

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES**



**“MODELACIÓN NUMÉRICA DEL TRANSPORTE DE  
CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS Y SU RELACIÓN CON LAS  
CONDICIONES METEOROLÓGICAS EN LIMA  
METROPOLITANA”**

**Presentada por:**

**FREDDY JESÚS ROJAS CHÁVEZ**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE  
*DOCTORIS PHILOSOPHIAE* EN INGENIERÍA Y CIENCIAS  
AMBIENTALES**

**Lima – Perú  
2017**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES**

**“MODELACIÓN NUMÉRICA DEL TRANSPORTE DE  
CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS Y SU RELACIÓN CON LAS  
CONDICIONES METEOROLÓGICAS EN LIMA  
METROPOLITANA”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE:**

*Doctoris Philosophiae (Ph.D.)*

**Presentada por:**

**FREDDY JESÚS ROJAS CHÁVEZ**

**Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:**

Dra. Lía Ramos Fernández  
**PRESIDENTE**

Ph.D. Sergio Pacsi Valdivia  
**PATROCINADOR**

Dr. Edgar Sánchez Infantas  
**MIEMBRO**

Dr. Odón Sánchez Ccoyllo  
**MIEMBRO**

Ph.D. Peñafort Huamán Ureta  
**MIEMBRO EXTERNO**

A Dios quien conduce mis proyectos.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco especialmente a mi orientador Profesor Doctor Sergio Pacsi, por la excelente orientación, paciencia y revisión del texto y por su amistad.

Agradezco al Profesor Dr. Odón Sánchez Coylo por su asesoramiento en el uso del Programa de simulación numérica CCATT-BRAMS. Agradezco su amistad brindada.

Agradezco a la Profesora Lia Ramos Fernández por su asesoría y revisión del texto. Por sus aportes en el tema de análisis estadístico de los resultados obtenidos en la simulación numérica.

Agradezco al Profesor Edgar Sánchez por su revisión del texto. Por sus aportes filosóficos en el tema de simulación numérica en los cursos realizados en el doctorado.

Agradezco también, a todo el Profesorado del Doctorado de esta casa de estudios por brindarme sus conocimientos y la oportunidad de seguir una carrera muy interesante.

Agradezco a la Srta. Kelly, por su apoyo administrativo eficiente durante los estudios del doctorado. Por su buena gestión y su amistad.

# INDICE GENERAL

Pág.

DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTOS .....	v
1 Introducción.....	1
1.1 Objetivos .....	3
1.1.1 Objetivos generales.....	3
1.1.1 Objetivos específicos .....	3
2 Revisión de la literatura .....	5
2.1 Estado del arte .....	5
2.2 La atmósfera.....	11
2.2.1 composición de la atmósfera.....	12
2.3 El aire .....	13
2.3.1 Componentes del aire.....	14
2.3.2 Propiedades del aire .....	14
2.4 Contaminantes del aire .....	15
2.4.1 Problemas generados por la contaminación del aire.....	15
2.4.2 Contaminantes generados por el parque automotor.....	18
2.4.3 Enfermedades por la contaminación del parque automotor.....	27
2.5 Lima Metropolitana y la contaminación ambiental.....	30
2.5.1 Características geográficas.....	30
2.5.2 Características poblacionales .....	32
2.5.3 Contaminación ambiental en Lima Metropolitana .....	33
2.5.4 Enfermedades asociadas a la contaminación ambiental .....	34
2.6 Meteorología de la contaminación atmosférica .....	36
2.6.1 Gradientes de temperatura ambiental y adiabática .....	37
2.6.2 Estabilidad Atmosférica.....	38
2.6.3 Capa superficial de Mezclado.....	38
2.6.4 Relación de la Altura de la Capa de Mezcla y el nivel de PM <sub>10</sub> .....	39
2.6.5 Variación de la velocidad del viento con la altitud.....	39
2.6.6 Turbulencia .....	41
2.7 Factores de emisión.....	42

2.8	Dispersión y cálculo de concentración mediante modelos Gaussianos.....	43
2.8.1	Modelos de Dispersión de Contaminantes .....	44
2.8.2	Modelo Gaussiano de Dispersión.....	45
2.8.3	La distribución Gaussiana .....	47
2.8.4	Ecuación de difusión .....	47
2.9	Descripción de algunos modelos de dispersión.....	49
2.9.1	Modelo ISCST3 - Industrial Source Complex Short - Term .....	49
2.9.2	Modelo de Dispersión MODICA .....	50
2.9.3	Modelo APC-2. Atmospheric Pollution Control Versión 2 .....	52
2.10	Modelo CCATT-BRAMS .....	53
2.10.1	Antecedentes .....	53
2.10.2	Descripción del modelo BRAMS.....	53
2.10.3	Descripción del modelo CCATT-BRAMS .....	55
2.10.4	Descripción del modelo PREP-CHEM-SRC .....	56
2.10.5	Estructura de datos y aspectos del código.....	57
2.11	Calibración de modelos .....	57
3	Materiales y métodos .....	59
3.1	Materiales .....	59
3.2	Metodología.....	60
3.2.1	Ubicación del área de estudio .....	60
3.2.2	Criterios para evaluar la calidad del aire en Perú.....	65
3.2.3	Sistema de modelización de calidad del aire.....	71
3.2.4	Datos meteorológicos.....	78
3.2.5	Situación actual del parque automotor .....	84
3.2.6	Factores de emisión para el cálculo de emisiones.....	91
3.2.7	Contaminantes de evaluación y análisis.....	92
3.2.8	Modelo CCATT-BRAMS.....	94
3.2.9	Calibración y validación de datos .....	118
4	Resultados y discusión .....	121
4.1	Cálculo de emisiones usando factores de emisión.....	122
4.2	Calibración de los datos de emisiones .....	130
4.3	Validación de los datos meteorológicos en verano .....	131
4.3.1	Temperatura .....	132

4.3.2	Humedad relativa .....	134
4.3.3	Velocidad zonal U.....	135
4.4	Validación de los datos meteorológicos en invierno.....	137
4.4.1	Temperatura .....	137
4.4.2	Humedad relativa .....	139
4.4.3	Velocidad zonal U.....	141
4.5	Validación de la contaminación en invierno .....	142
4.5.1	Material particulado PM <sub>10</sub> .....	142
4.5.2	Material particulado PM <sub>2.5</sub> .....	144
4.6	Concentración espacial de contaminantes según modelo.....	146
4.6.1	Material particulado PM <sub>10</sub> .....	147
4.6.2	Resultados de concentración de PM <sub>2.5</sub> .....	149
4.7	Análisis de la contaminación con variables atmosféricas .....	167
4.7.1	Estación Verano .....	167
4.7.2	Estación Invierno .....	171
4.7.3	Análisis estadístico de la influencia de las variables meteorológicas en la dispersión del material particulado .....	175
4.8	Evolución del material particulado en Lima Metropolitana.....	177
4.8.1	Evolución diaria por estaciones de PM <sub>10</sub> .....	177
4.8.2	Evolución mensual por estaciones de PM <sub>10</sub> .....	178
4.8.3	Evolución anual por estaciones de PM <sub>10</sub> .....	179
4.8.4	Evolución diaria por estaciones de PM <sub>2.5</sub> .....	179
4.8.5	Evolución mensual por estaciones de PM <sub>2.5</sub> .....	181
4.9	Discusión final.....	181
5	Conclusiones.....	189
6	Recomendaciones .....	192
7	Bibliografía .....	194
8	Anexo.....	209

## INDICE DE TABLAS

Pág.

Tabla 2.1 Concentración y ciclos globales de gases atmosféricos .....	13
Tabla 2.2: Principales partículas en la atmósfera .....	22
Tabla 2.3: Ranking de principales causas de morbilidad en callao y Lima.....	34
Tabla 2.4: Morbilidad registrada para enfermedades respiratorias en Lima Metropolitana (incluye Callao) .....	36
Tabla 2.5: Factores de emisión de Monóxido de carbono (CO).....	43
Tabla 3.1: Población por áreas interdistritales de Lima Metropolitana.....	61
Tabla 3.2: Estaciones de monitoreo en la zona de Lima Metropolitana .....	63
Tabla 3.3: Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire.....	67
Tabla 3.4: Niveles de Estados de Alerta Nacionales para Contaminantes del Aire .....	68
Tabla 3.5: Clasificación de los estados de la calidad del aire.....	68
Tabla 3.6: Valores de índice de Calidad Ambiental (INCA) .....	69
Tabla 3.7: Guías de Calidad del Aire por OMS .....	70
Tabla 3.8: Condiciones climatológicas registradas .....	80
Tabla 3.9 Cantidad de vehículos en Lima Metropolitana (en unidades).....	85
Tabla 3.10: Límite de antigüedad del transporte público .....	86
Tabla 3.11: Antigüedad de unidades autorizadas de transporte público de lima por modalidad de servicio – al 28/05/2009 .....	86
Tabla 3.12: Clasificación del parque automotor por tipo de vehículo (unidad) .....	88
Tabla 3.13: Parque vehicular por tipo de transporte (unidades).....	89
Tabla 3.14: Parque vehicular por el tipo de combustible (en unidades).....	91
Tabla 3.15: Factores de Emisiones según tipo de combustible .....	92
Tabla 3.16 Datos observados en la estación de monitoreo Palacio Municipal de ATE .....	93

Tabla 3.17 Lista de símbolos.....	95
Tabla 3.18 Inventario de emisiones del MTC (2004) en Lima Metropolitana en ton/año	103
Tabla 3.19 Categoría de calles y porcentaje del total de emisión en Lima .....	103
Tabla 3.20: Lista de las especies químicas disponibles en el inventario antropogénico...	114
Tabla 3.21: Lista de especies disponibles dentro del sistema PREP-CHEM-SRC.....	116
Tabla 4.1: Concentración anual de Monóxido de Carbono hasta el año 2040.....	123
Tabla 4.2: Concentración anual de Óxidos de Nitrógeno hasta el año 2040 .....	124
Tabla 4.3: Concentración anual de Dióxido de Azufre hasta el año 2040 .....	125
Tabla 4.4: Concentración anual de PM <sub>2.5</sub> hasta el año 2040 .....	126
Tabla 4.5: Concentración de (PTS) hasta el 2040 .....	127
Tabla 4.6: Concentración anual de PM <sub>10</sub> hasta el 2040 .....	128
Tabla 4.7 Total de Emisiones por Contaminante (kg/año).....	129
Tabla 4.8 Resultados del modelo: SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> y O <sub>3</sub> .....	131
Tabla 4.9: Medidas de bondad de ajuste de la variable temperatura.....	133
Tabla 4.10: Medidas de bondad de ajuste de la variable humedad relativa .....	135
Tabla 4.11: Medidas de bondad de ajuste de la variable velocidad zonal U.....	137
Tabla 4.12: Medidas de bondad de ajuste de la variable temperatura.....	139
Tabla 4.13: Medidas de bondad de ajuste de la variable humedad relativa .....	140
Tabla 4.14: Medidas de bondad de ajuste de la variable velocidad zonal U.....	142
Tabla 4.15: Medidas de bondad de ajuste de la variable material particulado PM <sub>10</sub> .....	144
Tabla 4.16: Medidas de bondad de ajuste de la variable material particulado PM <sub>2.5</sub> .....	145
Tabla 4.17: Zonas y distritos de la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana.....	146
Tabla 4.18: Comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el PM <sub>10</sub> . ....	176
Tabla 4.19: Comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el PM <sub>2.5</sub> .....	176

## INDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 2.1: Contaminación generada por el parque automotor .....	18
Figura 2.2: Calidad del aire según estaciones de monitoreo en Lima-SO <sub>2</sub> .....	19
Figura 2.3: Calidad del aire según estaciones de monitoreo en Lima-NO <sub>2</sub> .....	20
Figura 2.4: Calidad del aire (PM <sub>2,5</sub> ) según estaciones de monitoreo en Lima. ....	26
Figura 2.5: Calidad del aire (PM <sub>10</sub> ) según estaciones de monitoreo en Lima.....	27
Figura 2.6: Efectos de los contaminantes del aire en la salud .....	29
Figura 2.7: Enfermedades causadas por la contaminación del parque automotor.....	31
Figura 2.8: Mapa de vientos en la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana.....	32
Figura 2.9: Clases de estabilidad según Pasquill-Guifford: perfil vertical de temperatura. ....	37
Figura 2.10: Variación Temporal de PM <sub>10</sub> evaluado el 27 de Julio de 1999 .....	39
Figura 2.11: Altura de la Capa límite Planetaria para el 27 de Julio de 1999 .....	40
Figura 2.12: Efecto de la rugosidad del terreno sobre el perfil de velocidad del viento .....	41
Figura 2.13: Componentes de un modelo comprensivo de la calidad del aire .....	45
Figura 2.14: Elevación del perfil de concentración de un penacho Gaussiano. ....	46
Figura 2.15: Curva de distribución normal Gaussiana .....	47
Figura 3.1: Camino metodológico general .....	60
Figura 3.2 Coordenadas geográficas de Lima Metropolitana.....	61
Figura 3.3: Mapa de Lima Metropolitana y sus distritos.....	62
Figura 3.5: Cuenca Atmosférica Lima-Callao.....	63
Figura 3.4: Red de Monitoreo en la zona Metropolitana de Lima .....	64
Figura 3.6: Vientos predominantes en la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana .....	65
Figura 3.7: Sistema de modelización de la calidad del aire.....	72
Figura 3.8: Estructura operacional del sistema de modelización .....	73
Figura 3.9: Preprocesador M-SPACK.....	74

Figura 3.10: Preprocesador de emisiones PREP-CHEM-SRC .....	75
Figura 3.11: Preprocesador de emisiones D-PREP-CHEM-SRC .....	76
Figura 3.12: Preprocesador de transporte y química.....	78
Figura 3.13: Post-procesamiento del modelo .....	79
Figura 3.14: Variación mensual de la temperatura y humedad relativa del 2014-2015.....	80
Figura 3.15: Variación mensual de la capa de mezcla 2012 .....	81
Figura 3.16: Variación mensual de la capa de mezcla 2014 .....	82
Figura 3.17: Evolución mensual del comportamiento de la velocidad del viento, 2014 ....	83
Figura 3.18: Evolución mensual del comportamiento de la precipitación, 2014.....	83
Figura 3.19: Variación porcentual en el parque Automotor a nivel Nacional .....	84
Figura 3.20: Población total censada hasta el 2012 – Lima Metropolitana .....	85
Figura 3.21 Viajes motorizados en Lima .....	87
Figura 3.22 Clasificación del parque automotor por tipo de transporte.....	87
Figura 3.23: Clasificación del parque vehicular por uso de combustible .....	90
Figura 3.24: Parque Vehicular según tipo de combustible.....	90
Figura 3.25: Latitud y longitud del mapa del Perú.....	102
Figura 4.1: Total de Contaminación Proyectada al 2040 .....	130
Figura 4.2: Temperatura observada y simulada a escala horaria .....	132
Figura 4.3: Correlación entre las temperaturas observadas y simuladas.....	133
Figura 4.4: Humedad relativa observada y simulada a escala horaria .....	134
Figura 4.5: Correlación entre la humedad relativa observada y simulada .....	134
Figura 4.6: Velocidad (zonal U) observada y simulada a escala horaria .....	136
Figura 4.7: Correlación entre la velocidad (zonal U) observada y simulada .....	136
Figura 4.8: Temperatura observada y simulada a escala horaria .....	138
Figura 4.9: Correlación entre las temperaturas observadas y simuladas.....	138
Figura 4.10: Humedad relativa observada y simulada a escala horaria .....	139

Figura 4.11: Correlación entre la humedad relativa observada y simulada.....	140
Figura 4.12: Velocidad (zonal U) observada y simulada a escala horaria .....	141
Figura 4.13: Correlación entre la velocidad (zonal U) observada y simulada .....	141
Figura 4.14: PM10 observado y simulado a escala horaria.....	143
Figura 4.15: Correlación entre PM10 observado y simulado .....	143
Figura 4.16: PM2.5 observado y simulado a escala horaria.....	144
Figura 4.17: Correlación entre PM2.5 observado y simulado.....	145
Figura 4.18: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 00:00 horas .....	151
Figura 4.19: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 03:00 horas .....	152
Figura 4.20: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 06:00 horas .....	153
Figura 4.21: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 09:00 horas .....	154
Figura 4.22: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 12:00 horas .....	155
Figura 4.23: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 15:00 horas .....	156
Figura 4.24: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 18:00 horas .....	157
Figura 4.25: Concentración de PM <sub>10</sub> a las 21:00 horas .....	158
Figura 4.26: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 00:00 horas .....	159
Figura 4.27: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 03:00 horas .....	160
Figura 4.28: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 06:00 horas .....	161
Figura 4.29: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 09:00 horas .....	162
Figura 4.30: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 12:00 horas .....	163
Figura 4.31: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 15:00 horas .....	164
Figura 4.32: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 18:00 horas .....	165
Figura 4.33: Concentración de PM <sub>2.5</sub> a las 21:00 horas .....	166
Figura 4.34: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs velocidad del viento .....	167
Figura 4.35: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs temperatura.....	168
Figura 4.36: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs humedad relativa .....	168

Figura 4.37: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs velocidad del viento .....	169
Figura 4.38: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs temperatura.....	170
Figura 4.39: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs humedad relativa .....	170
Figura 4.40: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs velocidad del viento .....	171
Figura 4.41: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs temperatura .....	172
Figura 4.42: Variación media horario de PM <sub>10</sub> vs humedad relativa.....	172
Figura 4.43: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs velocidad del viento .....	174
Figura 4.44: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs temperatura.....	174
Figura 4.45: Variación media horario de PM <sub>2.5</sub> vs humedad relativa .....	175
Figura 4.46: Evolución diaria de PM <sub>10</sub> , 2014.....	177
Figura 4.47: Evolución diaria de PM <sub>10</sub> , 2015.....	178
Figura 4.48: Evolución mensual de PM <sub>10</sub> , 2015 .....	178
Figura 4.49: Evolución anual de PM <sub>10</sub> .....	179
Figura 4.50: Evolución diaria de PM <sub>2.5</sub> , 2014.....	180
Figura 4.51: Evolución diaria de PM <sub>2.5</sub> , 2015 .....	180
Figura 4.52: Evolución mensual de PM <sub>2.5</sub> , 2015.....	181

## RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo simular numéricamente el transporte de los contaminantes atmosféricos en especial el  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (material particulado con diámetro aerodinámico menor a 10 y 2.5  $\mu m$  respectivamente) y su relación con las condiciones meteorológicas en Lima Metropolitana. El estudio es un aporte científico importante para el Perú porque se logra estimar y pronosticar el gran impacto ambiental que causa las emisiones de fuentes móviles en Lima Metropolitana, además es importante para trabajos futuros como estimarse pronósticos de contaminación para todo el país y usarse para temas relacionados como determinar áreas potencialmente peligrosas de enfermedades alérgicas e incluso estudiar los riesgos toxicológicos de HAPs que están presentes en el material particulado en las áreas potencialmente contaminadas. Para la simulación numérica se utilizó el programa científico de código abierto denominado CCATT-BRAMS elaborado en fortran 90 con actualizaciones desarrolladas en INPE/CPTEC (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) Brasil. Se han analizado los diferentes códigos de simulación con la finalidad de adecuar los datos iniciales y de frontera y los enlaces que tienen lugar para simular y alcanzar los resultados esperados. Se han incorporado nuevos indicadores de relaciones de  $NO_x/VOC$  y  $CO/COV$  medidos y simulados adecuados para Lima Metropolitana. Los datos iniciales se obtuvieron de los registros de las variables meteorológicas y las concentraciones de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y gases. Para ello se ha analizado series anuales recientes (2014 al 2015) de datos diarios y horarios tomados de la red de monitoreo de SENAMHI los cuales se denominarán “datos observados”, obtenidos en distintas estaciones de medida en Lima Metropolitana. Se ha realizado los cálculos de estimaciones de emisiones propias usando los factores de emisión según la EPA que sirven como dato de entrada al código CCATT-BRAMS y para ello ha sido necesario hacer un análisis propio de variables como clases, tipos y número de vehículos, consumos energéticos locales y nacionales del parque automotor, crecimiento poblacional, número de enfermos por enfermedades respiratorias en los periodos del 2006 al 2013, adicionalmente se hicieron proyecciones al 2040 mediante un análisis estadístico. Las concentraciones simuladas de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  fueron obtenidos por el programa numérico de transporte (CCATT) y las variables meteorológicas obtenidos por el modelo numérico de la atmósfera, a través del sistema de modelación atmosférico regional (BRAMS). Se validaron los resultados con los datos observados. Se concluye una

simulación adecuada de las variables meteorológicas y de emisiones para Lima metropolitana.

*Palabras Clave:* Concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , factores de emisión, pronóstico meteorológico, pronóstico de la contaminación atmosférica, simulación numérica.

## ABSTRACT

The present work aims to numerically simulate the transport of atmospheric pollutants, especially  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  (particulate matter with aerodynamic diameter less than 10 and 2.5 microns respectively) and its relation with meteorological conditions in Metropolitan Lima. The study is an important scientific contribution for Peru because it is possible to estimate and forecast the great environmental impact caused by the emission of mobile sources in Metropolitan Lima, and it is important for future works such as estimation of contamination forecasts for the whole country and use for topics related issues such as determining potentially hazardous areas of allergenic diseases and even studying the toxicological risks of PAHs that are present in particulate matter in potentially contaminated areas. For the numerical simulation the scientific open source program called CCATT-BRAMS was developed in FORTRAN 90 with updates developed in INPE/CPTEC (National Institute for Space Research / Center for Weather Forecasting and Climate Studies) Brazil. The different simulation codes have been analyzed in order to adapt the initial and boundary data and the links that take place to simulate and achieve the expected results. New metric and simulated  $NO_x/VOC$  and  $CO/COV$  ratios have been incorporated into metropolitan Lima. The initial data were obtained from the records of the meteorological variables and the concentrations of  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and gases. For this purpose, we have analyzed recent annual series (2014 to 2015) of daily data and timetables for the concentration of emissions and meteorological data taken from the SENAMHI monitoring network, which will be called "observed data" obtained at different measurement stations in Lima Metropolitan. Estimates of own emissions have been calculated using the EPA emission factors that serve as input data to the CCATT-BRAMS code and for this it has been necessary to make a proper analysis of variables such as classes, types and number of vehicles, local and national energy consumption of motor vehicles, population growth, number of patients from respiratory diseases in the periods from 2006 to 2013, projections were also made in 2040 by means of a statistical analysis. The simulated concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  were obtained by the numerical transport program (CCATT) and the meteorological variables obtained by the numerical model of the atmosphere, through the regional atmospheric modeling system (BRAMS). Results were validated with observed data. We conclude an adequate simulation of the meteorological and emission variables for metropolitan Lima.

Keywords: Concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ , emission factors, weather forecast, forecast of air pollution, numerical simulation.

## I. INTRODUCCIÓN

La contaminación es uno de los problemas ambientales más importantes que afectan a nuestro mundo y surge cuando no existe un equilibrio, como resultado de la presencia en el aire de materiales nocivos producidos por el hombre, en cantidades grandes como para producir efectos perjudiciales para el medio ambiente como para el hombre. Dicho problema, está presente en todas las sociedades, independientemente del nivel de desarrollo socioeconómico, y constituye un fenómeno que tiene particular incidencia sobre la salud del hombre (Romero, Olite, & Alvarez, 2006).

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) en las “Guías de calidad de aire” mencionan que los cuatro contaminantes que ocasionan perjuicio a la salud son: material particulado (PM, por sus siglas en inglés), ozono ( $O_3$ ), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ) y dióxido de azufre ( $SO_2$ ). La OMS menciona para el 2012 hubo 3 millones de muertes prematuras por año, de las cuales el 72% murió por cardiopatía isquémica y accidente cardiovascular, el 14% por neumonía obstructiva crónica o infección aguda de las vías respiratorias inferiores y el 14% murió de cáncer pulmonar debido a la exposición principal de  $PM_{10}$  o menores.

Según, el Banco Mundial, para el 2009 Lima lideraba como la ciudad más contaminada con más de  $80 \mu g/m^3$  de  $PM_{10}$ . En el 2011, en la zona Lima Este se sobrepasó los límites máximos permisibles en  $PM_{10}$ , siendo estos, de ( $50 \mu g/m^3$ ) obteniendo en algunos meses cantidades de  $64.48 \mu g/m^3$  en el mes de Enero y de  $77.68 \mu g/m^3$  en el mes de Marzo y teniendo en promedio ese año un valor de  $52 \mu g/m^3$  en todo el año. Además, la Dirección de Salud V “DISA V”, manifiesta estadísticamente que la morbilidad en Lima Metropolitana en el año 2006 y 2007 se debe por afecciones respiratorias en un 25 %. Esto demuestra que tenemos una ciudad muy contaminada por el uso de los combustibles tradicionales.

En el Perú, se estableció el Consejo Nacional del Ambiente (CONAM) según la ley del Consejo Nacional del Ambiente N° 26410 el 22 de diciembre del 2004. Según, esta ley el CONAM se encargaba de promover la conservación del ambiente a fin de coadyuvar el

desarrollo integral de la persona humana sobre la base de garantizar una adecuada calidad de vida y propiciar el equilibrio entre el desarrollo socioeconómico, el uso sostenible de los recursos naturales y la conservación del ambiente (MINEM, 1994).

Como antecedente a nivel normativo, en el año 2001, se aprobó el Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire, mediante el Decreto Supremo 074-2001-PCM (norma publicada el 24 de junio del 2001), en el cual se restringe a los contaminantes Dióxido de Azufre, Dióxido de Nitrógeno, Ozono, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Esta norma tiene como objetivo controlar la contaminación crónica, es decir, por espacios de tiempo prolongados y sostenidos. Posteriormente, en el año 2003, se aprobó el Reglamento de los Niveles de Estados de Alerta Nacionales para Contaminantes del Aire, a través del Decreto Supremo N° 009-2003-SA (norma publicada el 25 de junio del 2003) el cual tiene como objetivo controlar la contaminación aguda a través de exposiciones de corta duración, los cuales se caracterizan por requerir medidas inmediatas para reducir la concentración del contaminante en el aire y disminuir la exposición de la población a dichos contaminantes. Esta norma fue posteriormente modificada a través del Decreto Supremo 012-2005-SA (publicada el 10 de mayo del 2005).

En las últimas décadas en el Perú, es poco lo que se ha hecho para reducirla a niveles aceptables o permitidos. A principios de la presente década se emitieron dos normas legales substanciales que tienen como objetivo principal controlar los niveles de los contaminantes; sin embargo, hasta la fecha, no logran el real efecto para el que fueron dictaminadas: reducir la contaminación.

Actualmente, según el Ministerio del Ambiente los principales responsables de la contaminación en Lima Metropolitana se encuentran generados por el parque automotor (70%) y el porcentaje restante por la industria estacionaria (MINAM, 2012).

Según SENAMHI (2012) entre las especies químicas más frecuentes que causan alteraciones en la composición de la atmósfera se encuentran los aerosoles, óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), hidrocarburos (HnCm), ozono (O<sub>3</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

El principal problema relacionado con la contaminación del aire es el material particulado que resulta ser una de las más dañinas para la salud (U.S. EPA, 1999). Hay evidencia que demuestra que este tipo de contaminación genera complicaciones asmáticas, enfermedades

bronquiales e inclusive hasta la muerte prematura. Dentro de todos los contaminantes del aire, las partículas en suspensión resultan ser las más peligrosas.

Estos problemas de contaminación del aire se agravan principalmente en las ciudades capitales debido a la densidad poblacional. Así, tal como lo menciona la Iniciativa del Aire Limpio para América Latina, el principal problema de contaminación atmosférica en Lima Metropolitana es la alta concentración de  $PM_{10}$ . En Lima Metropolitana, las enfermedades asociadas con la contaminación del aire son las que se relacionan con las vías respiratorias (bronquitis crónica, bronquitis aguda, ataques de asma, enfermedades respiratorias, entre otras).

El trabajo de investigación se justifica por varios aspectos, uno de ellos es conociendo la peligrosidad del contaminante y el tipo de contaminante que más afecta a nuestra ciudad en salud, es determinar con certeza y aproximación su concentración a nivel regional y temporal; el otro relacionado al grupo de personas según su localización que esta afecta según los pronósticos meteorológicos de Lima Metropolitana y además, a la reducción del impacto económico que se obtendría por tomar políticas de disminución o prevención de los contaminantes con políticas de uso de gas licuado de petróleo y gas natural.

## **1.1 OBJETIVOS**

Los objetivos de la presente tesis se especifican a continuación:

### **1.1.1 OBJETIVOS GENERALES**

Modelar numéricamente la concentración del  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  y sus relaciones con las condiciones meteorológicas en Lima Metropolitana usando el modelo CCATT-BRAMS.

### **1.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- i. Definir la base de datos que usará el modelo científico CCATT BRAMS (Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modelling System) para Lima Metropolitana.
- ii. Estimar la emisión de los contaminantes atmosféricos anuales más relevantes principalmente  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (adicionales CO,  $NO_x$ ,  $SO_x$ ) del parque automotor en Lima Metropolitana mediante el uso de los factores de emisión.
- iii. Estimar las variables meteorológicas y las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  a nivel espacial y temporal usando el modelo CCATT-BRAMS en Lima Metropolitana.

- iv. Estimar las variables meteorológicas y las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  mediante la red de monitoreo de la calidad del aire por parte de SENAMHI en Lima Metropolitana.
- v. Validar los resultados del modelo meteorológico y la concentración de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  incorporados en el modelo CCATT-BRAMS con los datos tomados de las estaciones de monitoreo de la calidad de aire por parte de SENAMHI.
- vi. Relacionar las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  con las variables meteorológicas.

## **II. REVISIÓN DE LA LITERATURA**

En esta parte de la tesis se desarrolla los antecedentes sobre el desarrollo, modificación y uso del modelo matemático CCATT-BRAMS u otros programas científicos en Europa, Asia y América, las variables que intervienen en el desarrollo de esta, como conceptos, normas técnicas empleadas, impacto generado por el material particulado y gases contaminantes.

### **2.1 ESTADO DEL ARTE**

Para determinar la modelación de la dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos por el tráfico vehicular utilizando sistemas de cómputo, es necesario conocer la cantidad de emisiones para lo cual existen métodos de estimación basados en los factores de emisión, la comunidad Europea utiliza el método CORINAIR que considera el modelo y la categoría del vehículo, esto permite que cada país de la Comunidad Europea tenga su inventario de emisiones móviles los cuales son el punto de partida para realizar la modelación de la dispersión de contaminantes atmosféricos (Baldasano & Toll, 2000), estos inventarios son revisados y actualizados anualmente (Racero, 2006).

En Estados Unidos de Norte América, la modelación de la dispersión de contaminantes ambientales utilizan sistemas de cómputo que está bien desarrollada, cuentan con estaciones de monitoreo de la contaminación ambiental y poseen su propio inventario de emisiones de acuerdo a su realidad.

En Latinoamérica se tienen trabajos sobre el cálculo de emisiones vehiculares de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Medellín – Colombia mediante factores de emisión CORINAIR (EMEP/CORANAIR, 2003) en la cual se realizó un inventario de emisiones de fuentes móviles los cuales son actualizados anualmente (Toro G. , 2001).

En la Habana Cuba se realizó trabajos de modelación de la dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos por el tráfico vehicular en una vía utilizando sistemas de cómputo, los resultados permitieron analizar estrategias con vistas a reducir las emisiones y afectaciones generadas por el tráfico de vehículos (Paz, 2005). La ausencia de una red de

medición de calidad del aire es una de las limitaciones de todo estudio de contaminación atmosférica, puesto que no es posible tener la contaminación de fondo existente, por lo que sólo se modela el aporte aproximado de las fuentes contaminantes, esta carencia se da en la mayoría de las ciudades de América Latina.

La estimación de la variación espacial y temporal de emisiones de los vehículos es la mayor fuente de incertidumbre tal como lo menciona Vivanco y Andrade (2006) en el trabajo que desarrolla en la estimación de emisiones en Sao Paulo al sur de Brasil.

Huo et al. (2011) en su trabajo de investigación de modelamiento de emisiones vehiculares en las ciudades de China menciona que las emisiones están relacionadas al tipo de vehículo y combustible usado en la ciudad. Menciona algo muy importante relacionado a que los factores de emisión por ciudad son diferentes y esto es debido a las características locales de tráfico en cada ciudad.

También, Wang et al. (2008) realizó un estudio similar en Shanghái-China, obteniendo que el tráfico vehicular es el más predominante en la contaminación atmosférica y obteniendo emisiones diferentes debido al uso de cada combustible y tipo de vehículo usado.

Parra et al. (2006) realizó un estudio de los episodios del ozono en California. Menciona que los inventarios de emisiones es una herramienta muy importante para el uso del modelo de transporte químico que necesitó para la modelación, usó el modelo EMICAT2000. Saide et al. (2009) realizó un estudio de inventario de emisiones con las algunas correcciones al método proxy usado para una red de carreteras, que en conclusión subestima los resultados de emisión. El método que propone es desagregación que usa dos tipos de datos, datos indirectos (densidad de la población, uso de los suelos) y datos directos (tráfico de vehículos, contador de tráfico, capacidad de carreteras, y modelos de transporte). Recomienda usar el contador de tráfico si esto está disponible.

Se logra resultados satisfactorios del comportamiento de la dispersión a nivel continental (Alonso et al., 2010 y Alonso 2008) mediante el modelo CCATT-BRAMS (*Coupled Chemistry, Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian Developments on the Regional Atmospheric Modeling System*) (Freitas et al., 2009; Longo et al., 2010, Longo et al., 2013) para Bogotá. Adicionalmente se han realizado estudios a menor escala en Argentina utilizando el modelo Fifth-Generation NCAR/Penn State Mesoscale, acoplado con el modelo de calidad del aire Polyphemus MM5-POLYPHEMUS (Grell et al., 1994) - (Mallet et al., 2007), para representar el comportamiento del CO en la ciudad de Buenos

Aires (Dawidowski L. et al., 2009) y la evaluación de escenarios de reducción de COV's y NOx en la misma zona con el modelo CCATT-BRAMS (Ulke et al., 2008).

En Chile se ha realizado varios estudios en los últimos 10 años, que han sido el inicio de trabajos nuevos como los de Alcanfuz (2008) utilizando el sistema MM5-POLYPHEMUS para el pronóstico de calidad del aire en Santiago de Chile, Arroyo (2010) quien ejecutó un estudio exploratorio del modelo CCATT-BRAMS, y Saide et al. (2011) quien aplicó el modelo meteorológico Weather Research Forecast (Skamarock & Klemp, 2008) acoplado con el módulo de química de trazadores WRF-Chem (Grell,2005).

En Ecuador se ha avanzado en lo relacionado al uso del sistema WRF-Chem para la representación del comportamiento de calidad del aire de la zona del Distrito de Quito con un inventario de emisiones propio (Parra & Paez, Estrategia para el desarrollo de un modelo de predicción de la calidad del aire de Quito y resultados preliminares de la fase de diagnóstico, 2006), (Parra & Díaz, 2007).

