃ Ozônio

Pb Chumbo

Sn Estanho

SO_x Óxidos de enxofre

SO₂ Dióxido de enxofre

SO₃ Trióxido de enxofre

V Vanádio

Zn Zinco

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1. Poluição atmosférica	21
2.1.1. Conceitos gerais	21
2.1.2. Contextos nacional e internacional da poluição atmosférica	22
2.1.3. Padrões de Qualidade do Ar	24
2.2. O material particulado	28
2.2.1. Conceitos gerais	28
2.2.2. Diâmetro e fontes do material particulado	28
2.2.3. Formas do material particulado	30
2.2.4. Efeitos à saúde causados pelo material particulado	31
2.2.5. Metais associados ao material particulado	32
2.3. A região de Ribeirão Preto no contexto da qualidade do ar	34
3. OBJETIVOS	36
3.1. Objetivo geral	36
3.2. Objetivos específicos	36
4. MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1. Local de estudo e pontos de coleta	37
4.2. Materiais de coleta	38
4.2.1. Amostrador de grande volume	38
4.2.2. Filtros	40
4.3. Amostragem	40
4.3.1. Calibração do Hi-Vol	40
4.3.2. Processo de amostragem do PTS	42
4.4. Dosagem de metais e controle de qualidade	45
4.5. Análise dos dados	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	<i>Δ</i> 7

5.1. PTS	47
5.2. Elementos metálicos	51
5.3. Análise comparativa com estudos ao redor do mundo	57
6. CONCLUSÕES	59
REFERÊNCIAS	61

1. INTRODUÇÃO

A poluição do ar causa mais de 3 milhões de mortes prematuras por ano no mundo, principalmente em países em desenvolvimento. Considera-se um importante risco ambiental para a saúde, associado a câncer de pulmão e doenças cardiovasculares e respiratórias crônicas e agudas (WHO, 2016). Dentre os poluentes atmosféricos, se encontra o material particulado, que são a união e a mistura de compostos líquidos e sólidos dispersos na atmosfera, como um aerossol (CETESB, 2014; CANÇADO et al., 2006). Seu poder de penetração no trato respiratório e capacidade de carrear componentes tóxicos, como metais pesados, estão associados ao surgimento de doenças agudas e crônicas do sistema cardiorrespiratório (WHO, 2016, SUN et al., 2016). No ar, o material particulado se encontra sob a forma de poeira, fumaça, fumos, cinzas, névoa e até mesmo materiais biológicos, como grãos de pólen, esporos de fungos, algumas bactérias e vírus (SEINFELD; PANDIS, 2006).

Dentre as diferentes classes de material particulado se encontram as Partículas Totais em Suspensão (PTS), que apresentam um diâmetro aerodinâmico inferior à $100~\mu m$, das quais estão as partículas inaláveis grossas (MP₁₀) com diâmetro entre 2,5 $\mu m \le 10~\mu m$ e finas (MP_{2,5}) com diâmetro $\le 2,5~\mu m$ (DAI et al., 2015; WANG et al., 2015). As partículas com diâmetro superior a $10~\mu m$ tendem a se acumular no nariz e garganta, onde são expulsas pelo batimento dos cílios das mucosas (SALDIVA et al., 1992). Essa característica, no entanto, varia conforme o estado de saúde individual dos seres humanos. As partículas inaláveis grossas ($2,5~\mu m \le 10~\mu m$) podem atingir a árvore traqueobrônquica e as partículas inaláveis finas ($2,5~\mu m$) podem alcançar os bronquíolos e alvéolos pulmonares (LOPES et al., 2010; KIM et al., 2015). Dessa forma, as partículas inaláveis apresentam um poder de penetração maior no trato respiratório, e estão associadas ao surgimento de doenças crônicas como câncer pulmonar, problemas cardiorrespiratórios e causa de morte (POPE et al., 2011; PUETT et al., 2014; CHEN et al., 2015).

As principais fontes de material particulado na atmosfera são a queima de combustíveis fósseis por fontes móveis ou estacionárias, a queima de biomassa, a suspensão de poeira do solo, processos metalúrgicos, incineração de resíduos, entre outros (TISSOT et al., 2017). Nos centros urbanos, a presença cada vez maior de automotores são uma das principais fontes de poluição por material particulado (DRUMM et al., 2014). Emissões causadas pelo tráfego de aeronaves também são importantes fontes de material particulado aos arredores dos aeroportos localizados em áreas urbanas (FANG et al., 2014; BEYERSDORF et al., 2014).

A concentração de partículas na atmosfera está diretamente relacionada a variáveis meteorológicas. A precipitação remove de forma eficiente o PTS do ar ao incorporar partículas na água da chuva (PLAUDE et al., 2012). A direção e a velocidade dos ventos contribuem com o transporte e a dispersão dos poluentes atmosféricos, no entanto, tempestades de poeira podem causar um aumento de partículas no ar (FREITAS; SOLCI, 2009; THORTEINSOON et al., 2012).

As partículas atmosferas podem ser enriquecidas com elementos metálicos, que apresentam elevada toxicidade, capacidade de bioacumulação, perenidade no meio ambiente e capacidade de serem transportados por grandes distâncias (WU et al., 2007; OKUDA et al., 2008; GASPARIK et al., 2010). Nos seres humanos, a exposição aos metais pesados pode ocorrer por inalação, ingestão e contato dérmico (KAMPA; CASTANAS, 2008; WILD et al., 2009). Seus efeitos à saúde incluem uma série de doenças carcinogênicas e danos ao aparelho respiratório, circulatório, nervoso, hepático, renal, hematopoiético e esquelético (FOURTOUL et al., 2004; TARANTINO et al., 2013; CALDERÓN-GARCIDEÑAS et al., 2014; JAISHANKAR et al., 2014; LI et al., 2014; FOUTOUL et al., 2015).

A cidade de Ribeirão Preto se localiza no nordeste do estado de São Paulo, no Sudeste brasileiro, uma região caracterizada pelo clima tropical, com o período chuvoso no verão e o período seco no inverno. A população da cidade em 2017 era de 682.302 habitantes e a frota de veículos em 2016 era de 504.217, quase 1,33 por habitante (DENATRAN, 2016; IBGE, 2017). A cidade ocupa uma das primeiras posições no ranking de desenvolvimento do estado, o que causou um aumento da frota de veículos nos últimos anos. Em relação ao ano de 2012, a frota de veículos na cidade aumentou cerca de 15% (DENATRAN, 2016). A cidade também conta com o aeroporto estadual Dr. Leite Lopes, um dos principais aeroportos do estado e do país, que anualmente recebe aproximadamente 48.300 voos e 1.052.000 passageiros (DAESP, 2016).

A região é caracterizada também pela alta produtividade agrícola e tem a cana-de-açúcar como principal cultivo. Apesar do alto grau de mecanização das colheitas desta lavra, Santos informa que ainda são observados incêndios em áreas de cultivo (informação pessoal), que são constituídas principalmente por cana-de-açúcar. As queimadas coincidem com o período seco na região, tornando o ar mais poluído nesta época por material particulado.

Dentro deste contexto, justifica-se realizar estudos que avaliem a qualidade do ar em diferentes pontos da cidade de Ribeirão Preto, em diferentes épocas do ano e relacionar a poluição por material particulado com as variáveis ambientais que influenciam na concentração

de poluentes. Uma avaliação mais completa da poluição atmosférica na cidade pode auxiliar os tomadores de decisão a criar políticas públicas que garantam uma maior qualidade do ar para a população.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. A poluição atmosférica

2.1.1. Conceitos gerais

A atmosfera é a camada de gases que envolve a Terra, essencial para a manutenção da vida no planeta. Nela se concentram componentes essenciais para os processos metabólicos dos seres vivos (i. e. respiração e fotossíntese), além de regular o clima pelo efeito estufa, e proteger o planeta de radiações mediante à camada de ozônio estratosférico (NUNES, 2015; GALEMBECK; COSTA, 2016). A atmosfera também representa um meio de troca de substância entre os meios bióticos e abióticos, por meio dos ciclos biogeoquímicos. Sua composição principal é de 78,11% de gás nitrogênio (N₂), 20,95% de gás oxigênio (O₂), 0,934% de argônio (Ar) e 0,033% de dióxido de carbono (CO₂) (BRAGA, 2002). Além dessas substâncias, a atmosfera terrestre também possui outros elementos em frações menores como o metano (CH₄), vapor de água (H₂O), gás hidrogênio (H₂), cristais de sal e material particulado atmosférico (BRAGA, 2002).

Além de conter componentes essenciais aos seres vivos, a atmosfera também contém poluentes capazes de causar danos ambientais e à saúde humana. Os poluentes atmosféricos, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2014), são qualquer matéria ou energia que em concentração, tempo ou característica, podem tornar o ar nocivo e impróprio ao bem-estar humano, sendo estes, a fumaça, aldeídos, hidrocarbonetos, poluentes climáticos de vida curta, óxidos de enxofre (SOx), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃), óxidos de nitrogênio (NOx), e material particulado (MP).

As fontes dos poluentes atmosféricos podem ser tanto naturais como antropogênicas. Erupções vulcânicas, queimadas causadas por fenômenos naturais, ressuspenção de material particulado do solo, decomposição da matéria orgânica, ou formação de ozônio promovido por descargas elétricas na atmosfera são consideradas fontes naturais de poluição, enquanto emissões causadas pela queima de combustíveis fósseis nas chaminés das indústrias ou veículos automotores são consideradas fontes de poluição antropogênica (GODISH et al., 2014).

Os poluentes atmosféricos podem estar na forma gasosa ou então suspensos na forma líquida ou sólida (BAIRD, 2002), se comportando como um aerossol onde os poluentes formam a fase dispersa, e o ar a fase contínua. Sua classificação também pode ser de acordo com sua origem, sendo poluentes primários aqueles emitidos diretamente na atmosfera, como o material particulado, dióxido de enxofre (SO₂) e monóxido de carbono. Estes podem sofrer reações com

outros componentes atmosféricos e dar origem aos poluentes secundários, como o ozônio e o trióxido de enxofre (SO₃) (ARBEX et al., 2012; DRUMM et al., 2014).

2.1.2. Contextos nacional e internacional da qualidade do ar

O avanço do desenvolvimento industrial no último século, o desenvolvimento de siderúrgicas e indústrias de produtos químicos, o desenvolvimento de meios de transporte funcionados a combustível fóssil (i.e. veículos automotores, aeronaves), resultaram na poluição do ar, da água e do solo, tornando esses meios capazes de causar danos à saúde humana e de outros seres vivos. As características peculiares do ar, como abundância, invisibilidade e inodoridade tornaram este um dos meios mais agredidos pela intervenção humana (BRAGA et al., 2001). Nos centros urbanos esse problema se agrava, com a presença cada vez maior de automóveis somado às indústrias que se concentram nesses locais (DRUMM et al., 2014; JURAS, 2015).

As primeiras preocupações com a poluição do ar aparecem na era pré-cristã, onde algumas cidades desta época apresentavam ares de qualidade aquém do desejável, devido ao uso do carvão como combustível (BRAGA et al., 2001). Essa situação se agravou durante os séculos da era pós-cristã, quando os primeiros atos de controle de emissão de fumaça foram baixados na Inglaterra no final do século XIII, passando pela Revolução Industrial e o aumento das cidades (BRAGA et al., 2001). A partir do século XX a situação piorou quando o primeiro caso de morte causado pela poluição do ar, ocorreu em 1930, no Vale de Meuse, na Bélgica, região com grande concentração de indústrias (NEMERY et al., 2001). Um caso grave ocorreu no inverno de 1952 em Londres, quando uma inversão térmica impediu a dispersão dos poluentes gerados pelas indústrias e aquecedores a carvão, criando uma nuvem composta por material particulado e enxofre que permaneceu estacionada sobre a cidade por aproximadamente três dias, levando a um aumento de 4000 mortes em relação à média de óbitos em períodos semelhantes (LOGAN, 1953).

O cenário atual foi acompanhado de um intenso desenvolvimento econômico aliado ao agravamento de questões socioambientais, dentre elas a poluição do ar. Segundo a Organização Mundial da Saúde, em 2012 ocorreram aproximadamente 3,6 milhões de mortes no mundo, decorrentes da poluição atmosférica, quase o quádruplo do número ocorrido no ano de 2008 (WHO, 2016). A Organização para Cooperação do Desenvolvimento Econômico (OECD) estima que até 2050 se nenhuma medida de combate à poluição for tomada, a principal causa de morte, com exceção de doenças crônicas não evitáveis, estará relacionada a complicações

cardiorrespiratórias devido à presença de poluentes como material particulado e ozônio. Esse número superará os números de mortes por malária, poluição *indoor*, consumo de água insalubre e falta de saneamento básico (OECD, 2012).

O rápido processo de industrialização e urbanização no Brasil, nas últimas décadas, vem contribuindo de maneira progressiva para a diminuição da qualidade do ar nos principais centros urbanos (CASTRO et al., 2013). O crescimento da frota de veículos é outro fator preponderante para o aumento dos níveis de poluição atmosférica (GONZALEZ-BARCALA et al., 2013; TAN et al., 2013). Amato et al. (2009) apontam que como resultado do crescimento demográfico das grandes cidades europeias, a qualidade do ar urbano tem se tornado cada vez mais afetada por poluentes relacionados ao tráfego nos últimos anos. Vários estudos assinalam para o setor de tráfego como um dos principais contribuintes para a poluição urbana (BERGBACK et al., 2001; SORME et al., 2001; DRUMM et al., 2014).

O Sudeste Brasileiro se destaca por ser a região mais povoada do país (IBGE, 2017), apresentar a maior frota de veículos entre as regiões brasileiras (DENATRAN, 2016) e ser um importante polo industrial (ARRUDA; FERREIRA, 2014). Dessa forma, o ar da região está em constante mudança devido às ações do homem e cada vez mais se intensifica a preocupação do mesmo com o meio em que vive, pois com o desenvolvimento tecnológico e industrial surgiram problemas ambientais afetando à saúde. Deve-se levar em consideração também a poluição atmosférica causada pela queima de biomassa na região, particularmente dos cultivos de canade-açúcar no interior do estado de São Paulo (ARBEX et al., 2007; PARAISO; GOUVEIA, 2015).

Além das emissões causadas pelo tráfego automobilístico, é importante entender o nível de exposição de poluentes causado pelo tráfego aéreo, particularmente aeroportos movimentados ou em expansão; localizados em regiões densamente povoadas (RISSMAN et al., 2013). Aeroportos são locais que além de oferecerem serviços de transporte aéreo, também apresentam uma ampla variedade de serviços, como escritórios, lojas, restaurantes, serviço médico, construção civil, hotéis e etc. A queima de combustíveis das aeronaves e dos veículos terrestres que dão suporte as mesmas, contribuem significativamente para a qualidade do ar ao redor dos aeroportos, representando uma ameaça à saúde de quem reside próximo a esses locais (BEYERSDORF et al., 2014). Concentrações de poluentes ambientais nas proximidades de aeroportos são positivamente correlacionadas com atividades de pouso e decolagem de aeronaves. Vários estudos têm investigado impactos na qualidade do ar causados pelas emissões em aeroportos (HSU et al., 2012; BEYERSDORF et al., 2014; SHIRMOHAMMADI et al., 2017).

De acordo com a ideia de desenvolvimento sustentável, a poluição ambiental destacase como um dos principais aspectos a ser discutido por pesquisadores, entidades governamentais e pela sociedade em geral (HORGNIES et. al., 2012; OLIVEIRA et al., 2013). Dentro desse contexto surge-se a necessidade do monitoramento das condições do ar a fim de que tomadores de decisão possam atuar mediante a ações e políticas públicas que melhorem a qualidade do ar ou ações de controle de emissões e alerta das populações sobre os riscos à saúde causados.