En Colombia desde 2001 la Universidad Pontificia Bolivariana ha desarrollado estudios para la generación de inventarios de emisiones y su influencia en la calidad del Aire de Medellín y el Valle de Aburra, aplicando técnicas de estimación como el modelo EUMAC zooming model (Moussiopoulous, 1995) por Toro y Ramírez (2001), complementando sus resultados mediante la ejecución y evaluación del sistema de simulación de calidad del aire conformado por el modelo Regional Atmospheric Modeling System (Pielke et al., 1992; Cotton et al., 2003) acoplado al módulo de calidad del aire Comprehensive Air Quality Model with eXtensions (Environ, 2007) denominado RAMS-CAMx para gases y partículas (CIDI 2008). Con respecto a sistemas de modelación de calidad de aire, en Bogotá se han realizado una serie de estudios con la finalidad de explicar el comportamiento de la atmósfera, principalmente en la determinación de la emisión de contaminantes, seguida de la formación, transporte, destino y niveles de exposición de la población. Se utilizaron estudios como la interpolación geo estadística de los datos de calidad del aire (Cely 2002, Cáceres 2009), la aplicación de modelos gaussianos (Ruiz, 2002; Benavidez, 2003; Sánchez ét al. 2003) y la simulación tridimensional (Zarate, 2007; Rojas, 2010; Aristizábal, 2010; Rincón, 2010; Guerrero, 2012; Rincón, 2013). La calidad del aire ha sido proporcionada por medio de la red de monitoreo de calidad del aire. En las áreas donde no existía estación de monitoreo Cely et al. (2002) propusieron el uso de las interpolaciones geo estadísticas de distancia inversa ponderada (IDW) y de Krigging, encontrando niveles más bajos de error para IDW. Posteriormente en otro estudio Cáceres

(2009) desarrolló un algoritmo para mejorar el método de interpolación IDW y el post-procesamiento de la calidad del aire reportada en los informes periódicos. Con base en la información meteorológica de la red de monitoreo de calidad del aire y el inventario de emisiones realizado por la JICA en 1992, Sánchez et al. (2002) utilizó por primera vez un modelo gaussiano para predecir la concentración de contaminantes atmosféricos no reactivos, causados por veinte chimeneas, sin considerar fuentes móviles. Para el estudio utilizó el dominio del área urbana de Bogotá con tamaños de celda de 1 km x 1 km, en los cuales se asumiría igual valor de concentración resultante por la superposición de los penachos provenientes de las fuentes analizadas. Se obtuvieron aproximaciones de dirección de pluma para un episodio de estudio fechado el 24 de abril de 2000, para las 7:00 am y las 18:00, determinando concentraciones a 100 m del nivel del suelo, los mapas ilustran dispersión en dirección norte nororiental en las mañanas y dirección este en las tardes. Ruiz (2002) desarrolló módulos operativos para calcular el micro meteorología y dispersión de contaminantes, los cuales tuvieron en cuenta la ubicación geográfica de Bogotá, en donde la fuerza de Coriolis puede asumirse como despreciable. El modelo gaussiano de estado estacionario utilizado consideró la geometría de las vías, el efecto de turbulencia por el tránsito de vehículos y la dispersión vertical y horizontal. No incluyó efecto por deposición seca o húmeda. Los factores de emisión tenidos en cuenta para las fuentes móviles se basaron en la mayor similitud entre la flota europea y la colombiana, por lo que se utilizó la base de datos del programa para el cálculo de emisiones de tráfico rodado COPERT II (Alhvik et al., 1997) de la Agencia Ambiental Europea. Para una simulación local permitió a Benavidez (2003) desarrollar una metodología para la aplicación del modelo gaussiano aprobado por la US EPA, ISC3 (*Industrial Source Complex*) para la simulación de la pluma de contaminación de material particulado generado por fuentes puntuales. En una evolución significativa de la modelación de calidad del aire para la ciudad, Zárate (2007) aplicó el modelo euleriano meteorológico FVM (*Finite Volume Model*), el cual posee un módulo de turbulencia urbana específicamente diseñado para modelar el efecto de las construcciones de ciudad sobre la meteorología, al representarlas como un conjunto de paralelepípedos de concreto. Se definió un dominio amplio de 1008 km x 1008 km de 24 km de resolución, para generar condiciones iniciales y de frontera para un dominio menor de 212 km x 212 km y resolución de 4 km. El dominio vertical alcanzó los 11 km, divididos en capas de espaciamiento creciente en un factor de 1.2. Una vez estimados los campos meteorológicos, Zárate aplicó el modelo de calidad del aire TAPOM (*Transport Air Pollution Model*), que incluyó el mecanismo

químico RACM (*Regional Atmospheric Chemistry Mechanism*) (Stockwell et al., 1997), el solucionador químico de fase gaseosa de Gong y Cho, el módulo ISORROPIA (Nenes et al., 1998) para aerosoles inorgánicos, algoritmos de transporte pasivo de aerosoles orgánicos, así como el módulo de cálculo de tasas de fotólisis TUV; con el propósito de evaluar los inventarios de emisiones de 2002 y el comportamiento del penacho de contaminantes. Se utilizó un dominio de 55 km x 55 km con celdas de 1 km x 1 km. En la vertical, la malla se definió hasta los 7300 m, divididos en capas desigualmente espaciadas en un factor de 1.2 a 1.6. Aristizábal (2010) usó el modelo euleriano de Investigación Meteorológica (WRF) para representar la meteorología y el modelo CHIMERE (Rouil et al., 2009) de transporte y fotoquímica, junto con la base de datos de emisiones EDGAR (*The Emissions Database for Global Atmospheric Research* - <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>, Olivier et al., 1996, 1999), para la determinación de condiciones de frontera que pudiesen realimentar el modelo FVM-TAPOM. Saldarriaga (2013) trabajó en el estudio del efecto del incremento de la radiación solar global y de la temperatura superficial asociado al fenómeno de El Niño, o ciclo cálido de ENSO (*El Niño-Southern Oscillation*), en la concentración superficial de ozono (O<sub>3</sub>) en Bogotá para febrero de 2009 (fase neutra) y febrero 2010 (fase cálida de El Niño). Los análisis de la temperatura superficial, en las estaciones de monitoreo de la RMCAB y del aeropuerto El Dorado del IDEAM. Rincón (2012) estudió el desempeño del modelo de dispersión de tipo bocanada, lagrangiano, no estacionario Calpuff (Scire et al., 2006), alimentado a través del paquete de pronóstico de Calmet, tomando como condiciones iniciales los resultados del modelo meteorológico WRF. Para este propósito propuso un conjunto de casos modificando algunas parametrizaciones y un triple anidado de dos vías con resoluciones de 30 km, 10 km y 3.3 km, seleccionando la configuración de ajuste más adecuado a través de un análisis estadístico (menor sesgo, menor desviación estándar) con la herramienta AMET (Atmospheric Meteorologic Model Tool). Guerrero (2013), propuso una metodología para la evaluación los datos de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), incluyendo inicialmente el análisis estadístico de los resultados de las mediciones de la red para identificar las estaciones que poseen información estadísticamente mutua. Adicionalmente utilizó el modelo Lagrangiano estocástico STILT (*Stochastic Time Inverted Lagrangian Transport*) (Lin et al., 2003), con lo cual se describieron los rangos de mayor probabilidad de proveniencia (modelo inverso) de las masas de aire que son medidas por las estaciones de muestreo denominadas huellas de influencia. Westerlund et al. (2014) introdujo dentro de las aproximaciones disponibles, el uso de pronóstico

combinado como técnica de modelación estadística para la estimación de niveles de contaminantes en el aire a partir de la información de monitoreo de una estación, demostrando mejor desempeño sobre técnicas convencionales como regresión lineal y redes neuronales. Kumar et al. (2014) estimó las concentraciones de Ozono para varios episodios de contaminación durante 2010, utilizando el modelo WRF-chem hasta 3 km de resolución basado en inventarios de base de datos globales de baja resolución, encontrando que el modelo es capaz de reproducir los cambios temporales de temperatura, humedad y viento, con tendencia a la subestimación de la temperatura y velocidad del viento, y sobrestimación de Ozono para los episodios seleccionados. Pachón et al. (2014) y Nedbor et al. (2014) mencionan el comienzo del desarrollo en la implementación del modelo meteorológico para Bogotá basado en WRF y del modelo de transporte y química de contaminantes troposféricos CMAQ a resoluciones de 27 km, 9 km, 3 km y 1 km, los cuales incluirían la actualización de los inventarios de emisiones de fuentes móviles, fijas, biogénicas y de resuspensión de polvo (Baublitz et al., 2014a, Baublitz et al., 2014b, Galvis et al., (2014a), Galvis et al., (2014b). Reboledo et al., (2015) analizaron varios esquemas de configuraciones físicas del modelo WRF correspondientes a microfísica de nubes, capa límite y convección sobre Bogotá, identificando la configuración con esquema Morrison de segundo momento, BouLac y Betts-Miller-Janjic, respectivamente, como aquella con mejor desempeño, aun cuando se indica deficiencias en la representación de la dirección del viento. Por otro lado, González et al. (2016) afirma que en Bogotá-Colombia domina la actividad vehicular con el 90% de emisiones y comenta que en países emergentes es escasa el estudio de la contaminación atmosférica. Además, enfatiza que el inventario de emisiones es una herramienta para identificar exposición pública de la salud y que los resultados son una información para decisiones políticas. Y en otros temas relacionados Rodríguez et al. (2016) estudio la influencia de los patrones de manejo sobre la emisión de vehículos en Bogotá. Además, menciona que los vehículos que usan Diésel contaminan mayor cantidad de material particulado. Menciona que cuando el transporte es de alta carga, las emisiones se incrementan significativamente. Por último, menciona que existe un ahorro entre 35 a 85 millones de galones por año si que hay un control del flujo del transporte y las aceleraciones frecuentes.

En general en Sudamérica se han estado estudiando y utilizando sistemas de simulación de calidad del aire (SAEMC, 2008), estos comprendidos como herramientas de modelación meteorológica, emisiones, topografía, transporte y química de contaminantes, así como

información de sistemas de monitoreo de calidad del aire. Estos sistemas presentan en su desarrollo el diagnóstico de episodios de contaminación pasados o hipotéticos, que permitirán posteriormente refinar las parametrizaciones de simulación para su uso en el pronóstico de niveles de concentración de calidad del aire.

En nuestro país en el año 2002 solo se realizaron trabajos de investigación sobre la contaminación ambiental generada por el tráfico de vehículos en forma conjunta por la Municipalidad Metropolitana de Lima, Asociación Peruana de Consumidores y Usuarios (ASPEC), Servicio Nacional de Adiestramiento en trabajo Industrial (SENATI) - Lima y liderados por el Ministerio de Transportes, quienes han desarrollado el Proyecto Piloto Demostrativo Ambiental “Control de Gases Contaminantes de Vehículos Motorizados” (CGC), como parte del Proyecto Piloto Demostrativo Ambiental Generación de Tecnologías en Restauración de Áreas con Pastos Alto andinos en Zonas de Explotación Minera (APGEPSENREM)/USAID, cabe indicar que este trabajo se realizó sobre la muestra de 6555 vehículos del transporte público.

## **2.2 LA ATMÓSFERA**

La atmósfera es una capa gaseosa de aproximadamente 10000 km de espesor que rodea la tierra. Está compuesta de gases y partículas sólidas y líquidas en suspensión atraídas por la gravedad terrestre. En ella se producen todos los fenómenos climáticos y meteorológicos que afectan al planeta, regula la entrada y salidas de energía de la tierra y es el principal medio de transferencia de calor. Por compresión, el mayor porcentaje de la masa atmosférica se encuentra concentrado en los primeros kilómetros. Es así, como el 50% de ella se localiza bajo los 5 km, el 66% bajo los 10 km y sobre los 60 km se encuentra solo una milésima parte (Cuadrat & Pita, 2004).

La atmósfera se divide en cinco capas principales:

- La Troposfera: La troposfera es la capa inferior (más próxima a la superficie terrestre) de la atmósfera de la Tierra. A medida que se sube, disminuye la temperatura en la troposfera. En la troposfera suceden los fenómenos que componen lo que llamamos tiempo.
- La Estratosfera: La estratosfera es la segunda capa de la atmósfera de la Tierra. A medida que se sube, la temperatura en la estratosfera aumenta. En esta se encuentra la importante capa de ozono que protege a la Tierra de los rayos ultravioletas (UV). El

ozono provoca que la temperatura suba ya que absorbe la luz peligrosa del sol y la convierte en calor.

- La Mesosfera: La mesosfera es la tercera capa de la atmósfera de la Tierra. La temperatura disminuye a medida que se sube, como sucede en la troposfera. Puede llegar a ser hasta de  $-90^{\circ}$  C. Es la zona más fría de la atmósfera.
- La Termosfera: La termosfera es la cuarta capa de la atmósfera de la Tierra. Se encuentra arriba de la mesosfera. A esta altura, el aire es muy tenue y la temperatura cambia con la actividad solar. Si el sol está activo, las temperaturas en la termosfera pueden llegar a  $1500^{\circ}$  C y hasta más altas. La termosfera de la Tierra también incluye la región llamada ionosfera.
- La Exosfera: La última capa de la atmósfera de la tierra es la exosfera. Esta es el área donde los átomos se escapan hacia el espacio.

### **2.2.1 COMPOSICIÓN DE LA ATMÓSFERA**

La atmósfera se compone principalmente de nitrógeno, de oxígeno, y de varios gases nobles, cuyas concentraciones tienen un cierto valor fijo. Sin embargo, también hay algunos gases que están en cantidades relativamente pequeñas y a veces altamente variables como: el vapor de agua, el dióxido de carbono, ozono, helio, neón, argón, entre otros. La alteración de la constitución de esta capa gaseosa por la incorporación de sustancias en sus diferentes estados se denomina contaminación.

La atmósfera es un sistema dinámico, en el cual grandes cantidades de materiales son añadidas, mediante numerosos procesos naturales y humanos que constituyen las emisiones atmosféricas. Al mismo tiempo, los contaminantes son removidos a través de procesos de deposición tales como: sedimentación gravitacional, interacciones con objetos superficiales tales como plantas y edificios, o lavado por acción de la lluvia (Jorquera, 2000).

El tiempo medio de residencia de una molécula de gas introducida en la atmósfera puede extenderse a partir de horas a millones de años, dependiendo de la especie. La mayor parte de las especies consideradas provienen de fuentes naturales así como fuentes artificiales. (En una región en la cual sus concentraciones exceden substancialmente los niveles normales o de fondo se debe a las emisiones antropogénicas). Por lo tanto, para determinar el efecto de las emisiones artificiales en la atmósfera, es esencial entender los ciclos atmosféricos de los gases del agente contaminador, incluyendo fuentes naturales y

antropogénicas así como mecanismos predominantes del retiro o consumo (Seinfeld J. , 1998). La Tabla 2.1 muestra los gases atmosféricos dispuestos según la naturaleza de sus ciclos globales.

**Tabla 2.1 Concentración y ciclos globales de gases atmosféricos**

Gas	Concentración Media (ppm)	Tiempo medio de residencia	Ciclo	Estado
Ar	9340	-		Acumulación
Ne	18	-	No hay ciclo	durante
Kr	1.1	-	No hay ciclo	la historia
Xe	0.09	-	No hay ciclo	de la tierra
N <sub>2</sub>	780840	10 <sup>6</sup> años	Biológico y microbiológico	-
O <sub>2</sub>	209460	10 años	Biológico y microbiológico	-
CH <sub>4</sub>	1.65	7 años	Biogénico y químico	Estado
CO <sub>2</sub>	332	15 años	Antropogénico, biogénico	Cuasi
CO	0.05-0.2a	65 días	Antropogénico, químico	constante
H <sub>2</sub>	0.58	10 años	Biogénico y químico	o
N <sub>2</sub> O	0.33	10 años	Biogénico y químico	desequilibrio
SO <sub>2</sub>	10 <sup>-5</sup> - 10 <sup>-4</sup>	40 años	Antropogénico, químico	(H <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )
NH <sub>3</sub>	10 <sup>-4</sup> - 10 <sup>-3</sup>	20 días	Biogénico, químico evap.	
NO+NO <sub>2</sub>	10 <sup>-6</sup> - 10 <sup>-2</sup>	1 día	Antropogénico, químico, radiac.	
O <sub>3</sub>	10 <sup>-2</sup> - 10 <sup>-1</sup>	-	Químico	
HNO <sub>3</sub>	10 <sup>-5</sup> - 10 <sup>-3</sup>	1 día	Químico, evaporación	
H <sub>2</sub> O	variable	10 días	Físico químico	
He	5.2	10 años	Físico químico	

**a : las especies con una gama de las concentraciones indicadas son clasificadas como agentes contaminadores del aire (Seinfeld J. , 1998).**

### 2.3 EL AIRE

El aire es una mezcla gaseosa sin olor ni sabor que llena todos los espacios ordinariamente considerados como vacíos.

En cada aspiración el hombre y muchos animales llenan de aire sus pulmones, una persona adulta inhala de 13000 a 15000 litros de aire por día. La calidad del aire que inhalamos no solo es importante para la salud de nuestros pulmones sino que de ella depende la pureza de nuestra sangre, la capacidad de nuestro organismo para sintetizar alimentos, la eliminación de los productos tóxicos, la energía de nuestros músculos, la lucidez de nuestro cerebro y en definitiva la duración y la calidad de nuestra vida.

### **2.3.1 COMPONENTES DEL AIRE**

El aire limpio y puro forma una capa de aproximadamente 500000 millones de toneladas que rodea la Tierra, su composición varía según la altura, los factores climáticos (temperatura, humedad, etc.) y los factores humanos (tales como la cantidad de habitantes de determinado lugar, o el grado de contaminación ambiental). Los componentes del aire pueden dividirse en constantes y variables.

Componentes constantes del aire: Están comprendidos por alrededor de 78% de nitrógeno, 21% de oxígeno y 1% de gases como el dióxido de carbono, argón, neón, helio, hidrógeno, otros gases y vapor de agua.

Componentes variables del aire: Están comprendidos por los demás gases y vapores característicos del aire de un lugar determinado, como por ejemplo, los óxidos de nitrógeno provenientes de las descargas eléctricas durante las tormentas o el óxido de carbono que viene de los escapes de los motores. A medida que se aleja y aumenta la distancia de la superficie de la tierra, la densidad del aire va disminuyendo y su composición varía en las capas altas debido a las constantes mezclas producidas por las corrientes de aire.

### **2.3.2 PROPIEDADES DEL AIRE**

Como propiedades importantes podemos indicar a los siguientes:

- Es de menor peso y densidad que el agua siendo ésta de 1.18 kg/m<sup>3</sup>.
- No tiene volumen definido.
- No existe en el vacío.
- Es un fluido transparente, incoloro, inodoro e insípido.
- Es un buen aislante térmico y eléctrico.
- Un (1) litro de aire pesa 1,29 gramos, en condiciones normales.
- Expansión: Aumento de volumen de una masa de aire al verse reducida la presión ejercida por una fuerza o debido a la incorporación de calor.
- Contracción: Reducción de volumen del aire al verse presionado por una fuerza, pero este llega a un límite y el aire tiende a expandirse después de ese límite.
- Fluidez: Es el flujo de aire de un lugar de mayor a menor concentración sin gasto de energía.
- Presión atmosférica: Fuerza que ejerce el aire a todos los cuerpos.
- Reacciona con la temperatura condensándose en hielo a bajas temperaturas y produce corrientes de aire.

- Está compuesto por varios elementos básicos para la vida.

## **2.4 CONTAMINANTES DEL AIRE**

El aire se contamina cuando se introducen sustancias distintas a su composición natural, o bien, cuando se modifican las cantidades de sus componentes naturales. En sentido amplio, la contaminación del aire puede ser producto de factores naturales como emisiones de gases y cenizas volcánicas, el humo de incendios no provocados, el polvo y el polen y esporas de plantas, hongos y bacterias. Sin embargo, la contaminación derivada de las actividades del ser humano, llamada contaminación antropogénica, es la que representa el riesgo más grave para la estabilidad de la biosfera en general.

Los principales contaminantes del aire se clasifican en: Primarios, que son aquellos que permanecen en la atmósfera tal y como fueron emitidos por la fuente (óxidos de azufre, monóxido de carbono, óxido de nitrógeno, hidrocarburos y partículas), secundarios que son aquellos que han estado sujetos a cambios químicos, o bien, son el producto de la reacción de dos o más contaminantes primarios en la atmósfera como oxidantes fotoquímicos y algunos radicales de corta existencia como el ozono (Kiely, 1999).

Los contaminantes de aire también se han clasificado como contaminantes criterio y contaminantes no criterio. Los primeros se han identificado como comunes y perjudiciales para la salud y el bienestar de los seres humanos. Se les llama criterio porque son objeto de estudios de evaluación publicados en documentos de criterios de calidad del aire (monóxido de carbono, óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, ozono, plomo y material particulado).

Para el caso del material particulado, en los últimos años varios países han especificado como referencia a las partículas con 10 y 2,5 $\mu$ m de diámetro aerodinámico. Estas partículas son comúnmente referidas como PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, respectivamente. La razón fundamental de esta especificación es que las partículas más pequeñas son más peligrosas para la salud de los seres humanos porque son capaces de alcanzar el sistema cardio respiratorio.

### **2.4.1 PROBLEMAS GENERADOS POR LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE**

#### **a. Partículas en Suspensión**

Las partículas en suspensión son todas las partículas sólidas y líquidas que se encuentran suspendidas en el aire, la mayor parte de las cuales suponen un peligro. Esta mezcla

compleja contiene, entre otros, polen, hollín, humo y pequeñas gotas. Presentan tamaños gruesos, finos y ultra finos, y tienen composiciones y orígenes dispares.

Las partículas pueden ser emitidas al aire de forma directa cuando provienen de fuentes como los procesos de combustión o del polvo arrastrado por el viento, o bien formarse en la atmósfera por la transformación de gases emitidos como el  $\text{SO}_2$ .

Cuando las partículas en suspensión aparecen junto a otros contaminantes del aire, se acumulan los efectos individuales de cada contaminante. En algunos casos, sobre todo cuando aparecen junto al ozono o alérgenos, se registraron efectos superiores incluso a la suma de los efectos individuales. Cuando se da una interacción entre partículas en suspensión y gases, esta interacción modifica su composición y, por lo tanto, sus efectos.

#### b. Smog

El smog es una mezcla química de humo y niebla, que es extremadamente desagradable y nocivo para la salud. Es un tipo de contaminación atmosférica con concentraciones de óxido de sulfuro, de nitrógeno, hidrocarburos y partículas de plomo, manganeso, cobre, níquel, zinc y carbón. Cabe indicar que existen dos tipos de smog, el llamado smog industrial (formado por una mezcla de dióxido de azufre, ácido sulfúrico y partículas sólidas en suspensión) y el smog fotoquímico (mezcla de  $\text{NO}_x$  e hidrocarburos volátiles con ozono, radicales hidrófilo, etc., formados por reacciones producidas por la luz solar al incidir sobre los primeros) (Inche, 2004).

#### c. Efecto Invernadero

Se habla del efecto invernadero porque la atmósfera actúa como un invernadero para la tierra, dejando pasar la luz, pero guardando el calor. Los procesos físicos y químicos internos de la atmósfera y el conjunto de sus interacciones con los otros componentes del medio ambiente constituyen lo que, en un sentido amplio, se denomina el sistema climático terrestre.

#### d. Disminución de la capa de ozono

Hoy en día se examina mucho la formación y deterioro de la capa de ozono ( $\text{O}_3$ ), el cual es una forma alotrópica de oxígeno; es decir una de las modalidades en que se presenta este gas en la naturaleza.

El  $\text{O}_3$  forma un escudo protector que impide que los rayos perjudiciales del sol alcancen la faz de la tierra, dejando por el contrario, continuar su camino hacia la superficie los rayos

benéficos. La radiación solar consiste en luz visible y dos componentes invisibles, radiación ultravioleta y radiación infrarroja. La radiación infrarroja es una parte caliente de la luz solar. En tanto que gran parte de la radiación ultravioleta que llega a la atmósfera superior es reflejada por la capa de ozono, lo cual es afortunado para nosotros ya que dicha radiación es letal para el protoplasma expuesto a ella.

La energía radiante que llega a la superficie de la tierra en un día despejado es alrededor del 10% ultravioleta, 45% visible y 45% infrarroja.

Investigadores señalaron la seria amenaza para la capa de Ozono mundial que significaban los productos químicos sintéticos denominados Cloro-Fluoruro-Carbonos (CFC), los cuales son compuestos implicados directamente en la destrucción de la capa de ozono y están presentes en las bombas de spray como desodorantes, lacas, ambientadores y aerosoles en general. Asimismo, se destaca que existen también otros compuestos sintéticos relacionados con los CFC que dañan en forma significativa la capa de ozono. Un ejemplo de esto tenemos las brominas, formadas por moléculas de Bromo, también el metano, producto de la degradación anaerobia es un aporte muy negativo para el efecto invernadero. Científicos consideran que la emisión de una unidad de metano equivale a más de veinte unidades de CO<sub>2</sub>. Además las emisiones de aviones de propulsión a chorro que vuelan a grandes altitudes destruyen también el ozono.

Con el tiempo han aumentado las sustancias destructoras del ozono. La primera advertencia de que dicha capa podría estar adelgazándose sobre la Antártida se hizo en 1977, comprobándose en 1985 que la capa de ozono sobre la Antártida había disminuido en 40%. A partir de entonces se empezó a hablar sobre el "Agujero" en la capa de ozono, lo que es una gravísima disminución del espesor del escudo protector, junto con este adelgazamiento en el Antártico se ha verificado una paulatina disminución de este gas en el hemisferio Norte. Hacia 1991 el tamaño de este agujero ha crecido hasta abarcar el sur de Argentina, donde han aumentado los informes de cáncer de piel y ceguera en ovejas y personas.

Se dice que en la llamada zona fotoquímica de la alta atmósfera el O<sub>3</sub> se produce al actuar sobre ella los rayos ultravioletas (UV) del sol, los que fraccionan las moléculas de oxígeno molecular común, O<sub>2</sub>. Producido el ozono se ubica en la atmósfera en forma concentrada en una capa de unos 30 km. de altitud y en cantidades nunca superiores a las 10 partes por millón de volumen.

#### e. La lluvia ácida

El dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ) y los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) son los principales contaminantes responsables de la lluvia ácida. Parte de estos compuestos caen directamente sobre la superficie de las plantas, suelos y edificaciones, constituyendo lo que se conoce como "deposición seca".

Por otra parte, el vapor de agua atmosférico transforma los compuestos de azufre y nitrógeno en ácidos sulfúrico y nítrico respectivamente, los cuales son depositados como lluvia, nieve o granizo. Esto es lo que se conoce como deposición húmeda o lluvia ácida.

El fenómeno de la lluvia ácida ha traído graves daños a los bosques de Europa, Canadá y Estados Unidos. Ha perturbado el equilibrio biótico en ríos y lagos europeos, también ha puesto en peligro la vida silvestre y deteriorado monumentos históricos importantes.

#### **2.4.2 CONTAMINANTES GENERADOS POR EL PARQUE AUTOMOTOR**

Según Miranda (2006) de manera específica para Lima Metropolitana, el parque automotor y la actividad industrial son las principales causas de contaminación del aire. En efecto, según Plan Integral de Saneamiento Atmosférico – PISA, las unidades vehiculares son responsables de aproximadamente el 90% de la contaminación del aire (específicamente en  $\text{PM}_{10}$ , Figura 2.1), mientras que el 10% restante se explica por las fuentes estacionarias (PISA, 2002) (Miranda, 2006).



**Figura 2.1: Contaminación generada por el parque automotor**

**Fuente: (Miranda, 2006)**

Los principales contaminantes ocasionados por el parque automotor que se emana al aire son los siguientes:

a. Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)

Gas denso, más pesado que el aire, o líquido incoloro, de olor picante. Soluble en agua, alcohol y éter. Tóxico por inhalación. Fuerte irritante. Contaminante del aire y constituyente del smog.

La principal fuente antropogénica de óxido de azufre es la combustión de combustibles fósiles ricos en azufre (carbón, petróleo combustible, diésel) y representa cerca de un tercio del total de SO<sub>2</sub> atmosférico.

En ambientes con niveles de aproximadamente 25 µg/m<sup>3</sup> durante exposiciones de 10 minutos se perjudica el funcionamiento del sistema respiratorio.

- Impactos ocasionados en la calidad del aire

La variación del dióxido de azufre entre los años 2007 hasta el 2010 se muestra en la Figura 2.2.

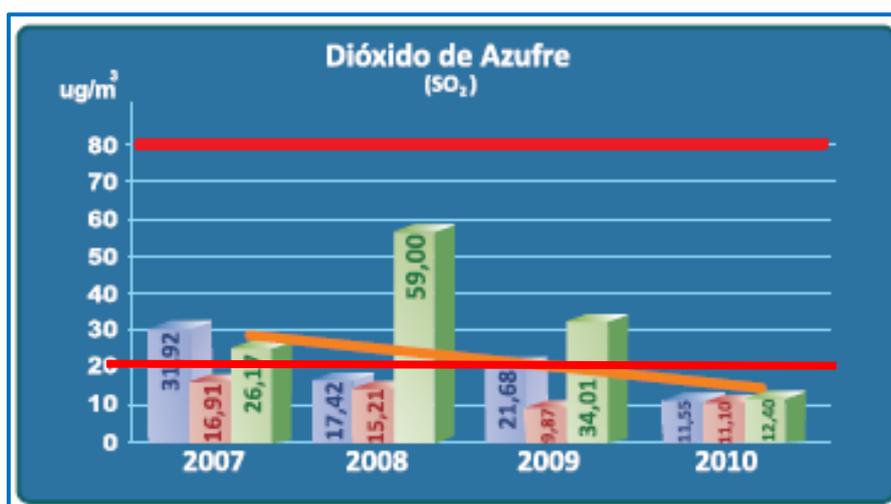


Figura 2.2: Calidad del aire según estaciones de monitoreo en Lima-SO<sub>2</sub>



Fuente: Sistema Nacional de Información Ambiental-SINIA (MINAM, 2010)

Según, la Figura 2.2 se puede observar una tendencia decreciente del SO<sub>2</sub> y se encuentra por debajo de la ECA, y una de las razones por la cual mantiene esta tendencia es por la

aplicación de la norma que regula el contenido de azufre en el diésel según la Ley N° 28694.

b. Dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>)

Principal oxido de gas nitrógeno el cual se disocia por acción fotoquímica y produce una coloración gris amarillenta en las ciudades con elevado índice de contaminación. Se produce por la conversión del monóxido de nitrógeno cuando se oxida en el aire. Es de color rojizo y de olor desagradable. Además del parque automotor, los NOx pueden provenir de las emisiones de diferentes industrias, tales como cemento, vidrio, acero, entre otras. Gran parte del NO<sub>2</sub> atmosférico se convierte en ácido nítrico y sales de nitrato. Las sales de nitrato forman material particulado o se sedimentan o son arrastradas por la lluvia.

- Impactos ocasionados en la calidad del aire

En la Figura 2.3 se muestra la variación del dióxido de nitrógeno entre los años 2007 hasta el 2010 (MINAM, 2010).

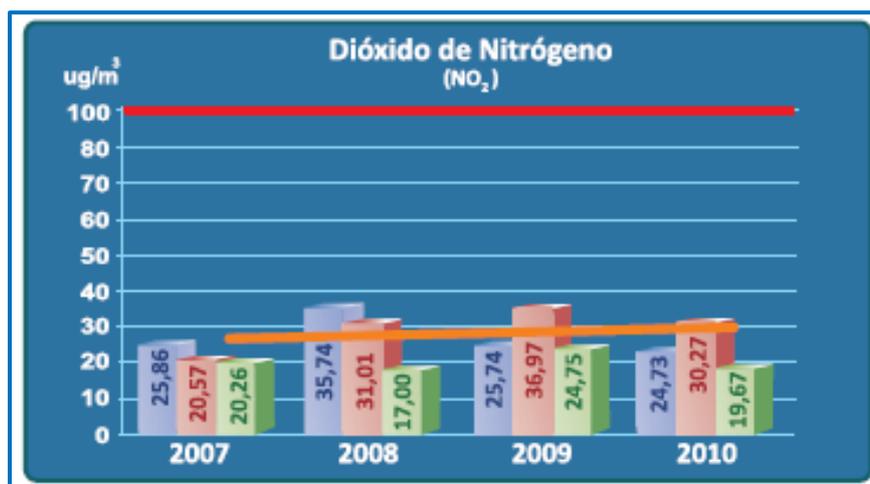


Figura 2.3: Calidad del aire según estaciones de monitoreo en Lima-NO<sub>2</sub>



Fuente: Sistema Nacional de Información Ambiental (MINAM, 2010)

Según, la Figura 2.3 para el caso del NO<sub>2</sub>, se encuentra por debajo del ECA; sin embargo, se presenta una tendencia ligeramente creciente. Principalmente proviene de la combustión interna de los motores de automóviles.

### c. Monóxido de carbono (CO)

Gas o líquido incoloro, casi inodoro, poco soluble en agua, soluble en alcohol y benceno. Muy tóxico por inhalación y muy inflamable.

Los automóviles con motores de combustión interna son una de las principales fuentes de emisión de monóxido de carbono alrededor del 70%. Las chimeneas, los calentadores de agua, las calderas, estufas y otros aparatos domésticos que queman combustible, también son fuentes importantes de CO y CO<sub>2</sub>.

Por otro lado, se sabe que la contaminación atmosférica también implica algunos costos para las personas que ven afectada su salud como consecuencia de ello. Así por ejemplo, según Miranda 2008, existen cuatro canales a través de los cuales las personas se ven afectadas por la contaminación atmosférica: (i) los gastos médicos para los tratamientos asociados a las enfermedades generadas por la contaminación del aire, (ii) la pérdida de salario como resultado de no poder trabajar en los días de enfermedad, (iii) los costos asociados para prevenir las enfermedades inducidas por la contaminación del aire y (iv) la pérdida de utilidad asociada a los síntomas y a las pérdidas de oportunidad de ocio causadas por la enfermedad.

Por último, es importante destacar el hecho que la contaminación atmosférica no solo tiene efectos en la salud, sino también puede generar daños en los monumentos y patrimonio histórico del país. Así por ejemplo, en lugares como el Centro Histórico de la ciudad de Arequipa y Lima, la alta contaminación atmosférica ha generado un gran deterioro a las construcciones, ha contribuido a la pérdida de elementos de la estructura de estas construcciones, entre otros (Ríos et al., 2006).

### d. Material particulado

Se define como el material dispersado en la atmósfera y condensada en forma sólida o líquida, cuyos tamaños oscilan entre 0,05 y 500  $\mu\text{m}$ , cuyo nombre genérico es el de polvo. Estos compuestos son una mezcla compleja de productos de naturaleza diversa, dependiendo de su origen (Seoáñez, 1996).

En las partículas en general, es decir, en el polvo, encontramos partículas inertes formadas por residuos orgánicos e inorgánicos y partículas vivas constituidas principalmente por granos de polen, bacterias, y esporas y, en menor grado, algas, huevos de insectos, insectos y semillas.

Existe una gran variedad de fuentes naturales que contribuyen a la presencia de la materia particulado en la atmósfera, como: incendios forestales, erupciones volcánicas, vientos,

brumas marinas, pólenes y la actividad humana, principalmente, la combustión generada por los vehículos y las actividades productivas, erosión de la superficie de las carreteras por el tráfico rodado, la abrasión de los frenos y neumáticos, etc. (OMS, 2005).

Es el principal responsable de la contaminación del aire ocasionada por las grandes cantidades de emisiones que genera el parque automotor, el cual consiste en sustancias solidas o liquidas suspendidas en la atmósfera. Se encuentran las partículas de diámetro inferiores a 10 micrómetros ( $PM_{10}$ ) y las partículas de diámetro inferiores a 2.5 micrómetros ( $PM_{2.5}$ ). El Material Particulado menor a 10 micrómetros de diámetro ( $PM_{10}$ ) corresponde de uno a dos tercios de las emisiones totales de Material Particulado (OMS, 2005).

Los tipos principales de partículas atmosféricas se muestran en la siguiente Tabla 2.2:

**Tabla 2.2: Principales partículas en la atmósfera**

Descripción del grupo	Composición	Organización mundial de la salud	United states environmental protection agency
Gruesas	Polvo, tierra y depósito	> 2.5 $\mu m$	> 10 $\mu m$
Finas	Aerosoles, partículas de combustión, vapores de compuestos orgánicos condensados y metales.	< 2.5 $\mu m$	< 10 $\mu m$

**Fuente: Agencia de Protección Ambiental (U.S. EPA, 1999)**

- Clasificación del material particulado

El material particulado usualmente se clasifica de acuerdo al proceso de formación en:

- Primarios, resultado directo de procesos físicos o químicos de la fuente emisora y,
- Secundarias, se producen a partir de reacciones químicas en la atmósfera. Como se mencionó antes existe también una clasificación de las partículas por tamaño, los cuales se pueden expresar en función de su diámetro.

Existe también una clasificación de las partículas por tamaños, los cuales se pueden expresar en función de su diámetro físico geométrico, o bien en términos de un diámetro equivalente referido a una propiedad óptica, eléctrica o aerodinámica.

La clasificación por tamaños tiene especial interés para conocer la capacidad de dispersión o transporte. Según este criterio, se distinguen dos tipos de partículas:

- Partículas sedimentables: Aquellas que tienen un diámetro comprendido entre 5 y 100  $\mu\text{m}$  e incluso mayores, y que alcanzan el suelo más o menos lejos de su fuente de emisión, según su tamaño.
- Partículas en suspensión o aerosoles: Aquellas partículas que presentan diámetros menores a 5  $\mu\text{m}$ .

Hace unos quince años el estudio y regulación ambiental del material particulado (PM) se centraba en las partículas suspendidas totales (PST), las cuales son menores de 100  $\mu\text{m}$  de diámetro aerodinámico. Posteriormente, la atención se centró en las partículas menores de 10  $\mu\text{m}$ , y hasta hace apenas unos años en las partículas finas y ultra finas, es decir, las menores a 2.5 y 1  $\mu\text{m}$ , respectivamente. Así, las llamadas  $\text{PM}_{10}$  se pueden dividir, por su tamaño, en las fracciones gruesa, fina y ultra fina, siendo la fracción gruesa la compuesta por partículas cuyo diámetro aerodinámico se encuentra entre 2.5 y 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$  -  $\text{PM}_{10}$ ); la fracción fina que está formada por partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ), y finalmente, la fracción ultra fina que incluye a las partículas menores de 1  $\mu\text{m}$ .

El motivo de este cambio, fue la peligrosidad de las partículas más pequeñas para la salud, porque tienen mayor probabilidad de ingresar a los alvéolos pulmonares. No obstante, las partículas en suspensión de mayor tamaño tienen también efectos, como causar molestias a la vida del hombre y su entorno, mala visibilidad o deterioro de los materiales y construcciones, además de impedir la adecuada llegada de los rayos solares, factor fundamental para la existencia de vegetación.

Cabe indicar que entre más pequeñas sean las partículas pueden penetrar directamente hasta el interior de los pulmones con posibles efectos tóxicos debido a sus inherentes características fisicoquímicas. En varios estudios, llevados a cabo en Estados Unidos y en Europa, se ha encontrado que la exposición prolongada a partículas finas provenientes de la combustión es un factor importante de riesgo ambiental en casos de mortalidad por cáncer pulmonar y enfermedades cardio-pulmonares (Pope & Dockery, 2006).

- Características del material particulado

Las partículas con diámetros aerodinámicos mayores de 2.5  $\mu\text{m}$  están compuesta principalmente de tierra y ceniza mineral que se dispersan mecánicamente en el aire.

En climas secos las concentraciones de partículas gruesas se equilibran mediante la dispersión en el aire, la mezcla con las masas de aire y la sedimentación gravitacional,

mientras que las concentraciones de partículas finas están determinadas por las velocidades de formación, de transformación química y factores meteorológicos.

Por lo general, las partículas finas y gruesas provienen de fuentes diferentes y tienen mecanismos de formación distintos. Si bien algunas partículas emitidas directamente se encuentran como partículas finas, la masa de partículas finas se compone principalmente de partículas secundarias formadas por gases. En cambio la mayoría de las partículas gruesas se forman directamente como partículas y surgen de la disrupción mecánica como triturado, evaporación de pulverizadores o suspensión de polvo proveniente de actividades de construcción y agrícolas (Seoánez, 1996).

Podemos generalizar y señalar que la permanencia de las partículas finas en la atmósfera es días a semanas y tienden a dispersarse uniformemente en una región extensa, un ejemplo de esto es la formación de las partículas de sulfato a partir del gas  $\text{SO}_2$ , que ocurren a distancias mayores a 300 km y 12 horas de transporte. También podemos indicar que las partículas mayores al  $\text{PM}_{10}$ , permanecen en la atmósfera solo durante algunos minutos u horas, lógicamente de acuerdo a su tamaño, el viento y otros factores, precipitándose en áreas vecinas a sotavento. Sin embargo, esta generalización no puede darse para el caso de las partículas gruesas (de  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2.5}$ ), debido por ejemplo a que las partículas pequeñas dentro de esta fracción gruesa, pueden presentar un comportamiento como partículas finas, con tiempos de permanencia en la atmósfera del orden de días y distancias de viaje de hasta 100 km o más. Hecho que no permite una identificación clara respecto del comportamiento en la atmósfera de las partículas gruesas, resultando un obstáculo para los estudios que se realizan al respecto, especialmente cuando se trabaja únicamente con fracciones gruesas,  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2.5}$  (OMS, 2005).

El sistema adoptado por la OMS para comparar las concentraciones de las partículas en el aire, es de masa por unidad de volumen, con concentraciones generalmente expresadas como  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Siendo importante especificar la temperatura ambiental y la presión atmosférica, ya que estas condiciones determinan el volumen de una masa de aire. En ese sentido, las técnicas que actualmente se usan para medir la concentración de la masa de las partículas en el aire emplean dispositivos para muestrear tamaños específicos como  $\text{PM}_{10}$ , material particulado respirable capaz de ingresar al sistema respiratorio y  $\text{PM}_{2.5}$ , material particulado cuyo diámetro es menor a  $2.5 \mu\text{m}$ , y tiene su origen antropogénico mayormente, por procesos de combustión (diésel, calderas y otros) o como resultado de reacciones de otros contaminantes gaseosos que son emitidos en un gran porcentaje por

vehículos a gasolina y por las fuentes mencionadas. Las partículas de diámetro menor a 2,5  $\mu\text{m}$  penetran hasta los alvéolos pulmonares e ingresan directamente al torrente sanguíneo. Cabe indicar que la fracción gruesa del material particulado, es decir, aquella parte del  $\text{PM}_{10}$  cuyo diámetro está comprendido entre 2.5 y 10  $\mu\text{m}$  en atmósferas urbanas, está compuesta principalmente por polvo resuspendido, el cual es una mezcla de partículas de origen natural, con otras de origen antropogénico que han sido recirculados.

- Impactos ocasionados por el material particulado

La emisión de material particulado proveniente de los procesos industriales tiende a modificar las propiedades químicas y físicas del aire, lo cual genera impactos como los indicados a continuación:

- i. En el medio ambiente

La importancia del material particulado en el medio ambiente radica básicamente en la destrucción que estos causan por saturación, por presencia de compuestos altamente tóxicos, por la formación de compuestos alternos al mezclarse con la humedad y con las precipitaciones, por ejemplo la lluvia ácida.

El material particulado depositado en las fuentes de agua modifica sus propiedades, tal es el caso de la turbiedad la cual se hace más prolongada, con lo cual disminuye la cantidad de oxígeno, impidiendo el paso de la luz y como consecuencia la muerte de los microorganismos, algas, hongos y demás seres microscópicos.

El material particulado depositado en los suelos generalmente es ocasionado por la circulación y transporte de vehículos por las vías, debido a que estos tienden a generar grandes nubes de polvo y humo que son arrastrados por los vientos y depositados en los suelos modificando de esta manera propiedades como textura y estructura, y a su vez empobreciendo la calidad productiva del suelo ya que se altera la materia orgánica que impide el desarrollo adecuado de los microorganismos que enriquecen el suelo.

El material particulado en las plantas genera saturación, esto impide que las plantas realicen adecuadamente la fotosíntesis y disminuya la capacidad de capturar el dióxido de carbono generándose así una atrofia y saturación para una posterior muerte que en muchos casos lleva a algunas especies sensibles hasta su extinción.

El material particulado en la fauna causa también grandes problemas, muchas veces llevándolos a su extinción. Los animales, al ingerir ya sea por vía respiratoria o

alimentándose de las plantas donde están depositadas los polvos, y estos tienden a depositarse en los principales órganos de los animales.

ii. En la calidad del aire

La variación del  $PM_{2.5}$  entre los año 2007 hasta el 2010 se muestra en la Figura 2.4 según MINAM, 2010.

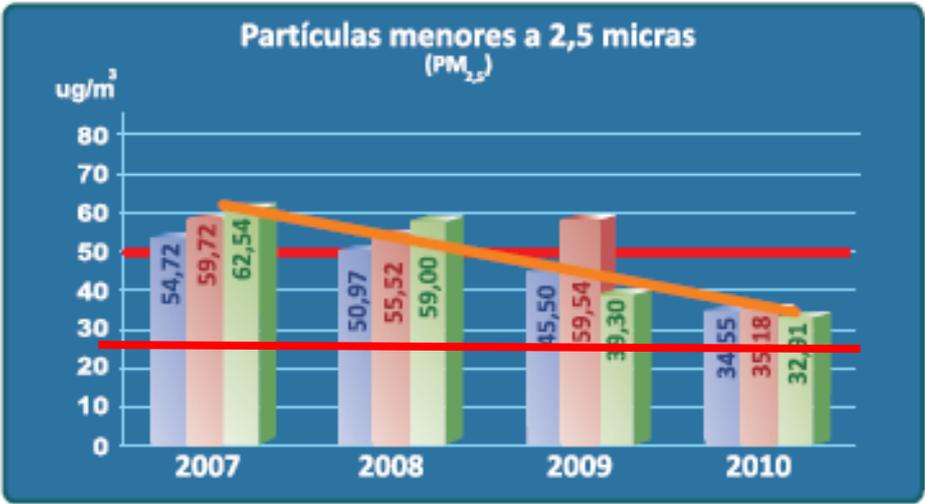


Figura 2.4: Calidad del aire ( $PM_{2.5}$ ) según estaciones de monitoreo en Lima.



Fuente: Sistema Nacional de Información Ambiental (MINAM, 2010)

Para el caso del  $PM_{2.5}$  la tendencia es decreciente, a partir de los 4 últimos años. Las partículas provenientes de las fuentes móviles (vehículos) se reducen debido a la aplicación de las revisiones técnicas y mejoras en la eficiencia de la combustión de los motores.

La variación del  $PM_{10}$  entre los año 2007 hasta el 2010 se muestra en la Figura 2.5 según MINAM 2010.

Se muestra una tendencia decreciente del Material Particulado  $PM_{10}$ , debido a las revisiones técnicas e introducción de vehículos de gas natural/gas licuado de petróleo. Para la zona Sur, la contaminación proveniente de fuentes naturales (erosión eólica) hace variable la tendencia del  $PM_{10}$ .

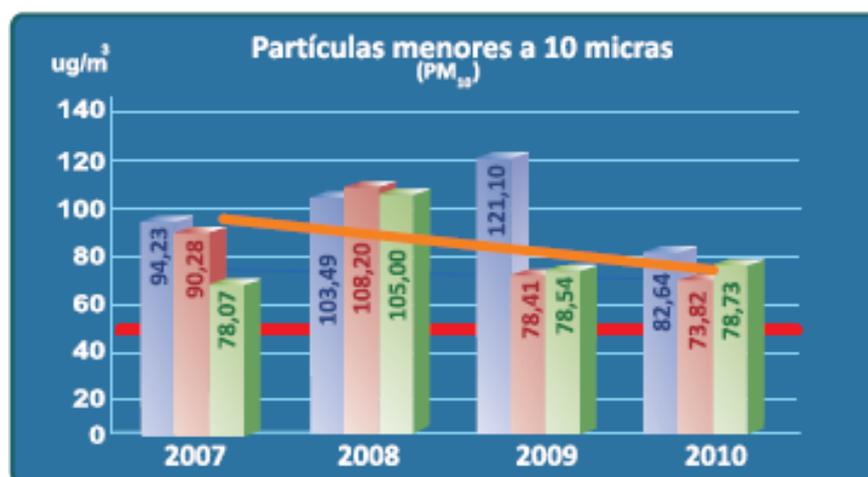


Figura 2.5: Calidad del aire (PM<sub>10</sub>) según estaciones de monitoreo en Lima



Fuente: Sistema Nacional de Información Ambiental (MINAM, 2010)

iii. En la seguridad

La emisión de gases y la generación de polvos en los procesos mineros alteran la seguridad ocupacional de las personas, en este ámbito mencionaremos dos casos principales:

- La cantidad de polvo y gases que se generan en los procesos mineros (dentro de la mina), causan grandes daños a los que laboran en la mina, afectan la visibilidad, impidiendo el desplazamiento y labor del trabajador. También ocurre deposición de polvos en edificaciones, plantas de operación, construcciones, formándose lugares incómodos de trabajo (condiciones inseguras) y descanso. Estos hechos disminuyen la eficiencia de operación en los procesos mineros y en general en todos los procesos industriales.
- Así mismo los polvos y gases que se generan por el transporte en las vías fuera de la mina se constituyen en potenciales factores de inseguridad para la población circundante, debido a que se altera su entorno natural y sus condiciones de vida.

### 2.4.3 ENFERMEDADES POR LA CONTAMINACIÓN DEL PARQUE AUTOMOTOR

Los efectos que causan la contaminación pueden generar problemas en la salud de la persona y una de las causas es la mala calidad del aire que puede llegar incluso a matar a

los organismos e incluso al hombre. Estos efectos para la salud pueden ser enfermedades respiratorias, enfermedades cardiovasculares, inflamaciones de garganta, dolor de pecho y congestión nasal, enfermedades de los ojos y del aparato respiratorio como la bronquitis crónica (MAPFRE, 2015), enfermedad pulmonar obstructiva que se caracteriza por la inflamación de los bronquios con una duración en el tiempo prolongada de meses o años, o que reaparece de forma repetitiva; el asma (MAPFRE, 2015), conjunto de síntomas producidos por la obstrucción brusca y reversible, espontáneamente o con medicación, de las vías aéreas, con inflamación e hiperreactividad bronquial; y el enfisema pulmonar (MAPFRE, 2015), enfermedad pulmonar obstructiva crónica que se caracteriza por la destrucción de los espacios donde se produce el intercambio de gases entre el aire inspirado y la sangre; estos espacios son los bronquiolos, los conductos alveolares y los alvéolos) (DIGESA, 2011).

Los principales expositores a la contaminación ambiental son las personas que se encuentran en alguna actividad al aire libre, cerca de zonas industriales y del alto tráfico vehicular.

Según el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2010), los contaminantes más comunes que generan los daños a la salud son los siguientes:

a. Enfermedades por dióxido de azufre

Provoca la bronco constricción o estrechamiento de las vías respiratorias (elimina o bloquea el flujo de aire), traqueítis o infección de la tráquea, que une laringe y bronquios. En ambientes con niveles de aproximadamente  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , durante exposiciones de 10 minutos se perjudica el funcionamiento del sistema respiratorio (Gerard, 1999).

b. Enfermedades por monóxido de carbono

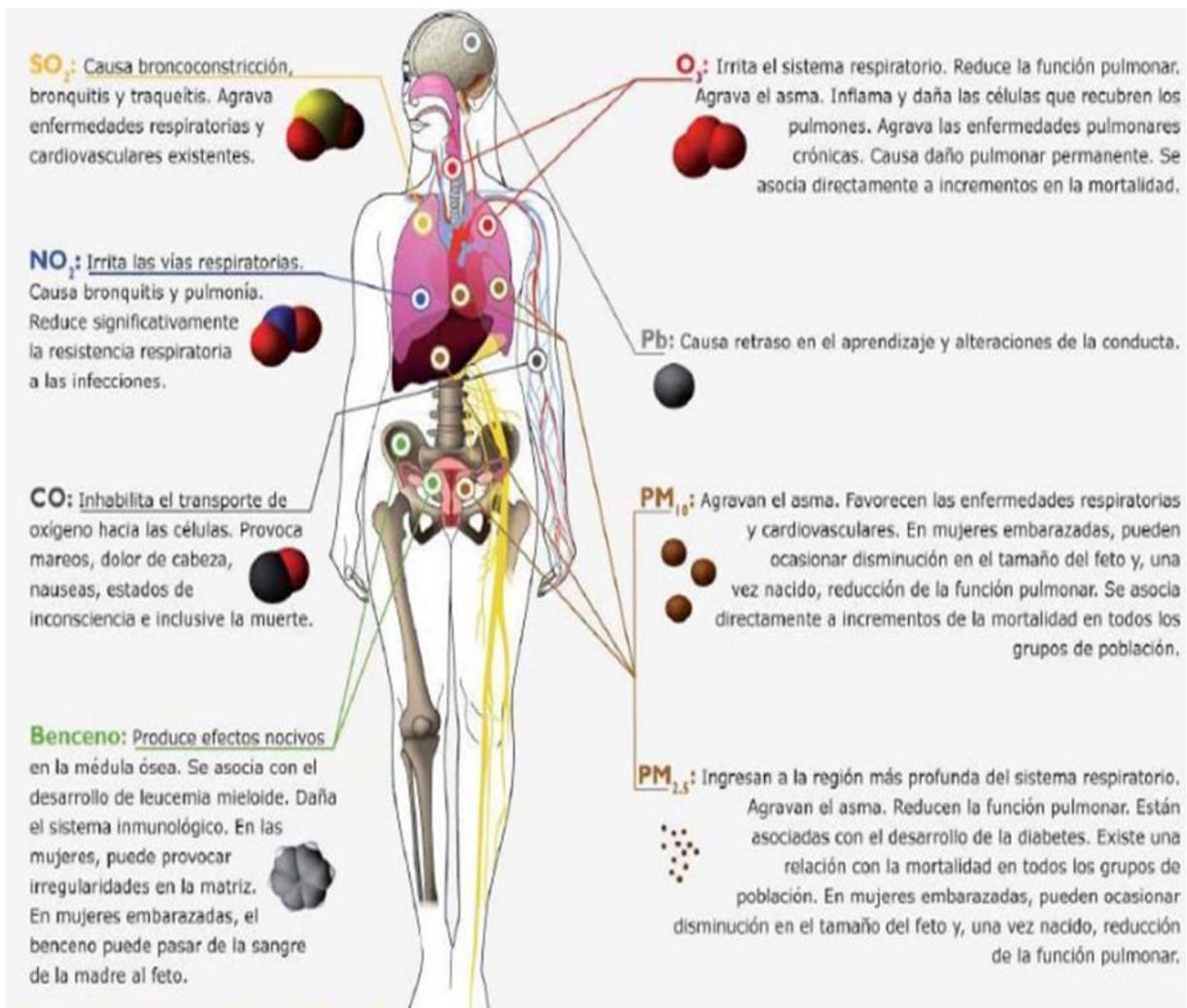
Inhabilita el transporte de oxígeno hacia las células provocando mareos, dolor de cabeza, náuseas y estado de inconsciencia. Si el CO llega a ser inhalado en altas concentraciones sustituye al oxígeno en la sangre formando la Carboxihemoglobina (COHb); si esta llega a conformar más del 2% en la sangre, produce problemas en la salud de la persona.

c. Enfermedades por dióxido de nitrógeno

Provoca la irritación las vías respiratorias, causando bronquitis así como de reducir la resistencia respiratoria de las infecciones (DEFENSORIA DEL PUEBLO, 2006).

#### d. Enfermedades por material particulado

La principal afectación a la salud que puede producir el  $PM_{10}$  es su acumulación a los pulmones y su contribución a la disminución de la función pulmonar, al crecimiento del asma y al daño en el tejido pulmonar y las partículas finas menores a 2.5 micrómetros ( $PM_{2.5}$ ), ya que pueden por su pequeño tamaño penetrar en el pulmón muy profundamente y con mayor facilidad, causando inflamación, aumentando la mortalidad prematura y riesgo cancerígeno.



**Figura 2.6: Efectos de los contaminantes del aire en la salud**

Fuente: (DIGESA, 2011)

También, el material particulado podría inducir a la hiperreactividad bronquial e incrementar la virulencia de las afecciones respiratorias, con la consecuencia de un incremento en los índices de la mortalidad (DEFENSORIA DEL PUEBLO, 2006).

Por otro lado, según la Agencia de Protección Ambiental en los Estados Unidos (EPA) los efectos más comunes de la contaminación de aire son los siguientes (U.S. EPA, 1999):

i. Efectos respiratorios

Síntomas: tos, flema, opresión en el pecho, respiración sibilante y falta de aire. Aumento de enfermedades y muerte prematura causada por asma, bronquitis (aguda o crónica), enfisema, neumonía y el envejecimiento prematuro de los pulmones.

ii. Efectos cardiovasculares

Síntomas: opresión en el pecho, dolor de pecho (angina de pecho), palpitaciones, falta de aire, fatiga inusual, aumento de enfermedades y muerte prematura causada por, enfermedad de las arterias coronarias, ritmos cardíacos anormales, insuficiencia cardíaca congestiva.

Los contaminantes causan síntomas en el ser humano se da efectos en la función pulmonar (estrechamiento de las vías respiratorias (bronco constricción) y reducción del flujo de aire), inflamación en las vías respiratorias (afluencia de los glóbulos rojos blancos, producción anormal de mucosidad, acumulación de líquido e hinchazón (edema) y muerte o eliminación de las células que revisten las vías respiratorias), mayor susceptibilidad a infecciones respiratorias, efectos en la función cardiovascular (baja oxigenación de los glóbulos rojos, ritmos cardiacos anormales, alteración de la actividad cardiaca controlada por el sistema nervioso autónomo) y la inflamación cardiovascular (mayor riesgo de formación de coágulos, estrechamiento de los vasos sanguíneos (vasoconstricción), mayor riesgo de ruptura de placa aterosclerótica).

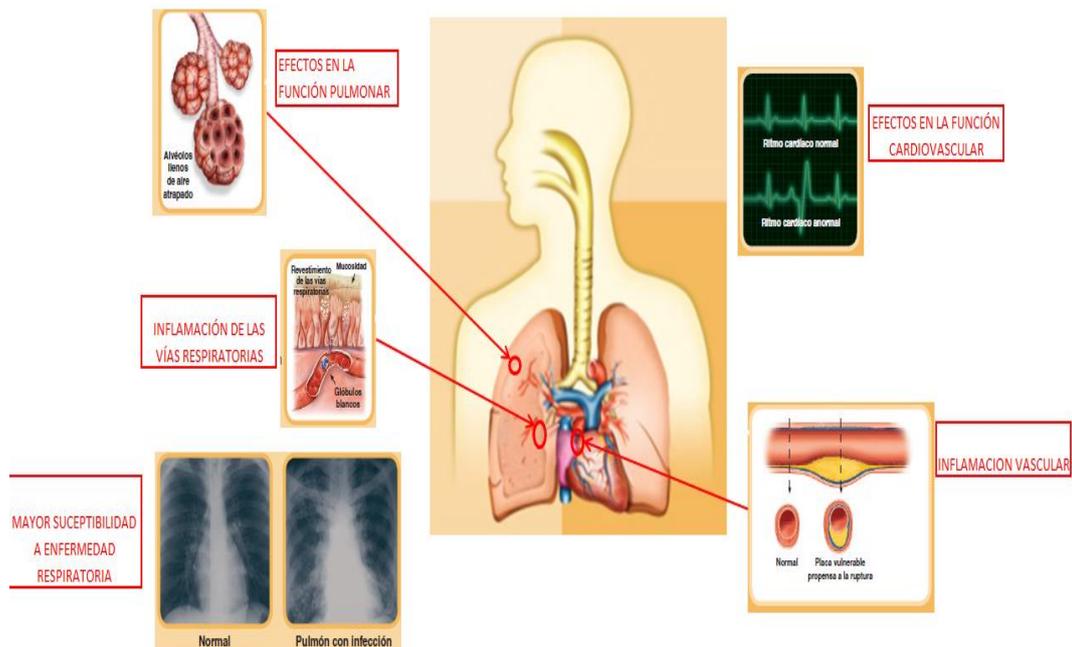
## **2.5 LIMA METROPOLITANA Y LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL**

Luego de haber analizado la relación teórica entre la contaminación y la salud, se analiza las principales características geográficas, poblaciones, los niveles de contaminación ambiental, y las principales causas de morbilidad y mortalidad en Lima metropolitana con el fin de reconocer en qué condiciones se desarrolla la contaminación del aire y cuáles son sus principales consecuencias en la capital.

### **2.5.1 CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS**

La ciudad de Lima Metropolitana se encuentra situada en los conos de deyección de los ríos Chillón, Rímac y Lurín que forma cada uno respectivas cuencas hidrográficas: la cuenca del río Chillón (que abarca los distritos de Ancón, Santa Rosa, Ventanilla, Puente

Piedra, Carabaylo, Comas, zona norte-centro de San Martín de Porres, Los Olivos, Independencia y norte del distrito del Callao), la Cuenca del Río Rímac (que extiende a los distritos de San Juan de Lurigancho, zona centro-sur del Callao, Carmen de la Legua Reynoso, Bellavista, La Punta, Cercado de Lima, Rímac, Ate Vitarte, El Agustino, Santa Anita, Breña, Pueblo Libre, Jesús María, La Victoria, San Luis, Lince, La Perla, San Miguel, Magdalena del Mar, San Isidro, San Borja, La Molina, Miraflores, Surquillo, Santiago de Surco, Barranco, Chorrillos, San Juan de Miraflores y zona nor-oeste del distrito de Villa María del Triunfo) y la cuenca del río Lurín (que abarca los distritos de Cieneguilla Pachacamac, Villa María del Triunfo, Villa El Salvador, Turín y nor-oeste de Punta Hermosa), (SENAMHI, 2006).



**Figura 2.7: Enfermedades causadas por la contaminación del parque automotor**

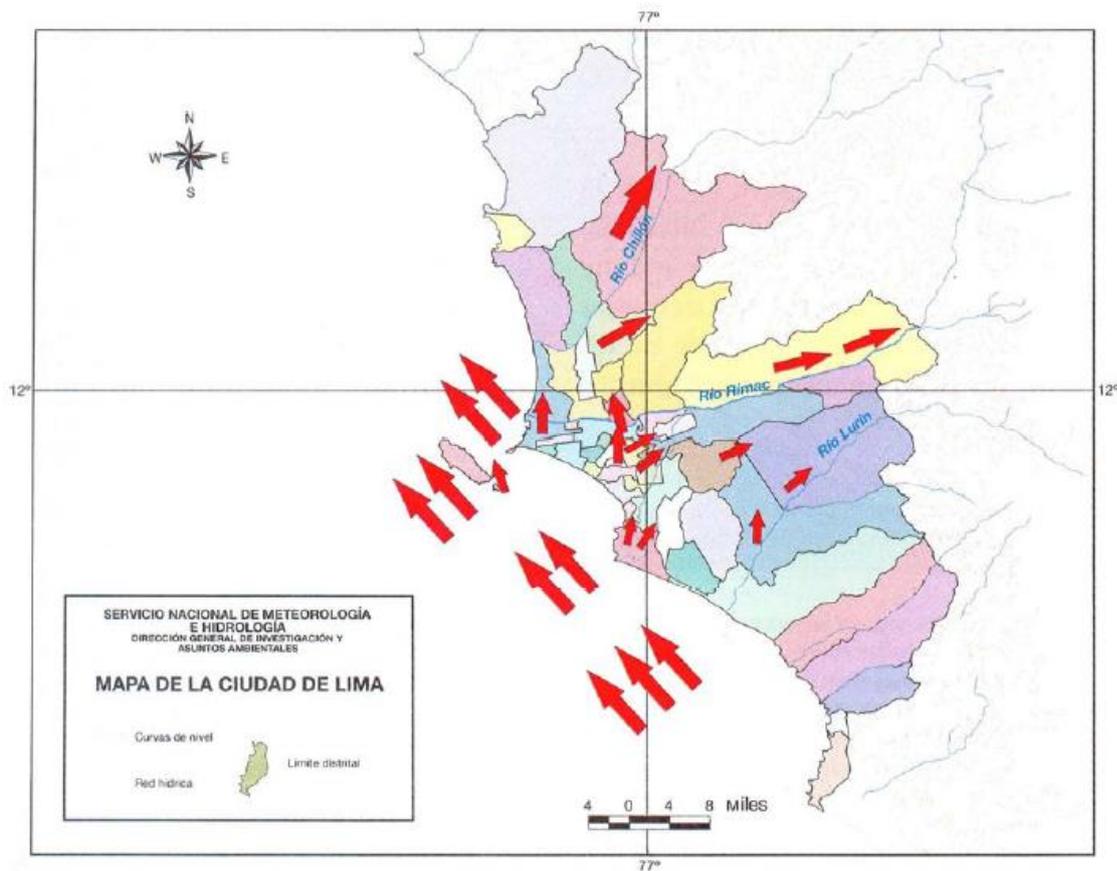
**Fuente: (U.S. EPA, 1999)**

La ciudad se caracteriza por tener una topografía relativamente plana. En adición, se caracteriza por tener un clima templado, con alta humedad atmosférica y constante humedad en el invierno; escasa precipitación, con un promedio anual de aproximadamente 20 milímetros y una temperatura media anual de 18°C (Korc, 2003).

Según Korc (2003) “los contaminantes son transportados hacia el norte y este de la ciudad, siguiendo un patrón de vientos dominante. Además, los contaminantes tienden a

acumularse en las microcuencas del Río Chillón y del Río Rímac, en la Molina y en San Juna de Lurigancho, debido a la existencia de una inversión térmica permanente de una altura promedio de 500 metros sobre el nivel del mar (msnm) y porque los vientos son atrapados o desviados de su curso natural por los cerros y las montañas”. Según otros autores, la inversión térmica, en el verano, se presenta a una altura de 300 msnm y en el invierno fluctúa entre 400 y 800 msnm, (Cabrera, y otros, 2002).

De esta manera, las condiciones meteorológicas y geográficas de Lima Metropolitana contribuyen a la contaminación de su atmósfera. Esto se puede apreciar en la Figura 2.8.



**Figura 2.8: Mapa de vientos en la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana**

Fuente: (SENAMHI, 2010)

## 2.5.2 CARACTERÍSTICAS POBLACIONALES

La población de Lima Metropolitana ha venido creciendo sosteniblemente. Actualmente, al año 2005, la población asciende a cerca de 7.8 millones de habitantes que representan el 29% del total de la población peruana. En el año 1972 Lima Metropolitana tan solo era 3.4 millones de habitantes y representaba un 24% de la población nacional, lo que muestra

que, en más de 30 años, la población capitalina ha aumentado en 127% (INEI, 2005) y (INEI, 2006).

A nivel distrital, se observa que el distrito San Juna de Lurigancho es el que tiene mayor población (813 mil habitantes) que representa el 10% de la población de Lima Metropolitana. Luego, continúa el distrito de San Martín de Porres (560 mil habitantes) y representa al 7% del total. Posteriormente sigue el distrito de Comas (452 mil habitantes) representando el 6% del total. Entre estos tres distritos se concentra cerca del 23% de la población, mientras que entre los primeros seis distritos se concentra cerca del 40% de la población de Lima Metropolitana (INEI, 2006).

Complementariamente, del total de la población de la capital, las personas entre 20 y 24 años de edad representan el 10% del total de la población, seguido por las personas que se ubican entre los 25 y 29 años de edad que representan el 9.5% del total. En general se nota una concentración bastante elevada en los grupos de edad más jóvenes. Así, entre los 0 a 29 años de edad se encuentra el 55% del total de la población de Lima Metropolitana (INEI, 2006).

Actualmente, la población total censada hasta el 2007 (Lima Metropolitana) es aproximadamente 9 millones de habitantes (INEI, 2011).

### **2.5.3 CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN LIMA METROPOLITANA**

En Lima Metropolitana, según la iniciativa del Aire Limpio para América Latina, el principal problema de contaminación atmosférica es la alta concentración de  $PM_{10}$ , siendo las zonas críticas el Centro, Norte, Noreste y Este de la ciudad. Existe una relación lineal entre los diversos tipos de partículas contaminantes. Así,  $PM_{10} \approx PTS * 0.55$ , mientras que  $PM_{10} \approx PM_{2.5} / 0.6$ , (Mckinley, 2003).

Los niveles de concentración hallados para las partículas menores a 2.5 –  $PM_{2.5}$ , durante los años 2001 y 2002, han sido bastante superiores que los estándares establecidos, en especial para Lima Ciudad que supera en más de 5 veces el límite permitido, (DIGESA, 2005). Por otro lado, si se analiza las Partículas Totales en Suspensión, el mismo efecto se nota con la sola excepción del distrito del Callao que durante los años 2000 y 2001 no excedía el nivel máximo permitido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés), pero que en el año 2002 ya sobrepasó dicho límite. En este caso, Lima Norte posee los valores más altos que llegan hasta ser tres veces mayor que el límite permitido, (DIGESA, 2005).

Según un programa de monitoreo del aire, realizado en el centro de Lima desde Enero a Julio del 2010, de 183 mediciones que se hicieron 178 superaron los lineamientos recomendados en 1987 por la Organización Mundial de Salud (OMS) en cuanto a partículas inferiores a 10  $\mu\text{m}$  (Rojas & Perales, 2015).

Según, el Banco Mundial, para el 2009 Lima lideraba como la ciudad más contaminada con más de 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ .

#### **2.5.4 ENFERMEDADES ASOCIADAS A LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL**

En Lima Metropolitana, las enfermedades asociadas con la contaminación del aire son las que se relacionan con las vías respiratorias (bronquitis crónica, bronquitis aguda, ataques de asma, enfermedades respiratorias, entre otras), y estas se caracterizan por ser importantes tanto en el departamento de Lima como en la provincia del Callao, tal como veremos en las siguientes estadísticas.

En efecto, respecto de las principales causas de consultas de morbilidad llevadas a cabo por el Ministerio de Salud – MINSA, para el periodo 2002-2005, las infecciones agudas de las vías respiratorias superiores (que incluye a los resfriados comunes, sinusitis aguda, faringitis, amigdalitis, laringitis aguda, traqueítis aguda, entre otras) han sido la principal causa de morbilidad. Pero, más aún, las otras infecciones agudas de las vías respiratorias inferiores y las enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores también constituyeron otras causas principales de morbilidad tanto para el departamento de Lima como para el Callao entre el 2002-2005 ubicándose dentro de los principales cinco tipos de causa, según se muestra en la Tabla 2.3.

**Tabla 2.3: Ranking de principales causas de morbilidad en callao y Lima**

Grupo de causas	Callao				Lima			
	2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Infecciones agudas de las vías respiratorias superiores (1)	1	1	1	1	1	1	1	1
Otras infecciones agudas de las vías respiratorias inferiores (2)	4	3	4	5	4	4	4	5
Otras enfermedades de las vías respiratorias superiores (3)	14	9	6	6	17	16	13	6
Enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores (4)	5	5	5	4	5	5	5	4

(1) Rinofaringitis aguda (resfriado común), sinusitis aguda, faringitis, amigdalitis, laringitis aguda, traqueítis aguda, otras infecciones agudas de sitios múltiples de las vías respiratorias superiores.