2.1.3. Padrões de Qualidade do Ar

Diante dos problemas que envolvem a saúde e o meio ambiente causados pela poluição do ar, surgiu a necessidade do controle de emissão de poluentes, levando as autoridades locais a criar padrões de qualidade do ar. Esses padrões são limites máximos definidos legalmente, para a concentração de componentes na atmosfera, que possam garantir a proteção à saúde e bem-estar geral da população (LISBOA, 2014).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) determina padrões primários e secundários de qualidade do ar, que são as concentrações de poluentes que uma vez ultrapassadas, poderão afetar diretamente a saúde pública, incluindo populações vulneráveis como crianças, idosos e asmáticos e as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, incluindo proteção contra queda na visibilidade e contra o mínimo dano à flora, fauna, construções, aos cultivos e ao meio ambiente em geral, respectivamente (EPA, 2018). Esses padrões são definidos pela EPA para os seis principais poluentes atmosféricos, como o material particulado, o chumbo, o dióxido de enxofre, o dióxido de nitrogênio, o ozônio e o monóxido de carbono, dos quais são revistos e atualizados periodicamente para garantir a máxima proteção à saúde e ao meio ambiente (EPA, 2018). Os dados de qualidade do ar são monitorados, armazenados e divulgados por agências estaduais, locais e tribais. As informações geradas são utilizadas para avaliar a efetividade das normas e para o planejamento e implementação destas e para proposta de soluções para problemas devidos à poluição (EPA, 2018).

Nas últimas décadas o Brasil assistiu o seu desenvolvimento industrial, crescimento das cidades e do tráfego por veículos automotores, responsáveis pela poluição atmosférica nas cidades do país, em especial nas regiões metropolitanas. Diante dos problemas causados à sociedade, meio ambiente e economia, foi criado o Programa Nacional de Controle da

Qualidade do Ar (PRONAR), por meio da Resolução CONAMA nº 05 de 1989 (BRASIL, 1989).

O PRONAR definiu como suas estratégias a criação de uma Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar e de um Inventário Nacional de Fontes e Emissões, como forma de estimar as emissões e processar os dados referentes às fontes de poluição. Do ponto de vista político, O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) se tornou responsável por coordenar junto aos órgãos de administração pública no intuito de criar uma forma de comunicação que viabilize a solução de problemas pertinentes. A Resolução então determina que o IBAMA coordene o PRONAR e sua instrumentalização, criando os Padrões de Qualidade do Ar e o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar (BRASIL, 1989).

O primeiro dispositivo legal do PRONAR foi a criação da Resolução CONAMA nº 03 de 1990, que estabelece os padrões primários e secundários de qualidade no ar no território brasileiro (BRASIL, 1990). Inspirados na legislação norte-americana (EPA), o padrão primário foi estabelecido como limite máximo da concentração de poluentes que caso ultrapassadas podem afetar diretamente a saúde da população, enquanto o padrão secundário prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, flora, aos materiais e ao meio ambiente (BRASIL, 1990). A aplicação legal desses padrões requer que o território brasileiro seja dividido em classes conforme o uso pretendido, mas que enquanto não for estabelecida essa classificação, os padrões primários é que deverão ser seguidos (BRASIL, 1990). Pode-se entender também que os padrões primários são como limites máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo uma meta de curto e médio prazo, enquanto os padrões secundários são níveis máximos desejados de concentração de poluentes e, portanto, são considerados metas de longo prazo (CETESB, 2017).

Foram definidos padrões de qualidade do ar por meio da Resolução CONAMA nº 03 (1990) para os poluentes Partículas Totais em Suspensão (PTS), partículas inaláveis grossas (MP₁₀), fumaça, NO₂, O₃, SO₂ e CO. Seus valores estão representados na Tabela 1.

Tabela 1. Padrões nacionais de qualidade do ar segundo a Resolução CONAMA nº 03 de 28/06/1990

Poluente	Tempo de amostragem Padrão primário (µg.		Padrão Secundário
			$(\mu g.m^{-3})$
PTS	24 h	240	150
	MGA*	80	60
MP ₁₀	24 h	150	150
	MAA*	50	50
Fumaça	24 h	150	100
	MAA	60	40
O_3	1 h	160	160
NO ₂	1 h	320	190
	MAA	100	100
SO ₂	24 h	365	100
	MAA	85	40
CO	1 h	40.000	40.000
	8 h	10.000	10.000

^{*} MAA: Média Aritmética Anual, MGA: Média Geométrica Anual

A Resolução também determina que o monitoramento da qualidade do ar seja realizado pelos estados da federação. No estado de São Paulo o monitoramento da qualidade do ar é realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) que segue as diretrizes do Decreto Estadual nº 59.113 de 2013. Em 2008 os padrões de qualidade do ar determinados pela Resolução CONAMA nº 03 foram revistos no estado, baseando-se nas diretrizes estabelecidas pela OMS, que culminou no decreto estadual. Os novos padrões seguidos no território paulista acrescentaram as partículas inaláveis finas (MP_{2,5}) e o chumbo como poluentes a serem monitorados. Os padrões primários e secundários foram substituídos por metas intermediárias e padrões finais. As metas intermediárias consistem em valores temporários a serem cumprido em etapas, visando à melhora gradativa da qualidade do ar, baseadas na busca pela redução das emissões. Os padrões finais foram definidos como limites de melhor conhecimento científico para preservar ao máximo a saúde da população de poluentes atmosféricos e representam o objetivo final das metas intermediárias. Na Tabela 2 estão apresentados os padrões estaduais de qualidade do ar, vigentes no estado de São Paulo.

Tabela 2. Padrões estaduais de qualidade do ar segundo o Decreto Estadual nº 59113 de 23/042013

Poluente	Tempo de amostragem	Meta Intermediária	Meta Intermediária 2	Meta Intermediária	Padrão Final
	umosuugem	1 (μg.m ⁻³)	(μg.m ⁻³)	3 (μg.m ⁻³)	(μg.m ⁻³)
PTS	24 h	_	_	_	240*
	MGA	_	_	_	80
MP_{10}	24 h	120*	100	75	50
	MAA	40	35	30	20
MP _{2,5}	24 h	60*	50	37	25
	MAA	20	17	15	10
Fumaça	24 h	120*	100	75	50
	MAA	40	35	30	20
Chumbo	MAA	-	-	-	0,5*
O ₃	8 h	140*	130	120	100
NO ₂	1 h	260*	240	220	200
	MAA	60	50	45	40
SO ₂	24 h	60*	40	30	20
	MAA	40	30	20	_
СО	8 h	-	_	_	9 ppm*

^{*} Padrões seguidos em 2017

Em 2009 o Ministério do Meio Ambiente chamou a atenção pelo fato de o PRONAR ter apresentado poucos ganhos desde sua criação, se limitando a ações emergenciais ou isoladas do Governo Federal, estados e municípios, por meio de ações de comando e controle que não refletem o planejamento setorial, territorial ou ambiental na sua forma mais ampla. Foi avaliado que não existiam dados compilados sobre a rede de monitoramento de qualidade do ar no país, o que atrasa a elaboração de inventários, avaliação dos efeitos à saúde, ações que reduzam a exposição da população e divulgação dos dados para a sociedade.

2.2. O material particulado

2.2.1. Conceitos gerais

Dentre os poluentes atmosféricos, destaca-se o material particulado como o que mais afeta a saúde das pessoas (WHO, 2016). De acordo com Cançado et al. (2006) e a CETESB (2014), trata-se da união e mistura de compostos líquidos e sólidos que se mantém na atmosfera por longos períodos devido ao seu pequeno tamanho, como um aerossol. Seus principais componentes são sulfatos, nitratos, amônia, cloreto de sódio, carbono preto, poeira mineral e água (WHO, 2016). Seu poder de penetração no trato respiratório e capacidade de carrear componentes tóxicos, como metais pesados, estão associados ao surgimento e agravamento de doenças agudas e crônicas do sistema cardiorrespiratório (WHO, 2016; SUN et al., 2016).

As medidas de qualidade do ar reportam as concentrações diárias e médias anuais do material particulado em áreas determinadas para comparação com os padrões estabelecidos. A concentração do material particulado em uma determinada região depende das condições meteorológicas observadas nessa área. Variáveis meteorológicas como ventos, chuvas e instabilidade do ar atuam de forma efetiva na qualidade do ar. A direção e a velocidade dos ventos, por exemplo, propiciam o transporte e a dispersão dos poluentes atmosféricos. Em situações de calmaria, ocorre a estagnação do ar, gerando um aumento nas concentrações de material particulado, porém tempestades de poeira podem elevar a concentração de partículas locais (THORTEINSSON et al., 2012). A precipitação é outro fator que atua com muita eficiência na remoção das partículas presentes na atmosfera promovendo a remoção dos poluentes, pois uma parcela significativa desses é incorporada à água da chuva. Além disso, o solo úmido evita que haja ressuspensão das partículas para a atmosfera (FREITAS; SOLCI, 2009).

2.2.2. Diâmetro e fontes do material particulado

A forma e o tamanho das partículas suspensas no ar variam, dependendo de sua fonte. O diâmetro aerodinâmico é a propriedade mais relevante e equivale ao diâmetro de uma esfera de densidade unitária com a mesma velocidade de sedimentação da partícula em estudo (WHO, 2003). Esta propriedade regula o transporte e a remoção das partículas do ar, determina os efeitos sobre o sistema respiratório humano e está associada a composição química às fontes de emissão das partículas (WHO, 2003).

Existe uma grande distribuição dos tamanhos das partículas suspensas no ar. As Partículas Totais em Suspensão (PTS) são uma fração do material particulado que apresentam diâmetro aerodinâmico menor que 100 μ m (WANG et al., 2015). Dentre os PTS estão as partículas inaláveis grossas (MP₁₀) com diâmetro entre 2,5 μ m \leq 10 μ m e finas (MP_{2,5}) com diâmetro \leq 2,5 μ m (DAI et al., 2015). Essas partículas podem causar problemas à saúde humana e também um desequilíbrio à qualidade de vida da população, por serem capazes de penetrar nos pulmões e atingir as vias respiratórias inferiores.

As partículas grossas e finas diferem quanto às fontes. A primeira, juntamente com frações maiores do PTS, são produzidas mecanicamente pela fragmentação de partículas maiores e transferida para a atmosfera pela ação dos ventos, como é o caso da poeira do solo, dos fragmentos de folha, dos grãos de pólen e dos borrifos de água do mar (FINALYSON-PITTS; PITTS JR, 2000; SEINFIELD; PANDIS, 2006). As partículas finas se originam de fontes de combustão móveis e estacionárias (i. e. veículos e indústrias, respectivamente (BRAGA et al., 2001), se formando pela condensação de vapores quentes, seguida da coagulação e aglomeração e de reações entre gases (i.e. processos de conversão gás-partícula) (FINALYSON-PITTS; PITTS JR, 2000; SEINFIELD; PANDIS, 2006). As partículas finas representam cerca de 60% a 70% de todo o material particulado na atmosfera (SILVA et al., 2013).

O material particulado pode ter origem a partir de fontes naturais (i.e. poeira do solo, vulcanismo, erosão, os ventos de superfície e incêndios florestais) e fontes antropogênicas (i.e. queima de combustíveis fósseis e biomassa, processos metalúrgicos industriais, emissões de veículos e incineração de resíduos) (VALAVANIDIS et al., 2006; DA SILVA et al., 2008; TIAN et al., 2012; GAO et al., 2014; TISSOT et al., 2017). A poluição por partículas atinge de forma significativa as áreas urbanas, onde há maior densidade demográfica e fonte de emissões. As emissões veiculares, o desgaste de pneus e freios, a queima de resíduos e as emissões industriais são as principais fontes antropogênicas de material particulado nas cidades ao redor do mundo (AMATO et al., 2014). Nas cidades brasileiras, o crescimento da frota de veículos vem contribuindo para a degradação do ar em consequência do aumento da concentração de material particulado (DRUMM et al., 2014). Estudos realizados em regiões aeroportuárias mostram como as atividades relacionadas a aviação também podem elevar as concentrações de material particulado e tornar a população que reside próxima a esses locais expostas à poluição (BEYERSDORF et al., 2014; FANG et al., 2014).

2.2.3. Formas de material particulado

O material particulado pode se encontrar disperso no ar em seu estado sólido ou líquido. O estado físico, a composição química e a origem das partículas definem a forma e a nomenclatura que recebem. De acordo com Seinfeld e Pandis (2006), o material particulado pode se apresentar das seguintes formas:

As poeiras são pequenas partículas sólidas resultantes da desintegração mecânica de substâncias orgânicas e inorgânicas, seja por atividades que envolvem o manuseio humano ou por ação dos ventos que suspendem partículas do solo. Não tendem a flocular espontaneamente e nem se difundir. Se sedimentam por gravidade. Seu diâmetro aerodinâmico varia de 1 μm a 10.000 μm.

As fumaças são partículas sólidas finas de carbono e outros materiais combustíveis, resultantes da combustão incompleta da matéria orgânica (madeira, carvão, óleo diesel). O diâmetro aerodinâmico das partículas que formam as fumaças varia de 0,1 µm a 1µm.

Os fumos são partículas sólidas resultantes da condensação de vapores de metais fundidos e outros materiais ordinariamente sólidos, quase sempre acompanhados de oxidação (chumbo e zinco). Tendem a flocular no ar. O diâmetro das partículas dos fumos varia de 0,03 µm a 10 µm.

As cinzas são partículas sólidas e não combustíveis, resultantes da combustão do carvão, e possuem composição mineral ou metálica. Seu diâmetro aerodinâmico varia de 1 μm a 1.000 μm.

As névoas ou sprays são aerossóis formados por gotículas líquidas resultantes da condensação de vapores sobre certos núcleos ou da dispersão mecânica de líquidos (*smog*, neblina, orvalho, névoas de ácido sulfúrico ou de tinta pulverizada, sprays de aspersão de pesticidas). O diâmetro aerodinâmico dessa classe de partículas pode variar de 0,01 μm a 100 μm.

São também considerados material particulado alguns materiais biológicos, como o pólen das flores, os esporos de fungos e algumas bactérias e vírus.

2.2.4. Efeitos à saúde causados pelo material particulado

Vários são os efeitos à saúde causados pelo material particulado, desde irritação nos olhos e das vias respiratórias, a redução da capacidade pulmonar e da performance física, o agravamento de doenças crônicas do aparelho respiratório, dentre outras (WHO, 2000). O seu potencial de causalidade à saúde humana está associado ao seu poder de penetração no trato respiratório, que por sua vez está relacionado ao seu diâmetro aerodinâmico. Por meio da respiração, as partículas atingem desde as narinas até os alvéolos pulmonares. As partículas com diâmetro maior que 10 µm tendem a se acumular nas vias respiratórias superiores, onde existem mecanismos de defesa que expulsam essas partículas, cuja eficiência é diferenciada conforme o estado de saúde dos indivíduos (SALDIVA et al., 1992). Os cílios presentes na mucosa nasal atuam de forma eficiente a remover essas partículas, que se instalam na parede do nariz e garganta. As partículas então são eliminadas por meio da tosse ou de espirros (CADELIS et.al., 2014). No entanto foi demonstrado que o PTS foi capaz de reduzir a frequência do batimento dos cílios no aparelho respiratório de ratos e sapos (MAZZOLI-ROCHA et al., 2008; CARVALHO-OLIVEIRA et al., 2015). Quando estes perdem sua função, a exposição do aparelho respiratório a elementos genotóxicos e carcinogênicos presentes nas partículas aumenta.

As partículas inaláveis (< 10 μm) apresentam um poder de penetração maior no trato respiratório, sendo as partículas inaláveis grossas (2,5 μm ≤ 10 μm) capazes de atingir a árvore traqueobrônquica e as partículas inaláveis finas (≤ 2,5 μm) de atingir os bronquíolos e alvéolos pulmonares (LOPES et al., 2010; KIM et al., 2015). Desse modo, as partículas inaláveis possuem um potencial maior de causar danos ao aparelho respiratório e estão associadas ao surgimento de doenças crônicas como o câncer pulmonar, problemas cardiovasculares e causa de morte (POPE et al., 2011; PUETT et al., 2014; CHEN et al., 2015). O MP_{2,5} também possuí uma maior capacidade em adsorver e transportar poluentes com efeitos tóxicos e carcinogênicos, como os metais pesados (QUITÉRIO et al., 2004). Partículas que apresentam diâmetro inferior a 1 μm são capazes de atravessar o epitélio do alvéolo, cair na corrente sanguínea e transportar substâncias tóxicas como os metais pesados, para outras regiões do organismo (FU et al. 2011).

Estudos epidemiológicos indicaram que a morbidade do câncer de pulmão em seres humanos foi estreitamente relacionada com o nível de poluição por material particulado em ambiente atmosférico urbano (PUETT et al., 2014). Exposições agudas e crônicas de PTS também estavam intimamente associadas com o agravamento da asma e da alta incidência de

doença pulmonar obstrutiva crônica (WANG et al., 2013). Foi observado um aumento de 18% nas internações de pacientes com asma decorrente de um aumento de 10 µg.m⁻³ nas concentrações de partículas inaláveis no dia das internações (TECER et al., 2008). Sintomas como tosse e dispneia também foram associados à poluição por material particulado (TECER et al., 2008).

Estudos demonstram a relação entre a exposição ao material particulado com o aumento da aterosclerose, condição responsável pela maioria das doenças cardiovasculares (SUWA et al., 2002; KUNZLI et al., 2005). Foi visto que espessura íntima-média carotídea foi aumentada, pela formação de placas compostas por gordura e células mortas.

Uma maior atenção é dada aos grandes centros urbanos, cuja média anual de MP₁₀ pode chegar a 200 μg.m⁻³, 10 vezes maior do que o limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), como diretriz de qualidade do ar (WHO, 2011). Em algumas cidades, a concentração diária de PTS pode chegar a mais de 300 μg.m⁻³, ultrapassando os valores estabelecidos como padrão de qualidade do ar pela EPA e pela Resolução CONAMA n^o 03 (1990) (HABBEBULAH, 2016). No entanto, cabe destacar também que estudos epidemiológicos nacionais e internacionais têm demonstrado que mesmo em níveis abaixo dos limites permitidos pela legislação, a poluição atmosférica apresenta efeitos sobre a saúde humana (OLMO et al., 2011).

2.2.5. Metais associados ao material particulado

Recentes estudos mostram que as partículas atmosféricas são enriquecidas com elementos metálicos (KHANNA et al., 2015; SUN et al., 2016). Os metais pesados são um grupo de elementos que ocorrem em baixas concentrações em sistemas naturais e possuem densidade igual ou superior a 5 g.cm⁻³ e nível de toxicidade alto para o ser humano, principalmente se estiver na forma catiônica e associado a cadeias carbônicas (LIMA; MERÇON, 2011). Dessa forma, metais de transição interna ou externa ou metaloides, como o arsênio (As), podem ser considerados metais pesados.

Nos organismos vivos, alguns metais em baixas concentrações são essenciais aos processos metabólicos (i.e. cobre, zinco e manganês), porém outros não possuem função alguma conhecida (i.e. chumbo, cádmio e mercúrio). Ambos se tornam tóxicos quando suas concentrações se elevem além do que a homeostase pode manter (FERREIRA; HORTA, 2010).

Devido a sua notável toxicidade e capacidade de bioacumulação (i.e., acúmulo de elementos químicos nos tecidos dos seres vivos), perenidade no meio ambiente e capacidade de ser transportado por grandes distâncias (WU et al., 2007; OKUDA et al, 2008; GASPARIK et al., 2010), estão entre os poluentes de maior interesse público.

O diagnóstico dos efeitos à saúde pelos metais necessita de evidências sobre a fonte de exposição. Sabe-se que as fontes de metais no material particulado podem ser os elementos presentes no solo, poeira de rodovias, construção civil, impurezas em aditivos de combustível veicular, freio e desgaste de pneus, atividades industriais, resíduos, processo metalúrgico, combustão de óleo e carvão, extração e processamento (SATSANGI et al., 2014; ALMEIDA et al., 2015; FORTOUL et al., 2015).

Dentre alguns elementos metálicos se destacam o cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), vanádio (V) e zinco (Zn) por serem capazes de produzir espécies de oxigênio reativo dentro de sistemas biológicos e atuarem como mediadores da lesão e inflamação das vias aéreas (ENGLERT, 2004). Os efeitos à saúde causados por metais dependem de como estes interagem com seus alvos dentro dos sistemas biológicos. Elementos como alumínio (Al), berílio (Be), cádmio (Cd), cobre (Cu), mercúrio (Hg), manganês (Mn) e zinco (Zn) interagem com diferentes metaloproteínas, como as metalotioneínas, transferrinas, ferritinas e ceruplasminas. O cromo (Cr) e o vanádio (V) podem se ligar a proteínas transportadoras de membrana e cátions divalentes (GOYER; CLARKSON, 2001; KELLY; FUSSEL, 2012).

Sem biodegradação, metais pesados de partículas atmosféricas podem se acumular em seres humanos por meio da inalação, ingestão ou contato dérmico e causar efeitos adversos para a saúde de curto e longo prazo, especialmente para as crianças (KAMPA; CASTANAS, 2008; WILD et al., 2009), além de uma série de doenças carcinogênicas (ZHAO et al., 2014; WEI et al., 2015). No sistema respiratório, elementos como Cd e Pb foram associados a desordens nas células dos bronquíolos não ciliadas (FORTOUL et al., 2004) e há evidências de que o estanho (Sn) pode causar uma forma benigna de pneumoconiose em humanos (ATSDR, 2005). O Cr, Ni e Cd atuam de forma a alterar o mecanismo de reparo de DNA nas células e são classificados como elementos genotóxicos e carcinogênicos (STAVRIDES, 2006). No sistema circulatório os elementos As, Cu e Ni geram inflamação e disfunção endotelial (JOMOVA; VALKO, 2011). Alguns metais podem gerar aterosclerose, aumentando o risco de desenvolvimento de infarto do miocárdio e acidente vascular cerebral (ALISSA; FERNS, 2011; FORTOUL et al., 2015). Entre os efeitos adversos à saúde humana em outras partes do organismo, destacam-se danos

ao sistema nervoso central, hepático, renal, hematopoiético e esquelético (TARANTINO et al., 2013; CALDERÓN-GARCIDEÑAS et al., 2014; JAISHANKAR et al., 2014; LI et al., 2014).

Muitos dos efeitos sobre a saúde humana são decorrentes da inalação de material particulado de diferentes tamanhos contendo metais em sua composição. Além do tamanho das partículas e as concentrações dos metais nas mesmas, suas características físico-químicas, solubilidade nos fluidos biológicos, o tempo total da exposição humana e o estado de saúde da população influenciam no efeito das partículas suspensas no ar na qualidade de vida de uma região (MAGALHÃES et al., 2010).

2.3. A região de Ribeirão Preto no contexto da qualidade do ar

A cidade de Ribeirão Preto está localizada na região Nordeste do Estado de São Paulo, no Norte-Noroeste da bacia do Paraná, em uma província geomorfológica denominada "Cuestas Basálticas" (LAGUNA, 2000), e faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, também chamada de Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídrico (UGRHI) 4.

A qualidade do solo (terra vermelha) e o clima torna a região de Ribeirão Preto uma das principais áreas agrícolas do Estado de São Paulo, e do Brasil como um todo, caracterizada pela alta produtividade, especialmente para a cana, sendo a maior produtora de açúcar e álcool do mundo. No ano de 2006 a cana-de-açúcar era equivalente a 97% dos principais produtos da agricultura temporária, ocupando uma área de 367.533 hectares, aproximadamente 41% da área total da UGRHI 4 (CBH-GRANDE, 2008).

Atualmente, a cana-de-açúcar continua sendo o principal cultivo no município, caracterizando uma monocultura. Desde 2016, 84,4% da colheita de cana-de-açúcar no município é realizada mecanicamente, substituindo a colheita manual que comumente é precedida pela queimada das lavouras (FREDO, CASER, 2017). O processo de mecanização da colheita se deu devido à Lei nº 11.241 de 2002 que prevê a eliminação gradativa da queima em todo o estado. Com esta legislação, a partir de 2016, 80% da colheita em área mecanizável deve ser realizada sem o uso do fogo e a partir de 2021, está prevista a eliminação total da queima desses cultivos.

Com o objetivo de contribuir com o progresso na eliminação das queimadas, em 2007 foi firmado o Protocolo Agroambiental, um acordo firmado entre o governo do estado de São Paulo, representado pela Secretaria do Meio Ambiente (SMA) e da Agricultura e

Abastecimento (SAA), e o setor sucroenergético, em que usinas e fornecedores de cana se comprometem a antecipar o prazo para eliminação total da queima das lavouras, para o ano de 2014. Embora haja esforços por parte do poder público, Santos informou que ainda são registradas queimadas nas áreas cultivadas no município (informação pessoal). Como resultado, Ribeirão Preto sofre com a degradação ambiental devido a essas práticas, que é extremamente prejudicial à saúde (RIBEIRO, 2008; CARNESECA et al., 2012).

A região de Ribeirão Preto possui um clima tropical e é caracterizado por apresentar um inverno seco, sendo um dos fatores que auxiliam o aumento das concentrações locais de material particulado acompanhado do surgimento de doenças respiratórias. Além da baixa precipitação, o clima seco contribuí para a origem de queimadas, que ocorrem principalmente nos canaviais aos arredores da cidade. De acordo com Oliveira et al., (2013) há um aumento da poluição do ar por material particulado em áreas com grande queima de biomassa durante a estação seca. Os metais também podem ter suas concentrações aumentadas no ambiente por extensas monoculturas, como a cana-de-açúcar (BHARDWAJ et al., 2010; SILVA et al., 2015).

As emissões resultantes do tráfego veicular e de aeronaves também são importantes fontes de material particulado na cidade. Nos últimos anos, foram emitidas 400 toneladas de partículas inaláveis por ano, por fontes veiculares na região de Ribeirão Preto. No estado de São Paulo, esse número foi menor apenas que as emissões geradas nas regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas (CETESB, 2017). A cidade também conta com o aeroporto estadual Dr. Leite Lopes, um dos principais aeroportos do estado e do país, que anualmente recebe aproximadamente 48.300 voos e 1.052.000 passageiros (DAESP, 2016).

É valido lembrar que a cidade também apresenta algumas indústrias como fonte de poluição do ar. A monocultura de cana-de-açúcar, o aumento da frota de veículos automotores e de aeronaves e as atividades industriais vêm sendo os principais fatores de emissão de PTS, que de tal maneira, desencadeia o crescimento da taxa de concentração de poluentes em Ribeirão Preto. Para elucidar as fontes de exposição é importante saber as concentrações ambientais dos agentes químicos em estudo para a correção de qualquer situação de risco (ROVIRA et al., 2010). Dentro deste contexto, o presente estudo pretende fornecer, somado a outros estudos, uma avaliação mais completa e representativa da qualidade do ar em Ribeirão Preto.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

• Avaliar as concentrações de Partículas Totais em Suspensão (PTS) e metais associados a elas no ar do município de Ribeirão Preto.

3.2. Objetivos específicos

- Avaliar a distribuição espacial das concentrações de PTS e metais (Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl, V e Zn) associados em três regiões distintas (centro, *campus* da USP e Aeroporto) do município de Ribeirão Preto;
- Avaliar a influência da sazonalidade nas concentrações de PTS e metais associados a elas no município de Ribeirão Preto;
- Comparar os resultados obtidos com padrões nacionais de qualidade do ar e diretrizes de agências internacionais.
- Comparar os resultados com de outros estudos realizados em localidades pelo mundo sob diferentes contextos ambientais.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de estudo e pontos de coleta

O estudo foi realizado em Ribeirão Preto, município localizado no nordeste do estado de São Paulo, no Sudeste Brasileiro. De acordo com a classificação de Koppen, o clima do município é tropical com verão chuvoso e inverno seco (Aw) (CLASSIFICAÇÃO, s. d.). Na região predominam ventos oriundos das direções Leste-Sudeste (ESE) e Leste (E) (WEATHER UNDERGROUND, 2018). A Figura 1 ilustra um gráfico com os níveis médios mensais de precipitação, nos últimos 10 anos.

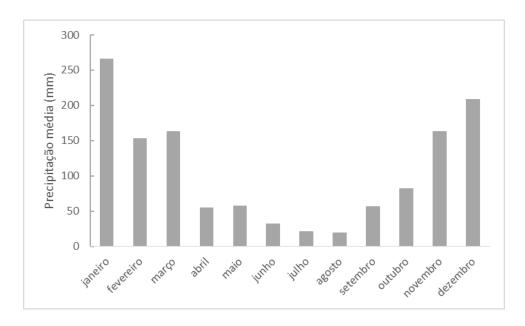


Figura 1. Níveis médios mensais de precipitação em Ribeirão Preto, de 2007 a 2017

Fonte: CIIAGRO, 2017

O município possui 682.302 habitantes e uma área de 650 km² (IBGE, 2017). A frota da cidade é de 504.217 veículos, aproximadamente 0,74 por habitante (DENATRAN, 2016). A região se caracteriza por alta produtividade agrícola e tem a cana-de-açúcar como principal cultivo (IBGE, 2017).

As coletas de material particulado foram realizadas em três regiões distintas, classificadas de acordo com sua posição dentro da malha urbana de Ribeirão Preto. O primeiro ponto se encontra na área central da cidade, região que apresenta alto fluxo de veículos durante o dia, além de ser um importante centro comercial e possuir pequenas indústrias. Os demais pontos se encontram em regiões periféricas da cidade, sendo o segundo ponto localizado no

campus da Universidade de São Paulo, a 6 km da área central, com fluxo de veículos menor e com uma extensa área verde. O terceiro ponto está localizado no aeroporto de Ribeirão Preto, a 5 km do centro, que opera em período integral e anualmente recebe aproximadamente 48.300 voos e 1.052.000 passageiros (DAESP, 2016). Este ponto também possui algumas indústrias ao redor. A Figura 2 ilustra a posição geográfica do local de estudo e dos pontos de coleta.

To some way and a som

Figura 2. Localização geográfica de Ribeirão Preto e dos pontos de coleta

Fonte: CELERE, B. S., 2018

4.2 Materiais de Coleta

As coletas foram realizadas em filtros de fibra de vidro (Whatman EPM2000), por um amostrador de grande volume (Hi-Vol) (HVS3000 – Ecotech). Esta técnica é utilizada pela CETESB, no estado de São Paulo, para realizar o monitoramento das concentrações diárias e médias geométricas anuais de PTS. A metodologia de amostragem seguiu as normas da ABNT/NBR 9547 (1997).