(2) Bronquitis aguda, bronquiolitis aguda, infección aguda no especificada de las vías respiratorias inferiores.

(3) Rinitis, sinusitis crónica, pólipos nasales, amigdalitis crónica, laringitis crónica, enfermedades de la faringe, otras enfermedades especificadas de las vías respiratorias superiores.

(4) Bronquitis crónica, enfisemas, enfermedades pulmonares obstructivas crónicas especificadas, asma, bronquiectasia.

Fuente: MINSA, 2005

En términos porcentuales, las infecciones agudas de las vías respiratorias superiores, durante los últimos cuatro años, han representado más del 20% de los casos registrados seguido, muy de lejos, por las otras infecciones agudas de las vías respiratorias inferiores (que en promedio han representado 5% del total de casos), seguido por las enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores (que en promedio representan 4% del total de casos).

A nivel específico de Lima Metropolitana, para el año 2005, el 20% del total de casos corresponde a enfermedades respiratorias. Como se observa en la Tabla 2.4, de estos, la principal causa son las ya mencionadas infecciones agudas de las vías respiratorias superiores (obteniendo más de 469 mil casos lo que representa cerca del 45% del total de enfermedades respiratorias, o el 9% del total de morbilidad registrada).

El segundo tipo de enfermedades respiratorias representativas son las enfermedades crónicas de las vías inferiores (que representaron más de 206 mil casos, aproximadamente 20% del total de enfermedades respiratorias), seguido por las otras infecciones agudas de las vías respiratorias inferiores (que representan más de 197 mil casos, cerca del 19% del total de enfermedades respiratorias), y por las otras enfermedades de las vías respiratorias superiores (que representaron más de 136 mil casos, aproximadamente 13% del total de enfermedades respiratorias).

A nivel de grupos de edades, estas enfermedades respiratorias mencionadas se concentran principalmente en la población joven, principalmente niños de 0 a 9 años (cerca del 60% del total de casos identificados), seguido por los adolescentes de 10 a 19 años (representado cerca del 16% del total) y las personas maduras de 20 a 59 años (siendo cerca del 20% del total). Según puede verse en la Tabla 2.4.

A nivel geográfico, el distrito con más casos de enfermedades respiratorias es San Juan de Miraflores (10% del total de casos), seguido por Cercado de Lima (8%), Callao (8%) y Villa el Salvador (7%). Entre los 12 primeros distritos se concentra más del 66% de las enfermedades respiratorias.

**Tabla 2.4: Morbilidad registrada para enfermedades respiratorias en Lima Metropolitana (incluye Callao)**

Diagnóstico	De 0-9 años	De 10-19 años	De 20-59 años	De 60 a más años	Total	
					Casos	%
Infecciones agudas de las vías respiratorias superiores (1)	247617	86750	112028	22901	469296	45.7
Enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores (2)	134331	26329	28867	16562	206089	20.1
Otras infecciones agudas de las vías respiratorias inferiores (3)	134703	30976	23445	8395	197519	19.2
Otras enfermedades de las vías respiratorias superiores (4)	75311	16991	32200	12048	136550	13.3
Otras enfermedades del sistema respiratorio (5)	12311	1350	773	543	14997	1.5
Otras enfermedades respiratorias que afectan principalmente al intersticio (6)	0	0	0	2010	2010	0.2
Total enfermedades respiratorias	604273	162396	197313	62459	1026441	100
%	58.9	15.8	19.2	6.1	100	

(1) Rinofaringitis aguda (resfriado común), sinusitis aguda, faringitis, amigdalitis, laringitis aguda, traqueítis aguda, otras infecciones agudas de sitios múltiples de las vías respiratorias superiores.

(2) Bronquitis crónica, enfisemas, enfermedades pulmonares obstructivas crónicas especificadas, asma, bronquiectasia.

3/ Bronquitis aguda, bronquiolitis aguda, infección aguda no especificada de las vías respiratorias inferiores.

(4) Rinitis, sinusitis crónica, pólipos nasal, amigdalitis crónica, laringitis crónica, enfermedades de la faringe, otras enfermedades especificadas de las vías respiratorias superiores.

(5) Insuficiencia pulmonar aguda y crónica, insuficiencia respiratoria aguda y crónica, trastornos del diafragma y otras enfermedades.

## 2.6 METEOROLOGÍA DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Cuando los gases y/o partículas son emitidos a la atmósfera desde una industria u otra fuente, resulta casi imposible predecir su evolución dentro de la misma. Esto es debido a los complejos factores que gobiernan su ruta subsiguiente (Kiely, 1999).

Estos factores son principalmente:

- Meteorológicos
  - Velocidad y dirección del viento
  - Temperatura y humedad
  - Turbulencia
  - Estabilidad atmosférica
  - Efectos topográficos en la meteorología
- Origen de emisión
- Procesos

## 2.6.1 GRADIENTES DE TEMPERATURA AMBIENTAL Y ADIABÁTICA

Según Kiely (1999) en las zonas más bajas de la troposfera, la temperatura del ambiente generalmente disminuye con la altitud. La rapidez con la que la temperatura disminuye se conoce como "gradiente de temperatura ambiental" ( $\gamma$ ). La mayor parte del tiempo los gradientes de temperatura ambiental disminuyen con la altitud pero puede haber ocasiones en que suceda lo contrario.

El gradiente de referencia con el que se compara el gradiente de temperatura ambiental es el "gradiente de temperatura adiabática seca" ( $r$ ), es decir bajo condiciones adiabáticas sin pérdida ni ganancia de calor, un volumen templado de aire ascendente se comporta como un globo. El aire en el interior de la parcela se expande debido a que en su ascensión el aire que lo rodea es menos denso. Se expandirá hasta que su propia densidad se iguale con la del aire que la rodea. El aire seco que se expande adiabáticamente se enfría a una velocidad de  $9.8\text{ }^{\circ}\text{C/Km.}$  o alrededor de  $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{m.}$

En la Figura 2.9 se muestra la relación entre la variedad de posibles gradientes de temperatura ambientales y el gradiente de temperatura adiabático seco correspondiente a las clases de estabilidad de Pasquill (Kiely, 1999).

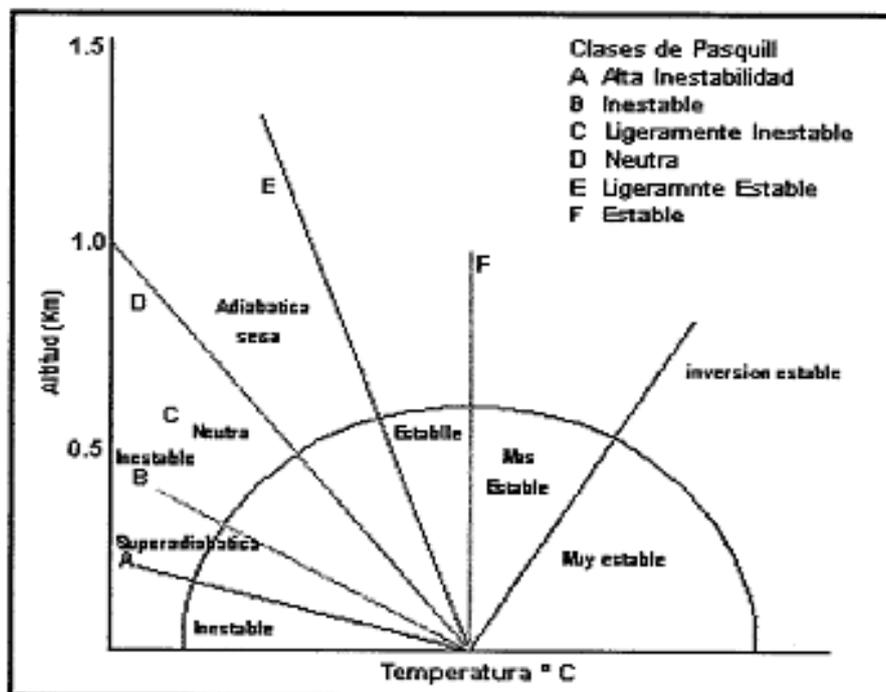


Figura 2.9: Clases de estabilidad según Pasquill-Guifford: perfil vertical de temperatura

Fuente: (Kiely, 1999)

## **2.6.2 ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA**

Según Wark & Warner (1998) es necesario conocer el grado de estabilidad de la atmósfera, si se desea estimar la capacidad de la atmósfera para dispersar los contaminantes que recibe de las fuentes producidas por el hombre.

Se define una atmósfera estable como aquella donde no existe turbulencia térmica; De aquí resulta que los contaminantes emitidos cerca de la superficie del suelo tienden a permanecer allí. El hecho de que haya mucho mezclado a una escala significativa en la baja atmósfera, depende en primer lugar de:

- El gradiente de temperatura
- La turbulencia mecánica debido a la acción cortante del viento.

Según Kiely (1999) una atmósfera "estable" se da cuando el gradiente de temperatura ambiental es menor que el gradiente de temperatura adiabática seca. Una variante de esta condición es la clase isoterma donde no existe variación de temperatura con la altura, esta es una condición "estable" con un gradiente de temperatura "subadiabático". La condición de "inversión estable" es una variante de una atmósfera estable. En este caso la temperatura aumenta con la altitud. La condición de inversión térmica es una condición muy estable, forzando a los contaminantes del aire a permanecer atrapados en la atmósfera durante largos periodos.

Una atmósfera neutral se da cuando el gradiente de temperatura ambiental es igual al gradiente de temperatura adiabática seca, es decir su velocidad de enfriamiento es igual a aproximadamente  $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ .

Una atmósfera inestable acontece cuando el gradiente de temperatura ambiental excede el gradiente de temperatura adiabática seca. Este gradiente de temperatura más pronunciado incita una mayor turbulencia térmica, por ende a una mejor dispersión de contaminantes.

## **2.6.3 CAPA SUPERFICIAL DE MEZCLADO**

Según Jorquera (2005) esta es la capa en la cual ocurre el mezclado turbulento de los contaminantes. Esta capa puede desaparecer en condiciones nocturnas de enfriamiento radiativo (atmósfera estable y estratificada), pero en condiciones diurnas se puede extender hasta 4 Km. de altura en zonas áridas. El tope de esta capa se denomina "Altura de Mezcla", y su máximo valor diario ocurre en las tardes. En el caso de zonas urbanas, puede haber suficiente emisión de calor en la noche, junto con el tráfico para agitar el aire, de

manera que se mantiene una capa de mezcla urbana por las noches. Durante el día esta capa se suele llamar también la capa límite convectiva (convective boundary layer). La capa de mezcla está directamente relacionada con el flujo de calor sensible "H".

#### 2.6.4 RELACIÓN DE LA ALTURA DE LA CAPA DE MEZCLA Y EL NIVEL DE PM<sub>10</sub>

Según el estudio realizado por Sánchez (2002) para el día 27 de julio de 1999, se realizaron observaciones de la variación temporal del material particulado en el área metropolitana de la ciudad de San Pablo Brasil. El mayor valor reportado de PM<sub>10</sub> se dio a las 03:00 horas de Brasil; en este horario la altura de la capa de mezcla (altura de la capa límite nocturna) tuvo un valor de 300 m.

En las figuras 2.10 y 2.11 (Sanchez O. , Identificao da contribuzao das fontes locais e remotas de poluentes na regia Metropolitana de Sao Paulo, 2002), se muestra la relación de la concentración de PM<sub>10</sub> y la altura de la capa de mezcla (SODAR DOPPLER). En estos gráficos se observan que existe una relación inversa; es decir a mayor altura de la capa límite se tiene menor concentración de PM<sub>10</sub>.

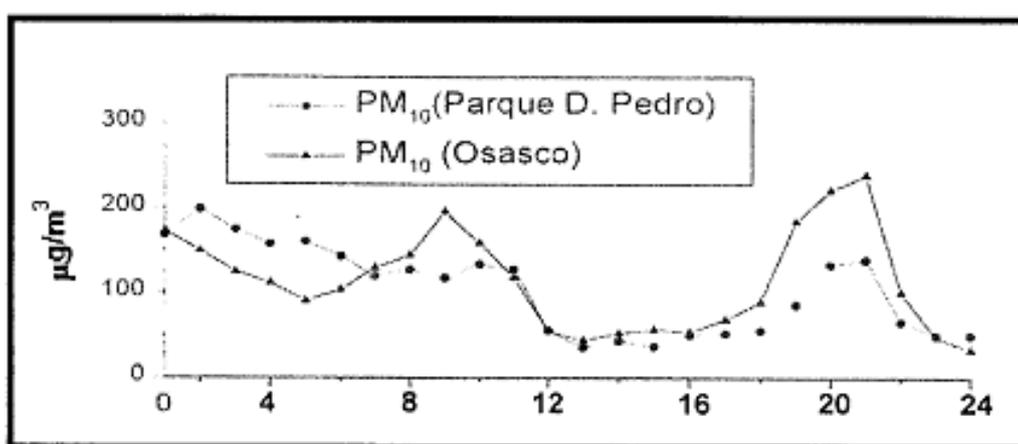
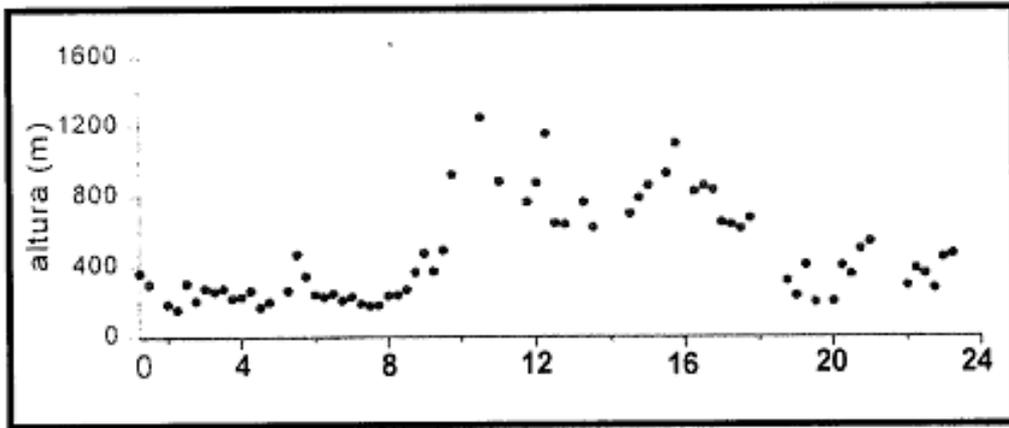


Figura 2.10: Variación Temporal de PM<sub>10</sub> evaluado el 27 de Julio de 1999

Fuente: (Sánchez, 2002)

#### 2.6.5 VARIACIÓN DE LA VELOCIDAD DEL VIENTO CON LA ALTITUD

Según Wark & Warner (1998) el movimiento del aire cerca de la superficie del terreno está retrasado por los efectos de fricción proporcionales a la rugosidad de la superficie. Por tanto los grandes obstáculos producen grandes gradientes de velocidad de viento en la dirección vertical.



**Figura 2.11: Altura de la Capa límite Planetaria para el 27 de Julio de 1999**

Fuente: (Sánchez, 2002)

La capa de aire (llamada la capa límite planetaria) que está influida por la fricción se extiende desde algunos cientos de metros hasta varios kilómetros por encima de la superficie del suelo. La altura de esta capa es mayor en condiciones inestables que en caso de condiciones estables. De este modo los contaminantes se dispersarán sobre una mayor distancia vertical en condiciones atmosféricas inestables.

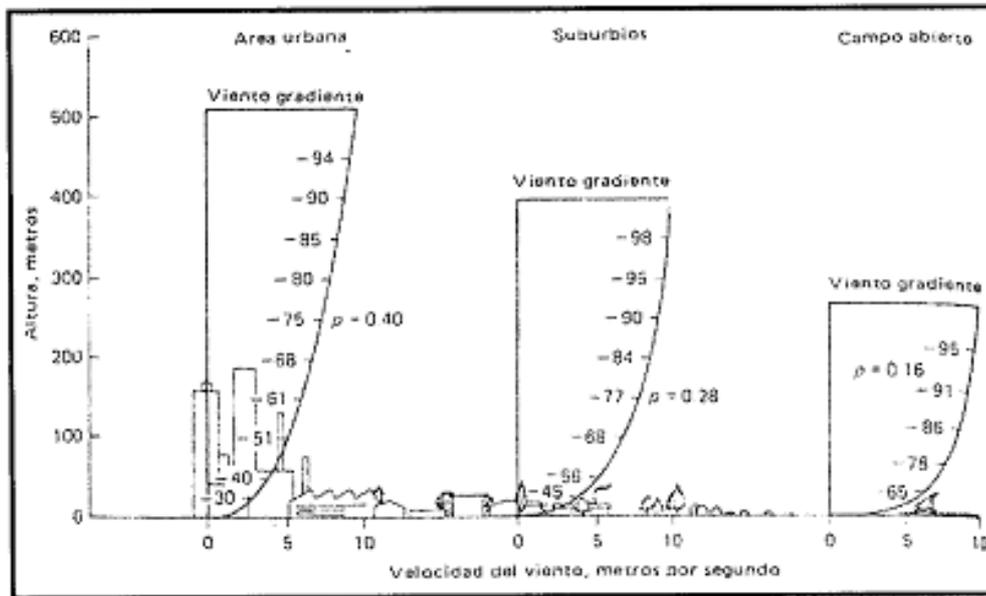
Debido a la condición atmosférica más estable durante la noche, el perfil nocturno es usualmente más pronunciado que el diurno.

El efecto total de la rugosidad del suelo sobre el perfil de velocidad del viento se muestra en la Figura 2.12 al disminuir la rugosidad, el perfil será también más pronunciado cerca de la superficie.

Se han realizado numerosos esfuerzos a fin de desarrollar expresiones analíticas adecuadas que relacionen la velocidad del viento con la altura debido a la complejidad de los fenómenos; se ha observado que la ley potencial de Deacom es de utilidad para capas límites de hasta varios cientos de metros. Esta expresión es:

$$\frac{u}{u_1} = \left(\frac{Z}{Z_1}\right)^p$$

Donde  $u$  es la velocidad del viento a una altura  $z$ ,  $u_1$  es la velocidad del viento a la altura  $z_1$ , y  $p$  es el exponente (Wark, Warner, & Davis, 1998).



**Figura 2.12: Efecto de la rugosidad del terreno sobre el perfil de velocidad del viento**

Fuente: (Wark, Warner, & Davis, 1998)

### 2.6.6 TURBULENCIA

Según Wark & Warner (1998) por lo general, la dispersión de los contaminantes atmosféricos se efectúa por medio de dos importantes mecanismos de la circulación atmosférica. La turbulencia en atmósfera incluye usualmente aquellas fluctuaciones que tienen una frecuencia de más de 2 ciclos/h. Las fluctuaciones más importantes tienen frecuencias en el rango de 1 a 0.01 ciclos/s. La turbulencia atmosférica es el resultado de dos efectos específicos:

- El calentamiento atmosférico, que es la causa de las corrientes de convección naturales ( $d\rho/dZ$ ).
- La turbulencia "Mecánica", que es el resultado de los esfuerzos cortantes del viento ( $du/dZ$ ).

A pesar de que ambos efectos están presentes por lo general en cualquier condición atmosférica dada, una de las dos turbulencias, ya sea la mecánica o la térmica (convectiva), puede prevalecer sobre la otra.

Las turbulencias térmicas prevalecen en los días soleados cuando soplan vientos ligeros y cuando la variación vertical de temperatura es altamente negativa. El periodo de estas turbulencias cíclicas será del orden de minutos. Por otra parte, las turbulencias mecánicas

predominan junto con la estabilidad neutral en las noches con viento, y las fluctuaciones del viento tienen periodos del orden de segundos. La turbulencia mecánica es el resultado del movimiento del aire sobre la superficie terrestre y está influida por la rugosidad del terreno.

Una de las más útiles descripciones cuantitativas de las turbulencias está representada por la desviación estadística normal de las fluctuaciones del viento tomados sobre un cierto periodo, usualmente 1 h. estas desviaciones normales (valores  $S$ ) se puede convertir en estimaciones de los parámetros verticales y horizontales de las ecuaciones de dispersión.

## **2.7 FACTORES DE EMISIÓN**

Un factor de emisión es un valor representativo de la cantidad de sustancia contaminante que se libera hacia la atmósfera con relación a la actividad asociada que la produce (U.S. EPA, 2015). Los factores de emisión usualmente se expresan como el peso de contaminante dividido por la unidad de peso, producción, volumen, distancia o duración de la actividad asociada (por ejemplo; kilogramos de partículas emitidas por tonelada de carbón quemado). En muchos casos estos factores son valores medios de los datos disponibles y normalmente se asume que son representativos a largo plazo para todas las actividades clasificables dentro de una categoría específica, con la asunción de que existe una relación lineal entre las emisiones y el nivel de actividad asociada, dentro de un rango probable de actuación. La Tabla 2.5 muestra los factores de emisión de monóxido de carbono (CO) para diferentes tipos de vehículos.

Como los factores de emisión son valores medios, el cálculo de las emisiones mediante su aplicación será probablemente diferente a las emisiones reales. Las emisiones reales sólo se pueden conocer por medición directa en la fuente. De hecho, este es el procedimiento recomendable y preferido para la determinación de las emisiones. Sin embargo es el método más costoso y normalmente sólo es aplicable a grandes infraestructuras en donde exista el equipamiento necesario para efectuar las medidas. Por cada contaminante, categoría de vehículo o elemento del árbol de porcentaje existe un factor de emisión que será el aplicado a cada vehículo en cada calle del viario. La fórmula que define la metodología para la estimación de contaminantes emitidos en un tramo por una categoría de vehículos es la que sigue:

$$\text{Emisiones por periodo de tiempo [g]} = \text{Factor de emisión [g/km]} * \text{Número de vehículos [veh.]} * \text{Kilometraje por vehículo por periodo de tiempo [km/veh]}$$

**Tabla 2.5: Factores de emisión de Monóxido de carbono (CO)**

Tipo de vehículo	Subcategoría	velocidad (km h <sup>-1</sup> )	Función / factor de emisión
Pre-ECE	Todas	10 – 100	281V <sup>-0.630</sup>
		100 – 130	0.112V+4.32
ECE 15/00 y 01	Todas	10 – 50	313V <sup>-0.760</sup>
		50 – 130	27.22-0.406V+0.0032V <sup>2</sup>
ECE 15/02	Todas	10 – 60	300V <sup>-0.797</sup>
		60 – 130	26.26-0.440V+0.0026V <sup>2</sup>
ECE 15/03	Todas	10 – 19.3	161.36-45.62ln(V)
		19.3 – 130	37.92-0.680V+0.00377V <sup>2</sup>
ECE 15/04	Todas	10 – 60	260.788V <sup>-0.910</sup>
		60 – 130	14.653-0.22V+0.00116386V <sup>2</sup>
Sin catalizador	< 1.4 l	10 – 130	14.577-0.294V+0.002478V <sup>2</sup>
	1.4 - 2.0 l	10 – 130	8.273-0.1511V+0.000957V <sup>2</sup>
Catalizador de oxidación	< 1.4 l	10 – 130	17.882-0.377V+0.002825V <sup>2</sup>
	1.4 - 2.0 l	10 – 130	9.446-0.23012V+0.002029V <sup>2</sup>
Catalizador de tres vías	> 2.0 l		2.913-0.085V+0.000873V <sup>2</sup>
Euro I (91/441/EEC)	< 1.4 l	5 – 130	9.846-0.2867V+0.0022V <sup>2</sup>
	1.4 - 2.0 l	5 – 130	9.617-0.245V+0.0017285V <sup>2</sup>
	> 2.0 l	5 – 130	12.826-0.2955V+0.00177V <sup>2</sup>
Euro II (94/12/EC)	< 1.4 l	5 – 130	68 % del correspondiente Euro I
	1.4 - 2.0 l	5 – 130	68 % del correspondiente Euro I
	> 2.0 l	5 – 130	68 % del correspondiente Euro I
Turismos diesel	Todas	10 – 130	5.41301V <sup>-0.574</sup>
Camiones gasolina > 3.5 t		Urbano	70 g km <sup>-1</sup>
		Autopista	55 g km <sup>-1</sup>
		Carretera	55 g km <sup>-1</sup>
Camiones ligeros a diesel < 3.5t		10 - 110	20E-05V <sup>2</sup> -0.0256V+1.8281
Camiones pesados 3.5 -7.5 t		0 - 100	37.280V <sup>-0.6945</sup>
Camiones pesados entre 7.5 -16 t		0 - 100	37.280V <sup>-0.6945</sup>
Camiones pesados > 16 t		0 - 100	37.280V <sup>-0.6945</sup>
Motocicletas	< 50 cc		15 g km <sup>-1</sup>
	> 50 cc 2t	10 – 60	-0.001V <sup>2</sup> +0.1720V+18.1
	> 50 cc 2t	60 – 110	0.0001V <sup>2</sup> +0.05V+21.5
	> 50 cc 4t	10 – 60	0.01930V <sup>2</sup> -1.92V+68.3
	> 50 cc 4t	60 – 110	0.0017V <sup>2</sup> +0.121V+9.5

Fuente: (EEA, 2001); Ntziachristos and Samaras (2000)

Las emisiones de contaminantes de una categoría de vehículos en un tramo y en un periodo de tiempo (en gramos), es igual al producto del factor de emisión asociado a la categoría, por el número de vehículos de dicha categoría que circulan por el tramo, por la longitud del tramo.

## 2.8 DISPERSIÓN Y CÁLCULO DE CONCENTRACIÓN MEDIANTE MODELOS GAUSSIANOS

La dispersión atmosférica de los contaminantes puede ser estudiada en un área local, comprendida en un radio de hasta 50 km alrededor de la fuente, o en un área regional que

puede alcanzar hasta algunos miles de kilómetros. Dependiendo de la escala (regional o local), se emplean diferentes modelos de transporte de contaminantes para determinar las concentraciones.

Para la escala local, la dispersión de los contaminantes primarios depende fundamentalmente de parámetros meteorológicos, como la velocidad y la dirección del viento, la temperatura ambiente, la clase de estabilidad atmosférica y la altura de la capa de mezcla. En este análisis se utilizan modelos Gaussianos para estimar los niveles de concentración de los contaminantes primarios emitidos por fuentes estacionarias con chimeneas (Spadaro, 1999).

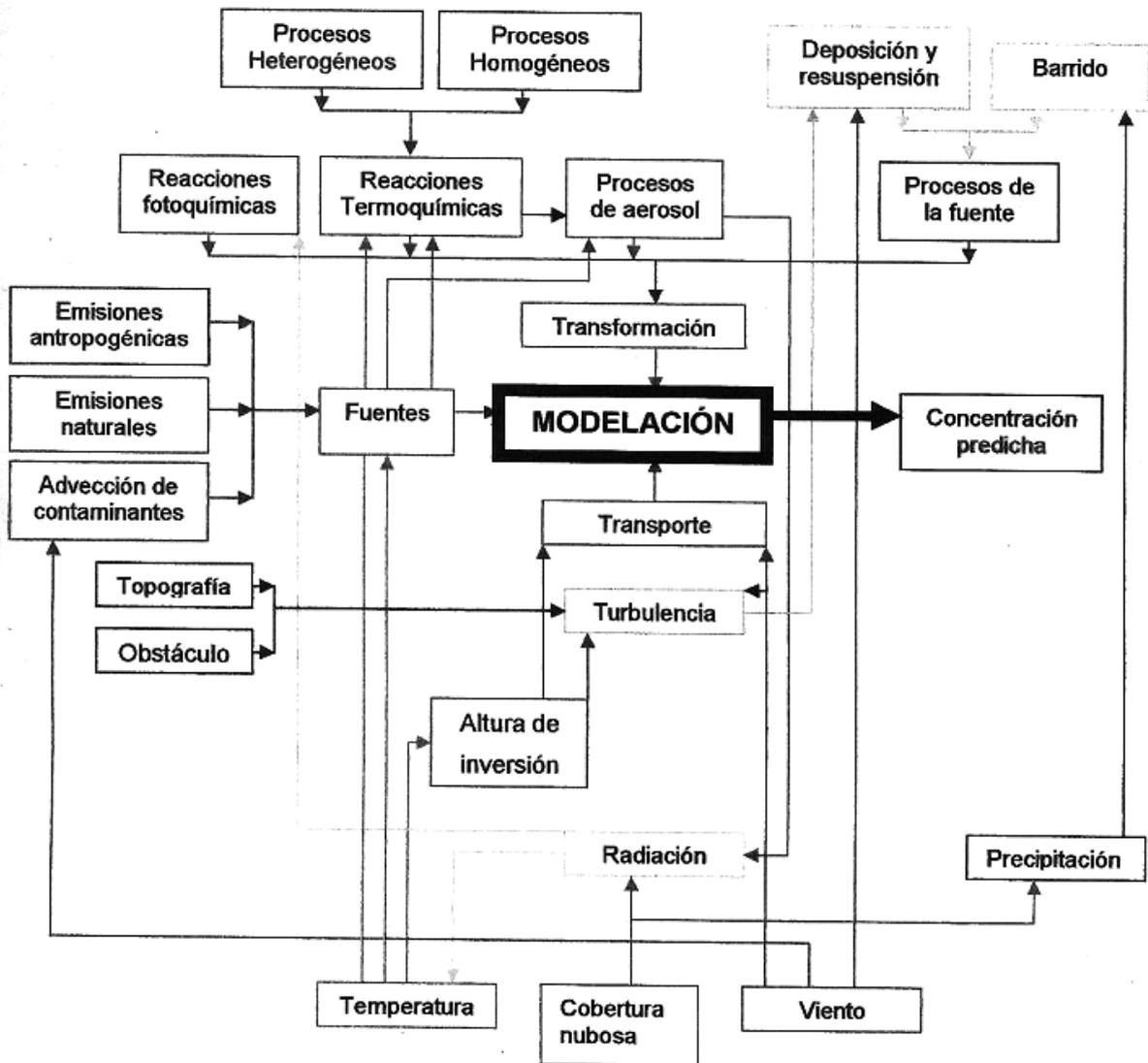
### **2.8.1 MODELOS DE DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES**

Los modelos de dispersión, son métodos para calcular la concentración de contaminantes a nivel del suelo y a diversas distancias de la fuente. En la elaboración de modelos se usan representaciones matemáticas de los factores que intervienen en la dispersión de contaminantes. Las computadoras, mediante modelos, facilitan la representación de los complejos sistemas que determinan el transporte y dispersión de los contaminantes del aire. Los modelos de dispersión de contaminantes juegan un papel clave en la evaluación y previsión del impacto causado por la actividad industrial, el tráfico vehicular, los incendios, o cualquier otra situación en la que se emitan partículas contaminantes hacia la atmósfera. Aunque se realicen medidas de contaminación en puntos concretos, estas medidas, por ser puntuales, pueden no ser representativas de la situación real. Por ejemplo, los gases emitidos por la chimenea de una fábrica pueden afectar a zonas muy distintas dependiendo de la dirección del viento; una estación de medida cercana solo dará cuenta de las situaciones dominadas por una determinada dirección del viento y estabilidad de la atmósfera. Para disponer de una representación más completa y precisa de la realidad es necesario hacer uso de los modelos (Torres, 2004).

Con factores meteorológicos pronosticados; la modelación permite determinar los resultados o predecir lo que podría ocurrir en un sistema, a partir de un conjunto de datos de entrada; por lo tanto el modelo realiza, un acoplamiento entre la emisión, características y control de la fuente; y también los cambios en los niveles de concentración aerotransportados del agente contaminador.

El modelo incluye consideraciones de los patrones de la emisión, la meteorología, las transformaciones químicas, y los procesos del retiro véase la Figura 2.13. Mientras que los

resultados esperados serán los niveles del contaminante a una determinada distancia de la fuente o las tasas de deposición del contaminante sobre el terreno (Seinfeld J. , 1998).



**Figura 2.13: Componentes de un modelo comprensivo de la calidad del aire**

Fuente: Seinfeld, (1988)

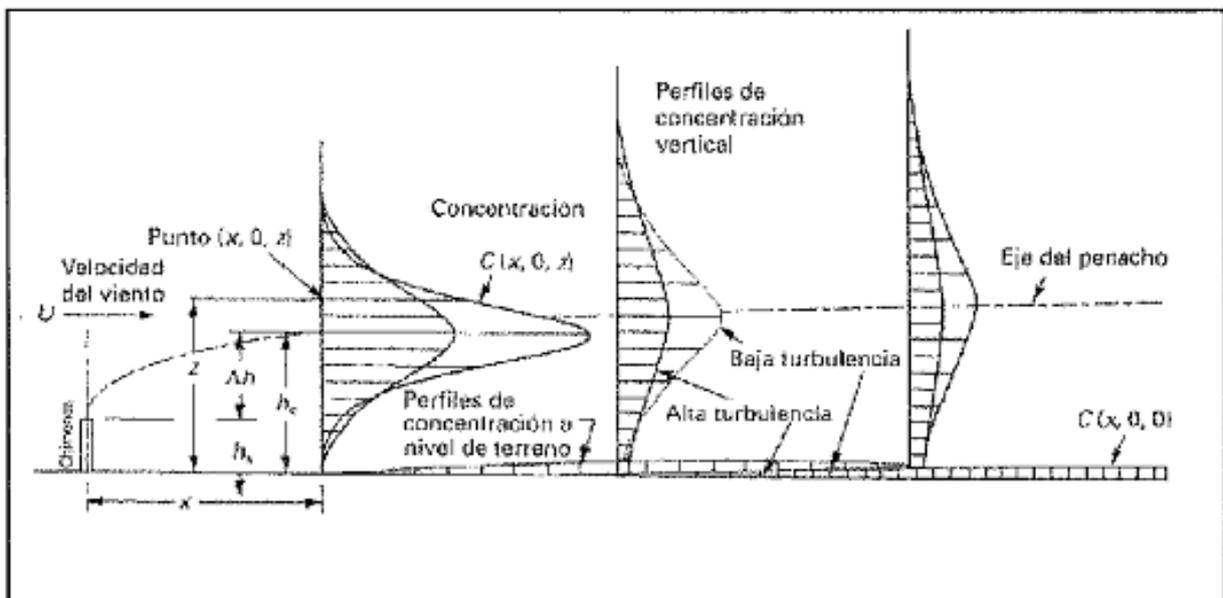
## 2.8.2 MODELO GAUSSIANO DE DISPERSIÓN

Estos modelos son de uso común en problemas de dispersión contaminantes no reactivos de fuentes puntuales tales como chimeneas industriales; estos modelos son aptos para estimar efectos locales y que su grado de precisión y acierto es, en general, decreciente en tanto se aplican en localidades con relieve complejo y caracterizados por circulaciones atmosféricas complejas (U.S. EPA, 2015).

Según Kiely (1999) este modelo describe a través de una fórmula simple el campo tridimensional de concentraciones generado por una fuente puntual en condiciones meteorológicas y de emisión estacionarias. A medida que un penacho progresa en la dirección del viento, el modelo gaussiano supone que el perfil de concentración por mezcla turbulenta adquiere una distribución gaussiana. Si la condición atmosférica es neutra, entonces se desarrollará un penacho en forma de cono. La concentración en la línea central del penacho será máxima a una distancia cercana del foco emisor y disminuirá en la dirección viento abajo. A medida que la distancia viento abajo aumenta, los extremos del penacho pueden impactar sobre el terreno tal y como se muestra en la Figura 2.14. De acuerdo a ello la concentración de un contaminante en cualquier punto es:

$$C_{(x,y)} = \frac{1}{U} Q G$$

Donde  $U$  es la velocidad del viento,  $Q$  es la tasa de emisión y  $G$  es la curva de Gauss normalizada en el plano YZ.

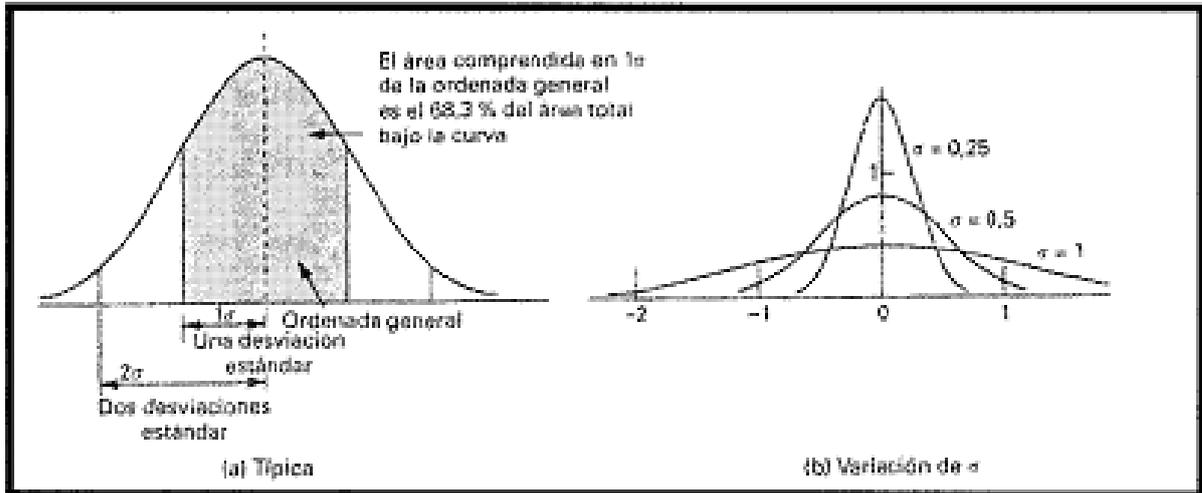


**Figura 2.14: Elevación del perfil de concentración de un penacho Gaussiano.**

Fuente: (Kiely, 1999)

### 2.8.3 LA DISTRIBUCIÓN GAUSSIANA

En la Figura 2.15.a se representa la curva normal (Gaussiana), empleada para caracterizar un suceso gobernado por la probabilidad. La altura central en el eje de ordenadas se denomina "media" y el ancho de la curva se describe en "desviaciones estándar".



**Figura 2.15: Curva de distribución normal Gaussiana**

Fuente: (Kiely, 1999)

La distribución de Gauss en la dirección lateral se describe por la expresión:

$$G_y = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_y}} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right]$$

Análogamente en el eje de la Z

$$G_z = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_z}} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{z}{\sigma_z} \right)^2 \right]$$

A medida que la distancia vientos abajo se incrementa, la concentración pico en la línea central disminuye ya que el penacho se ensancha en las direcciones z e y. En la Figura 2.15.b Se indica que el valor aumenta a medida que la distancia a partir del foco emisor aumenta.

### 2.8.4 ECUACIÓN DE DIFUSIÓN

Según Kiely (1999) la concentración de un contaminante en un penacho en cualquier punto x, y o z puede calcularse con la ecuación de difusión siguiente:

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

Para el sistema de coordenadas:

$x = 0$  en el foco (chimenea)

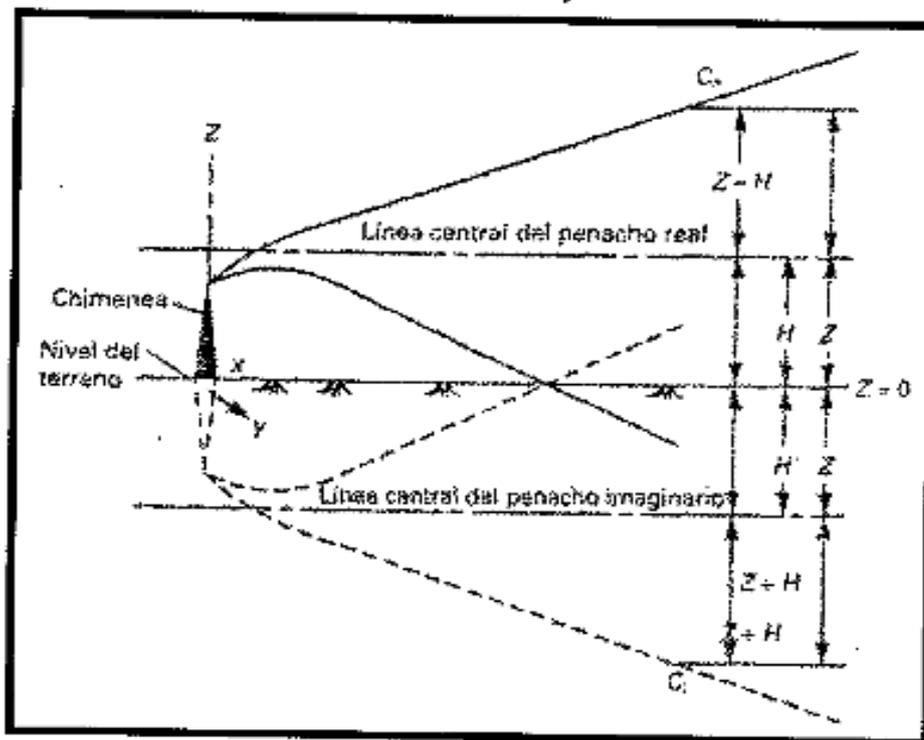
$y = 0$  en la línea central del penacho

$z = 0$  en el terreno

Si la altura efectiva del foco emisor es  $H$ , entonces la coordenada  $z$  en la línea central del penacho es  $(z - H)$ , donde  $z$  se mide a partir de la cota del terreno:

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

En el supuesto de conservación de masa, de que todo el contacto del penacho con el terreno es completamente reflejado, debe añadirse un segundo término para tener esto en cuenta. En la Figura 2.16. Se muestra esquemáticamente esto.



**Figura 2.16: Sistema de coordenadas y reflexión sobre el terreno del desarrollo de un penacho**

Fuente: (Kiely, 1999)

Luego la ecuación anterior se convierte en:

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\}$$

Las unidades apropiadas son:

Q = Cualquier propiedad por unidad de tiempo, por ejemplo, kg/s, m<sup>3</sup>/s

C = Cualquier propiedad por unidad de volumen, por ejemplo, kg/m<sup>3</sup>, m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> o ppb

$\sigma_y\sigma_z$  = Coeficientes de difusión, en m, en función de la distancia x vientos abajo

El mayor interés radica en el conocimiento de la concentración a nivel del terreno (z = 0), así la última ecuación se reduce a:

$$C_{(x,y,0)} = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

La concentración máxima a nivel del terreno se encuentra en la línea central del penacho, y = 0, de manera que:

$$C_{(x,0,0)} = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

## 2.9 DESCRIPCIÓN DE ALGUNOS MODELOS DE DISPERSIÓN

### 2.9.1 MODELO ISCST3 - INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX SHORT - TERM

El modelo ISCST3 se fundamenta en la teoría Gaussiana y sostiene que una pluma emitida por una fuente elevada, de estado estacionario; viaja a favor del viento y se dispersa siguiendo un patrón gaussiano. En estado estacionario (es decir en condiciones constantes de emisión), la ecuación Gaussiana que determina la concentración horaria a nivel del suelo viento abajo a una distancia 'x' (m) de ella, y una distancia 'y' (m) perpendicular a esta (Schnelle & Dey, 2000).

$$X = \left[ \left( \frac{Q.K.V.D.}{2.\pi.us.\sigma_y\sigma_z} \right) \right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right]$$

Dónde:

$X$ : Concentración del contaminante

$Q$ : Tasa de emisión del contaminante (masa/tiempo).

$K$ : Coeficiente de escalamiento, convierte las concentraciones calculadas a las unidades deseadas. Por defecto, si  $K=1 \times 10^6$  para  $Q$  en g/s, la concentración estará dada en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

$V$ : Término vertical correspondiente a la distribución vertical del penacho Gaussiano. Incluye los efectos de la elevación de la fuente, elevación del receptor, altura del penacho, límite de mezcla en la vertical, deposición gravitacional y deposición seca de partículas.

$D$ : Denota el decaimiento o remoción que va sufriendo el contaminante por procesos físicos o químicos. Por defecto, si el coeficiente de decaimiento es cero, es decir no ocurre decaimiento del contaminante,  $D=1$ .

$\sigma_y \sigma_z$ : Desviaciones estándares lateral y vertical de la distribución de la concentración de contaminantes, respectivamente. Estos valores se obtienen de las tablas generadas a partir de la función de Briggs.

$U_s$ : Velocidad del viento (m/s) a la salida de la chimenea. Esta depende de la altura y del coeficiente exponencial del viento, que a su vez depende de la clase de estabilidad atmosférica.

- El modelo a corto plazo ISCST3 acepta datos meteorológicos horarios; lo cual determina las condiciones de turbulencia, transporte, difusión y deposición de los contaminantes de la pluma, además la versión short term incorpora un algoritmo para trabajar con terreno complejo, opción que no está disponible en la versión Long Term (Schnelle & Dey, 2000).
- Este modelo es reconocido y recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América EPA, 1995.
- En cuanto a los Requisitos del equipo de cómputo; se puede emplear una computadora personal compatible con IBM usando el compilador Fortran F77L/EM-32 de Lahey (Versión 5.2), para usarse en una 80386, 80486 o una computadora más grande, con al menos 8 MB de RAM y coprocesador matemático (Guía del usuario ISC, 1995).

## 2.9.2 MODELO DE DISPERSIÓN MODICA

- El modelo de dispersión de contaminantes atmosféricos MODICA, realiza cálculos de corto plazo (horarios) que incluyen la estimación de concentraciones máximas a nivel

del suelo y la distancia correspondiente a la cual ocurren estas concentraciones (vientos abajo de la fuente emisora). Este modelo se fundamenta en la ecuación de difusión turbulenta, cuya solución para fuente puntual continua, estacionaria y aplicada a la pluma en difusión que incide al suelo y es reflejada en forma total por la superficie, está dada por la expresión siguiente (Briggs, 1979):

$$\bar{C}_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y-y_0}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\}$$

Dónde:

$C(x,y,z)$  = Es la concentración media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de la sustancia en difusión.

$Q$  = Intensidad de emisión de la fuente (g/s)

$x,y,z$  = las direcciones de la dispersión (vientos abajo),

$\sigma_y, \sigma_z$  = parámetro de dispersión que representan la abertura o expansión horizontal y vertical de la nube del contaminante en el flujo turbulento.

Donde  $H$ : es la altura efectiva de la fuente, cuyo valor está dada por la altura de la chimenea ( $h_p$ ) más la elevación o ascensión vertical de la pluma ( $\Delta h$ ) debido a la velocidad de emisión ( $W_p$ ) de la fuente.

$$H = h_p + \Delta h$$

- Para la evaluación de la ascensión vertical de la pluma en condiciones inestables utiliza la ecuación de Moses y Carson, para condiciones estables la ecuación de Hanna y Brigs y para condiciones neutrales la ecuación de Brigs (1975). Por otro lado para la cuantificación de los parámetros de dispersión  $\sigma_y$  y  $\sigma_z$  utiliza ecuaciones empíricas propuesta por Brigs (1973), las cuales tienen un alcance máximo de 10 km vientos abajo, en consecuencia son estas las que dan el alcance del modelo.
- El modelo es válido para aquellas emisiones que no sufren reacciones químicas ni procesos de remoción, como deposición seca o húmeda, durante el proceso de transporte y dispersión desde la fuente al receptor; no es aplicable para dispersión de partículas.
- El modelo permite calcular concentraciones medias en toda la grilla definida por el usuario (en un radio de 10 km), en dos niveles, uno a nivel de superficie y otro a un nivel  $Z$  especificado por el usuario. Los cálculos se presentan sobre un mapa de dispersión que muestra en color rojo el área de impacto negativo si los hubiera.

### 2.9.3 MODELO APC-2. ATMOSPHERIC POLLUTION CONTROL VERSIÓN 2

El modelo Atmospheric pollution Control Versión 2 (APC-2) es un modelo para simular la difusión de contaminantes a corto plazo; realiza una secuencia de cómputo para la difusión atmosférica de fuentes estacionarias en varios puntos de un terreno llano.

Los modelos analíticos implementados en el APC-2 para la predicción de los contaminantes que impactan al suelo son de dos tipos:

- Modelo por emisión ligera o neutra (hornos calientes)
- Modelo de deposición seca de partículas y gases.

El desarrollo del modelo es de manera secuencial - iterativa; se inicia en la pestaña UTILITY donde se diseña y georreferencia el mapa, posteriormente se pasa la pestaña DATA donde se ubican las fuentes con sus respectivas características y se modifican la data de emisión y la data meteorológica, después se dirige a la pestaña COMPUTER donde se ejecuta la corrida y culminado se visualizarán los resultados en la pestaña OUT PUT. El modelo da la posibilidad de simular hasta 10 fuentes puntuales.

La concentración de gases ligeros se calcula según la fórmula.

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right]$$

Dónde:

$C(x,y,z)$ : Sobre la base de la fuente y orientado en la dirección del viento.

$U$  : Velocidad del viento

$Q$  : Cantidad de contaminantes

$\sigma_y \sigma_z$  : Sigma dispersión lateral y vertical del penacho

$H$  : Altura eficaz del penacho.

La concentración de deposición seca de partículas se calcula según la fórmula.

$$C_{(x,y,z)} = \sum_{j=1}^n X_j(x, y, 0) = \sum_{j=1}^n \frac{Q_j}{\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \exp \left[ -\frac{1}{2} \left( \frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right]$$

Dónde:

$n$ : número de clase granulométrica (10  $\mu$ ,m)

$Q_j$ : Cantidad de contaminantes relativa a la clase  $j$

$H_j$ : Altura eficaz del penacho relativa al clase  $j$

## **2.10 MODELO CCATT-BRAMS**

### **2.10.1 ANTECEDENTES**

El transporte en la atmósfera de las emisiones antropogénicas y provenientes de la quema de biomasa y de fuentes fijas y móviles sobre Lima Metropolitana es predicha por el modelo CCATT-BRAMS. Un sistema de monitoreo de transporte operacional en tiempo real fue implementado el 2003 usando el modelo on-line de transporte 3-D **CCATT-BRAMS** (en inglés: **Coupled Chemical Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modelling System**), acoplado a un modelo de emisión.

### **2.10.2 DESCRIPCIÓN DEL MODELO BRAMS**

El modelo BRAMS es denominado así, por sus siglas en inglés **Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System**. BRAMS es una versión brasileira del modelo **Regional Atmospheric Modeling System (RAMS)** descrito por Pielke (1984); Pielke et al. (1992) y Walko et al. (1995) el cual fue desarrollado como un objetivo de crear y mejorar nuevos esquemas de parametrizaciones y actualizaciones para una región tropical y subtropical de Brasil. RAMS constituye un código numérico altamente versátil, pudiendo ser configurado para hacer simulaciones de circulación atmosférica en varias escalas de tiempo y espacio, bien como, diferentes resoluciones horizontales y verticales. RAMS fue desarrollado por científicos de la Universidad de Estado de Colorado, en los Estados Unidos de Norteamérica. BRAMS ha tenido varias innovaciones y mejoras en términos de física y dinámica, así como, calidad del código y eficiencia computacional (Freitas S. , y otros, 2009).

El conjunto de ecuaciones empleado son el conjunto de ecuaciones no hidrostáticas cuasi-Boussinesq descrito por (Tripoli & Cotton, 1982). El modelo está equipado con un esquema múltiple de rejillas anidadas, el cual permite que las ecuaciones del modelo sean resueltas simultáneamente para cualquier número de mallas computacionales de diferente resolución espacial en interacción. Posee un conjunto complejo de paquetes para la simulación de procesos tales como: transferencia radiativa, intercambios de agua superficie-aire, de calor y de momento; transporte turbulento en la capa límite planetaria y microfísica de las nubes. Las condiciones iniciales pueden ser definidas a partir de varios

conjuntos de datos observacionales que pueden ser combinados y procesados empleando un paquete de análisis de datos de mesoescala isoentrópica (Tremback, Numerical simulation of a mesoscale convective complex: model development and numerical results, 1990). Para las condiciones de frontera, los esquemas 4DDA permiten que los campos atmosféricos sean ajustados a los datos de gran escala. Las características del BRAMS empleadas en este sistema incluyen una versión de conjunto del esquema de cúmulos profundo y superficial basado en la aproximación de flujo de masa (Grell & Devenyi, A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques, 2002) y los datos de inicialización de humedad del suelo (Gevaerd, Freitas, & Longo, 2006).

BRAMS es usualmente aplicado para estudios de mesoescala con finalidades diversas, que poseen varias opciones de parametrizaciones físicas incluidas en su código. Actualmente el modelo contiene 7 parametrizaciones para tratamiento de difusión turbulenta en la capa límite planetaria y dentro de nubes, pudiendo tratar los coeficientes de difusividad de forma anisotrópica e isotrópica. Para la transferencia radiativa, 4 modelos están disponibles, siendo uno de ellos con tratamiento explícito de agua condensada y aerosoles (Longo K. , Freitas, Dias, & Dias, 2006); (Rosario, Longo, Freitas, Yamasoe, & Fonseca, 2012). Microfísica de nubes que siguen el esquema descrito por Walko et al. (1995). Parametrización de la convección poca profunda es descrita por Souza (1999) y existe una adicional parametrización introducida por Freitas et al. (2009) y descrita por Grell & Devényi (2002).

Algunas de las parametrizaciones del modelo son empleadas:

- Los coeficientes de difusión horizontal están basados en la formulación de Smagorinsky (1963).
- La difusión vertical es parametrizada de acuerdo con el esquema de Mellor y Yamada (1974), el cual emplea un pronóstico de la energía cinética turbulenta.
- Los intercambios de agua superficie-atmósfera, momento y energía son simulados mediante el modelo LEAF-3 (por sus siglas en inglés Land Ecosystem Atmosphere Feedback model, modelo de retroalimentación ecosistema terrestre-atmósfera), el cual representa el almacenamiento y el intercambio vertical de agua y energía en múltiples capas de suelo, incluyendo los efectos de congelamiento y descongelación del suelo, cubrimiento temporal por nieve o agua, vegetación y aire en la canopea (Walko, y otros, 2000).

- El esquema de advección es un esquema avanzado upstream de segundo orden (Tremback, Powell, Cotton, & Pielke, 1987)
- Microfísica de bulk (Walko, y otros, 2000)
- Esquema de cúmulos convectivo para convección profunda y superficial (Grell & Devenyi, A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques, 2002).
- Asimilación de datos 4D (4DDA), un esquema de ajuste en el cual los campos del modelo pueden ser acercados a los avances de la asimilación de datos observacionales.

### **2.10.3 DESCRIPCIÓN DEL MODELO CCATT-BRAMS**

Un sistema de monitoreo de transporte operacional en tiempo real fue implementado el 2003 usando el modelo on-line de transporte 3-D **CCATT-BRAMS** (en inglés: **Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modelling System**), acoplado a un modelo de emisión. En este modelo, la ecuación de conservación de la masa se resuelve para el monóxido de carbono (CO) y el material particulado PM<sub>2.5</sub>. Las fuentes de emisiones de gases y partículas asociadas con las actividades de quema de biomasa en bosque tropical, sabana y pastizales son parametrizadas e introducidas en el modelo. Las fuentes son distribuidas espacial y temporalmente y son asimiladas diariamente de acuerdo con los puntos de quema de biomasa obtenidos mediante teledetección (AVHRR, MODIS y GOES-12). Las fuentes antropogénicas del CO también son incluidas de acuerdo con las bases de datos EDGAR/RETRO/CETESB. La advección, a escala de la rejilla, es un esquema avanzado upstream de segundo orden, la difusión horizontal está basada en la formulación de Smagorinsky y la difusión vertical está parametrizada de acuerdo con el esquema de Mellor y Yamada 2.5, el cual emplea un pronóstico de la energía cinética turbulenta. También es introducida la parametrización del transporte a escala de subrejilla, asociada a la circulación húmeda, profunda y superficial, la cual no está resuelta explícitamente por el modelo debido a la baja resolución espacial del mismo. El transporte del levantamiento de la pluma a escala de subrejilla asociado a los fuegos de vegetación es simulado mediante la incrustación de un modelo 1-D de solución de nube, con condiciones de frontera inferiores adecuadas, en cada columna del modelo hospedero BRAMS. Los sumideros, asociados con los procesos genéricos de transformación y remoción de gases y partículas, son parametrizados e introducidos en la ecuación de conservación de la masa.

CCATT-BRAMS explora la capacidad de transporte de trazadores del BRAMS de utilizar espacios reservados para escalares. El transporte del modelo on-line sigue el enfoque euleriano, resolviendo la ecuación de conservación de la masa para monóxido de carbono (CO) y material particulado PM<sub>2.5</sub>, donde la razón de mezcla del trazador,  $s (= \rho / \rho_{\text{air}})$ , se calcula empleando la ecuación de conservación de la masa.

#### **2.10.4 DESCRIPCIÓN DEL MODELO PREP-CHEM-SRC**

Los estudios de la composición química atmosférica con simulaciones numéricas son ampliamente conducidos debido al incremento disponible de los modelos de transporte atmosférico-químico y los recursos computacionales. Los inventarios de emisión de las huellas de gases y aerosoles alimentan la superficie también como los niveles altos de flujos máscicos para la ecuación de la continuidad de la masa (MCE), los cuales son información necesaria crucial para estos estudios numéricos. Para suministrar esta información, varios programas internacionales y grupos han estado desarrollando inventario de emisiones del más relevante primer orden de trazas de gases y aerosoles atmosféricos. Por ejemplo, tenemos “Global Fire Emissions Database (GFED, van der Werf et al., 2006) para la quema de biomasa y el “REanalysis of the TROpospheric chemical composition” (RETRO, 2015) para emisiones urbanas. La simulación numérica de la composición química atmosférica está realizado con modelos avanzados donde el MCE está resuelto fuera de línea (Zhang, 2008) con varias resoluciones espaciales y proyecciones geográficas, en ambas escalas regional o global. Los campos de emisión generados por este sistema han sido usados con CCATT-BRAMS (Freitas S. , y otros, 2009) y (Longo K. , y otros, 2007), WRF-CHEM (Grell, y otros, 2005), y el modelo Icosahedral de Flujos subsiguientes por volúmenes finitos (Bleck, Benjamin, Lee, & MacDonald, 2010).

Dependiendo del sistema de modelación el usuario puede seleccionar todas las opciones de emisión (antropogénicos, biogénicos, quema de biomasa, etc.) o seleccionar parte del entero juego disponible. WRF, por ejemplo, tiene varias otros procesadores de emisión, dependiendo de la localización del dominio en el cual modelo se correrá. El usuario puede escoger combinar su propio preprocesador de emisión antropogénico con únicamente las emisiones de quemado de biomasa desde nuestro sistema.

### **2.10.5 ESTRUCTURA DE DATOS Y ASPECTOS DEL CÓDIGO**

Actualmente la versión 5.2 de BRAMS está escrita principalmente en Fortran 95, con algunos módulos escritos en C. BRAMS ha tenido un paralelismo MPI puro desde su primera versión. Sólo el dominio horizontal es descompuesto sobre filas de MPI. Este paralelismo ha sido incrementado y mejorado con el tiempo de manera acumulativa. Hoy en día los brasileros trabajan con 10 000 núcleos. Las versiones BRAMS del 1 a 4 fueron ejecutadas en máquinas con menos de 100 núcleos de computación escrita en Fortran 90.

En BRAMS versión 4, la entrada fue realizada por el proceso maestro. El proceso maestro introduce nuevas condiciones de contorno cada 3 h de tiempo de pronóstico, con descomposición de dominio, y envió de los subdominios a los esclavos. Se trataba de un algoritmo desde un único proceso (maestro) calculando la descomposición y envió de los datos. Por consiguiente, run time aumentó con el número de esclavos, ya que el número de particiones de datos (y mensajes) aumentó con el número de esclavos. La versión intermedia de BRAMS 4.2 movió el dominio de descomposición a los esclavos (Fazenda et al., 2011). Cada esclavo extrajo su propio subdominio desde el campo difundido, paralelizando la descomposición del dominio.

### **2.11 CALIBRACIÓN DE MODELOS**

El presente párrafo se enfoca en el proceso de calibración de modelos determinísticos presentando las diferentes medidas de bondad de ajuste (Cabrera J. , 2012).

- **Modelamiento determinístico**

El modelamiento determinístico no considera términos aleatorios dentro del modelo; es decir, cada simulación que se realice producirá el mismo resultado. Bajo esta idea general, el proceso de calibración se centrará en minimizar las diferencias entre los datos observados y simulados. Este criterio de exactitud se basa en el ajuste de parámetros como medio de calibración. El uso de modelos determinísticos requiere el manejo de términos como: variables de ingreso, parámetros y variables de estado.

- **Fuentes de incertidumbre**

En general, existen cuatro fuentes principales de incertidumbre:

Errores (sistemáticos o aleatorios) en los datos de ingreso.

Errores (sistemáticos o aleatorios) en los datos observados.

Errores debido a valores no óptimos de parámetros.

Errores debido a la estructura del modelo.

- Medidas de bondad de ajuste

Hasta la actualidad no se ha desarrollado ningún protocolo de evaluación para estos temas de pronóstico atmosférico y de contaminación, siendo una tarea pendiente y necesaria. La mayoría de estudios científicos se decantan por una evaluación de resultados cualitativa, y en aquellos donde se cuantifica el análisis optan por el uso de estadísticos simples como el error cuadrático medio, el error absoluto medio o el sesgo. Algunos trabajos donde se plantean y utilizan distintos estadísticos para la evaluación son Willmott (1982), Pielke (1984), Willmott et al. (1985), Stauffer y Seaman (1990), Cox et al. (1998), Stenger (2000).

- Índices de eficiencia

Un estadístico normalizado del error es el índice RSR, que relaciona la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la desviación estándar de las observaciones; cuyos valores adimensionales varían de cero al infinito.

### **III. MATERIALES Y MÉTODOS**

En esta parte de la investigación se ha desarrollado los materiales, equipos y metodología usados en este estudio.

#### **3.1 MATERIALES**

En la presente investigación se utilizaron los siguientes materiales:

- Coordenadas de ubicación del área de estudio (Lima Metropolitana).
- Una red de monitoreo de SENAMHI con 10 estaciones de monitoreo (Tabla 3.2). Cuyos datos fueron elaborados y procesados para el desarrollo de la investigación.
- Documentos como Decretos Supremos y/o normas peruanas: DS 074-2001-PCM; DS 003-2008-MINAM; RM 315-96-EM; DS 009-2003-AS y otros como documentos de la ECA (Estándares de Calidad del Aire). Documentos que permitieron un análisis de riesgo para la población en salud.
- Datos meteorológicos tomados y analizados del año 2014 (estación de verano) y 2015 (estación de invierno) con el permiso y apoyo del grupo científico de SENAMHI.
- Elaboración de las emisiones (gases y material particulado) del parque automotriz en Lima Metropolitana a través de los factores de emisión con proyección al 2040. Considerando la base de datos del parque automotor proporcionado por el INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática) desde el 2000 hasta 2011.
- Programa científico de simulación numérica CCATT-BRAMS. Programa desarrollado en fortran 90 (actualmente fortran 95) de código abierto para instituciones en investigación de pronóstico atmosférico. Instalados en un ambiente de trabajo con sistema operativo LINUX (ejemplo: export CCATT\_HOME=/home/modelador/ccatt-brams). Los compiladores instalados y usados fueron: ifort, icc, gfortran, gcc y g++. Los procesadores de texto instalados: gedit, scite, kate, notepad++ u otros como el vi y nano. Ubicados en los laboratorios especializados de SENAMHI para las diferentes simulaciones y corridas.

- Para la generación de los resultados gráficos se usaron los programas en entorno LINUX (Ubuntu) denominado GrADS (Grid Analysis and Display System).
- Modelos estadísticos de ajuste. Usado para calibrar y validar el modelo numérico en base a ajustes de aproximación comparados con los datos observados según los datos obtenidos por las estaciones de monitoreo por SENAMHI.

### 3.2 METODOLOGÍA

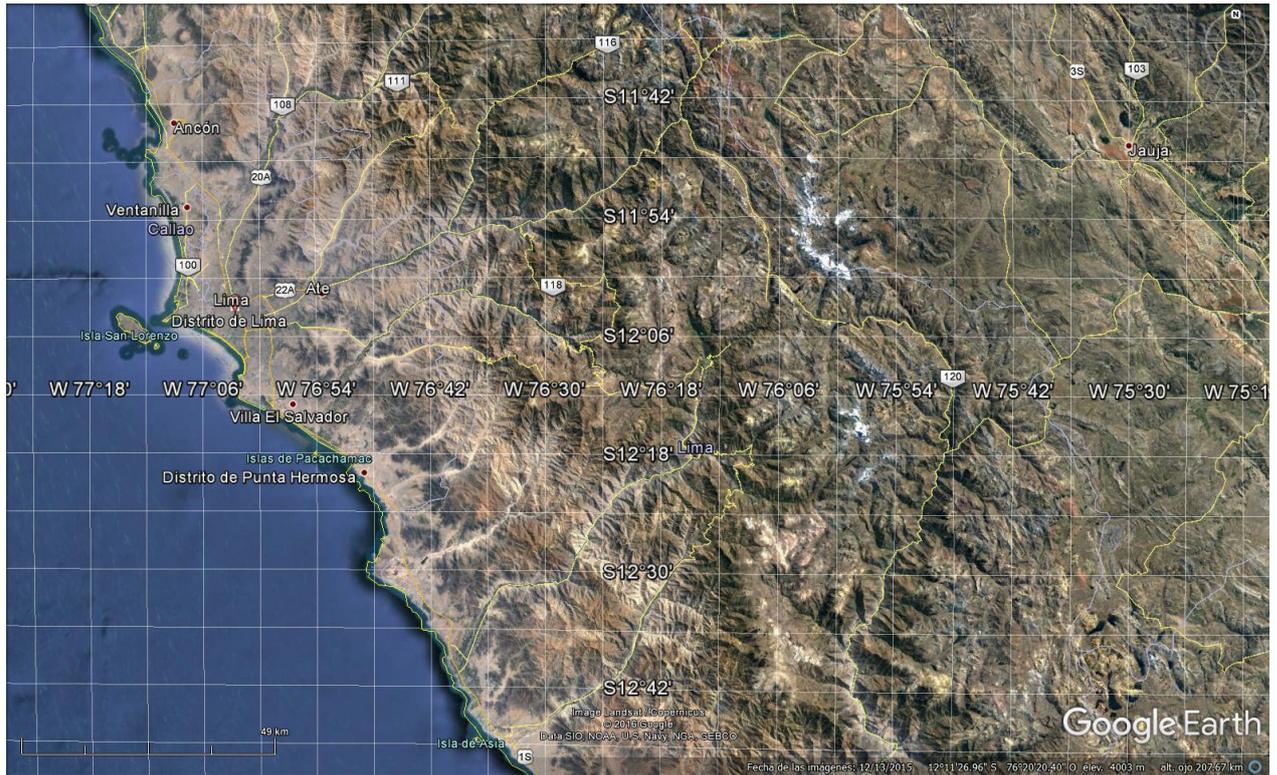
Para la simulación de pronóstico de contaminación de material particulado PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en Lima Metropolitana, se definió un camino metodológico, que en general se puede visualizar en la Figura 3.1.



**Figura 3.1: Camino metodológico general**

#### 3.2.1 UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio corresponde a la ciudad de Lima Metropolitana, según la Figura 3.2. Localizada a 12° 02'45.29'' Latitud Sur y 77° 01'49.97'' Longitud Oeste. Su extensión es de 2672 km<sup>2</sup>, de los cuales 798,6 km<sup>2</sup> son de área urbanizada, 179,9 km<sup>2</sup> de tierras de cultivo y 1833,5 km<sup>2</sup> de tierras de morfología colinosa y montañosa con pocas posibilidades de ser urbanizadas. Limita por el este con las estribaciones de la Cordillera de los Andes y por el oeste con el océano Pacífico, con una altitud de 154 metros sobre el nivel del mar en promedio.



**Figura 3.2 Coordenadas geográficas de Lima Metropolitana**

**Fuente: Google earth (2016)**

La Figura 3.3 muestra la zona de Lima metropolitana con sus respectivos distritos, con esto podemos identificar la ubicación de cada distrito.

El instituto Metropolitano de Planificación clasifica los distritos de Lima Metropolitana según la Tabla 3.1.

**Tabla 3.1: Población por áreas interdistritales de Lima Metropolitana**

Orden	Área	Distritos	Población Total
1	Norte	Ancón, Carabaylo, Comas, Independencia, Los Olivos, Puente Piedra, San Martín de Porres, Santa Rosa.	2'427,936
2	Este	Ate, El Agustino, San Juan de Lurigancho, Santa Anita, Chaclacayo, La Molina, Lurigancho, Cieneguilla.	2'502,668
3	Centro	Breña, Cercado, La Victoria, Rímac, San Luis, Lince, Magdalena, Pueblo Libre, San Miguel, Barranco, Miraflores, San Isidro, Surquillo, Jesús María, San Borja, Santiago de Surco, Chorrillos.	2'105,023
4	Sur	San Juan de Miraflores, Villa el Salvador, Villa María de Triunfo, Pucusana, Lurín, Pachacamac, Punta Hermosa, Punta Negra, Santa María de Mar, San Bartolo.	1'504,944

**Fuente: INEI (2013)**



Figura 3.3: Mapa de Lima Metropolitana y sus distritos

Fuente: SENAMHI (2015)

La Tabla 3.2 (Figura 3.4) muestra la red de monitoreo que SENAMHI tiene establecido para medir en forma automática los contaminantes  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $O_3$  y  $CO$ .

**Tabla 3.2: Estaciones de monitoreo en la zona de Lima Metropolitana**

Zona	Estaciones de monitoreo	Distrito	Longitud	Latitud	Altitud
Lima Sur	Polideportivo Limatambo	San Borja	283200	8661900	136
	Parque Virgen de Lourdes	Villa María del triunfo	291077	8654306	292
Lima Centro	Parque Campo de Marte	Jesús María	277601	8664893	110
Lima Este	Plaza de Armas de Ate	Ate	291097	8669823	362
	Azotea Palacio Municipal de Santa Anita	Santa Anita	285325	8667937	276
	Azotea Palacio Municipal de Huachipa	Ate	293456	8670957	386
	Azotea Oficinas Administrativas Universidad Cesar Vallejo	San Juan de Lurigancho	274684	8677600	86
Lima Norte	Parque Ecológico de San Martín de Porres (ex parque zonal Mayta Cápac)	San Martín de Porres	272927	8671547	54
	Piscina Municipal de Carabayllo	Carabayllo	279218	8684809	212
	Cerca de la piscina municipal	Puente Piedra	273725	8687328	186

Fuente: SENAMHI (2015)

Sin límites topográficos relevantes al sur y sureste, se cierra parcialmente al norte con una ligera prominencia topográfica en las inmediaciones de la desembocadura del río Chillón, dominada por los cerros Candela, Oquendo y Respiro, según la Figura 3.5.