4.2.1. Amostrador de Grande Volume (Hi-Vol)

Externamente, o Hi-Vol é dividido entre o compartimento onde está inserido um computador interno, e um cabeçote *Inlet* PTS. O computador interno programa as coletas de amostras de ar, a calibração do fluxo e a leitura dos parâmetros "volume total e volume total corrigido". O *Inlet* PTS é um cabeçote de geometria piramidal que é encaixado com parafusos na parte superior do aparelho, por onde o fluxo de ar se adentra. Seu formato geométrico é capaz de reter partículas com diâmetro inferior a 100 µm, ideal para coletas de PTS.

Internamente, o amostrador possui estruturas para a captação de ar, como o funil de entrada, sensor de fluxo, microprocessador, motor de ventilação e tubo de escape. O fluxo de ar se adentra pelo funil de entrada e segue para o motor de ventilação, onde é expelido através do tubo de escape. Entre o funil de entrada e o motor de ventilação, há um sensor de fluxo que realiza a leitura da taxa de fluxo e a converte em um sinal elétrico para um microprocessador interno, que por sua vez a mantém constante.

O filtro é acoplado a um cassete e inserido sobre o funil de entrada e sob o *Inlet* PTS. A medida que o fluxo de ar percorre o aparelho, as Partículas Totais em Suspensão ficam retidas no filtro, para posterior análise.

A Figura 3 apresenta as estruturas externas (filtro, cabeçote e computador), no momento do preparo e amostragem com o compartimento e o *Inlet* PTS abertos, respectivamente.

Figura 3. Imagem do Hi-Vol, mostrando o filtro acoplado ao cassete, o *Inlet* PTS e o computador interno, antes das coletas



Fonte: Machado, G. P. (2018)

4.2.2. Filtros

Os filtros são constituídos por borossilicato sem aglutinantes (Whatman EPM2000), com porosidade inferior a 1 µm e superfície é de 203 x 254 mm. Suas características conferem uma eficiência de 99,95% para coleta de partículas.

4.3. Amostragem

4.3.1. Calibração do Hi-Vol

O fluxo do Hi-Vol foi calibrado nos locais de coleta, previamente às amostragens, utilizando-se de um material de calibração fornecido pelo fabricante (HVS3000 – Ecotech), que consiste em uma placa de calibração com um orifício na parte superior e uma entrada lateral, um manômetro em U e uma Tabela de Calibração (KCH-01). Primeiramente se inseriu a placa de calibração na parte superior do aparelho. Em seguida adicionou-se água até o ponto zero do

manômetro que foi inserido na entrada lateral da placa. Dessa forma o funil de entrada ficou bloqueado, exceto pelo orifício da placa. A Figuras 4 mostram o esquema da placa de calibração e manômetro. A imagem foi tirada no LEPA EERP/USP, contudo o processo foi realizado nos pontos de coleta.



Figura 4. Sistema de calibração de fluxo, com placa (A) e manômetro (B).

Fonte: Machado, G. P. (2018)

A calibração se deu em utilizar taxas de fluxo de ar de 60, 70 e 80 m³.h⁻¹, através do orifício, que gera uma pressão no manômetro medida pela soma da diferença da altura das colunas de água. Este valor deve ser igual ao estabelecido pela Tabela de Calibração para os respectivos fluxos e levando em consideração as condições de pressão e temperatura ambientes. O cálculo seguiu de acordo com a equação:

$$\Delta H = \left(\frac{Q}{c}\right)^2 \times \frac{P_a}{T_a}$$

Onde ΔH é a soma dos valores das duas colunas de água do manômetro, Q a vazão, c a constante do orifício da placa, P_a e T_a a pressão e temperatura ambiente, respectivamente. Quando o valor de ΔH não corresponde o valor determinado na Tabela de Calibração, a vazão é ajustada no aparelho até que a leitura do manômetro esteja de acordo com a Tabela de Calibração.

4.3.2. Processo de amostragem do PTS

As coletas foram realizadas mensalmente nos pontos de coleta e efetuadas em dias consecutivos em cada um destes, de julho a setembro de 2016 (estação seca) e janeiro a março de 2017 (estação chuvosa), totalizando 18 coletas. A precipitação acumulada registrada nos dias e nas estações em que as coletas foram realizadas, foi obtida por meio da plataforma *World Weather Online* e está apresentada na Tabela 3 (WORLD WEATHER ONLINE, 2018). A direção e a velocidade dos ventos foram obtidas por meio da plataforma *Weather Underground* e estão apresentados na Figura 5, em formato de rosa-dos-ventos que mostram as frequências desses parâmetros registradas durante os dias de coleta, nas estações seca e chuvosa, respectivamente (WHEATHER UNDERGROUND, 2018). As figuras foram construídas a partir do *software* WRPLOT *View* 8.0.2.³⁰

Tabela 3. Precipitação acumulada nos períodos de coleta.

Estação	Coletas	Períodos de coleta	Precipitação (mm)	Precipitação trimestral (mm)
Seca	Coleta 1	20/07/2016 - 24/07/2016	0,0	55,80 (Julho a
	Coleta 2	24/08/2016 - 27/08/2016	0,0	Setembro/2016)
	Coleta 3	23/09/2016 - 30/09/2016	0,0	
Chuvosa	Coleta 4	30/01/2017 - 02/02/2017	26,80	414,20 (Janeiro
	Coleta 5	21/02/2017 - 24/02/2017	3,60	a Março/2017)
	Coleta 6	14/03/2017 — 17/03/2017	28,80	

Fonte: World Weather Online, 2018

Calmaria: 11.86%

NORTH

| 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 12.896 | 13.896 | 13.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.896 | 14.

Figura 5. Direção e velocidade dos ventos para os períodos de coleta na estação seca e chuvosa, respectivamente.

Fonte: Weather Underground, 2018

Calmaria: 7.39%

No Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental (LEPA) da EERP/USP, os filtros foram previamente acondicionados em um dessecador para filtros de amostragem de partículas (Energetica) por 24 horas antes das coletas, a uma temperatura entre 15°C e 30°C e umidade relativa controlada menor que 50%, com variação menor que 5%, mensuradas por um termo-higrômetro (Instrutemp), acoplado ao aparelho. A massa dos filtros foi devidamente pesada antes e após as coletas.

O amostrador e os filtros foram transportados para os locais de coleta, onde foram devidamente preparados para a coleta. O aparelho operou a uma vazão mínima de 1,1 m³.min¹ e máxima de 1,7 m³.min¹, por um processo contínuo de 24 horas, conforme a ABNT/NBR 9547 (1997). A Figura 6 mostram os filtros antes e após as coletas.



Figura 6. Filtros antes (A) e após (B) as coletas de PTS

Fonte: Machado, G. P. (2018)

A massa de PTS coletada foi calculada pela diferença entre as massas dos filtros antes e após as coletas. O cálculo do volume total de ar coletado foi realizado de acordo com a seguinte equação:

$$Vt = Q \times \Delta t$$

Onde Vt representa o volume total de ar amostrado (m³), Q a vazão média (m³.min⁻¹) e Δt o tempo total de amostragem (1440 minutos).

O cálculo da concentração de PTS nas amostras seguiu de acordo com a seguinte equação:

$$C = (10^6) \frac{mf - mi}{Vc}$$

Onde C representa a concentração do material particulado coletado (µg.m⁻³), mi e mf as massas do filtro antes e depois das coletas (g), o valor de 10⁶ como fator de conversão g/µg e Vc o volume total corrigido (m³) para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (298 K e 760 mmHg).

4.4. Dosagem de metais e controle de qualidade

As amostras foram tratadas por meio da digestão da oitava parte de cada filtro de vidro (superfície de 50,3 cm²) em HNO₃ (65% Suprapur, E. Merck, Darmstadt, Alemanha) e HF (37,5%, Panreac SA, Castellar del Vallès, Barcelona, Espanha) em bombas de teflon durante 8 horas a temperatura ambiente e 8 horas a 80°C. Subsequentemente, o extrato foi evaporado num banho de areia e reconstituído com 2,5 mL de HNO₃ e o volume completado com H₂O ultrapura (Milli-Q) até 25 mL (MARI et al., 2008; ROVIRA et al., 2010).

Os elementos metálicos foram dosados por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS, Perkin Elmer Elan 6000). Os filtros apresentam elementos metálicos em sua composição que podem ser solubilizados juntamente com o material coletado. Dessa forma, para mensurar a concentração de metais presentes no ar, foi necessário empregar um conjunto de quatro filtros que não foram utilizados nas coletas, nas análises. As médias das concentrações destes foram utilizadas como o branco para o cálculo final de metais no ar coletado.

O ICP-MS é um aparelho que possui um nebulizador, um plasma indutivo e um espectrômetro. As amostras líquidas são inseridas no nebulizador e transformadas em um aerossol. Os elementos químicos das partículas formadas são ionizados pelo plasma e sua massa é calculada pelo espectrômetro. Este método é capaz de detectar com precisão pelo menos 90% dos elementos da Tabela Periódica.

Foram avaliadas as concentrações totais de Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn. A precisão dos métodos instrumentais foi verificada pela utilização dos brancos e controle das amostras, bem como pela utilização de um material certificado de referência (*Soil, Loamy clay, Resource Technology Corporation, Laramie, WY, USA, CRM 052*).

O cálculo da concentração final dos elementos foi realizado de acordo com a seguinte equação:

$$Cm = \frac{(Mm - Mb) \times 8 \times 10 \times 25}{Vc}$$

Onde *Cm* é a concentração final do elemento metálico (ng.m⁻³), *Mm* e *Mb* as massas do metal encontrado na amostra e no branco (ng), respectivamente, os valores de "8, 10 e 25" como fatores de correção (divisão do filtro, diluição em 10x e volume em mL da amostra diluída em água, respectivamente) e *Vc* o volume total corrigido de ar coletado na amostra (m³).

Na Tabela 4 são fornecidos os valores dos limites de detecção dados pelo ICP-MS.

Tabela 4. Limites de detecção (LD) dos elementos metálicos (ng.m⁻³)

	Al	As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
LD	0,07	0,13	0,07	0,07	0,13	0,13	0,26	0,26	0,13	0,66	0,07	0,13	0,03

4.5. Análise dos dados

As análises estatísticas foram realizadas pelo programa SPSS 22.0. Para as amostras nas quais a concentração de elementos metálicos foi menor que o limite de detecção, foi considerado a metade deste valor para as análises.

Primeiramente foi realizado o teste de Shapiro-Wilk como teste de normalidade. Para a comparação espacial entre os valores das concentrações de PTS e elementos metálicos, foi utilizada a análise de variância (ANOVA) com teste *post-hoc* de Tukey nos poluentes que apresentaram distribuição normal e o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste *post-hoc* de Student-Newman-Keuls para aqueles que não apresentaram distribuição normal. Para a comparação sazonal, foi utilizado o teste t (Student) entre os poluentes que apresentaram distribuição normal e Mann-Withney para os que não apresentaram distribuição normal. Foi considerado o valor de p < 0,05 como nível de significância.

Os resultados encontrados para os valores das concentrações de PTS foram comparados com padrões nacionais de qualidade do ar, por meio da Resolução CONAMA nº 03 de 1990. Os valores das concentrações dos elementos metálicos foram comparados com os padrões internacionais da WHO (*World of Health Organization*) de 2000 e da ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*) de 2002.

Foi realizada uma revisão de literatura de estudos que trabalharam com PTS e metais associados, como forma de comparação com o presente estudo, levando em consideração as principais fontes de poluição e fatores climáticos. A busca foi realizada na plataforma Google Scholar, utilizando os descritores "heavy metals in TSP" e "metais pesados PTS". Foram selecionados no total 8 artigos publicados entre os anos de 2000 e 2016 em periódicos nacionais e internacionais.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Partículas Totais em Suspensão (PTS)

A Tabela 5 traz as médias, desvios padrão, valores máximos e mínimos das concentrações de PTS encontradas nos locais de coleta, divididos por estação seca e chuvosa:

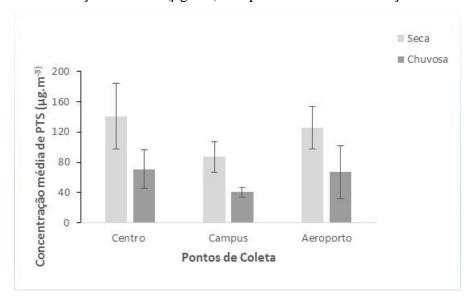
Tabela 5. Concentrações de PTS (µg.m⁻³) nos pontos de coleta e estações do ano.

		S	Seca		Chuvosa				
	Média	DP*	Min	Max	Média	DP	Min	Max	
Centro	140,98	43,62	91,04	171,67	70,88	25,76	53,11	100,44	
Campus	87,38	20,24	65,61	105,64	40,37	6,67	33,64	46,99	
Aeroporto	125,81	28,46	103,97	158,01	66,81	35,44	39,93	106,98	

^{*} DP: Desvio Padrão

A Figura 7 mostra a média e o desvio padrão das concentrações de PTS nas estações seca e chuvosa, mensuradas nos três pontos de coleta:

Figura 7. Concentrações de PTS (µg.m⁻³) nos pontos de coleta e estações do ano.



Fonte: Machado, G. P. (2018)

As maiores concentrações médias de PTS foram encontradas na área central (140,98 μg.m⁻³ na estação seca e 70,88 μg.m⁻³ na estação chuvosa), seguida do aeroporto (125,81 μg.m⁻³ na estação seca e 66,81 μg.m⁻³ na estação chuvosa). O *campus* apresentou concentrações menores (87,38 μg.m⁻³ na estação seca e 40,37 μg.m⁻³ na estação chuvosa), no entanto, a avaliação espacial mostrou que não houve diferenças estatísticas significantes (p > 0,05) entre as concentrações de PTS nos pontos de coleta.

Estudos mostram que regiões periféricas apresentam menos poluição atmosférica em relação a regiões centrais onde a urbanização é maior (HUEGLIN et al., 2005; XIA et al., 2014) O *campus* apesar de estar localizado a 5 km do centro e apresentar extensas áreas verdes, é também um importante centro universitário da cidade que segundo Silva, recebe em média 20.000 veículos por dia (informação pessoal), valor equivalente a 25,21% da frota total da cidade, o que pode ter contribuído para elevar as concentrações de poluentes no local. A posição dentro da malha urbana também pode ter contribuído com o aumento da poluição por PTS local, uma vez que o *campus* se situa na região Oeste da cidade e recebe os ventos predominantes das direções ESE e E (Figura 5). Os ventos são capazes de carrear poluentes oriundos de outras regiões da cidade e elevar sua concentração em locais na direção em que são carregados (LIU et al., 2015)

As concentrações encontradas no Aeroporto também não diferiram estatisticamente das demais localidades. Recentes pesquisas mostram que regiões aeroportuárias podem apresentar níveis de poluição atmosférica igual ou até maiores que outros locais de tráfego intenso, como portos e rodovias (FANG et al., 2014; SHIRMOHAMMADI et al., 2017) e que essas fontes tendem a emitir partículas inaláveis finas (MP_{2,5}), caracterizadas por conferirem um maior risco à saúde humana (ZHU et al., 2011). Dessa forma, pode-se dizer que a população residente nas imediações do aeroporto de Ribeirão Preto está exposta ao PTS, bem como aquela que vive nas regiões centrais da cidade, porém estes podem representar um maior risco neste local por serem compostos em maior parte pela fração mais fina do material particulado.

As concentrações de PTS foram significativamente maiores (p < 0,05) nos meses da estação seca em relação aos meses da estação chuvosa, que apresentaram médias de 118,06 μg.m⁻³ e 59,35 μg.m⁻³, respectivamente. Este resultado corrobora evidências científicas sobre a interferência da sazonalidade na concentração de partículas atmosféricas (MAGALHÃES et al., 2010; GAO et al., 2014; CAZIER et al., 2016). Como dito anteriormente, a precipitação incorpora partículas do ar nas gotas de chuva que caem sobre o solo, o que pode ter causado a diferença nas concentrações de PTS entre as estações. No entanto, cabe destacar também que

períodos secos contribuem para o surgimento de incêndios em vegetações e que nesta época é realizada a colheita de cana-de-açúcar na região, que atualmente 84,4% desta é realizada mecanicamente e o restante de forma manual, comumente precedida pela queimada das lavouras (FREDO; CASER, 2017). Na Tabela 6 estão apresentados os valores das médias de concentração de PTS nas estações, a pluviosidade e a quantidade de queimadas registradas.

Tabela 6. Concentração média de PTS, precipitação acumulada e queimadas registradas no período de amostragem

Estação	Concentração média (µg.m ⁻³)	Precipitação acumulada (mm)	Queimadas em áreas de vegetação natural	Queimadas em áreas de cultivo
Seca	118,06	55,80	424	9
Chuvosa	59,35	414,20	196	0

Fonte: World Weather Online, 2018 e Santos (informação pessoal)

Esses dados não dizem em quais tipos de cultivo ocorreram os incêndios registrados, porém como relatado por Fredo e Caser (2017), uma parcela de 15,6% do total das colheitas de cana-de-açúcar, que são monocultura na região, foi realizada de forma manual, podendo ocorrer queimadas neste processo. Estudos mostram aumentos na concentração de material particulado em períodos de queima de biomassa proveniente da cana-de-açúcar (ARBEX et al., 2007; MARTINEZ-VALENZUELA et al., 2015), o que pode representar outro fator que possa ter contribuído com a diferença de concentração de PTS entre as estações.

Os incêndios em áreas de vegetação nativa podem contribuir também com o aumento da concentração de PTS na estação seca, embora estudos mostrem que incêndios florestais emitem uma quantidade menor de material particulado para atmosfera, em comparação com vegetações cultivadas de mesma área (BRASSARD et al., 2014). Cabe ressaltar também que atualmente apenas 3,89% (2.535,67 ha.) da área do município de Ribeirão Preto é representada por remanescentes de vegetação natural (KOTCHEKOFF-HENRIQUES, 2003) e que os dados apresentados não informam o total de área queimada pelos incêndios. No entanto, é importante destacar que houve uma diferença considerável neste número entre as estações e dessa forma, representa mais um fator que possa ter contribuído para o aumento da concentração de partículas na estação seca.

Dos padrões diários estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 03 (1990), o limite primário (240 μg.m⁻³) não foi ultrapassado em nenhuma ocasião; porém, o limite secundário (150 μg.m⁻³) foi ultrapassado em três coletas na estação seca, sendo duas na Área Central (160,24 μg.m⁻³) e 171,67 μg.m⁻³) e uma no Aeroporto (158,01 μg.m⁻³), o que pode causar uma perda no bem-estar geral da população. No entanto, o estado de São Paulo, por meio do decreto de número 59.113 de 2013, determinou que um valor igual ao padrão primário da legislação nacional deve ser seguido para o PTS, logo essas concentrações não ultrapassaram os valores estabelecidos por lei vigente no estado.

Deve-se ressaltar também que mesmo concentrações de poluentes abaixo dos limites estabelecidos por lei podem causar danos à saúde da população (OLMO et al., 2011). Cabe destacar também que de 60% a 70% do PTS presente na atmosfera das cidades é composto por MP₁₀ e MP_{2,5}, o que pode representar um maior perigo na concentração dos poluentes encontrados neste estudo (SILVA et al., 2013). Pese o número reduzido de coletas, a amostragem foi realizada em períodos sem variações de precipitação, o que permitiu a obtenção de dados representativos tanto para estação seca quanto para a estação chuvosa na região.

Estudos epidemiológicos mostraram que em maiores concentrações de poluentes, mesmo abaixo dos limites estabelecidos, houve um maior número de admissões hospitalares por asma, doença pulmonar obstrutiva crônica e câncer pulmonar (ARBEX et al., 2007; RAASCHOU-NIELSEN et al., 2013; SONG et al., 2013) e aumento de casos de rinite alérgica em crianças (NICOLUSSI et al., 2014). O aumento das concentrações de partículas também esteve relacionado à internação por hipertensão e doença isquêmica do coração. (ARBEX et al., 2010; GAVINIER; NASCIMENTO, 2014). Esses estudos podem ser uma corroboração do perfil epidemiológico de doenças respiratórias em Ribeirão Preto em que o número de internações, considerando um período de 12 meses até o término das coletas (março de 2016 a março de 2017), foi de 4.238 internações e nos meses de coleta esse número foi de 1.085 na estação seca e 868 durante a estação chuvosa (DATASUS, 2017). No entanto, outros estudos envolvendo outras classes de poluentes e pesquisas na área clínica devem ser realizados para conhecer de fato o quanto à poluição por PTS está sendo responsável pelo adoecimento das pessoas na cidade.

5.2. Elementos Metálicos

As concentrações dos elementos metálicos associados ao PTS estão apresentadas na Tabela 7, exceto o mercúrio (Hg) que apresentou valores abaixo do limite de detecção em todas as amostras.

Tabela 7. Média e desvio padrão das concentrações de elementos metálicos (ng.m⁻³) encontrados nas amostras de PTS nos diferentes locais

Elementos	Centro	Campus	Aeroporto
Al	$7,34 \pm 4,01$	$3,38 \pm 3,60$	$7,55 \pm 3,34$
As	$0,75\pm0,70$	$0,\!70\pm0,\!70$	$1,37 \pm 0,53$
Be	$0{,}16\pm0{,}10$	$0,09 \pm 0,31$	$0,21 \pm 0,09$
Cd	$3,\!09\pm1,\!32$	$1,62 \pm 0,06$	$3,26 \pm 1,87$
Cr	$3,88 \pm 1,80*$	$0,42 \pm 0,89$	$0,\!88\pm1,\!04$
Cu	$28,52 \pm 9,85*$	$12,\!48 \pm 6,\!58$	$20,22 \pm 9,35$
Mn	$49,15 \pm 23,00$	$23,12 \pm 13,61$	$45,33 \pm 38,80$
Ni	$3,\!58\pm1,\!90$	$1{,}55\pm1{,}07$	$3,90 \pm 2,96$
Pb	$19,33 \pm 12,99$	$8,92 \pm 8,43$	$20,99 \pm 11,67$
Sn	$9,39 \pm 5,68$	$3,42 \pm 3,42$	$8,11 \pm 4,75$
V	$20,86 \pm 10,22$	$13,55 \pm 8,80$	$22,40 \pm 14,15$
Zn	$6,79 \pm 5,16$	$2,09 \pm 2,35*$	$8,54 \pm 4,89$

Concentrações de Al e Zn em µg.m⁻³

Assim como o PTS, os valores das concentrações dos elementos metálicos que o compõem não apresentaram diferenças significativas (p < 0,05) entre os locais de coleta, exceto o cobre (Cu) que apresentou um valor significativamente menor no *Campus* em relação à Área Central; o cromo (Cr) que apresentou valores superiores na Área Central comparados com os demais pontos e o zinco (Zn) que apresentou valores menores no *Campus* em relação ao Aeroporto. A ausência de diferenças sem comprovação estatística para a maior parte dos elementos, na avaliação espacial, indica que os pontos de coleta são atingidos por fontes similares de poluição atmosférica, com a exceção de fatores que possam ter contribuído para as diferenças do Cu, Cr e Zn, somado a essas fontes. O *Campus* por apresentar concentrações de PTS menores que o Centro e o Aeroporto e não apresentar alguns desses fatores, apresentou concentrações inferiores para esses elementos com comprovação estatística.

A diferença significativa entre as concentrações de Cu no *Campus* e na Área Central ocorreu provavelmente devido a maior circulação de veículos no centro da cidade, posto que as

^{*}Diferença significativa pelos testes ANOVA e Kruskal-Wallis (p<0,05)

emissões veiculares são uma das principais fontes de cobre no ambiente (XIA; GAO, 2011). Este elemento está presente tanto nos combustíveis como no óleo lubrificante, quando o aquecimento deste, causa o desgaste das peças dos veículos que possuem Cu em sua composição e a emissão deste elemento para a atmosfera (SILVEIRA et al., 2010; GANGWAR et al., 2012; TADIELLO et al., 2015). Nas proximidades do ponto de coleta na Área Central também há indústrias metalúrgicas e madeireiras que podem ser fontes de emissão desse elemento na atmosfera (ATSDR, 2002; YANG et al., 2003).

As concentrações de Cr na atmosfera estão relacionadas a atividades industriais, especialmente do segmento têxtil e metalúrgico (DAS et al., 2015). A região do Aeroporto está localizada próxima ao Parque Industrial do Tanquinho, local onde há indústrias do segmento que representam potenciais fontes de Cr na atmosfera (RIBEIRÃO PRETO, 1981), no entanto as concentrações deste elemento foram maiores na Área Central em relação ao Aeroporto e ao *Campus*. O parque industrial se situa a Oeste do ponto de amostragem no aeroporto, direção contrária aos ventos predominantes observados no período das coletas (ESE e E). Cabe destacar que próximo a região central também há algumas indústrias têxteis e metalúrgicas e que emissões veiculares podem ser fontes de Cr na atmosfera, por meio de catalizadores a base deste metal (DAS et al., 2015).

As maiores concentrações de Zn no Aeroporto em relação ao *Campus* podem ser devido às atividades de pouso e decolagem, visto que o desgaste e o aquecimento de pneus provocam aumento da concentração deste elemento na atmosfera (RAMADAN et al., 2000; LI et al., 2013). O zinco também pode estar presente nos aditivos utilizados no óleo lubrificante das aeronaves e ser outra fonte do elemento no local (VANDER WAL; BRYG, 2014). Embora o Zn também esteja presente em aditivos de óleos lubrificantes de veículos automotores, o tráfego do *Campus* pode não ter sido capaz de elevar a concentração deste elemento tanto quanto no Aeroporto.

Cabe ressaltar também que nas proximidades do Aeroporto há uma série de moradias irregulares (EPTV, 2017). Apesar do município de Ribeirão Preto realizar coleta de lixo em praticamente 100% das residências, os assentamentos irregulares por se instalarem sem planejamento urbano, podem carecer de coleta de lixo (IBGE, 2010; CETESB, 2016). Dessa forma pode haver lançamento e queima de resíduos no entorno do aeroporto, que são outra fonte importante de Zn na atmosfera (RAMADAN et al., 2000; DE SCHEULER et al., 2018).



Figura 8. Vista aérea parcial do Aeroporto de Ribeirão Preto com uma série de favelas em seu entorno.

Fonte: EPTV, 2017

A semelhança encontrada nas concentrações dos metais nos locais de coleta ocorreu devido às emissões veiculares, queima de biomassa e ressuspensão de material do solo, que atingem de forma equivalente os diferentes pontos da cidade. Estudos evidenciam a relação entre a concentração de metais como o Zn, Pb, Cu, V, Ni e Sn com as emissões veiculares, como desgaste de pneus e freios, aditivos em óleo e queima de combustível (QI et al., 2016). A queima de biomassa proveniente da cana de açúcar representa uma fonte importante de metais como Cu, Zn e Cd (SILVA et al., 2015). Alguns elementos como Al e Mn estão presentes no solo da região (Latossolo Roxo) e podem ter sido suspendidos por intermédio da ação do vento (CENTURIÓN et al., 1995; BELLUTA et al., 2014).

A região aeroportuária se diferencia dos demais locais por sofrer influência das emissões causadas por atividades relacionadas à aviação. O combustível utilizado por aeronaves é similar ao óleo diesel utilizado por veículos automotores de grande porte, principal fator de emissão de compostos metálicos na atmosfera em ambientes urbanos (TESSERAUX, 2004; FORTOUL et al., 2015). O combustível utilizado na aviação difere quanto ao óleo diesel por apresentar

aditivos para o funcionamento durante o voo, dos quais não apresentam compostos metálicos em sua composição, sendo um fator que não provoca diferenças significativas no padrão de contaminação por elementos metálicos no local (TESSERAUX, 2004).

A Tabela 8 apresenta a concentração média de metais durante as estações seca e chuvosa.

Tabela 8. Concentração média de elementos (ng.m⁻³) associados ao PTS, nas estações seca e chuvosa

Elementos	Seca	Chuvosa
Al	$8,08 \pm 4,16$	$4,10 \pm 2,68$
As	$1,31 \pm 0,25*$	$0,57 \pm 0,48$
Be	$0,21 \pm 0,09*$	$0,\!16\pm0,\!07$
Cd	$3,03 \pm 1,63$	$2,28 \pm 1,55$
Cr	$1,65 \pm 0,89$	$1,80 \pm 0,64$
Cu	$27,04 \pm 9,62*$	$13,78 \pm 6,88$
Mn	55,05 ± 30,03*	$23,35 \pm 14,73$
Ni	$4,05 \pm 2,22*$	$1,97 \pm 1,84$
Pb	$23,05 \pm 12,28*$	$9,79 \pm 7,03$
Sn	$9,58 \pm 5,29*$	$4,37 \pm 3,17$
V	$25,99 \pm 9,74*$	$11,88 \pm 4,36$
Zn	$7,52 \pm 5,88$	$4,10 \pm 3,25$

Concentrações de Al e Zn em µg.m⁻³

A avaliação sazonal mostrou que os elementos As, Be, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn e V obtiveram variações semelhantes às do PTS, apresentando médias de concentrações estatisticamente maiores (p < 0,05) na estação seca. As chuvas causam a deposição de elementos metálicos presentes na atmosfera, no solo, o que pode ter tornado as concentrações desses elementos menores nos meses da estação chuvosa (PAN; WANG, 2015). Os elementos Al, Cd e Zn também apresentaram concentrações superiores na estação seca, porém sem comprovação estatística. O Cr foi o único elemento que apresentou concentrações superiores na estação chuvosa, porém sem comprovação estatística.

As concentrações máximas e as diretrizes de qualidade ar determinados para elementos metálicos pela WHO (2000) e ATSDR (2002), estão apresentados na Tabela 9.

^{*}Diferença significativa pelos testes t (Student) e Mann-Withney (p<0,05)

Tabela 9. Concentrações máximas e diretrizes para elementos metálicos presentes no ar,
determinadas pela WHO (2000) e ATSDR (2002)

Máxima (ng.m ⁻³)	Padrão (WHO, 2000)	Padrão (ATSDR,		
	$(ng.m^{-3})$	2002) (ng.m ⁻³)		
13,41	_	_		
2,14	_	_		
0,35	_	_		
5,56	5	30/10*		
5,35	_	300		
41,89	_	_		
94,28	150	300		
8,07	_	200/90*		
41,97	500	_		
19,66	_	_		
44,16	1000	_		
16,84	_	_		
	13,41 2,14 0,35 5,56 5,35 41,89 94,28 8,07 41,97 19,66 44,16	(ng.m ⁻³) 13,41		

^{*} Exposição aguda/crônica (Cd) ou intermediária/crônica (Ni) Concentrações de Al e Zn em μg.m⁻³

Dos elementos estudados, apenas o Cd ultrapassou a diretriz de qualidade do ar determinada pela WHO (2000) de 5 ng.m⁻³, em duas ocasiões consecutivas, na área central e no aeroporto, na estação seca. A exposição ao cádmio ocorre principalmente por meio da inalação de partículas enriquecidas e da ingestão de alimentos contaminados, como de vegetais que absorvem Cd que pode apresentar origem na atmosfera e entrar no solo por meio da precipitação (WHO, 2000; JANICKA et al., 2015). Seus efeitos à saúde ocorrem principalmente nos rins e sistema esquelético (AKESSON et al., 2014; JANICKA et al., 2015). Este elemento também é classificado como agente carcinogênico do Grupo 1, o que significa que há evidências suficientes de que esse elemento é capaz de desenvolver câncer de pulmão em humanos, via inalação.