**Figura 3.4: Cuenca Atmosférica Lima-Callao**

Fuente: Korc (2003)

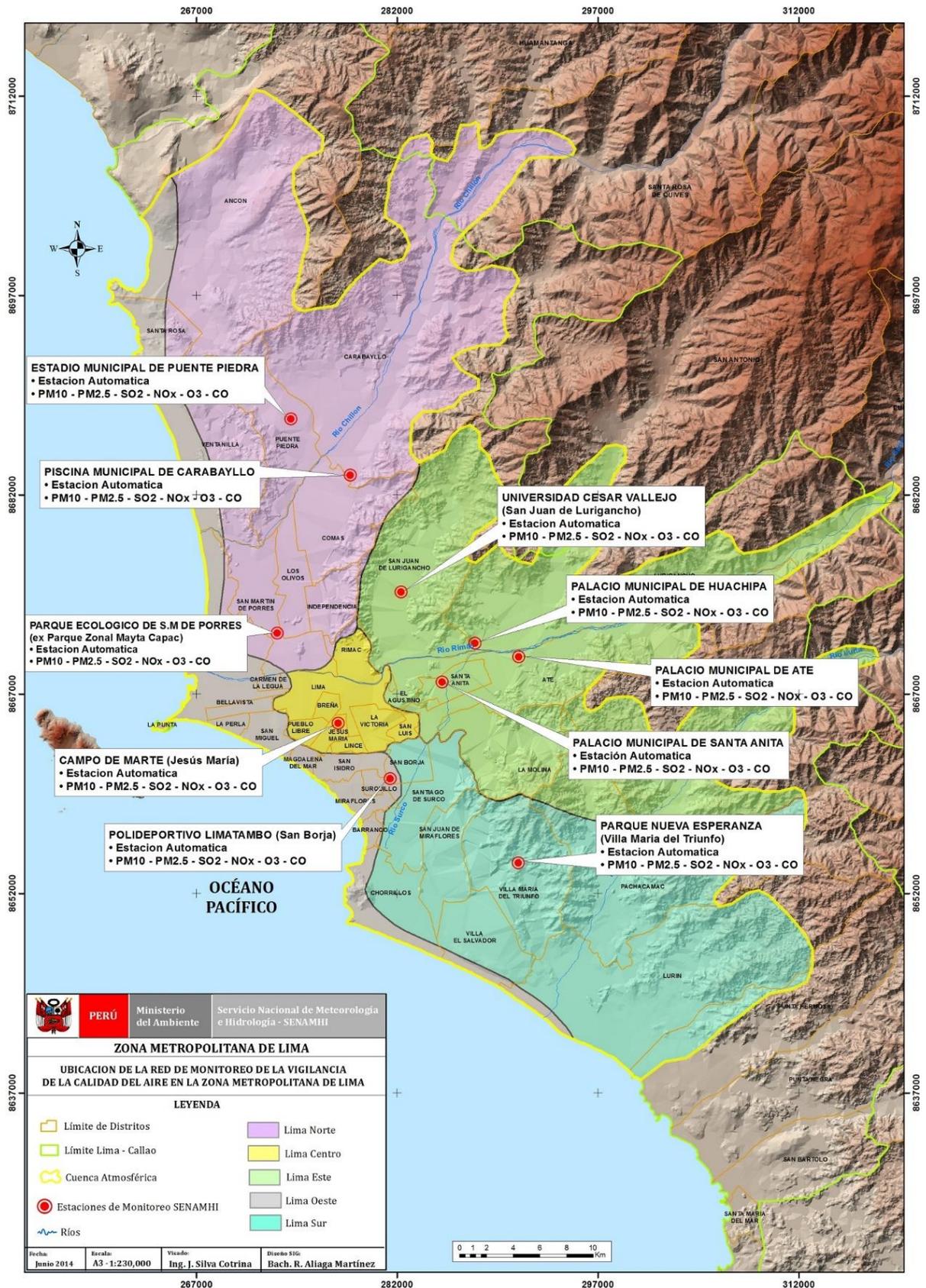
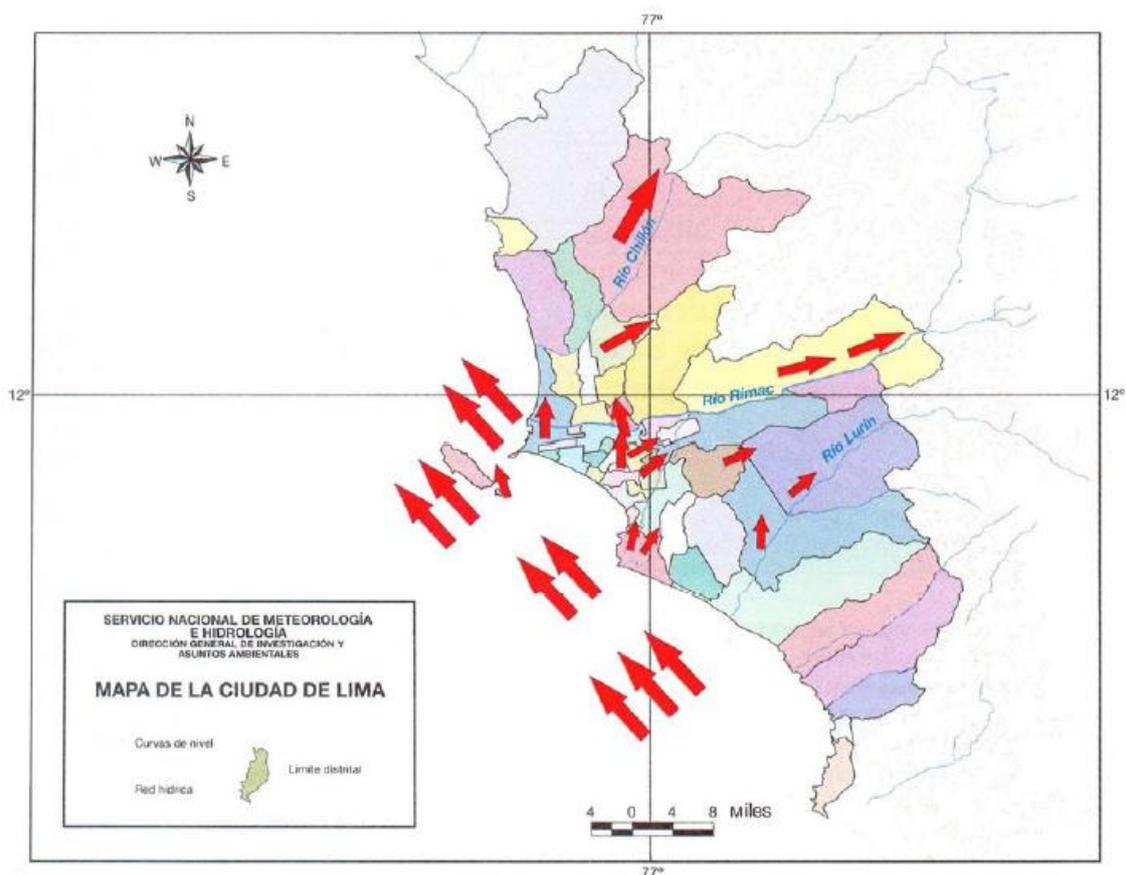


Figura 3.5: Red de Monitoreo en la zona Metropolitana de Lima

Fuente: SENAMHI (2015)

Según Korc (2003) “los contaminantes son transportados hacia el norte y este de la ciudad, siguiendo un patrón de vientos dominante. Además, los contaminantes tienden a acumularse en las microcuencas del Río Chillón y del Río Rímac, en la Molina y en San Juan de Lurigancho, debido a la existencia de una inversión térmica permanente de una altura promedio de 500 metros sobre el nivel del mar (msnm) y porque los vientos son atrapados o desviados de su curso natural por los cerros y las montañas”. Según otros autores, la inversión térmica, en el verano, se presenta a una altura de 300 msnm y en el invierno fluctúa entre 400 y 800 msnm (Cabrera, y otros, 2002).

De esta manera, las condiciones meteorológicas y geográficas de Lima Metropolitana contribuyen a la contaminación de su atmósfera. Esto se puede apreciar en la Figura 3.6.



**Figura 3.6: Vientos predominantes en la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana**

**Fuente SENAMHI (2003)**

### **3.2.2 CRITERIOS PARA EVALUAR LA CALIDAD DEL AIRE EN PERÚ**

Los criterios están dados por dos tipos de instrumentos legales como los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y los Límites Máximos Permisibles (LMP). Los ECA y los LMP

están definidos por las siguientes normas:

- Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire - Decreto Supremo (DS) N° 074-2001-PCM y Valor Anual de Concentración de Plomo - DS N° 069-2003-PCM.
- Niveles Máximos Permisibles de elementos y compuestos presentes en emisiones gaseosas provenientes de las unidades minero-metalúrgicas – Resolución Ministerial (RM) N° 315-96-EM/VMM.

a. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire

Los ECA (Estándares de Calidad Ambiental) se definen como aquellos niveles de concentración máxima de contaminantes del aire que en su condición de cuerpo receptor es recomendable no exceder para evitar riesgo a la salud humana. Como estos estándares protegen la salud, son considerados estándares primarios (establecidos para proteger la salud pública, incluyendo a las poblaciones sensibles como los asmáticos, niños y ancianos; mientras que los estándares secundarios son establecidos para proteger el bienestar público, incluyendo la protección frente a la reducción de visibilidad y los daños a animales, cultivos, vegetación y edificios). En la Tabla 3.3 se muestran los parámetros regulados (DS 074-2001-PCM; DS 069-2003-PCM; DS 003-2008-MINAM, complementados DS 006-2013-MINAM y DS 003-2017-MINAM).

Los ECA son referencia obligatoria en el diseño y aplicación de las políticas ambientales y de las políticas, planes y programas públicos en general. Ninguna autoridad judicial o administrativa podrá hacer uso de los estándares nacionales de calidad ambiental del aire, con el objeto de sancionar bajo forma alguna a personas jurídicas o naturales.

Como parte del desarrollo de los ECA, es importante indicar también que mediante Decreto Supremo N° 009-2003-SA se aprobó el Reglamento sobre los Niveles de Estados de Alerta Nacionales para Contaminantes del Aire y su modificatoria, Decreto Supremo N° 012-2005-SA, mediante el cual se define los diferentes estados de alerta (umbrales) para contaminantes de aire basados en las concentraciones críticas ( $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $CO$  y  $H_2S$ ). Los estados de alerta que han sido definidos son: de cuidado, peligro y de emergencia. Los valores establecidos se muestran en la Tabla 3.4.

El Índice de Calidad del Aire (INCA) está basado en valores establecidos por los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire y los Niveles de Alerta Nacional de Contaminantes del Aire (MINAM, 2015).

El INCA es una herramienta muy simple que explica la calidad del aire en cada distrito monitoreado y la clasifica en categorías de estados como bueno, moderado, malo, muy malo y alerta máxima. Los efectos en la salud humana de cada categoría y las acciones preventivas se describen en el Tabla 3.5.

Los valores del INCA fueron calculados tomando como referencia los ECA y como rango final, el valor umbral de aplicación de los estados de alerta. Las ecuaciones de cálculo Figuran en la Tabla 3.6:

**Tabla 3.3: Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire**

Contaminante	Periodo	Valor $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Criterios de evaluación	Método de análisis
Benceno ( $\text{C}_6\text{H}_6$ )	Anual	2	Media aritmética anual	Cromatografía de gases
Dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ )	24 h	250	NE más de 7 veces al año	Fluorescencia UV (método automático)
Dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ )	1 h Anual	200 100	NE más de 24 veces al año Media aritmética anual	Quimioluminiscencia (método automático)
Material particulado con diámetro menor a 2.5 micras ( $\text{PM}_{2.5}$ )	24 h	50	NE más de 7 veces al año	Separación inercial filtración (gravimetría)
	Anual	25	Media aritmética anual	
Material particulado con diámetro menor a 10 micras ( $\text{PM}_{10}$ )	24 h	150	NE más de 3 veces al año	Separación inercial filtración (gravimetría)
	Anual	50	Media aritmética anual	
Mercurio gaseoso total (Hg)	24 horas	2	No exceder	Espectrometría de absorción atómica de vapor frío (CVAAS) o Espectrometría de fluorescencia atómica de vapor frío (CVAFS) o Espectrometría de absorción atómica Zeeman. (Métodos automáticos)
Monóxido de carbono (CO)	1 h	30000	NE más de 1 vez al año	Infrarrojo no dispersivo (NDIR) (método automático)
	8 h	10000	Media aritmética móvil	
Ozono	8 h	120	Máxima media diaria NE más de 24 veces al año	Fotometría de absorción ultravioleta (método automático)
Plomo (Pb) en $\text{PM}_{10}$	Mensual	1.5	NE más de 24 veces al año	Método para $\text{PM}_{10}$ (Espectrofotometría de absorción atómica)
	Anual	0.5	Media aritmética de los valores mensuales	
Sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ )	24 h	150	Media aritmética	Fluorescencia UV (método automático)

NE: no exceder. Fuente: (MINAM, 2017)

**Tabla 3.4: Niveles de Estados de Alerta Nacionales para Contaminantes del Aire**

<b>TIPOS DE ALERTA</b>	<b>Material Particulado (PM<sub>10</sub>)</b>	<b>Dióxido de Azufre (SO<sub>2</sub>)</b>	<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	<b>Sulfuro de Hidrógeno (H<sub>2</sub>S)</b>
Cuidado	>250 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas	>500 µg/m <sup>3</sup> prom. Móvil 3 horas	>15 000 µg/m <sup>3</sup> prom. Móvil 8 horas	>1 500 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas
Peligro	>350 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas	>1 500 µg/m <sup>3</sup> prom. Móvil 3 horas	>20 000 µg/m <sup>3</sup> prom. Móvil 8 horas	>3 000 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas
Emergencia	>420 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas	>2 500 µg/m <sup>3</sup> prom. móvil 3 horas	>35 000 µg/m <sup>3</sup> prom. móvil 8 horas	>5 000 µg/m <sup>3</sup> prom. aritmético 24 horas

Fuente: DS 009-2003-SA y DS 012-2005-SA

**Tabla 3.5: Clasificación de los estados de la calidad del aire**

<b>Estado de calidad del aire</b>	<b>Valores del INCA</b>	<b>Riesgos</b>	<b>Recomendaciones</b>
<b>BUENO</b>	<b>0 - 50</b>	La calidad del aire es satisfactoria y no representa un riesgo para la salud	La calidad del aire es aceptable y cumple con el ECA de aire. Puede realizar actividades al aire libre.
<b>MODERADO</b>	<b>51 – 100</b>	Las personas de los grupos sensibles (niño, tercera edad, embarazadas, personas con enfermedades respiratorias y cardiovasculares crónicas) podrían experimentar algunos síntomas respiratorios.	La calidad del aire es aceptable y cumple con el ECA de aire. Puede realizar actividades al aire libre con ciertas restricciones para los grupos vulnerables.
<b>MALO</b>	<b>101 – valor umbral de contaminante</b>	Las personas de los grupos sensibles podrían experimentar daños a la salud. La población en general podría sentirse afectada.	Mantenerse atento a los informes de calidad del aire. Evitar realizar ejercicio y actividades al aire libre.
<b>UMBRAL DE CUIDADO</b>	<b>&gt;valor umbral de contaminante</b>	Toda la población puede verse afectada gravemente en la salud.	Implementar estados de alerta.

Fuente: DS 112-2015-MINAM

**Tabla 3.6: Valores de índice de Calidad Ambiental (INCA)**

Contaminante	Intervalo del INCA	Intervalo de concentraciones ( $\mu\text{m}/\text{m}^3$ )	Ecuación simplificada
PM <sub>10</sub>	0 – 50	0 – 75	I[PM <sub>10</sub> ]=C[PM <sub>10</sub> ]*100/150
	51 – 100	76 – 150	
	101 – 167	151 – 250	
	>167	>250	
PM <sub>2.5</sub>	0 – 50	0 – 12.5	I[PM <sub>2.5</sub> ]=C[PM <sub>2.5</sub> ]*100/25
	51 – 100	12.6 – 25	
	101 – 500	25.1 – 125	
	>500	>125	
SO <sub>2</sub>	0 – 50	0 – 20	I[SO <sub>2</sub> ]=C[SO <sub>2</sub> ]*50/20
	51 – 100	21 – 80	I[SO <sub>2</sub> ]=C[SO <sub>2</sub> ]*100/80
	101 – 625	81 – 500	I[SO <sub>2</sub> ]=C[SO <sub>2</sub> ]*100/80
	>625	>500	I[SO <sub>2</sub> ]=C[SO <sub>2</sub> ]*100/80
CO	0 – 50	0 – 5000	I[CO]=C[CO]*100/10000
	51 – 100	5001 – 10000	
	101 – 150	10001 – 15000	
	>150	>15000	
NO <sub>2</sub>	0 – 50	0 – 100	I[NO <sub>2</sub> ]=C[NO <sub>2</sub> ]*100/200
	51 – 100	101 – 200	
	101 – 150	201 – 300	
	>150	>300	
O <sub>3</sub>	0 – 50	0 – 60	I[O <sub>3</sub> ]=C[O <sub>3</sub> ]*100/120
	51 – 100	61 – 120	
	101 – 175	121 – 210	
	>175	>210	
H <sub>2</sub> S	0 – 50	0 – 75	I[H <sub>2</sub> S]=C[H <sub>2</sub> S]*100/150
	51 – 100	76 – 150	
	101 – 1000	151 – 1500	
	>1000	>1500	

Fuente: DS 112-2015-MINAM

b. Estándares Internacionales

Existe una gran diversidad de estándares de calidad de aire y emisiones en otros países, emitidos por entidades de nivel supranacional como el Grupo del BM (Banco Mundial) y la OMS (Organización Mundial de la Salud).

Los estándares de calidad del aire de la OMS y del BM han sido diseñados para alcanzar una calidad del aire que proteja la salud pública en diversos contextos, como tal, no reflejan necesariamente los estándares de calidad del aire ambiental de los países en forma individual. En la Tabla 3.7 se muestra las “Guías de Calidad del Aire” sugeridas por la OMS. Y como se puede apreciar en algunos estándares aún el Perú no alcanza esa

sugerencia como es el caso de SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, O<sub>3</sub> en un periodo de 24 horas y anual. Y en otros todavía no se considera ni siquiera como estándar lo que sugiere la OMS.

**Tabla 3.7: Guías de Calidad del Aire por OMS**

Contaminante	Periodo	OMS	PERU ECA µg/m <sup>3</sup>	Método de análisis
SO <sub>2</sub>	24 h	<b>20</b>	250	Fluorescencia UV (método automático)
	10 min	<b>500</b>	--	
NO <sub>2</sub>	1 h	<b>200</b>	200	Automático Método de Referencia Activo de la EPA Capítulo 1, CFR 40 Parte 53 Apéndice F
	Anual	<b>40</b>	100	
PM <sub>10</sub>	24 h	<b>50</b>	150	Método de Referencia Activo de la EPA Capítulo 1, CFR 40 Parte 50 Apéndice J
	Anual	<b>20</b>	50	
PM <sub>2.5</sub>	24 h	<b>25</b>	50	Separación inercial filtración (gravimetría)
	Anual	<b>10</b>	25	
Ozono	8 h	<b>100</b>	120	Fotometría de absorción ultravioleta

Fuente: OMS (2005)

Otros estándares de calidad del aire muy utilizados son los canadienses, los cuales varían según el enfoque adoptado para equilibrar los riesgos a la salud, la factibilidad tecnológica, las consideraciones económicas y otros factores políticos y sociales diversos que, a su vez, dependerán, entre otras cosas, del nivel de desarrollo y la capacidad nacional en el manejo de la calidad del aire.

En la mayoría de las jurisdicciones y organismos internacionales los estándares de calidad de aire ambiental se encuentran establecidos en la regulación, en tanto que los estándares de emisión son calculados de manera específica para cada proyecto con el fin de asegurar el cumplimiento del estándar de calidad de aire ambiental aplicable.

En general los valores guía recomendados por la OMS supuestamente reflejan las concentraciones umbral bajo las cuales no ocurren efectos adversos. Sin embargo, en muchos casos (por ejemplo, para el ozono y el material particulado), la investigación no ha identificado estos umbrales, de modo que la posibilidad de los efectos adversos en la salud permanece incluso si se alcanza el valor guía. Cabe indicar que la OMS no proporciona guías para los límites de emisión de fuente puntual.

#### c. Criterios federales del Canada

El gobierno canadiense regula el medio ambiente a nivel tanto federal como provincial. En Canadá, la calidad del aire ambiental para los contaminantes de interés nacional se maneja mediante los Estándares Nacionales Canadienses (CCME, 2006); u Objetivos Nacionales

de Calidad del Aire Ambiental (NAAQO) (Health Canada / Environment Canada 1994, 1998; Health Canada 1999).

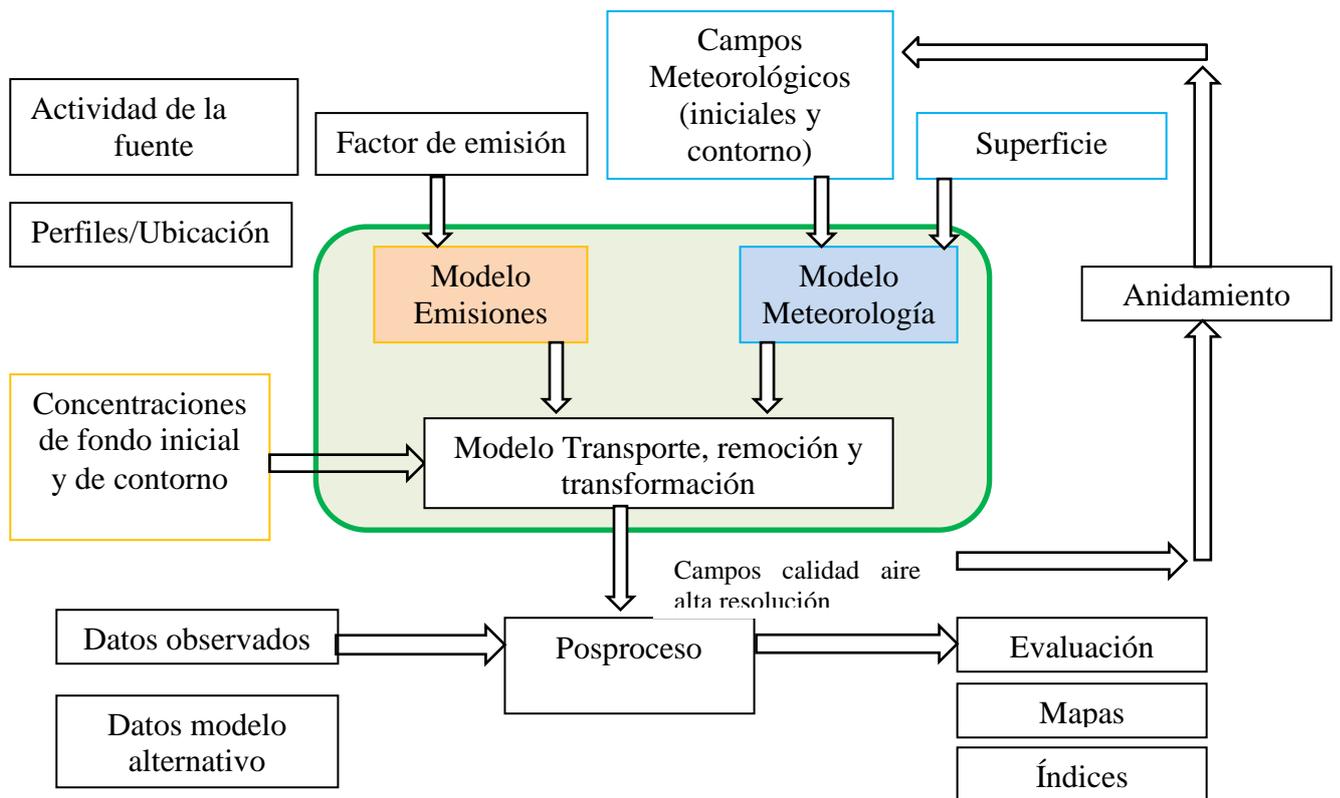
No existen guías ni estándares límite para la emisión en la industria de fundición y refinación de metales base en Canadá a nivel nacional; por el contrario, todas las guías y estándares revisados en este documento se relacionan con las fuentes energéticas y de combustión que son publicadas por el Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME) y/o la Agencia Federal Ambiental - Environment Canada.

Los gobiernos provinciales también pueden definir listas de límites de emisión en adición a los límites nacionales y tienen la principal responsabilidad en muchas áreas de la reglamentación de fuentes de contaminación del aire.

### **3.2.3 SISTEMA DE MODELIZACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE**

La metodología empleada para el pronóstico del material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en la ciudad de Lima Metropolitana será planteando un sistema de modelización de calidad del aire, para ello se usará el flujo de información asociada al modelo de calidad de aire relacionado con la meteorología, emisiones e inmisión y requiere de tratamiento o transformación tanto para ser ingresados al modelo, como para la interpretación y análisis de resultados. El conjunto de componentes de modelización y etapas de procesamiento se denomina Sistema de Simulación (Roht, P. M y S.D. Reynolds, 2003) el cual es mostrado en la Figura 3.7.

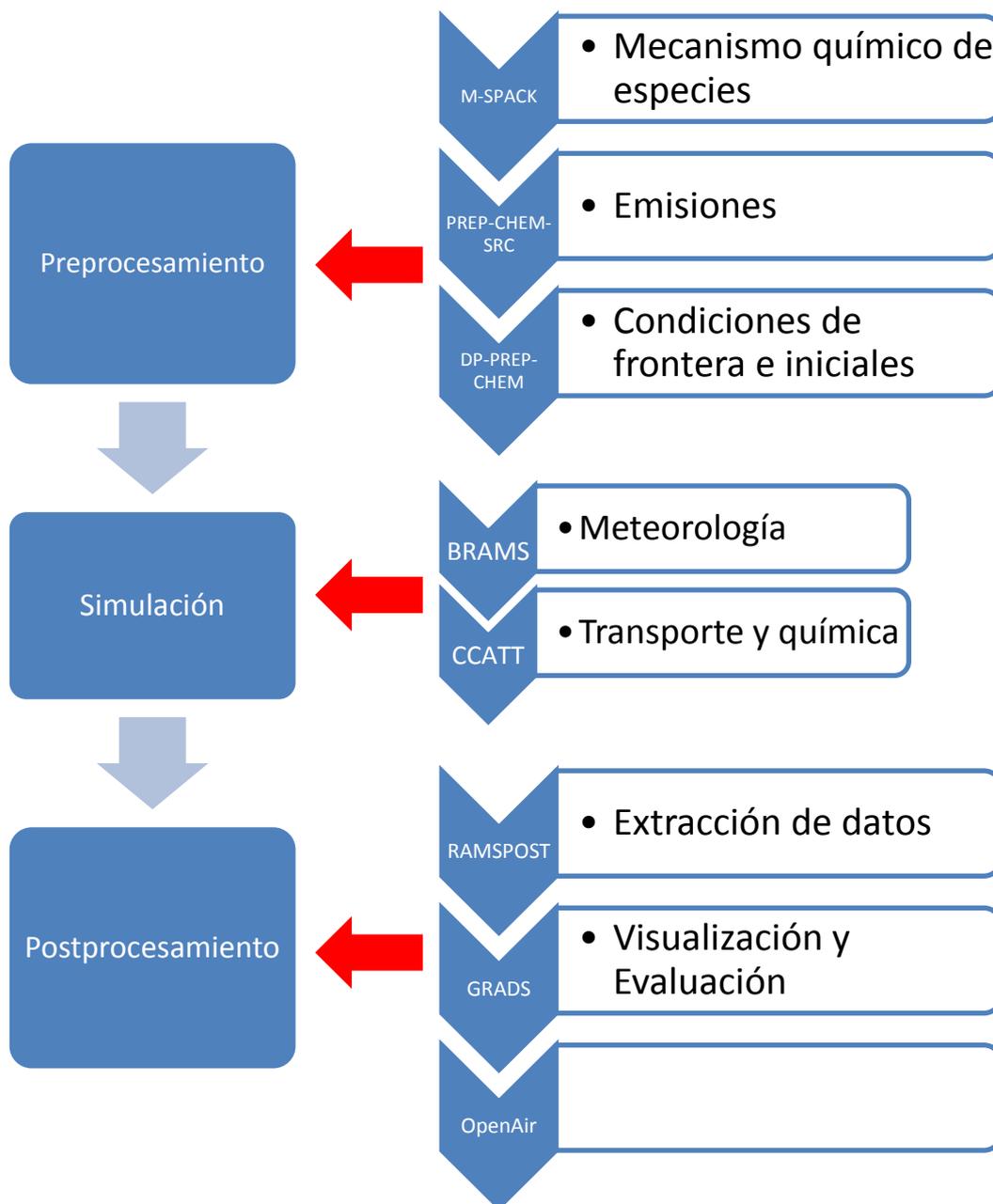
El Sistema de modelización de la Calidad del aire, está compuesto principalmente por el modelo meteorológico (BRAMS), Plataforma y modelo de emisiones (PREP-CHEM-SRC), y modelo de transporte, remoción y transformación de contaminantes (CCATT), así como de la plataforma de Pos procesamiento. Cada uno de estos componentes requiere a su vez de información de entrada y de contexto, entendida la información de entrada como el conjunto de datos necesarios para resolver las ecuaciones matemáticas representadas mediante esquemas de solución numérica; por otra parte la información de contexto se refiere a los campos de información meteorológica y de calidad del aire al inicio de la simulación y en los límites laterales del espacio a modelizar, conocidos generalmente como condiciones iniciales y de frontera.



**Figura 3.7: Sistema de modelización de la calidad del aire**

a. Estructura operacional del código CCATT-BRAMS

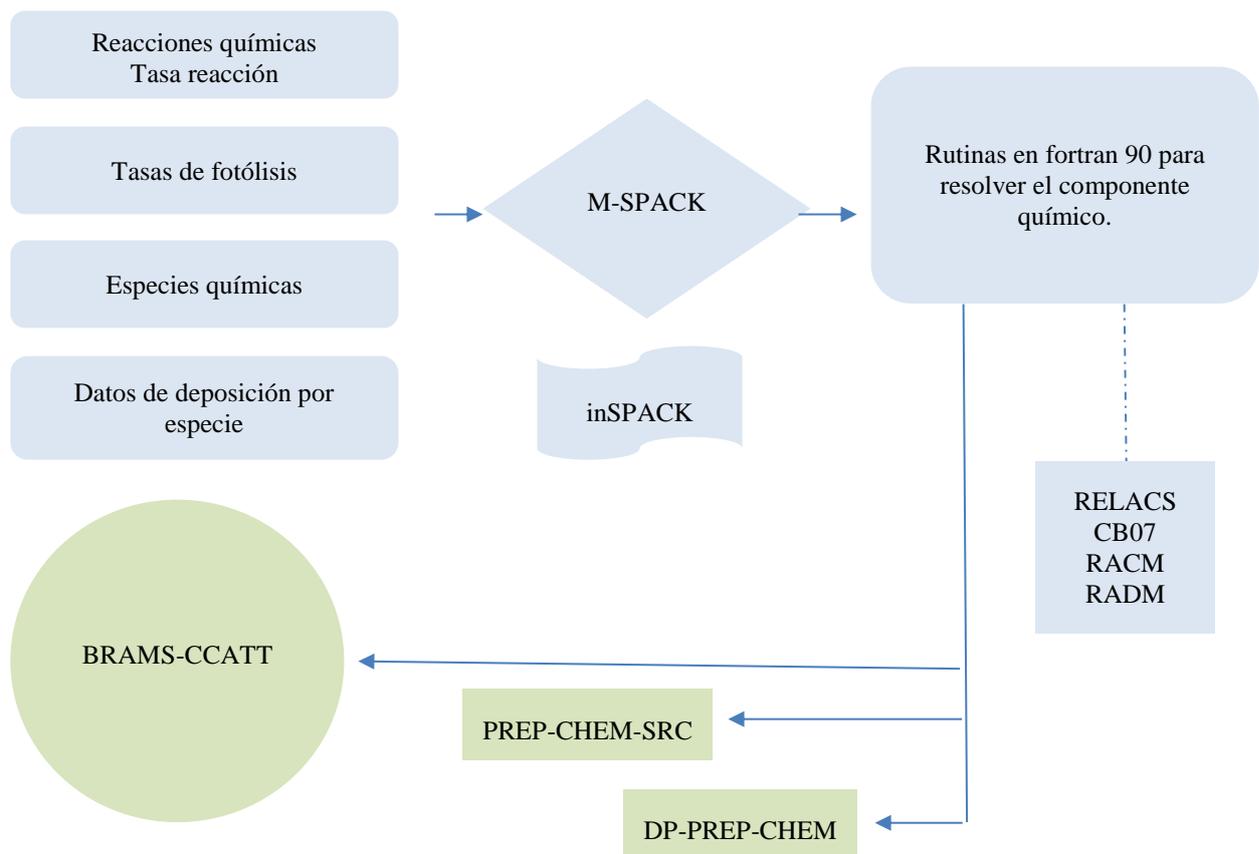
El diagrama de flujo siguiente representa la estructura general donde se aprecia cada uno de los ejecutables necesarios para el tratamiento de los datos de entrada, así como sus interacciones. Cada uno de estos ejecutables es controlado mediante un archivo de configuración en fortran 90 (*namelist*), en el cual es posible indicar a cada ejecutable las rutas de acceso a las bases de datos de entrada, las opciones de procesamiento y el formato de salida. La Figura 3.8 muestra la estructura operacional del sistema de modelación utilizado. En la columna izquierda se indica cada una de las tres fases del proceso de modelización, y a la derecha los ejecutables involucrados, con su propósito respectivo.