Contudo, o Brasil não apresenta uma legislação que define padrões de qualidade do ar para elementos metálicos, exceto o chumbo. Os valores apresentados na Tabela 9 representam diretrizes fornecidas pelas agências internacionais WHO (2000) e ATSDR (2002) para que as autoridades responsáveis dos países, estados e municípios criem seus próprios padrões. Essas

orientações se referem a concentrações máximas dos elementos, em que não são observáveis efeitos adversos à saúde humana, no tempo de exposição determinado. Cabe ressaltar que alguns elementos não apresentam evidências científicas bem corroboradas de qual a concentração máxima em que não são observadas nenhum efeito adverso à saúde e por isso não são apresentados nas diretrizes com um valor exato. No entanto, há evidências suficientes de que esses metais quando presentes na atmosfera, causam efeitos adversos a saúde, tornando sua quantificação necessária para auxiliar na investigação clínico-epidemiológica de diversas doenças, sua deposição no solo e acumulação em vegetais e animais que podem ser outra via de exposição ao ser humano, por meio da alimentação (WHO, 2000; JANICKA et al., 2014; FORTOUL et al., 2015).

Alguns metais apresentam diretrizes expressas como estimativa de risco unitário, como o As, Cr e Ni. Este valor é expresso como risco de desenvolvimento de câncer via inalação de 1 μg.m⁻³ de um determinado elemento, por toda vida de um indivíduo. O As apresenta um risco unitário de 1,5 x 10⁻³, o Cr de 4 x 10⁻² e o Ni de 4 x 10⁻⁴. Dentre esses elementos, o Cr é o que apresenta maior risco de desenvolver câncer na população, sendo que uma concentração de 2,5 ng.m⁻³ está associada a um risco adicional de 1 entre 10.000 desenvolver a doença, valor este que foi excedido em quatro ocasiões na área central, sendo duas na estação seca e duas na estação chuvosa. Dessa forma, população residente da área central está exposta a concentrações do elemento que apresentam risco à saúde, tanto na estação seca como na chuvosa, podendo ser uma evidência de que possa haver longos períodos de exposição para a população que aumenta as chances de desenvolvimento de câncer nessas áreas (WHO, 2000).

5.3. Análise comparativa com outros estudos

Os resultados da revisão de literatura estão apresentados na Tabela 10. As concentrações de PTS e elementos metálicos variaram de acordo as diferentes fontes de poluição e condições meteorológicas das regiões.

Tabela 10. Concentrações máximas de PTS e elementos metálicos associados encontrados em outros estudos (ng.m⁻³)

Local	PTS*	Al*	As	Be	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn*
Ribeirão Preto/Brasil	171,67	13,41	2,14	0,35	5,56	5,35	41,89	94,28	8,07	41,97	16,84
Ouro Preto/Brasil	285,00	54,30	_	_	_	23,20	411,00	550,00	115,00	109,00	_
Cartagena/Espanha	227,00	_	_	_	27,04	_	70,00	_	_	3520,00	20,80
Sevilha/Espanha	79,70	3,15	_	0,20	1,10	18,00	46,00	79,00	6,80	55,00	0,48
Pequim/China	205,00	_	47,80	_	4,90	35,20	401,60	166,70	14,20	233,90	0,68
Mecca/Arábia Saudita	366,38	_	500,00	_	20,00	20,00	_	_	430,00	80,00	_
Bangladesh	372,50	_	_	_	8,60	_	666,90	_	_	485,00	8,07
Ulsan/Coréia do Sul	135,50	_	_	_	14,60	17,10	365,90	294,70	30,30	245,10	_
Islamabad/Paquistão	226,00				15,50	20,10	87,80	83,70		296,00	6,92

^{*} concentrações em µg.m⁻³

Um estudo realizado em Ouro Preto/MG/Brasil encontrou um padrão sazonal semelhante ao encontrado em Ribeirão Preto, registrando maiores concentrações de poluentes no período seco. Em contrapartida, foram registradas concentrações mais altas de alumínio e níquel que estão relacionadas aos processos de queima de óleo e de coque pelo processo Bayer, utilizado por indústrias que produzem alumínio a partir da bauxita. Na cidade de Ouro Preto há um segmento desse tipo de indústria o que pode explicar as diferenças de concentrações de Al e Ni com o presente trabalho (MAGALHÃES et al., 2010).

Em Cartagena/Espanha, Moreno-Grau et al. (2000) realizaram uma comparação sazonal, onde foi encontrado uma maior concentração de poluentes no período seco. No entanto, foram apresentadas elevadas concentrações de Cd e Pb, em comparação ao que foi encontrado em Ribeirão Preto. Isso pode ter ocorrido pela maior presença de indústrias em Cartagena.

Na cidade de Sevilha, cidade localizada no Mediterrâneo, no sul da Espanha, foi visto que as concentrações de PTS e dos elementos Al, Be, Cr e Mn foram relacionados às tempestades de areia oriundas do Saara, devido à proximidade com o continente africano, enquanto os elementos Cd e Pb foram relacionados a fontes antropogênicas (ENAMORADO-BAEZ et al., 2015). Esses resultados mostram como a posição geográfica e direção dos ventos

pode influenciar na concentração de poluentes, como as encontradas no *Campus* no presente estudo.

Em Pequim/China as estações do ano tiveram papéis preponderantes na concentração de metais. Na primavera, os ventos são mais fortes nesta região, e dessa maneira houve uma maior concentração dos metais Al e Be, por serem elementos presentes na poeira (GAO et al., 2014). Contudo, os elementos As, Cd e Pb apresentaram concentrações maiores no inverno e outono, em que o clima é mais seco (GAO et al., 2014). Isso mostra como os parâmetros meteorológicos influenciam na concentração de poluentes e que locais com maior variação desses fatores entre as estações do ano, podem apresentar diferentes níveis de poluição atmosférica, ao contrário de Ribeirão Preto onde há uma maior variação somente entre os níveis de precipitação e umidade, que causa diferenças na concentração de poluentes.

Mecca na Arábia Saudita, é uma cidade que apresenta o clima desértico. Neste local as concentrações de PTS e metais não variaram durante o ano e sempre se mantiveram altas, devido à seca perene (HABBEBULAH, 2016). Outros locais que apresentaram concentrações altas de poluentes foram algumas cidades de Bangladesh, região densamente povoada e relevo montanhoso. Neste país não havia legislação sobre o elemento chumbo ser proibido nos combustíveis e devido a isso a sua concentração na atmosfera esteve elevada (MONDOL et al., 2014).

Em Ulsan, na Coréia do Sul, a concentração de PTS e metais foi maior nos dias de névoa e teve influência das indústrias da região (LEE; PARK, 2010). Em Islamabad, no Paquistão, um grupo de metais (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb e Zn) foi analisado no PTS, onde foi constatado que as principais fontes de poluição foram emissões por automóveis, atividades industriais, processos de combustão e poeira mineral, e que os elementos Cd, Pb e Zn apresentaram forte influência antropogênica (SHAH et al., 2012).

Os locais estudados geralmente apresentaram concentrações de poluentes superiores às obtidas no presente estudo. Fatores climáticos, densidade demográfica e o nível de industrialização foram as principais causas para as diferenças entre os resultados obtidos no presente estudo e demais trabalhos, contudo, o padrão sazonal de poluição foi bastante similar entre as localidades, sendo uma forte evidência de que nos períodos secos ocorre uma maior concentração de poluentes. A distribuição espacial de PTS e metais e a revisão dos trabalhos selecionados também sugere que as principais fontes de poluição na cidade foram o tráfego veicular e aéreo, a queima de biomassa e a suspensão de poeira do solo.

6. CONCLUSÕES

Pode-se concluir que apesar do ar da cidade de Ribeirão Preto ter apresentado concentrações de PTS abaixo dos limites estabelecidos por lei, deve-se considerar que a poluição registrada pode causar danos à saúde da população, principalmente nos períodos secos, em que as concentrações de PTS e a maior parte dos elementos metálicos foram significantemente maiores e a concentração de Cd ultrapassou a diretriz de qualidade do ar da WHO (2000) em dois dias consecutivos, no Centro e no Aeroporto, respectivamente. É necessário também estudar as frações menores do material particulado, como o MP₁₀ e MP_{2,5}, para obter uma avaliação mais completa dos riscos à saúde causados por essa classe de poluentes na cidade, ficando de sugestão para trabalhos futuros.

Os pontos de coleta não apresentaram diferenças com comprovação estatística, com exceção de alguns elementos (Cu, Cr e Zn), evidenciando que as principais fontes de poluição, que são o tráfego de veículos automotores e aeronaves, queima de biomassa e suspensão de poeira do solo, atingem as regiões estudadas de forma equivalente. Alguns fatores como industrialização foram responsáveis pelas diferenças encontradas para os elementos Cu, Cr e Zn.

O monitoramento das concentrações de PTS e metais no presente estudo não foi realizado continuamente durante o período de amostragem, no entanto, os dados meteorológicos nas semanas e meses de coleta registraram níveis de precipitação esperados para as respectivas estações do ano. Dessa forma não houve grandes variações na concentração de poluentes nos dias de coleta em relação à média total nos períodos e pode-se dizer que a amostragem para o presente estudo foi representativa

Como dito anteriormente, a frota de veículos na cidade aumentou nos últimos anos e se essa taxa de crescimento se manter, pode haver uma queda na qualidade do ar, tornando-se necessário criar medidas de controle de poluição. Com a suspensão da queima da palha de canade-açúcar por meio da Lei 11.241 de 2002 e do Protocolo Ambiental de 2007, espera-se uma melhora nas condições do ar no período de colheita na região. No entanto, para isso necessita-se uma fiscalização contínua para que a lei e os acordos sejam cumpridos. Vale lembrar que comparado a cidades maiores e mais industrializadas ao redor do mundo, Ribeirão Preto apresentou uma melhor qualidade do ar em relação ao PTS e metais pesados. Para promover o crescimento e o desenvolvimento sustentável da cidade, bem como melhorar as condições do ar e minimizar os impactos à saúde devem ser criadas políticas públicas e investimentos que

apoiem o uso de energias limpas, o gerenciamento de resíduos e o uso de meios de transporte menos poluidores e coletivos.

REFERÊNCIAS

ABNT (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. 14 p.

AKESSON, A.; BARREGARD, I.; BERGAHL, L. A.; NORDBERG, G. F.; NORDBERG, M.; SKERFVING, S. Non-renal effects and the risk assessment of environmental cádmium exposure. **Environmental Health Perspectives**, v. 122, p. 431-438, 2014.

ALISSA, E. M.; FERNS, G. A. Heavy metal poisoning and cardiovascular disease. **Journal of Toxicology**. v. 2011, 2011.

ALMEIDA, M. A.; PAPANDREA, P. J.; CARNEVALI, M.; ANDRADE, A. X.; CORREA, F. P. V.; ANDRADE, M. R. M. Destinação do lixo eletrônico: impactos ambientais causados pelos resíduos tecnológicos. **Revista Científica e-Locução**, v. 1, n. 7, p. 56-72, 2015

AMATO, F.; CASSEE, F. R.; van der GON, H. A. C. D.; GEHRIG, R.; GUSTAFSSON, M.; HAFNER, W.; HARRISON, R. M.; JOZWICKA, M.; KELLY, F. J.; MORENO, T.; PREVOT, A. S. H.; SCHAAP, M.; SUNYER, J.; QUEROL, X. Urban air quality: the challenge of traffic non-exhaust emissions. **Journal of Harzadous Materials**, v. 275, p. 31-36, 2014.

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**, v. 43, p. 1650-1659, 2009.

ARBEX, M. A.; MARTINS, L. C.; OLIVEIRA, R. C.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, F. F.; CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Air pollution from biomass burning and ashtma hospital admissions in a sugar cane plantation área in Brazil. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 61, p. 395-400, 2007.

ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Impact of outdoor biomass air pollution on hipertension hospital admissions. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 64, n. 7, p. 573-579, 2010.

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**, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012.

ARRUDA, E. F.; FERREIRA, R. T. Dinâmica intrarregional do Brasil: quem dirige o crescimento industrial das regiões brasileiras? **Economia Aplicada**, v. 18, n. 2, p. 243-270, 2014.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2002. Minimal Risk Level List. Disponível em <www.atsdr. cdc.gov>. Acesso em 16/11/2017.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. **Toxicological Profile for Tin and Tin Compounds**. Disponível em: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.pdf Acesso em: 07/03/2018.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Segunda edição. Trad. Maria Angeles Receio e Luiz Carlos Marques Carrera. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BELLUTA, I.; COELHO, J. C.; SILVA, R. F. B.; CARVALHO, L. R.; SILVA, A. M.; VALENTE, J. P. S. Investigação da poluição por tóxicos no córrego do Cintra. **Irriga**, v. 19, n. 2, p. 225-244, 2014.

BERGBACK, B.; JOHANSSON, K.; MOHLANDER, U. Urban metal flows – a case study of Stockholm. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 1, p. 3-24, 2001.

BEYERSDORF, A. J.; TIMKO, M. T.; ZIEMBA, L. D.; BULZAN, D.; CORPORAN, E.; HERNDON, S. C.; HOWARD, R.; MIYAKE-LYE, R.; THORNHILL, K. L.; WINSTEAD, E.; WEY, C.; YU, Z.; ANDERSON, B. E. Reductions in aircraft particulate emissions due to the use of Fischer-Tropsch fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, p. 11-23, 2014.

BHARDWAJ, V.; SINGH, D. S.; SINGH, A. K. Environmental repercussions of cane-sugar industries on the Chhoti Gandak river basin, Ganga Plain, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 171, n. 1-4, p. 321-344, 2010.

BRAGA, A.; BOHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. N. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, n. 51, p. 58-71, 2001.

BRAGA, B. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) de 25 de agosto de 1989; **Resolução 05**; CONAMA: Brasília, 1989.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) de 28 de junho de 1990; **Resolução 03**; CONAMA: Brasília, 1990.

BRASSARD, P.; PALACIOS, J. H.; GODBOUT, S.; BUSSIERES, D.; LAGACE, R.; LAROUCHE, J. P.; PELLETIER, F. Comparison of the gaseous and particulate matter emissions from the combustion of agricultural and forest biomasses. **Bioresource Technology**, v. 155, p. 300-306, 2014.

CADELIS, G.; TOURRES, R.; MOLINIE, J. Short-term effects to the particulate pollutants contained in Saharan dust on the visits of children to the emergency department due to asthmatic conditions in Guadeloupe (French Archipelago of the Caribbean). **PloS One**, v. 9, n. 3, e91136, 2014.

CALDERON-GARCIDUEÑAS, L.; TORRES-JARDÓN, R.; KULESZA, R. J.; PARK, S. B.; D'ANGUILI, A. Air pollution and detrimental effects on children's brain. The need for a multidisciplinary approach to the issue complexity and challenges. **Frontiers in Human Neuroscience**, v. 8, p. 613, 2014.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. D. P. Clinical repercussion of exposure to atmospheric pollution. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, p. 5-11, 2006.

CARNESCA, E. C.; ACHCAR, J. A.; MARTINEZ, E. Z. Association between particulate matter air pollution and monthly inhalation and nebulization procedures in Ribeirão Preto, São Paulo State, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 28, n. 8, p. 1591-1598, 2012.