**Figura 3.8: Estructura operacional del sistema de modelización**

- Preprocesador de mecanismo químico

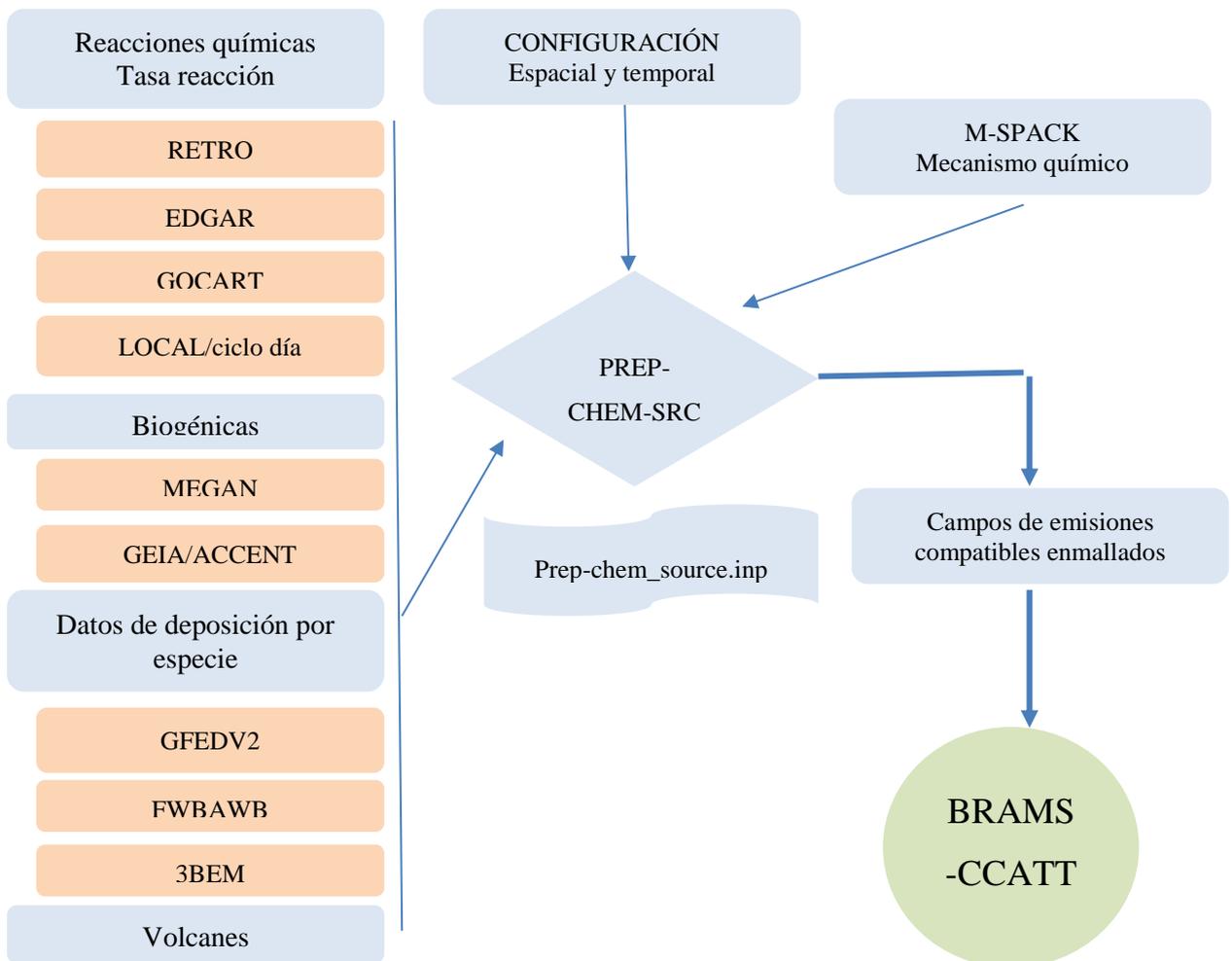
El procesador M-SPACK (Simplified Preprocessor for Atmospheric Chemical Kinetics) originalmente formulado por Djouad et al. (2002), y modificado por Longo et al. (2010), el cual permite generar rutinas en Fortran que indiquen al generador de condiciones de frontera del modelo de emisiones y de calidad del aire, las especies y reacciones a considerar dentro del término de formación o agotamiento químico. Las reacciones y especies son definidas conforme al mecanismo químico seleccionado, el cual es una simplificación o agrupamiento (lumping) del gran número de reacciones posibles y especies en conjuntos de acuerdo a la estructura química o a su naturaleza molecular (Sánchez Gácita, 2011). El procesador M-SPACK es controlado mediante el archivo de configuración inSPACK, el cual permite definir las opciones del mecanismo seleccionado. Las rutinas generadas son utilizadas como referencia coherente para el tratamiento de emisiones, condiciones químicas de frontera y simulación, tal como se puede apreciar en la Figura 3.9.



**Figura 3.9: Preprocesador M-SPACK**

- Preprocesador de emisiones

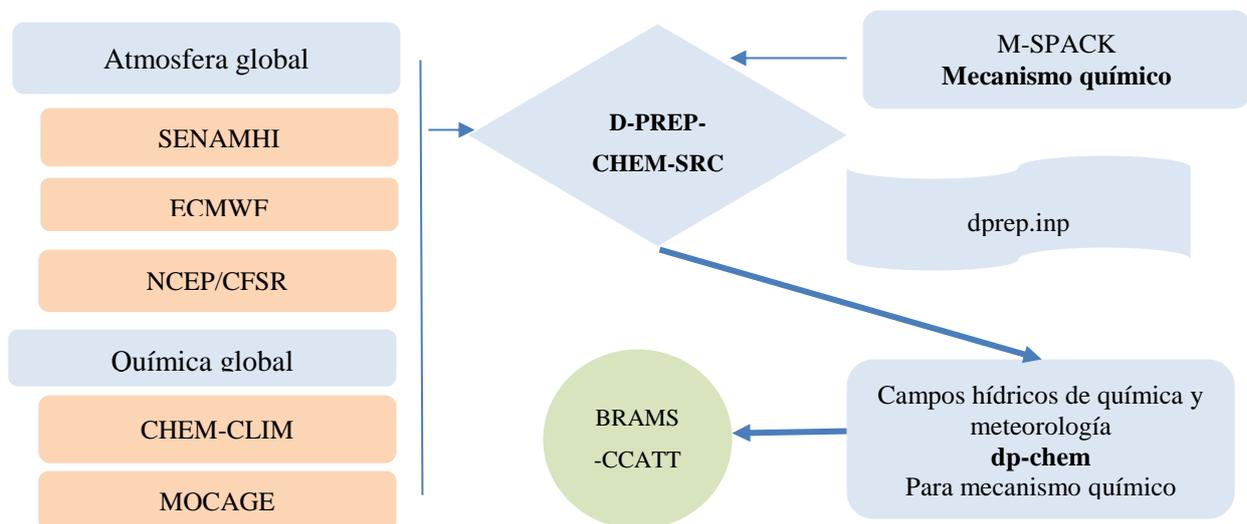
La entrada requerida para la estimación de emisiones se muestra en la Figura 3.10 y luego se integrará a las simulaciones meteorológicas y de calidad del aire. El preprocesador de emisiones PREP-CHEM SOURCE, es alimentado con información de emisiones antropogénicas tanto de bases de datos globales: “Reanalysis of the Tropospheric Chemical composition over the past 40yr” – RETRO, (ENES, 2011) y “Emission Database for Global Atmospheric Research – version 4.2” (EDGAR, 2012; Olivier et al., 1996, 1999), así como de aquellas basadas en inventarios locales. Además, es posible estimar el aporte por quema de biomasa mediante la aplicación de dos metodologías: la aplicación del submodelo de emisiones Brazilian Biomass Burning Emission Model 3BEM, (Longo et al., 2010), o la inclusión de la base de datos Global Fire Emissions Database (GFEDv2) obtenida por el trabajo de estimación de Giglio et al. (2006) and Van der Werf et al. (2006).



**Figura 3.10: Preprocesador de emisiones PREP-CHEM-SRC**

- Preprocesador de condiciones de frontera

La información de las condiciones de frontera e iniciales se debe de obtener de las salidas de modelos globales atmosféricos y de química atmosférica (se debe incluir la información de salida del preprocesador de mecanismo químico, M-SPACK). La Figura 3.11 muestra la estructura de flujo de información del programa D-PREP-CHEM, el cual es configurado a través de la edición del archivo de texto “dprep.inp”. La unificación de las condiciones de frontera es ejecutada por el programa **dprep-chem**, el cual usa los campos meteorológicos obtenidos de fuentes como el GLOBAL CPTEC, el European Centre for Medium-Range Weather Forecasts - ECMWF, y el National Centers for Environmental Prediction/ Climate Forecast System Reanalysis – NCEP/CFSR, junto con la información de especies químicas obtenidas del MODèle de Chimie Atmosphérique à Grande Echelle / Multi-scale Chemistry and Transport Model – MOCAGE (Josse et al., 2004; Bousserez et al., 2007), o con salidas de simulaciones climáticas de química (Alonso, 2010). Los archivos meteorológicos deben ser previamente procesados y convertidos de formato binario al formato compatible respectivo mediante el ejecutable **grb2dp** y **geraDP**. Dichos campos están compuestos por viento zonal, viento meridional, altura geopotencial, humedad relativa y un mínimo de doce niveles de presión con una resolución temporal de 6 horas.



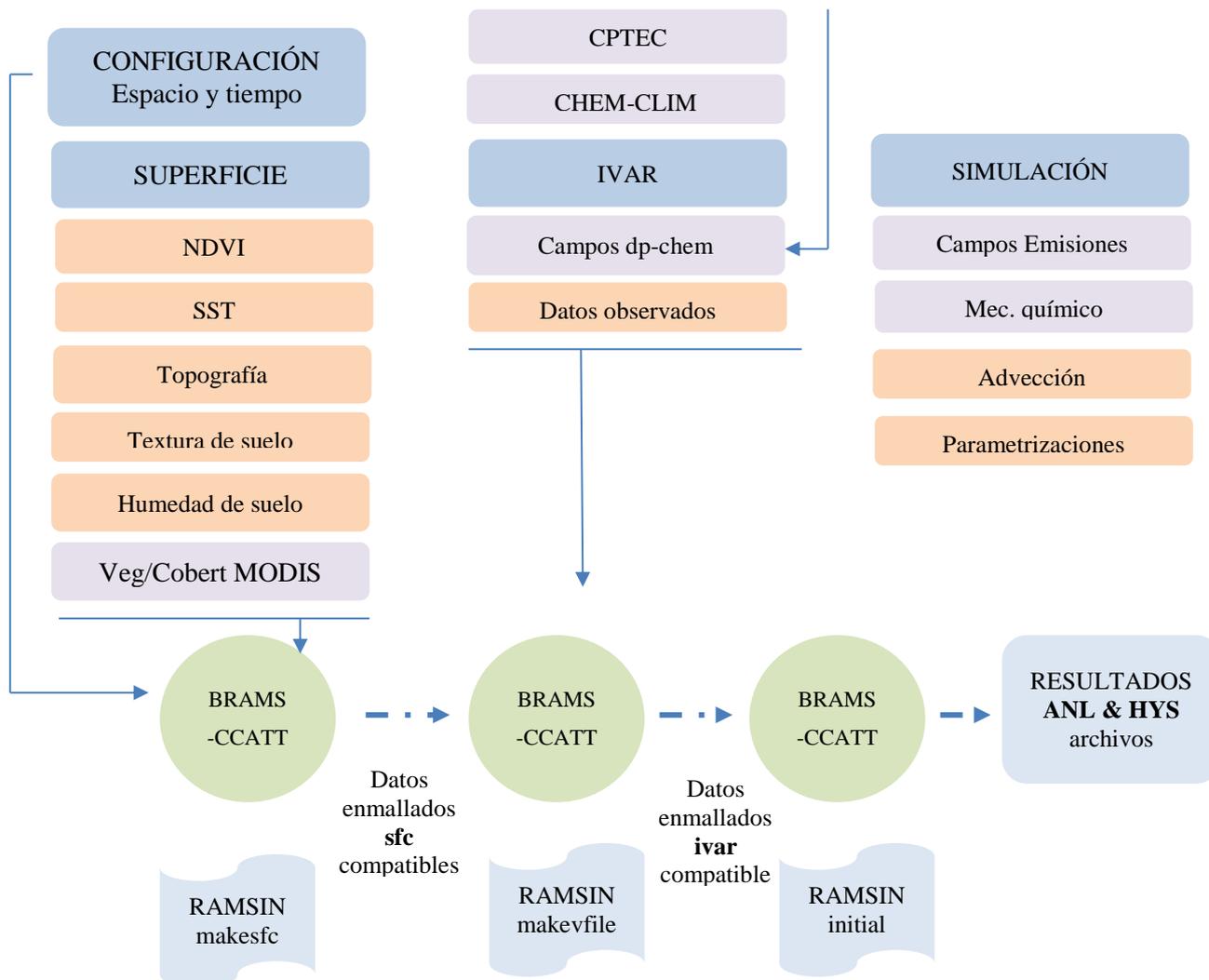
**Figura 3.11: Preprocesador de emisiones D-PREP-CHEM-SRC**

- Preprocesador de transporte y química

La Figura 3.12 muestra el diagrama de flujo del modelo CCATT-BRAMS (simulación atmosférica y de calidad del aire). El archivo RAMSIN controla la ejecución consecutiva de las tres fases. La primera fase, denominada de SUPERFICIE, ejecutada con la opción MAKESFC, usa los datos que describen la superficie de la tierra cubierta por el dominio de modelación y la distribuye uniformemente mediante interpolación de acuerdo al tamaño de malla considerado. En la información introducida se encuentra la caracterización del suelo: coberturas, índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), temperatura de superficie del mar (SST) y topografía, entre otros. La segunda fase denominada IVAR, ejecutada con la opción MAKEVFILE, permite generar campos de inicialización de variables dinámicas en la resolución del modelo para el primer nivel de modelo y a lo largo de la componente vertical, a partir de las condiciones de borde generadas por el paquete DPREP-CHEM. Así mismo cuenta con la opción de asimilación de datos de cuatro dimensiones (4DDA) mediante un análisis de función objetivo utilizando datos observacionales como estaciones de superficie y/o radiosondeos. La tercera fase denominada SIMULACION, ejecutada con la opción de corrida INITIAL, desarrolla la integración numérica de las ecuaciones discretizadas del modelo de acuerdo con la configuración definida mediante el conjunto de parametrizaciones activadas para representar los fenómenos atmosféricos. Las salidas son archivos denominados de análisis, que contienen los valores numéricos de las variables atmosféricas y de concentración en resolución generalmente horaria, junto con datos de referencia históricos de frecuencia diaria, utilizados para la re inicialización de ejecuciones del modelo.

- Post-procesamiento

La Figura 3.13 muestra el esquema de pos procesamiento de los resultados de CCATT-BRAMS. El archivo denominado RAMSPOST es la herramienta para obtener los resultados del análisis realizado, usa el archivo de control **ramspost.inp**, que extrae las variables que el usuario desea visualizar y los organiza en archivos .ctl y .gra, los cuales son cargados al paquete de visualización Grid Analysis and Display System - GRADS (Iges, 2014), donde es posible generar mapas de superficie, series de tiempo, perfiles verticales, entre otros modos de graficación. Es posible extraer tablas también de valores simulados de puntos específicos del dominio en formato .csv, mediante scripts para luego usar la herramienta complementaria **OpenAir** (Carslaw y Ropkins, 2012) para su visualización.



**Figura 3.12: Preprocesador de transporte y química**

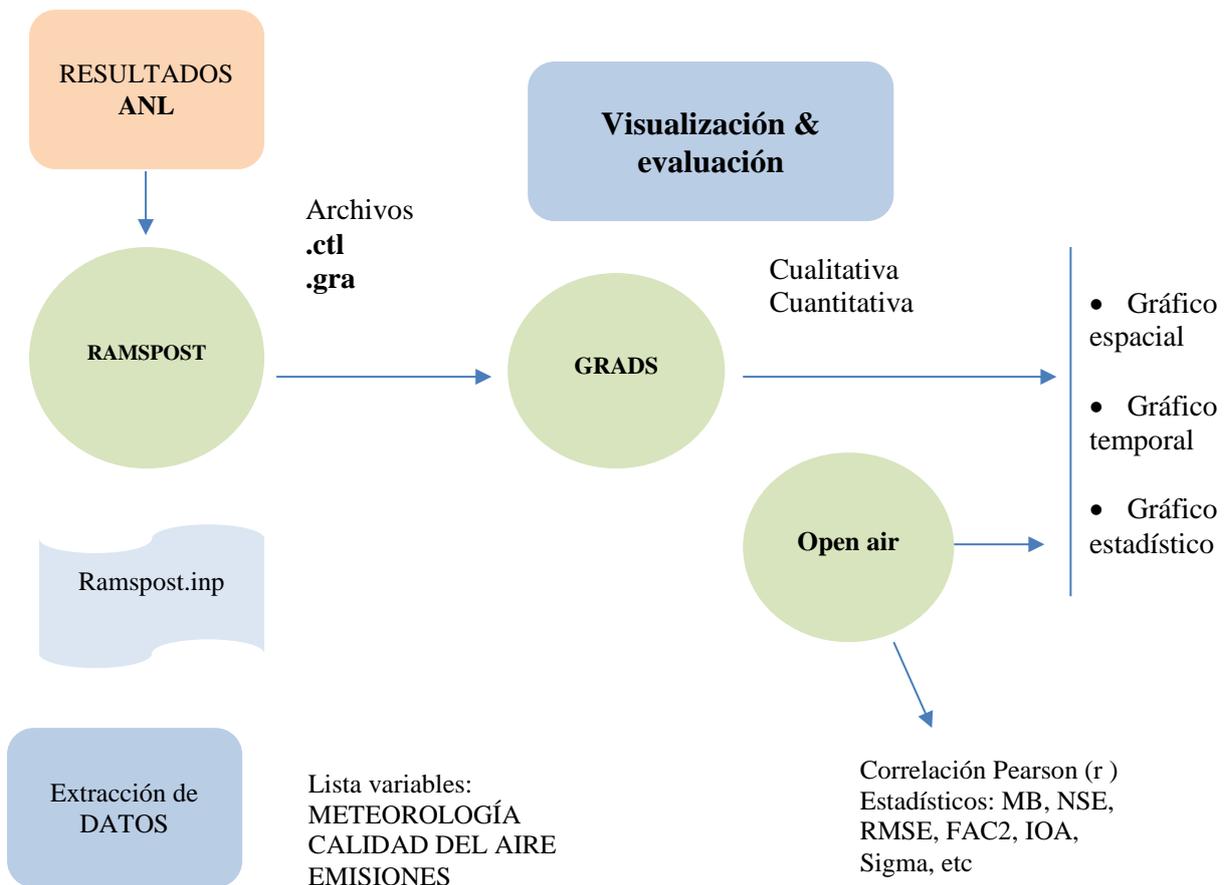
### 3.2.4 DATOS METEOROLÓGICOS

Las condiciones climatológicas registradas son tomadas de la estación meteorológica del Campo de Marte. Según la Tabla 3.8 podemos tener los datos principales de marzo del 2015, igualmente se adjunta la de marzo 2014 y un resumen del 2000 al 2010.

La estación meteorológica del Campo de Marte se ubica en el departamento de Lima, provincia de Lima, distrito de Jesús María, Latitud 12°04'13.9" S, Longitud 77°02'35.4" W y a una altitud de 123 msnm.

En marzo 2015, los registros de temperatura máxima diaria mostraron anomalías positivas, siendo hasta de +4.9°C el día sábado 21, donde el termómetro registró 31,2°C; sin embargo hubieron algunos días con anomalías negativas hasta de -1,3°C como lo

observado los días el martes 5 y 6 donde se reportó 25,0°C. Por otro lado, las temperaturas mínimas tuvieron anomalías positivas hasta de +3,9°C como el sábado 21 con un registro de 24,2°C , por otro lado, se registró un día con anomalía negativa con -0.1°C para el día lunes 30. La Humedad Relativa Máxima presento el valor porcentual de 95%, mientras que el valor más bajo de Humedad Relativa fue de 54%. La dirección predominante del viento fue del Sur-Oeste (SW) con velocidades entre los 3 m/s y 1 m/s; y algunos días con viento en calma. La Presión Atmosférica tuvo una variación entre los 993.0 mb y 1000,0 mb. Las lloviznas o garúas se presentaron los días sábado 21 (0.7 mm), domingo 22 (1.1mm) y domingo 29 (0.4 mm) principalmente en las primeras horas del día. Este mes se registró la temperatura máxima diaria con 31.2°C y mínima con 24.2°C para el día sábado 21 de marzo , siendo los valores más altos diarios de los últimos 15 años , así como también la llovizna que registró un acumulado diario de 1.1 mm para el día 22 de marzo .



**Figura 3.13: Post-procesamiento del modelo**

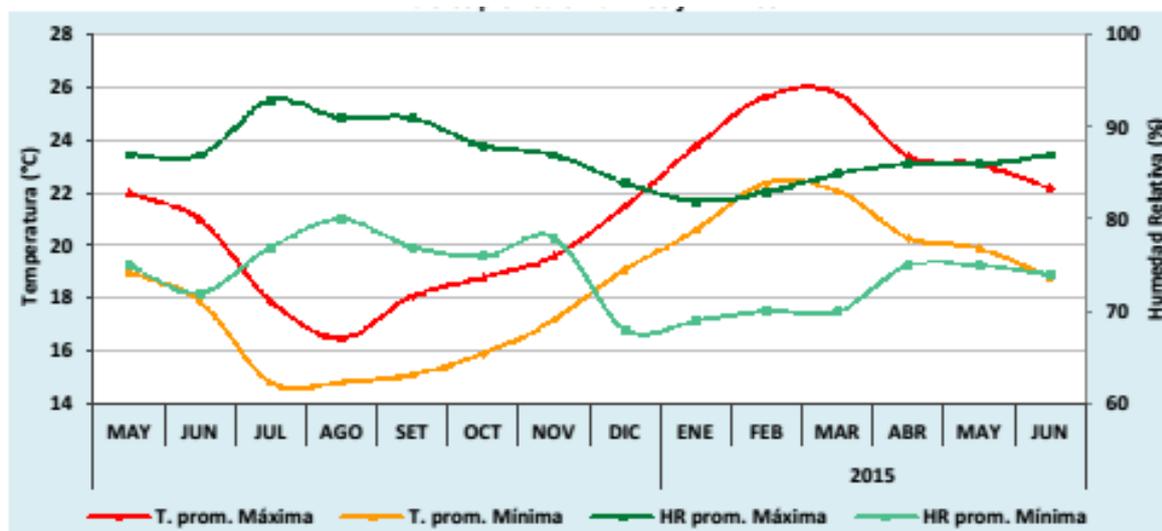
Se muestran el comportamiento de la variación mensual de la temperatura y humedad relativa desde mayo del 2014 a junio del 2015 en la Figura 3.14.

**Tabla 3.8: Condiciones climatológicas registradas**

Elementos	2014 Marzo	2015 Marzo	Normal (2000-2010)
Temperatura máxima media (°C)	27.3	27.8	26.3
Temperatura mínima media (°C)	20.3	21.2	20.3
Temperatura media (°C)	23	24.5	23.3
Humedad relativa máxima media (%)	93	91	90
Humedad relativa mínima media (%)	65	69	68
Humedad relativa media (%)	84	80	79
Presión atmosférica media (mb)	997	996.2	996.7
Velocidad del viento medio (m/s)	1.4	1.8	1.2
Dirección del viento predominante	SW	SW	SW
Precipitación acumulada (mm)	0	2.2	0.2

Fuente: SENAMHI (2015)

La Figura 3.14 muestra en el verano (febrero) del 2015 una temperatura máxima de 26 °C y mínima de 22,5 °C, una humedad relativa máxima de 82 % y una mínima de 70 %. Y para el invierno (agosto) del 2014 una temperatura máxima de 16,2 °C y mínima de 14,8 °C, una humedad relativa máxima de 92 % y una mínima de 80 %.



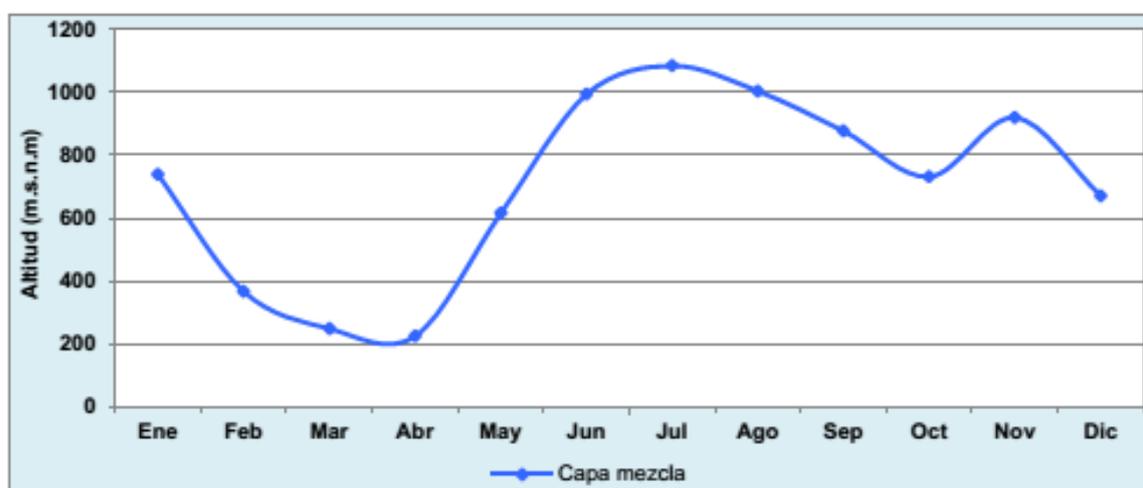
**Figura 3.14: Variación mensual de la temperatura y humedad relativa del 2014-2015**

Fuente: SENAMHI (2015)

a. Variación mensual de la capa de mezcla

La altura de la capa de mezcla es un parámetro esencial en los estudios de dispersión de la contaminación atmosférica, ya que representa el volumen de aire disponible para la dispersión y transporte de los contaminantes. La altura de la capa de mezcla es la zona inferior de la atmósfera y está influenciada por la superficie terrestre (Jacobson, 2002). La capa de mezcla es la porción del aire influenciada por la superficie terrestre (Ayra, 1976).

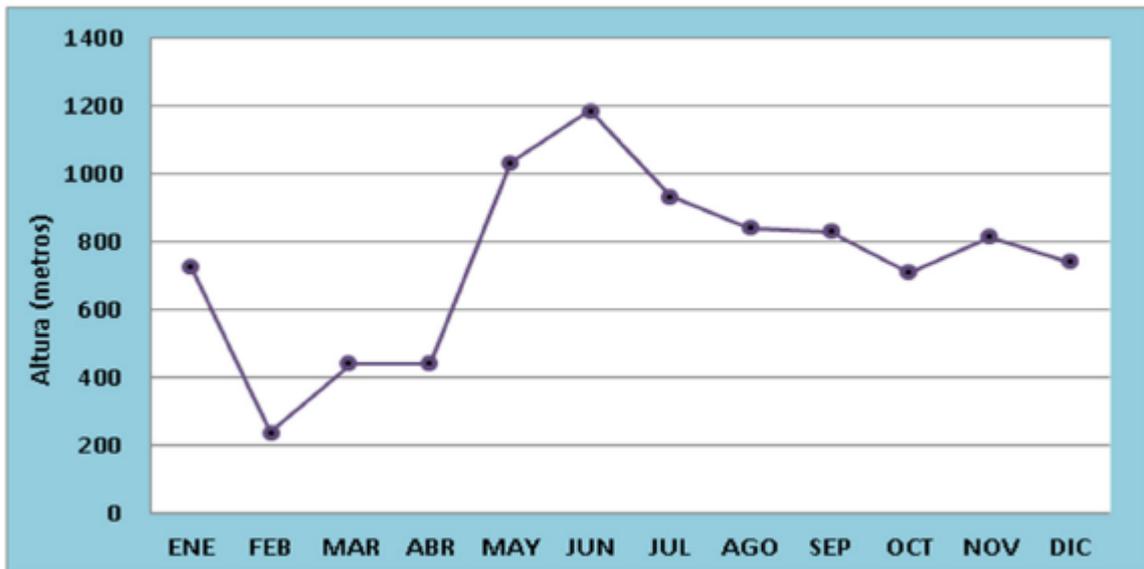
La Figura 3.15 muestra la variación mensual de la capa de mezcla medida con el sistema de radio sondeo en el Aeropuerto Jorge Chávez para el año 2012. En el litoral de Lima, el valor de la capa de mezcla varía de 225 metros en el mes de abril a 1085 metros en el mes de julio. La altura de la capa de mezcla es baja durante los meses de verano debido a disminución de la intensidad del Anticiclón del Pacífico sur, contrario a lo que sucede en los meses de invierno, donde el Anticiclón se intensifica generando una mayor actividad del afloramiento marino, lo que conlleva al enfriamiento de un mayor espesor de capa atmosférica por sobre la superficie.



**Figura 3.15: Variación mensual de la capa de mezcla 2012**

**Fuente: SENAMHI (2012)**

La Figura 3.16 muestra la variación mensual de la capa de mezcla para el año 2014. La menor altura de la capa de mezcla fue de 241 metros en el mes de febrero, lo cual se debió a la disminución de la intensidad del anticiclón del Pacífico Sur. En los meses de junio, julio, agosto, setiembre, octubre, noviembre, diciembre y enero la altura de capa de mezcla varió de 1186 metros a 739 metros y mantuvo en dicho periodo una tendencia decreciente.



**Figura 3.16: Variación mensual de la capa de mezcla 2014**

**Fuente: SENAMHI (2014)**

b. Velocidad del viento

La Figura 3.17 muestra las variaciones mensuales de la velocidad del viento. Estas fueron registradas en cinco estaciones meteorológicas (Antonio Raimondi, Aeropuerto Jorge Chávez, Villa María del Triunfo, Campo de Marte y Alexander Von Humboldt). Se observó que los vientos en el aeropuerto fueron mayores que en las demás estaciones con una fluctuación entre 2.4 m/s a 2.7 m/s, mientras que la estación de Campo de Marte registró velocidades entre 1.2 m/s y 1.6 m/s. El valor mínimo de la velocidad promedio del viento fue de 1.1 m/s en julio en la estación de Villa María del Triunfo y el máximo fue de 4.4 m/s en diciembre en la estación meteorológica del Aeropuerto Jorge Chávez (SENAMHI, 2014).

c. Precipitación

La Figura 3.18 muestra las variaciones mensuales de precipitación en las estaciones meteorológicas del Aeropuerto Jorge Chávez (Callao), Campo de Marte (Jesús María) y Alexander Von Humboldt (La Molina). Las mayores precipitaciones se produjeron durante el periodo de junio a setiembre, con valores que alcanzaron 5.1 mm/mes (setiembre en la Estación Alexander Von Humboldt); mientras que en abril y diciembre se presentaron aportes mínimos o escasa precipitación (0.5 mm/mes). La estación de Campo de Marte presentó mayor precipitación en julio con 2.7 mm/mes y mínima en marzo con 0.2

mm/mes. El Aeropuerto Jorge Chávez presentó mayor precipitación en el mes de enero con 1 mm/mes y 0.4 mm/día en junio y julio de 2014 (SENAMHI, 2014).

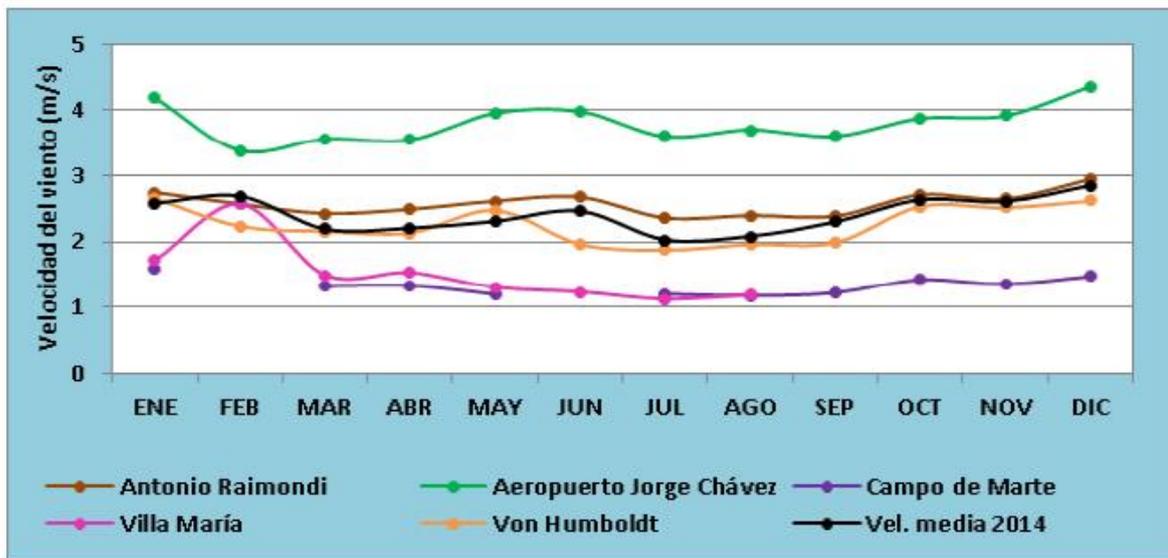


Figura 3.17: Evolución mensual del comportamiento de la velocidad del viento, 2014

Fuente: SENAMHI (2014)

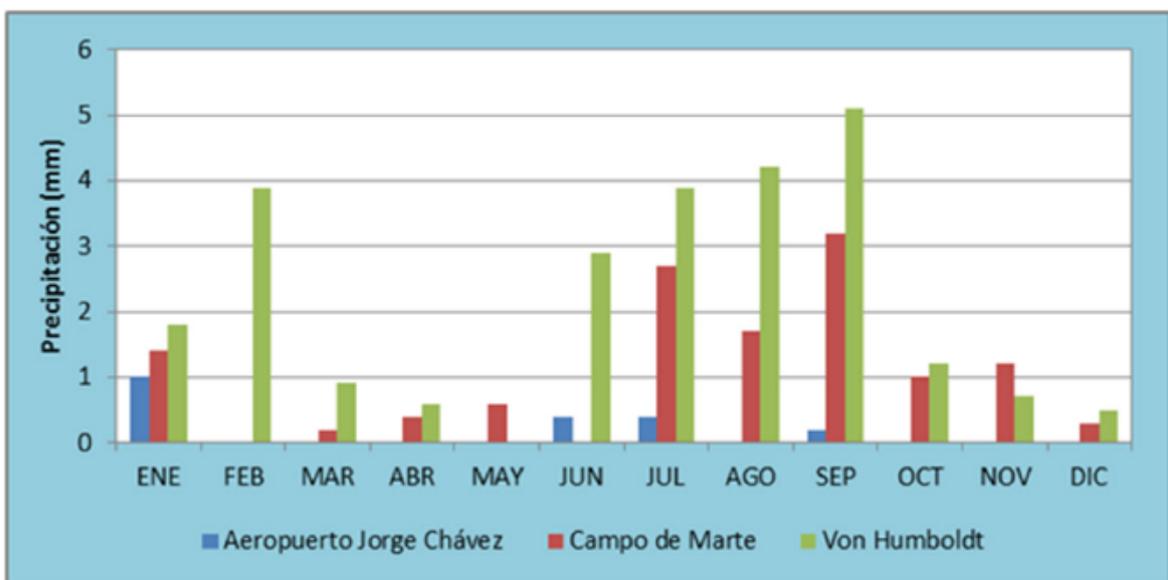
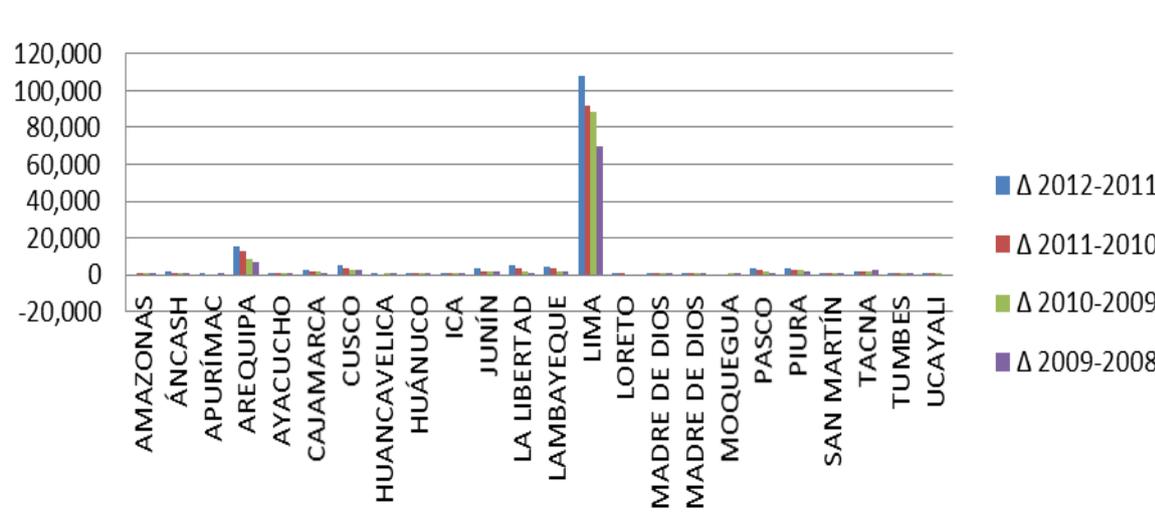


Figura 3.18: Evolución mensual del comportamiento de la precipitación, 2014

Fuente: SENAMHI (2014)

### 3.2.5 SITUACIÓN ACTUAL DEL PARQUE AUTOMOTOR

En los últimos años el parque automotor de las principales ciudades del país se ha ido incrementando significativamente, principalmente en Lima Metropolitana como se muestra en el Figura 3.19 ya que tiene la mayor concentración de vehículos en circulación (INEI, 2014), siendo para el 2013 una concentración total de 1450804 vehículos. Los datos extraídos en este tema para el análisis de emisiones son extraídos del trabajo de investigación desarrollado por Rojas & Perales (2015).