CARVALHO-OLIVEIRA, R.; PIRES-NETO, R. C.; BUSTILLOS, J. O. V.; MACCHIONNE, M.; DOLHNIKOFF, M.; SALDIVA, P. H. N.; GARCIA, M. L. B. Chemical composition modulates the adverse effects of particles on the mucociliary epithelium. **Clinics**, v. 70, n. 10, p. 706-713, 2015.

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**, v. 5, p 107-121, 2013.

CAZIER, F.; GANEVRAY, P.; DEWAELE, D.; NOUALI, H.; VERDIN, A.; LEDOUX, F.; HACHIMI, A.; COURCOT, L.; BILLET, S.; BOUHSINA, S.; SHIRALI, P.; GARÇON, G.; COURCOT, D. Characterization and seasonal variations of particles in the atmosphere of rural, urban and industrial areas: organic compounds. **Journal of Environmental Sciences**, v. 44, p. 45-56, 2016.

CBH-GRANDE. (Comitê de Bacia Hidrográfica). 2008. Disponível em: http://www.grande.cbh.gov.br/_docs/outros/DiagnosticodaSituacaodosRHnoRioGrande.pdf. >Acesso em 12/12/2016.

CELERE, B. S. **Projeção geográfica de Ribeirão Preto**. Ribeirão Preto: SIRGAS, 2018. Escala 1:1000.

CENTURIÓN, J. F.; ANDRIOLI, I.; MARQUES JR, J.; MARCHIORI, D. G. Características de latossolos roxos desenvolvidos de rochas alcalinas e básicas de Jaboticabal, SP. **Scientia Agricola**, v. 52, n. 2, 1995.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Ar. Informações básicas. Padrões de Qualidade do Ar. Disponível em: <.http://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/> Acesso em 07/03/2018.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Ar. Informações básicas. Poluentes -. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa?%3Fes-B%3Fsicas%2F21-Poluentes. Acesso em: 17/11/2016.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). **Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos**: relatório técnico. São Paulo, CETESB, 2016. 122p

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). **Qualidade do ar no estado de São Paulo**: relatório técnico. São Paulo, CETESB, 2017. 198p.

CHEN, Y. C.; WENG, Y. H.; CHIU, Y. W.; YANG, C. Y. Short-term effects of coarse particulate matter on hospital admissions for cardiovascular diseases: a case crossover study in a tropical city. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 78, p. 1241-1253, 2015.

CIIAGRO (Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas). 2017. Balanço Hídrico. Disponível em http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/MenuBH.htm. Acesso em 17/11/2017.

DAESP (Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo). 2016. Estatísticas. Disponível em: http://www.daesp.sp.gov.br/estatistica-consulta/. Acesso em: 27/dez/2016.

DAI, Q. L.; BI, X. H.; WU, J. H.; ZHANG, Y. F.; WANG, J.; XU, H.; YAO, L.; JIAO, L.; FENG, Y. C. Characterization and source identification of heavy metals in ambient PM10 and PM2,5 in na integrated iron and steel industry zone compared with a background site. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 15, p. 875-887, 2015.

DAS, R.; KHEZRI, B.; SRIVASTAVA, B.; DATTA, S.; SIKDAR, P. K.; WEBSTER, R. D.; WANG, X. Trace element composition of PM_{2,5} and PM₁₀ from Kolkata-a heavily polluted Indian metropolis. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 5, p. 742-750, 2015.

DA SILVA, L. I. D.; SARKIS, J. E. S.; ZOTIN, F. M. Z.; CARNEIRO, M. C.; NETO, A. A.; SILVA, A. S. A. G.; CARDOSO, M. J. B.; MONTEIRO, M. I. C. Traffic and catalytic converter-related atmospheric contamination in the metropolitan region of the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Chemosphere**, v. 71, p. 677-684, 2008.

DATASUS (Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde). Disponível em http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sih/cnv/nrsp.def>. Acesso em 17/11/2017.

DENATRAN. (Departamento Nacional de Trânsito). 2016. Estatística. Disponível em: http://www.denatran.gov.br/frota.htm. Acesso em: 20/janeiro/2017.

DE SCHEULER, A. S.; KZURE, H.; RACCA, G. B. Como estão os resíduos urbanos nas favelas cariocas? **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 10, n. 1, 2018.

DRUMM, F. C.; GERHARDT, A. E.; FERNANDES, G. D. A.; CHAGAS, P.; SUCOLOTTI, M. S.; KEMERICH, P. D. C. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 66-78, 2014.

ENAMORADO-BAEZ, S. M.; GOMÉZ-GUZMÁN, J. M.; CHAMIZO, E.; ABRIL, J. M. Levels of 25 trace elements in high volume air filter samples from Seville (2001-2002): sources, enrichment factors and temporal variations. **Atmospheric Research**, v. 155, p. 118-129, 2015.

ENGLERT, N. Fine particles and human health--a review of epidemiological studies. **Toxicology Letters**, v. 149, n. 1-3, p. 235-242, 2004.

EPA (Environmental Protection Agency). Criteria Air Pollutants. **National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) Table**. Disponível em: https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants>. Acesso em 21/02/2018.

EPTV. **Com 70 favelas, Ribeirão Preto regista uma tentativa de ocupação por mês**. mar. 2017. Disponível em: http://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2017/03/com-70-favelas-ribeirao-preto-registra-uma-tentativa-de-ocupacao-por-mes.html. Acesso em 23 fev. 2018.

FANG, G. C.; CHIANG, H. C.; CHEN, Y. C.; XIAO, Y. F.; ZHUANG, Y. J. Particulate and metallic elements monitoring at two samplings sites (Airport, Harbor) in Taiwan. **Environmental Forensics**, v. 15, p. 296-305, 2014.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P. Trace elements residues in water, sediments, and organs of Savacu (*Nycticorax nycticorax*) from Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, p. 17-28, 2010.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS J.R., J. N. Chemistry of the upper and lower atmosphere – theory, experiments and applications. San Diego: Academic Press, 2000.

FORTOUL, T. I.; AVILA-COSTA, M. R.; ESPEJEL-MAYA G.; MUSSALI-GALANTE, P.; AVILA-CASADO, M. C.; HERNANDEZ-SERRATO, M. I.; SALDIVAR-OSORIO, L. Metal mixture inhalation (Cd-Pb) and its effects on the bronchiolar epithelium. An ultrastructural approach. **Toxicology and industrial health**. v. 20, n. 1-5, p. 69-75, 2004.

FORTOUL, T. I.; RODRIGUEZ-LARA, V.; GONZALES-VILLALVA, A.; ROJAS-LEMUS, M.; COLIN-BERNQUE, L.; BIZARRO-NEVARES, P.; GARCIA-PELAEZ, I.; USTARROZ-CANO, M.; LÓPEZ-ZEPEDA, S.; CERVANTES-YEPES, S.; LOPES-VALDEZ, N.; MELENDEZ-GARCIA, N.; ESPINOZA-ZURUTUZA, M.; CANO-GUTIERREZ, G.; CANO-RODRIGUEZ, M. C. Health Effects of Metals in Particulate Matter. In: Current Air Quality Issues. InTech, 2015. p. 571-608.

FREDO, C. E.; CASER, D. V. Mecanização da colheita da cana-de-açúcar atinge 90% na safra 2016/2017. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 12, n. 6, 2017.

FREITAS, A. M.; SOLCI, M. C. Caracterização do MP10 e MP2,5 e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. **Química Nova**, v.32, n.7, p. 1750-1754, 2009.

FU, M.; ZHENG, F.; XU, X.; NIU, I. Advances on study on monitoring and evaluation of PM_{2,5} pollution. **Meteorology and Disaster Reduction Research**, v. 34, p. 1-6, 2011.

GALEMBECK, E.; COSTA, C. A evolução da composição da atmosfera terrestre e das formas de vida que habitam a Terra. **Química Nova na Escola**, v. 38, n. 4, p. 318-323, 2016.

GANGWAR, J. N.; GUPTA, T.; AGARWAL, A. K. Composition and comparative toxicity of particulate matter emitted from a diesel and biodiesel fuelled CRDI engine. **Atmospheric Environment**, v. 46, p. 472-481, 2012.

GAO, J.; TIAN, H.; CHENG, K.; LU, L.; WANG, Y.; WU, Y.; ZHU, C.; LIU, K.; ZHOU, J.; LIU, X.; CHEN, J.; HAO, J. Seasonal and spatial variation of trace elements in mult-size airborne particulate matter in Beijing, China: mass concentration, enrichment characteristics, source apportioment, chemical speciation and bioavalability. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 257-265, 2014.

GASPARIK, J.; VLADAROVA, D.; CAPCAROVA, M.; SMEHYL, P.; SLAMECKA, J.; GARAJ, P.; STAWARZ, R.; MASSANYI, P. Concentration of lead, cadmium, mercury and arsenic in leg skeletal muscles of three species of wild birds. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 45, n. 7, p. 818-823, 2010.

GAVINIER, S.; NASCIMENTO, L. F. C. Particulate matter and hospital admissions due to ischemic heart disease in Sorocaba, SP. **Revista Ambiente e Água**, v. 8, n. 4, p. 228-236, 2014.

GODISH, T; DAVIS, W. T.; FU, J. S. Air Quality. Fifth edition. Boca Raton: CRC Press, 2014.

GONZALEZ-BARCALA, F.J., PERTEGA, S., GARNELO, L., CASTRO, T.P., SAMPEDRO, M., LASTRES, J.S., SAN JOSE GONZALEZ, M.A., BAMONDE, L., VALDES, L., CARREIRA, J.M., SILVARREY, A.L. Truck traffic related air pollution associated with asthma symptoms in young boys: a cross-sectional study. **Public Health**, v. 127, n. 3, p. 275-281, 2013.

GOYER, R.; CLARKSON, T. **Toxic effects of metals**. In: KLAASSEN C. (ed.). *Casarett and Doull's Toxicology The basic science of poisons*. Sixth edition. New York: McGraw-Hill, 2001. p. 811-868.

HABBEBULAH, T. M. A. Chemical composition of particulate matters in Makkah – focusing in cations, anions and heavy metals. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 16, p. 336-347, 2016.

HORGNIES, M.; DUBOIS-BRUGGER, I.; GARTNER, E.M. NOx pollution by hardened concrete and the influence of activated charcoal additions. **Cement and Concrete Research**, v.42, p.1348-1355, 2012.

HSU, H.; ADAMKIEWICZ, G., ANDRES HOUSEMAN, E., VALLARINO, J., MELLY, S.J., WAYSON, R.L., SPENGLER, J.D. & LEVY, J.I. The relationship between aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport, **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 328-337, 2012.

HUEGLIN, C.; GEHRIG, R.; BALTENSPERGER, U.; GYSEL, M.; MONN, C.; VONMONT, H. Chemical characterization of PM_{2,5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 4, p. 637-651, 2005.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Cidades. 2010. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ribeirao-preto/panorama. Acesso em 16/11/2017.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Cidades. 2017. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ribeirao-preto/panorama.>. Acesso em 16/11/2017.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60-72, 2014.

JANICKA, M.; BINKOWSKI, L. J.; BLAZSCZYK, M.; PALUCH, J.; WOJTAS, W.; MASSANYI, P.; STAWARZ, R. Cadmium, lead and mercury concentrations and their influence on morphological parameters in blood donors from different age groups from Southern Poland. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 29, p. 342-346, 2015.

JOMOVA, K.; VALKO, M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. **Toxicology**. v. 283, n. 2-3, p. 65-87,2011

JURAS, I. A. G. M. Os impactos da indústria no meio ambiente. **Políticas setoriais e meio ambiente**, p. 48, 2015.

KAMPA, M.; CASTANAS. E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, vol. 151, p. 362–367, 2008.

KELLY, F. J.; FUSSEL J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 504-526, 2012.

KHANNA, I.; KHARE, M.; GARGAVA, P.. Health risks associated with heavy metals in fine particulate matter: A case study in Delhi city, India. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 3, n. 2, p. 72-77, 2015.

KIM, K. H., KABIR, E., KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environmental International**, v. 74, p. 136-143, 2015.

CLASSIFICAÇÃO climática de Koppen-Geiger. Disponível em https://portais.ufg.br/up/68/o/Classifica_o_Clim_tica_Koppen.pdf. Acesso em 16/11/2017.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para conservação. 2003. 221 p. Tese (Doutorado em Biologia Comparada) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto/SP, 2003.

KUNZLI, N.; JERRET, M.; MACK, W. J.; BECKERMAN, B.; LABREE, I.; GILLILAND, F.; THOMAS, D.; PETERS, J.; HODIS, H. N. Ambient air pollution and atherosclerosis in Los Angeles. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 2, p. 201-206, 2005.

LAGUNA, V. G. Estrutura e diversidade do remanescente de floresta estacional semidecidual do Parque Municipal Morro de São Bento, Ribeirão Preto – SP. 2000. 100 p. Dissertação de Mestrado – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto/SP, 2000.

LEE, B. K.; PARK, G. H. Characteristics of heavy metals in airborne particulate matter on misty and clear days. **Journal of Harzadous Materials**, v. 184, p. 406-416, 2010.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais pesados no ensino de química. **Química Nova na Escola**, v. 33, n. 4, p. 199-205, 2011.

LI, N.; HOPKE, P. K.; KUMAR, P.; CLIFF, S. S.; ZHAO, Y.; NAVASCA, C. Source apportioment of time-and-size-resolved ambient particulate matter. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 129, p. 15-20, 2013.

LI, Z.; MA, Z.; van der KUJIP, T. J.; YUAN, Z.; HUANG, L. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 468-469, p. 843-853, 2014.

LISBOA, H. M. Controle da poluição atmosférica. Centro tecnológico Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFSC. Florianópolis, SC, Brasil. 2014. Disponível em: http://repositorio.asces.edu.br/handle/123456789/418>. Acesso em 18/01/2017.

LIU, Z.; HU, B.; WANG, L.; WU, F.; GAO, W.; WANG, Y. Seasonal and diurnal variation in particulate matter (PM₁₀ and PM_{2,5}) at an urban site of Beijing: analyses from a 9-year study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 627-642, 2015.

LOGAN, W. P. D. Mortality in the London fog incident, 1952. Lancet, v. 14, p. 336-338, 1953.

LOPES, A. J.; NORONHA, A. J.; MAFORT, T. T. Mecanismos de defesa do aparelho respiratório. **Revista Hospital Universitário Pedro Ernesto**, v. 9, n. 2, 2010.

MAGALHÃES, L. C.; NALINI JÚNIOR, H. A.; LIMA, A. C.; COUTRIM, M. X. Determinação de metais traço no material particulado em suspensão em Ouro Preto, Minas Gerais. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 519-523, 2010.

MARI, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Monitoring PCDD/Fs, PCBs and metals in the ambient air of an industrial area of Catalonia, Spain. **Chemosphere**, v. 73, p. 990-998, 2008

MARTINEZ-VALENZUELA, C.; RODRIGUEZ-QUINTANA, A. R.; MEZA, E.; WALISZEWSKI, S. M.; AMADOR-MUÑOZ, O.; MORA-ROMERO, A.; CALDERON-SEGURA, M. E.; FELIX-GASTELUM, R.; RODRIGUEZ-ROMERO, I.; CABA, M. Cytogenetic biomonitoring of occupationally exposed workers to ashes from burning sugar cane in Ahome, Sinaloa, México. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 40, p. 397-401, 2015

MAZZOLI-ROCHA, F.; MAGALHÃES, C. B.; MALM, O.; SALDIVA, P. H. N.; ZIN, W. A.; FAFFE, D. S. Comparative respiratory toxicity of particles produced by traffic and sugarcane burning. **Environmental Research**, v. 108, p. 35-41, 2008.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Compromisso pela qualidade do ar e saúde ambiental.**Brasília, 2009. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/compromisso2_163.pdf Acesso em 21/02/2018.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Qualidade do ar. 2014. Disponível em: http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padroes-de-qualidade-do-ar/Acesso em: 16/07/2016

MONDOL, M. N.; KHALED, M.; ULLAH, C. S. M. Trace metal concentration in atmospheric aerosols in some city areas of Bangladesh. **Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research**, v. 49, n. 4, p. 263-270, 2014.

MORENO-GRAU, S.; PEREZ-TORNELL, A.; BAYO, J.; MORENO, J.; ANGOSTO, J. M.; MORENO-CLAVEL, J. Particulate matter and heavy metals in the atmospheric aerosol from Cartagena, Spain. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. 29, p. 5161-5167, 2000.

NEMERY, B.; HOET, P. H. M.; NEMMAR, A. The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. **Lancet**, v. 357, p. 704-708, 2001.

NICOLUSSI, F. H.; SANTOS, A. P. M.; ANDRÉ, S. C. S.; VEIGA, T. B.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Poluição do ar e doenças respiratórias alérgicas em escolares. **Revista de Saúde Pública**, v. 48, n. 2, p. 326-330, 2014.

NUNES, L. H. Repercussões globais, regionais e locais do aquecimento global. **Terra Livre**, v. 1, n. 20, p. 101-110, 2015.

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). **OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction.** OECD: 2012.

OKUDA, T.; KATSUNO, M.; NAOI, D.; NAKAO, S.; TANAKA, S.; He, K. B.; M. A.; Y. L.; Lei, Y.; JIA, Y.T. Trends in hazardous trace metal concentrations in aerosols collected in Beijing, China from 2001 to 2006. **Chemosphere**, v. 72, p. 917-924, 2008

OLIVEIRA, P. L.; FIGUEIREDO, B. R.; CARDOSO, A. A.; ANGELICA, R. R., Elementos traço em material particulado atmosférico de uma região agroindustrial do sudeste do Brasil. **Química Nova**, v. 36, n. 4, p. 533-539, 2013.

OLMO, N. R. S.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F.; LIN, C. A.; SANTOS, U. P.; PEREIRA, L. A. A. A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. **Clinics**, v. 66, n. 4, p. 681-690, 2011.

PAN, Y. P.; WANG, Y. S. Atmospheric wet and dry deposition of trace elements at 10 sites in Northern China. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 2, p. 951-972, 2015.

PARAISO, M. L. S.; GOUVEIA, N. Health risks due to pre-hervesting sugarcane burning in São Paulo state, Brazil. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 18, p. 691-701, 2015.

PLAUDE, N. O.; STULOV, E. A.; PARSHUTKINA, I. P.; MONAKHOVA, N. A. Precipitation effects on aerosol concentration in the atmospheric surface layer. **Russian Meteorology and Hydrology**, v. 37, n. 5, p. 324-331, 2012.

POPE, C. A.; BURNETT, R. T.; TURNER, M. C.; COHEN, A.; KREWSKI, D.; JERRET, M.; GAPSTUR, S. M.; THUN, M. J. Lung câncer and cardiovascular disease associated with ambiente air pollution and cigarret smoke: shape of the exposure –response relationships. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 11, p. 1616-1621, 2011.

PUETT, R. C.; HART, J. E.; YANOSKY, J. D.; SPIEGELMAN, D.; WANG, M.; FISHER, J. A.; HONG, B.; LADEN, F. Particulate matter air pollution exposure, distance to road, and incidente lung cancer in the nurses'health study cohort. **Environmental Health Perspectives**, v. 122, n. 9, p. 926-932, 2014.

QI, L.; ZHANG, Y.; MA, Y.; CHEN, M.; GE, X.; MA, Y.; ZHENG, J.; WANG, Z.; LI, S. Source identification of trace elements in the atmosphere during the second Asian Youth Games in Nanjing, China: influence of control measures on air quality. **Atmospheric Pollution Research**, v. 7, p. 547-556, 2016.

QUITÉRIO, S. L.; SILVA, C. R. C.; ARBILLA, G.; ESCALEIRA, V. Metals in airborne particulate matter in the industrial district of Santa Cruz, Rio de Janeiro, in na anual period. **Atmospheric Environment**, v. 38, p. 321-331, 2004.

RAMADAN, Z.; SONG, X. H.; HOPKE, P. K. Identification of sources of phoenix aerosol by matrix factorization. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 50, p. 1308-1320, 2000.

RAASCHOU-NIELSEN, O.; ANDERSEN, Z. J.; BEELEN, R.; SAMOLI, E.; STAFFOGIA, M.; WEINMAYR, G.; HOFFMANN, B.; FISCER, P.; NIEUWENHUIJNSEN, M. J.; BRUNEKREEF, B.; XUN, W. W.; KATSOUYANNI, K.; DIMAKOPOULOU, K.; SOMMAR, J.; FORSBER, B.; MODIG, L.; OUDIN, A.; OFTEDAL, B.; HOEK, G. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). **The Lancet Oncology**, v. 14, p. 813-822, 2013.

RIBEIRÃO PRETO. Lei ordinária nº 3928 de 10 de junho de 1981. Dispõe sobre o zoneamento industrial do município de Ribeirão Preto; cria o conselho de desenvolvimento industrial e dá outras providências. Ribeirão Preto, 1981.

RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de-açúcar no Brasil: efeitos à saúde respiratória. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, n. 2, p. 370-376, 2008.

RISSMAN, J.; ARUNACHALAM, S.; WOODY, M.; WEST, J. J.; BENDOR, T.; BINKOWSKI, F. S. A plume-in-grid approach to characterize air quality impacts of aircraft emissions at the artsfield-Jackson Atlanta International Airport. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 13, p. 1089-1132, 2013.

ROVIRA, J.; MARI, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J.L. Environmental monitoring of metals, PCDD/Fs and PCBs as a complementary tool of biological surveillance to assess human health risks. **Chemosphere**, v. 80, n. 10, p. 1183-1189, 2010.

SALDIVA, P. H. N.; KING, M.; DELMONTE, V. L. C.; MACCHIONE, M; PARADA, M. A. C.; DALIBERTO, M. L.; SAKAE, R. C.; CRIADO, P. M. P.; ZIN, W. A.; BOHM, G. M. Respiratory alterations due to urban pollution: na experimental study in rats. **Environmental Research**, v. 57, p. 19-33, 1992.

SANTOS, J. S. Mensagem recebida por 9gbgt@policiamilitar.sp.gov.br em 30 de jan. 2018.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 59.113, de 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. São Paulo, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispões sobre a eliminação gradativa da queima da palha de cana-de-açúcar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, v. 3, n. 3, 2008.

SATSANGI, P.G.; SUMAN, Y.; ATAR, S.P.; NAVANATH, K. Characteristics of trace metals in fine (PM_{2.5}) and inhalable (PM₁₀) particles and its health risk assessment along with *insilico* approach in indoor environment of India. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 384-393, 2014.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SMA. **Etanol Verde**. Protocolo Ambiental. São Paulo: SMA, 2007.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Atmospheric Chemistry and Physics from Air Pollution to Climate Change. 2^a edition. Hoboken: John Wiley and Sons, Inc., 2006

SHAH, M. H.; SHAHEEN, N.; NAZIR, R. Assessment of the trace elements level in urban atmospheric particulate matter and source apportioment in Islamabad, Pakistan. **Atmospheric Pollution Research**, v. 3, p. 39-45, 2012.

SHIRMOHAMMAD, F.; SOWLAT, M. H.; HASHEMINASSAB, S.; SAFFARI, A.; BAN-WEISS, G.; SIOUTAS, C. Emission rates of particle number, mass and black carbon by the Los Angeles International Airport (LAX) and its impacto n air quality in Los Angeles. **Atmospheric Environment**, v. 151, p. 82-93, 2017.

SILVA, A. M. C.; MATTOS, I. E.; IGNOTTI, E.; HACON, S. S. Material particulado originário de queimadas e doenças respiratórias. **Revista de Saúde Pública**, v. 47, n. 2, p. 345-352, 2013.

SILVA, F. S.; GODOI, R. H. M.; TAULER, R.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N.; GRIEKEN, R. V.; MARCHI, M. R. R. Elemental composition of PM2,5 in Araraquara City (Southeast Brazil) during seasons with and without sugar cane burning. **Journal of Environmental Protection**, v. 6, p. 426-434, 2015.

SILVA, R. R. Mensagem recebida por rdsfarmaco@usp.br em 16 de fev 2018.

SILVEIRA, E. L. C.; COELHO, R. C.; NETO, J. M. M.; MOURA, C. V. R.; MOURA, E. M. Determinação de metais em óleos lubrificante, proveniente de motores de ônibus urbano, utilizando a FAAS. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p.1863-1867, 2010.

SONG, F.; GU, L.; ZHU, N.; YUAN, H. Leaching behavior of heavy metals from sewage sludge solidified by cement-based binders. **Chemosphere**, v. 92, n. 4, p. 344-350, 2013.

SORME, L.; BERGBACK, B.; LOHM, U. Goods in the anthroposphere as a metal emission source. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 1, p. 213–227, 2001.

STAVRIDES, J.C. Lung carcinogenesis: pivotal role of metals in tobacco smoke. **Free Rad-ic Biol Med.** v. 41, n. 7, p. 1017-130, 2006.

SUN, L.; WU, Q.; LIAO, K.; YU, P.; CUI, Q.; RUI, P.; WANG, D. Contribution of heavy metals to toxicity of coal combustion related fine particulate matter (PM 2.5) in Caenorhabditis elegans with wild-type or susceptible genetic background. **Chemosphere**, v. 144, p. 2392-2400, 2016.

SUWA, T.; HOGG, J. C.; QUINLAN, K. B.; OHGAMI, A.; VINCENT, R.; van EEDEN, S. F. Particulate air pollution induces progression of atherosclerosis. **Journal of American College of Cardiology**, v. 39, p. 935-942, 2002.

TADIELLO, R. B.; COSTA, A. B.; ALCAYAGA, E. L.; PUTZKE, J.; SCHUCH, M. Utilização da Tillandsia aeranthos como bioindicador de poluição atmosférica, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. **Revista Tecnológica**, v. 23, n. 1, p. 1-14, 2015.

TAN, P. H.; CHOU, C.; CHOU, C. C. K. Impact of urbanization on the air pollution "holiday effect" in Taiwan. **Atmospheric Environment**, v. 70, p. 361-375, 2013.

TARANTINO, G.; CAPONE, D.; FINELLI, C. Exposure to ambient air particulate matter and non-alcohlic fatty liver disease. **World Journal of Gastroenterology**, v. 19, n. 25, p. 3951-3956, 2013.

TECER, L. H.; ALAGHA, O.; KARACA, F.; TUNCEL, G.; ELDES, N. Particulate matter (PM_{2,5}, PM_{10-2,5} and PM₁₀) and children hospital admissions for asthma and respiratory diseases: a biodirectional case-crossover study. **Journal of Toxicology Environmental Health, Part A**, v. 71, n. 8, p. 512-520, 2008.

TESSERAUX, I. Risk factors of jet fuel combustion products. **Toxicology Letters**, v. 149, n. 1, p. 194-200, 2004.

THORSTEINSSON, T.; GISLADOTTIR, G.; BULLARD, J.; MCTAINSH, G. Dust storms contributions to airborne particulate matter in Reykjavik, Iceland. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 5924-5933, 2011.

TIAN, H. Z.; LU, L.; CHENG, K.; AO, J.M.; ZHAO, D.; WANG, Y. Anthropogenic atmospheric nickel emissions and its distribution characteristics in China. **Science of the Total Environment**, v. 417, p. 148–57, 2012.

TISSOTI, R. C. M.; PIRES, M. J. R.; ALVES, R. C. M.; BARBOSA, R. S. Avaliação do material particulado no ar atmosférico em área de influência de usina termelétrica considerando as diferentes tecnologias adotadas no controle de efluentes atmosféricos. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 2, p. 184-201, 2017.

VALAVANIDIS, A.; FIOTAKIS, K.; VLAHOGIANNI, T.; BAKEAS, E.B.; TRIANTAFILLAKI, S.; PARASKEVOPOULOU, V.; DASSENAKIS, M. Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece). **Chemosphere**, v. 65, p. 760-768, 2006.

VANDER WAL, R. L.; BRYG, V. M. Chemistry characterization of jet aircraft engine particulate by XPS: results from APEX III. **NASA Technical Reports Server**, 2014. Disponível em: https://ntrs.nasa.gov/search.jsp?R=20140012043 Acesso em 23/02/2018.

WANG, C.; TU, Y.; YU, Z.; LU, R. PM2,5 and cardiovascular diseases in the elderly: an overview. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 7, p. 8187-8197, 2015.

WEATHER UNDERGROUND. Historical Weather. Disponível em: https://www.wunderground.com/history/ Acesso em 20/04/2018.

WEI, X.; GAO, B.; WANG, P.; ZHOU, H.; LU, J. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 112, p.186-192, 2015.

WHO (World of Health Organization). **Air quality guidelines for Europe**, WHO: Copenhagen, 2000.

WHO (World of Health Organization). 2003. Health aspects of fair pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Disponível em: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/112199/E79097.pdf. Acesso em 25/01/2017.

WHO (World of Health Organization). 2011. Air quality and health. Fact sheet n°313. Disponível em: http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/index.html. Acesso em: 20/12/2016.

WHO (World of Health Organization). 2016. Ambient (outdoor) air quality and health. Disponível em: http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/. Acesso em 15/01/2018.

- WILD, P.; BOURGKARD, E.; PARIS, C. Lung cancer and exposure to metals: the epidemiological evidence. In: Verma M, editor. Methods in molecular biology. **Humana Press Inc.**; p. 139–67. (999 Riverview Dr, Ste 208, Totowa, Nj 07512-1165 USA), 2009.
- WORLD WEATHER ONLINE. Ribeirão Preto Tempo Histórico. Disponível em: https://www.worldweatheronline.com/lang/pt/ribeirao-preto-weather-history/sao-paulo/br.aspx Acesso em 20/04/2018.
- WU, Y. S.; FANG, G. C.; LEE, W.J.; LEE, J. F.; CHANG, C. C.; LEE, C. Z. A review of atmospheric fine particulate matter and its associated trace metal pollutants in Asian countries during the period 1995–2005. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 143, p. 511–515, 2007.
- XIA, L.; GAO, Y. Characterization of trace elements in PM2,5 aerosols in vicinity of highways in northeast New Jersey in the U. S. east coast. **Atmospheric Pollution Research**, v. 2, n. 1, p. 34-44, 2011.
- XIA, T. Y.; WANG, J.; SONG, K.; DA, L. Variations in air quality during rapid urbanization in Shangai, China. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 10, n. 1, p. 181-190, 2014.
- YANG, F, M.; HE, K. B.; MA, Y. L.; CHEN, X.; CADLE, S. H.; CHAN, T.; MULAWA, P. A. Characteristics and sources of trace elements in ambient PM2,5 in Beijing. **Environmental Science**, v. 24, p. 33-37, 2003.
- ZHAO, Q.; WANG, Y.; CAO, Y.; CHEN, A.; REN, M.; GE, Y.; YU, Z.; WAN, S.; HU, A.; BO, Q.; RUAN, L.; CHEN, H.; QIN, S.; CHEN, W.; HU, C.; TAO, F.; XU, D.; XU, J.; LI, L. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlation with human primary liver, lung and gastric câncer, in Anhui province, Eastern China. **Science of the Total Environment**, v. 470, p. 340-347, 2014.
- ZHU, Y.; FANNING, E.; YU, R. C.; ZHANG, Q.; FROINES, J. R. Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 6526-6533, 2011.