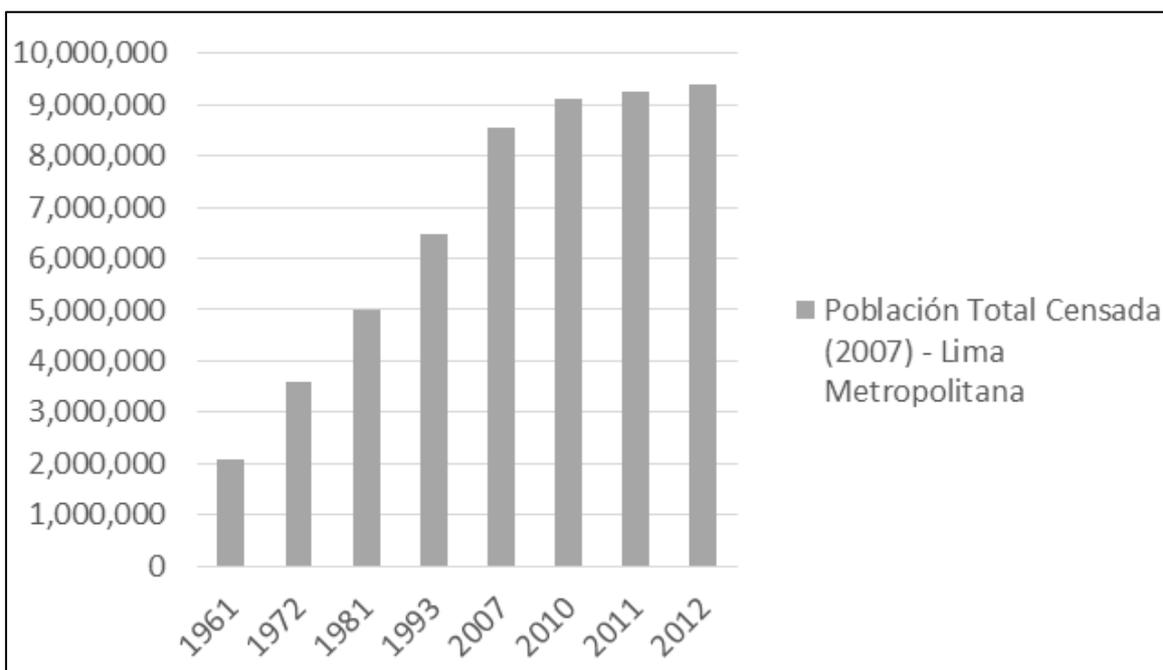
**Figura 3.19: Variación porcentual en el parque Automotor a nivel Nacional**

**Fuente: INEI (2014)**

Otras de las razones, por la cual aumentó la flota vehicular es por el incremento poblacional que se experimenta año tras año, según el Figura 3.20.

Por ello, es necesario saber cuál es la cantidad de vehículos existentes hasta el presente año ya que con esos datos se podría proyectar el tamaño de la flota vehicular para años futuros. La Tabla 3.9 muestra la cantidad de vehículos desde el 2001 al 2013.

Luego, debemos determinar las razones por las cuales los vehículos se convierten en principales agentes de la contaminación del aire siendo las principales causas el uso intensivo de los vehículos en la cual la demanda en este rubro muestra una tendencia de crecimiento hasta la fecha según la Tabla 3.10 y la antigüedad de gran parte de la flota vehicular ya que no deben superar los 15 años de antigüedad, y muchos de los cuales superan este límite de antigüedad, según la Tabla 3.11, generando mayor proporción de contaminación por emisión de gases.



**Figura 3.20: Población total censada hasta el 2012 – Lima Metropolitana**

Fuente: INEI (2012)

**Tabla 3.9 Cantidad de vehículos en Lima Metropolitana (en unidades)**

N°	Año	Vehículos
1	2001	802748
2	2002	829214
3	2003	851360
4	2004	866881
5	2005	885636
6	2006	912763
7	2007	957368
8	2008	1036850
9	2009	1106444
10	2010	1195353
11	2011	1287454
12	2012	1395576
13	2013	1450804

Fuente: INEI (2014)

**Tabla 3.10: Límite de antigüedad del transporte público**

<b>Año</b>	<b>Límite de antigüedad del transporte público</b>
2008	35 años
2009	26 años
2010	24 años
2011	22 años
2012	15 años

Fuente: MINAM (2012)

**Tabla 3.11: Antigüedad de unidades autorizadas de transporte público de lima por modalidad de servicio – al 28/05/2009**

<b>Antigüedad</b>	<b>Ómnibus</b>	<b>Microbús</b>	<b>Camioneta</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
De 0 a 15 años	521	1864	1315	3700	15%
De 16 a 20 años	1038	3227	5008	9273	37%
De 21 a 34 años	2049	5733	4001	11783	48%
<b>TOTAL</b>	<b>3608</b>	<b>10824</b>	<b>10324</b>	<b>24756</b>	<b>100%</b>

Fuente: Gerencia de Transporte Urbano – MUNLIMA,(2009)

Por otro lado, según el CIDATT, (2010), en el año 2010 (Figura 3.21), el 83% de los viajes motorizados en Lima, que equivalen aproximadamente a 10 millones de viajes, se realizan en transporte público, y de este total el 37% se realiza en combi, 30% en microbús, el 16% en ómnibus, el 9% en taxi, el 6% en moto taxi y el 2% en auto colectivo. Es necesario, tener en cuenta que el mayor usuario de la vialidad en la ciudad la tiene el taxi, estimada en 51%, frente al 12% del que hace el ómnibus y camioneta rural de forma conjunta. Desde los años 90 se ha visto un incremento masivo en el transporte individual como el taxi, el auto colectivo, la moto taxis y el uso del auto privado.

Para poder determinar la cantidad de vehículos según el tipo de combustible el parque automotor de Lima Metropolitana se analizará bajo la siguiente metodología:

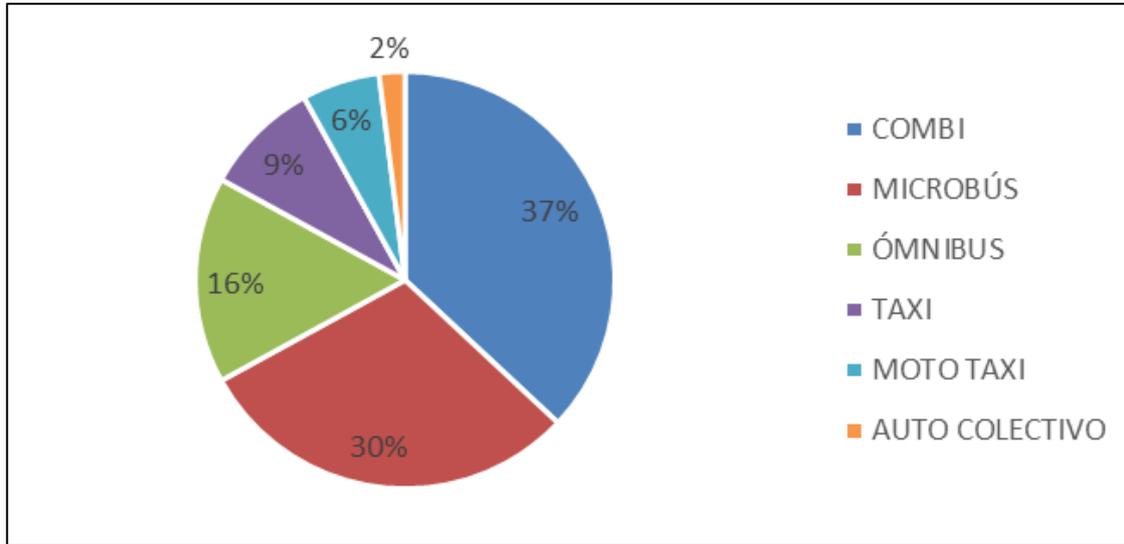
- Parque automotor de Lima Metropolitana desde los años 2001-2013, Tabla 3.9.
- Clasificación del Parque Automotor por tipo de transporte:

El parque automotor de Lima Metropolitana está conformado por los siguientes tipos de transporte (Figura 3.22):

**Transporte Privado:** conformado por automóviles y station wagon.

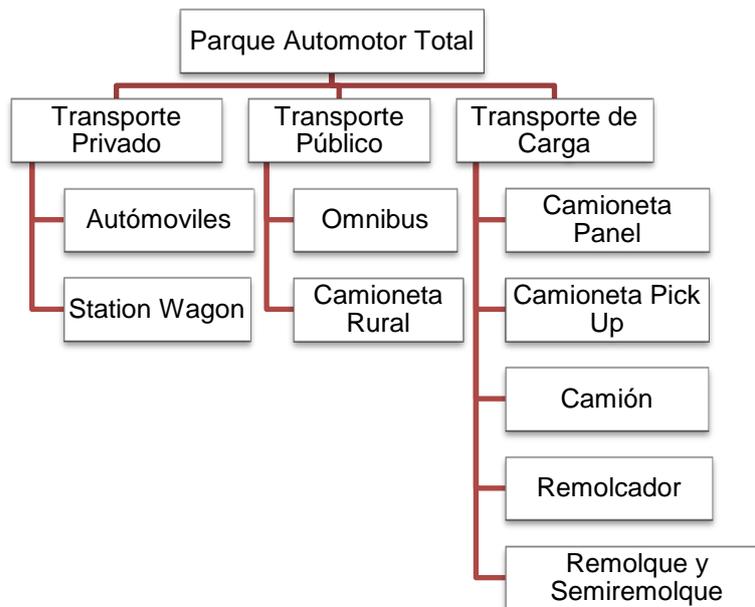
**Transporte Público:** conformado por vehículos de transporte público como el ómnibus y la camioneta rural.

**Transporte de Carga:** conformado por transporte pesado y/o carga y transporte en vehículos menores como lo son la camioneta panel, camioneta pick up, camión, remolcador, remolque y semi remolque.



**Figura 3.21 Viajes motorizados en Lima**

Fuente: CIDATT (2010)



**Figura 3.22 Clasificación del parque automotor por tipo de transporte**

Fuente: Pérez (2010)

Entonces, para poder determinar la cantidad de flota vehicular por tipo de transporte debemos saber la cantidad de cada tipo de vehículo que conforma cada clasificación y ello se puede observar en la Tabla 3.12.

**Tabla 3.12: Clasificación del parque automotor por tipo de vehículo (unidad)**

AÑO	Automóvil	Station Wagon	Ómnibus	Camioneta Rural	Camioneta Panel	Camioneta Pick Up	Camión	Remolcador	Remolque y Semiremolque
2001	445,200	107,300	29,700	69,900	13,400	75,100	45,700	8,100	8,400
2002	445,200	120,600	29,400	72,000	14,200	75,900	45,400	8,600	8,900
2003	461,500	131,100	29,100	73,400	14,900	77,500	45,100	8,800	9,900
2004	464,300	139,600	28,900	75,000	15,800	79,100	44,800	9,100	10,300
2005	468,800	146,400	28,900	78,100	16,700	81,800	45,000	8,600	11,200
2006	476,800	154,000	29,100	83,500	17,600	85,000	45,700	9,100	11,900
2007	490,800	164,000	29,700	91,700	18,500	90,700	47,900	10,600	13,400
2008	523,800	173,400	31,000	107,300	20,500	99,700	52,400	12,900	16,000
2009	551,300	184,200	32,500	121,800	21,700	106,900	56,600	13,900	17,600
2010	589,600	195,000	34,800	138,200	22,900	119,300	61,000	15,100	19,500
2011	629,200	198,800	36,700	163,300	24,300	129,400	67,500	16,700	21,600
2012	681,100	202,600	38,600	191,100	25,400	141,100	73,200	18,400	23,900
2013	708,300	200,500	39,300	208,400	25,900	148,100	75,800	19,200	25,300

Fuente: INEI (2014)

Finalmente, la cantidad de parque automotor por tipo de transporte queda conformada de la siguiente manera tal como se muestra en la Tabla 3.13.

*transporte privado = automóvil + station wagon*

*transporte público = omnibus + camioneta rural*

*transporte carga = camioneta panel + camioneta pick up + camión*

*+remolcador + remolque y semiremolque*

**Tabla 3.13: Parque vehicular por tipo de transporte (unidades)**

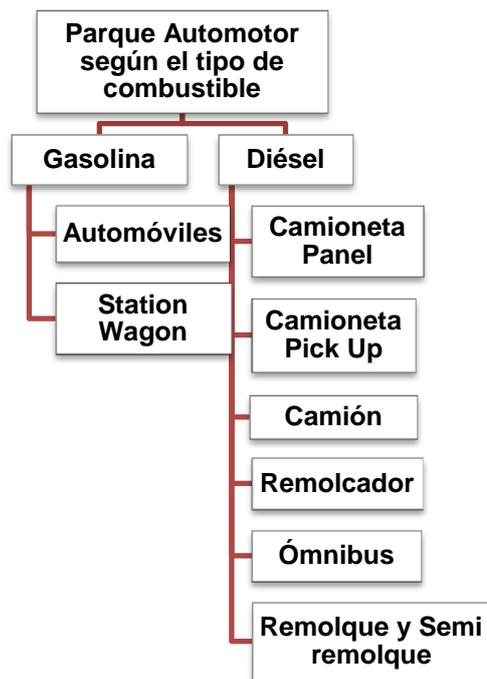
<b>Año</b>	<b>Transporte privado</b>	<b>Transporte público</b>	<b>Transporte de carga</b>
2001	552,500	99,600	150,700
2002	565,800	101,400	153,000
2003	592,600	102,500	156,200
2004	603,900	103,900	159,100
2005	615,200	107,000	163,300
2006	630,800	112,600	169,300
2007	654,800	121,400	181,100
2008	697,200	138,300	201,500
2009	735,500	154,300	216,700
2010	784,600	173,000	237,800
2011	828,000	200,000	259,500
2012	883,700	229,700	282,000
2013	908,800	247,700	294,300

a. Análisis de la situación actual del parque automotor según tipo de combustible

También, el parque automotor puede segmentarse según el uso de combustible que usan los cuales se agrupan en dos grupos siendo la gasolina y el diésel y en cada grupo pertenecen los siguientes vehículos según, la Dirección General de Electricidad del Ministerio de Energía y Minas en su informe de “Elaboración de Proyectos de Guías de Orientación Del Uso Eficiente de la Energía y de Diagnóstico Energético Transporte” (Figura 3.23).

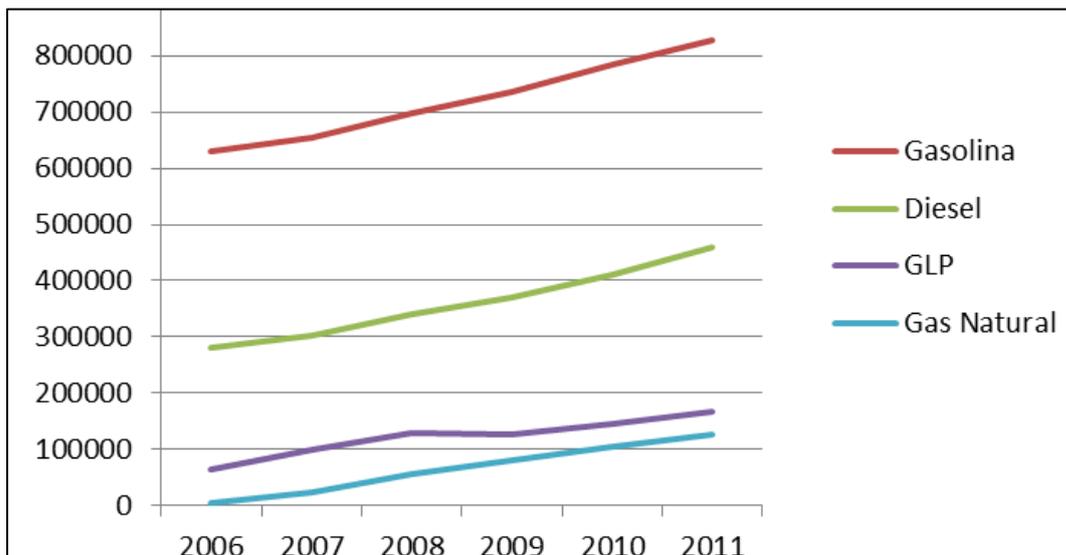
Desde el año 2006, en Lima Metropolitana los automóviles se han convertido haciendo uso de otros tipos de combustible; según, la Cámara de Gas Natural, el combustible que usa Gasolina al combustible de Gas Natural Vehicular y Gas Licuado de Petróleo. Entonces, la cantidad del parque vehicular, a partir del año 2006, por el tipo de combustible que usan es como se muestra en la Tabla 3.14.

Por lo tanto, el comportamiento del parque vehicular, según el tipo de combustible que usan desde el año 2006 – 2011 cada vehículo muestra una tendencia de crecimiento a excepción del tipo de gasolina ya que desde el año 2006 empezaron a convertirse en Gas Natural Vehicular en mayor proporción como se puede visualizar en la Figura 3.24.



**Figura 3.23: Clasificación del parque vehicular por uso de combustible**

Fuente: MINEM (2008)



**Figura 3.24: Parque Vehicular según tipo de combustible**

**Tabla 3.14: Parque vehicular por el tipo de combustible (en unidades)**

	<b>Gasolina(*)</b>	<b>Diesel(*)</b>	<b>GLP (**)</b>	<b>GNV(**)</b>
2006	630,800	281,900	65,305	5,489
2007	654,800	302,500	99,139	23,958
2008	697,200	339,800	129,232	57,419
2009	735,500	371,000	126,332	81,029
2010	784,600	410,800	145,547	103,712
2011	828,000	459,500	166,279	125,519

(\*\*): Cámara Peruana de Gas Natural Vehicular (2015)

### **3.2.6 FACTORES DE EMISIÓN PARA EL CÁLCULO DE EMISIONES**

Para el análisis de inventario de emisiones del parque automotor, se utilizó el método de la evaluación rápida; para ello, se necesitó los datos estadísticos (Perú en cifras) de la cantidad de vehículos en Lima Metropolitana del periodo 2001 al 2013. Luego se determinó la cantidad de flota vehicular por tipo de transporte usando la cantidad de cada tipo de vehículo que conforma cada clasificación en el periodo del 2001 al 2013. Luego se determinó la cantidad del parque automotor por tipo de transporte considerando el transporte privado (automóvil y station wagon), el transporte público (ómnibus y camioneta rural) y el transporte de carga (camioneta panel, camioneta pick up, camión, remolcador, remolque y semirremolque). Luego se segmentó por el uso de combustible. Se consideró que a partir del 2006 algunos automóviles comenzaban a convertirse a GLP y GN. De esta forma se determinó el parque vehicular por el tipo de combustible (gasolina, diésel, GLP y GN). Para el cálculo de emisiones se consideró para su evaluación los contaminantes más importantes, el PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> y además se evaluaron las emisiones para CO, NO<sub>x</sub>, y SO<sub>x</sub> para otros fines de investigación externos a este trabajo.

Resumiendo, para el cálculo de emisiones debe considerarse lo siguiente:

- Datos del parque automotor de Lima Metropolitana según el tipo de combustibles.
- Tablas de factores de emisión (Tabla 3.15).
- Para vehículos de taxi con combustible diésel, gas licuado de petróleo y gas natural vehicular se consideró 62050 km/año (Valdeiglesias, 2007).
- Para vehículos de auto privado con combustible de gasolina se consideró 21900 km/año por auto privado (se asume que el 19% de los vehículos de gasolina son privados y se desplazan una distancia promedio de 2000 km/año).

**Tabla 3.15: Factores de Emisiones según tipo de combustible**

<b>Factor de Emisión (kg/km)</b>				
<b>Sustancia</b>	<b>Gasolina</b>	<b>Diésel</b>	<b>GLP</b>	<b>GNV</b>
Monóxido de Carbono	0.000984000	0.00061040	0.0004465000	0.0004465000
Óxidos de Nitrógeno	0.000051300	0.00051800	0.0000206400	0.0000206400
Material Particulado menor a 2.5µm	0.000008480	0.00003710	0.0000073670	0.0000073670
Material Particulado mayor a 10µm	0.000078000	0.00007930	0.0000780000	0.0000780000
Material Particulado mayor a 2.5µm y menor a 10µm	0.000013550	0.00001594	0.0000134000	0.0000134000
Dióxido de Azufre	0.000006034	0.00000554	0.0000009412	0.0000009412

**Fuente: ECOIVENT (2008)**

Para determinar la cantidad de emisiones por cada contaminante del parque automotor se calculó el total según las ecuaciones del factor de emisión.

$$EMISIONES = NÚMERO VEHÍCULOS SEGÚN TIPO DE COMBUSTIBLE \\ \times FACTOR DE EMISIÓN \times DISTANCIA PROMEDIO$$

### **3.2.7 CONTAMINANTES DE EVALUACIÓN Y ANÁLISIS**

Los contaminantes que se consideró en esta investigación fueron el material particulado de tamaño de diámetro aerodinámico 10 µm (PM<sub>10</sub>) y material particulado de diámetro aerodinámico 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>); justificados inicialmente en este trabajo. Considerados de mucha relevancia por la normativa nacional y más aun actualmente considerada por la OMS como contaminantes que tienen mucha influencia e impacto en la salud. Actualmente, está siendo estudiada por el grupo científico en las instalaciones de SENAMHI.

En la Tabla 3.16 se muestran los contaminantes monitoreados como el PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, además de las variables meteorológicas como temperatura, humedad relativa, velocidad de viento denominados datos observados. Estos datos monitoreados fueron procesados y elaborados en este trabajo y corresponden a la estación de monitoreo del Palacio Municipal de ATE de SENAMHI (2014). Estos datos solo se muestran hasta el día 10 como referencia, pero en los anexos se muestran los días completos al mes de diciembre.

**Tabla 3.16 Datos observados en la estación de monitoreo Palacio Municipal de ATE**

FECHA	HORA Local	UTC	Contador	PM2.5 µg/m3	T °C	RH %	U	V	PM 10 µg/m3
01/12/2014	01:00:00	6	3	25.40	17.20	83.00	3.30	-0.82	46.43
	04:00:00	9	4	16.37	16.80	86.00	0.10	0.02	34.19
	07:00:00	12	5	18.33	17.60	81.00	0.00	0.00	84.54
	10:00:00	15	6	49.78	23.30	62.00	4.44	1.53	127.99
	13:00:00	18	7	34.11	24.40	56.00	5.46	0.67	110.40
	16:00:00	21	8	29.92	24.10	60.00	4.71	2.20	110.68
	19:00:00	24	9	39.58	18.40	77.00	1.54	-1.12	143.47
	22:00:00	27	10	44.51	16.20	86.00	0.27	0.13	156.51
02/12/2014	01:00:00	6	3	71.18	15.40	90.00	0.00	0.00	156.33
	04:00:00	9	4	46.25	15.40	92.00	0.00	0.00	150.28
	07:00:00	12	5	65.00	18.30	90.00	0.00	0.00	192.36
	10:00:00	15	6	78.57	24.10	60.00	4.21	0.89	201.02
	13:00:00	18	7	38.36	24.70	59.00	5.48	1.89	114.55
	16:00:00	21	8	25.04	23.30	58.00	4.86	2.58	96.90
	19:00:00	24	9	33.77	17.80	79.00	1.68	-0.24	126.95
	22:00:00	27	10	47.05			0.00	0.00	174.86
03/12/2014	01:00:00	6	3	55.68	15.20	90.00	0.00	0.00	150.22
	04:00:00	9	4	88.13	15.50	91.00	0.00	0.00	237.76
	07:00:00	12	5	73.03	18.60	87.00	0.55	0.59	168.72
	10:00:00	15	6	60.27	23.00	63.00	4.73	1.91	168.91
	13:00:00	18	7	49.16	23.20	62.00	4.80	2.88	162.89
	16:00:00	21	8	27.45	22.40	64.00	4.63	3.49	83.54
	19:00:00	24	9	37.83	18.10	79.00	0.97	-0.26	103.67
	22:00:00	27	10	45.61	17.20	84.00	1.96	-0.42	131.71
04/12/2014	01:00:00	6	3	30.66	16.10	89.00	0.00	0.00	102.17
	04:00:00	9	4	38.65	15.80	90.00	0.00	0.00	107.65
	07:00:00	12	5	40.49	18.00	81.00	0.00	0.00	148.15
	10:00:00	15	6	87.23	23.90	59.00	4.59	0.24	182.62
	13:00:00	18	7	32.08	25.30	54.00	6.30	2.81	101.92
	16:00:00	21	8	24.33	21.90	67.00	4.57	1.76	99.83
	19:00:00	24	9	37.49	19.30	78.00	0.40	-0.06	121.94
	22:00:00	27	10	66.89	17.90	85.00	1.56	-0.66	191.47
05/12/2014	01:00:00	6	3	61.63	16.80	90.00	0.00	0.00	123.73
	04:00:00	9	4	55.12	17.30	91.00	0.00	0.00	112.46
	07:00:00	12	5	94.25	20.10	77.00	-0.20	-0.03	191.98
	10:00:00	15	6	99.42	23.70	63.00	4.57	2.03	160.42
	13:00:00	18	7	39.53	25.10	58.00	6.18	2.01	114.73
	16:00:00	21	8	31.74	23.80	61.00	2.74	1.46	86.56
	19:00:00	24	9	44.08	19.20	81.00	2.92	-1.30	137.02
	22:00:00	27	10	39.97	18.50	84.00	2.15	-0.82	120.97
06/12/2014	01:00:00	6	3	30.01			0.00	0.00	97.41
	04:00:00	9	4	34.55	17.80	87.00	0.77	0.23	89.06
	07:00:00	12	5	49.08	18.40	86.00	1.43	3.73	122.14
	10:00:00	15	6	77.56	24.60	59.00	4.06	-0.57	191.11
	13:00:00	18	7	37.45	27.70	50.00	6.50	1.99	145.57
	16:00:00	21	8	26.63	26.10	53.00	5.57	2.48	144.90
	19:00:00	24	9	54.67	19.70	78.00	0.69	-0.98	130.68
	22:00:00	27	10	47.65			0.00	0.00	131.89
07/12/2014	01:00:00	6	3	26.55	16.90	90.00	0.18	-0.08	83.04
	04:00:00	9	4	53.17	17.30	90.00	0.80	-0.41	110.99
	07:00:00	12	5	59.16	17.60	89.00	0.93	-0.37	104.13
	10:00:00	15	6	81.70	24.10	61.00	4.15	1.11	142.17
	13:00:00	18	7	38.97	24.20	61.00	5.30	2.36	85.94
	16:00:00	21	8	29.38	22.30	67.00	6.03	2.43	77.46
	19:00:00	24	9	31.63	18.40	81.00	2.50	0.13	75.55
	22:00:00	27	10	30.51	18.20	82.00	2.09	2.01	78.34
08/12/2014	01:00:00	6	3	15.29	17.50	85.00	1.48	1.48	61.87
	04:00:00	9	4	23.55	17.40	86.00	2.70	3.85	27.11
	07:00:00	12	5	21.59	18.30	84.00	0.39	0.46	46.71
	10:00:00	15	6	35.90	21.30	72.00	2.72	2.05	59.52
	13:00:00	18	7	36.51	24.50	57.00	4.79	4.96	76.47
	16:00:00	21	8	22.83	23.60	57.00	4.74	4.74	65.37
	19:00:00	24	9	21.32	19.00	72.00	2.65	1.18	50.80
	22:00:00	27	10	22.74	17.30	85.00	0.00	0.00	69.00
09/12/2014	01:00:00	6	3	24.73	17.20	87.00	2.38	0.29	56.75
	04:00:00	9	4	20.07	17.40	85.00	2.38	0.33	37.79
	07:00:00	12	5	23.77	18.10	85.00	0.60	-0.05	60.05
	10:00:00	15	6	34.12	21.20	68.00	1.30	0.00	105.67
	13:00:00	18	7	34.98	25.90	53.00	3.61	4.15	95.65
	16:00:00	21	8	30.24	24.70	53.00	5.44	4.56	95.59
	19:00:00	24	9	26.04	20.10	67.00	2.17	0.38	78.76
	22:00:00	27	10	35.05	19.70	68.00	-1.11	1.00	127.53
10/12/2014	01:00:00	6	3	31.13	18.60	72.00	-0.30	0.27	61.16
	04:00:00	9	4	24.40	18.60	72.00	0.00	0.00	55.51
	07:00:00	12	5	26.53	19.30	74.00	0.00	0.00	88.51
	10:00:00	15	6	36.51	25.70	50.00	4.28	0.37	123.26
	13:00:00	18	7	25.45	26.50	48.00	5.12	4.77	88.79
	16:00:00	21	8	20.97	25.10	53.00	5.33	1.73	106.70
	19:00:00	24	9	34.65	20.60	69.00	0.95	-1.87	119.77
	22:00:00	27	10	28.75	19.70	75.00	0.10	-0.03	125.86

Fuente: SENAMHI (2014)

### 3.2.8 MODELO CCATT-BRAMS

#### a. Descripción del modelo BRAMS

El modelo BRAMS resuelve las ecuaciones de compresibilidad no hidrostáticas descritas por Tripoli y Cotton (1982). Las ecuaciones del movimiento son:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} = & -u \frac{\partial u}{\partial x} - v \frac{\partial u}{\partial y} - w \frac{\partial u}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial x} + fv + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_m \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_m \frac{\partial u}{\partial y} \right) \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_m \frac{\partial u}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} = & -u \frac{\partial v}{\partial x} - v \frac{\partial v}{\partial y} - w \frac{\partial v}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial y} - fu + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_m \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_m \frac{\partial v}{\partial y} \right) \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_m \frac{\partial v}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial w}{\partial t} = & -u \frac{\partial w}{\partial x} - v \frac{\partial w}{\partial y} - w \frac{\partial w}{\partial z} - \theta \frac{\partial \pi'}{\partial z} - \frac{g\theta'_v}{\theta_0} + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_m \frac{\partial w}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_m \frac{\partial w}{\partial y} \right) \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_m \frac{\partial w}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (3)$$

La ecuación termodinámica es:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} = & -u \frac{\partial \theta_{il}}{\partial x} - v \frac{\partial \theta_{il}}{\partial y} - w \frac{\partial \theta_{il}}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_h \frac{\partial \theta_{il}}{\partial z} \right) \\ & + \left( \frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} \right)_{rad} + \left( \frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} \right)_{mic} + \left( \frac{\partial \theta_{il}}{\partial t} \right)_{con} \end{aligned} \quad (4)$$

La ecuación de continuidad de la tasa de mezcla de las especies del agua se escribe así:

$$\begin{aligned} \frac{\partial r_n}{\partial t} = & -u \frac{\partial r_n}{\partial x} - v \frac{\partial r_n}{\partial y} - w \frac{\partial r_n}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_h \frac{\partial r_n}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_h \frac{\partial r_n}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_h \frac{\partial r_n}{\partial z} \right) \\ & + \left( \frac{\partial r_n}{\partial t} \right)_{mic} + \left( \frac{\partial r_n}{\partial t} \right)_{con} \end{aligned} \quad (5)$$

Finalmente, para la continuidad de la masa, RAMS resuelve la ecuación, expresada en términos de la función de Exner:

$$\frac{\partial \pi'}{\partial t} = -\frac{R\pi_0}{c_v \rho_0 \theta_0} \left( \frac{\partial \rho_0 \theta_0 u}{\partial x} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 v}{\partial y} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 w}{\partial z} \right) \quad (6)$$

Las ecuaciones previas son todos los promedios de Reynolds y las variables pronosticadas tienen el significado según la Tabla 3.17.

**Tabla 3.17 Lista de símbolos**

<b>Símbolo</b>	<b>Definición</b>
u	Componente del viento este-oeste
v	Componente del viento norte-sur
w	Componente vertical del viento
f	Parámetro de Coriolis
$K_m$	Coefficiente de viscosidad de Eddy para la ecuación de momento
$K_h$	Coefficiente de viscosidad de Eddy para la ecuación de calor y humedad
$\Theta_{il}$	Temperatura potencial del agua hielo-líquido
$r_n$	Especies de la razón de mezcla del agua, lluvia del total de agua, lluvia, cristales, agregados y nieve
$\rho_0$	Estado de referencia para la densidad del aire
con	Subíndice que indica la tendencia de la parametrización convectiva
R	Constante del gas del aire seco
rad	Subíndice que indica la tendencia de la parametrización de la radiación
mic	Subíndice que indica la tendencia de la parametrización de la escala de resolución microfísico.
g	Gravedad
$r_t$	Tasa de mezcla del agua total
$r_v$	Tasa de mezcla de vapor de agua
$\pi_0$	Estado de referencia para la función Exner
$\pi'$	Función de la perturbación Exner
$\Theta_v$	Temperatura potencial virtual
$\Theta_0$	Estado de referencia para la temperatura potencial
$c_v$	Calor específico del aire a volumen constante

- Aspectos de la dinámica

La ecuación de pronóstico original de BRAMS para la función Exner fue derivada por Klemp y Wilhelmson (1978, en lo sucesivo KW78). La ecuación de pronóstico fue

obtenida por combinación de la ecuación de gas ideal con la ecuación de continuidad de masa para fluidos compresibles. Medvigy et al. (2005, en lo sucesivo M05) ampliado el original la ecuación (6), el cual ahora se puede leer así.

$$\frac{\partial \pi'}{\partial t} = - \frac{R\pi_0}{c_v \rho_0 \theta_0} \left( \frac{\partial \rho_0 \theta_0 u}{\partial x} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 v}{\partial y} + \frac{\partial \rho_0 \theta_0 w}{\partial z} \right) \quad \text{Flujo de calor} \quad (7)$$

$$- u \frac{\partial \pi'}{\partial x} - v \frac{\partial \pi'}{\partial y} - w \frac{\partial \pi'}{\partial z} - \frac{R\pi'}{c_v} \left( \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) + \frac{R(\pi' + \pi_0)}{c_v \theta_v} \frac{d\theta_v}{dt}$$

Advección	Divergencia	calefacción
-----------	-------------	-------------

- Parametrizaciones físicas

- Radiación

Actualmente el módulo de radiación en BRAMS incluye dos esquemas adicionales para el tratamiento de la transferencia radiativa atmosférica para espectros de onda larga y onda corta. La primera es una modificación actual de “Community Aerosol and radiation Model for Atmospheres (CARMA) (Toon et al., 1989) y el segundo es el modelo denominado “Rapid Radiation Transfer Model” (RRTM) versión para GCMs (RRTMG, Mlawer et al., 1997); Iacono et al., 2008).

Los esquemas de radiación en BRAMS están acoplados en línea con los módulos de microfísica de aerosol y nube para proporcionar simulaciones en línea de interacciones entre nubes de aerosoles y radiación. Los esquemas radiativos CARMA y RRTMG se alimentan tanto con perfiles de profundidad óptica de aerosol (AOD) calculados a partir la carga de masa simulada de aerosol y las propiedades ópticas intensivas de aerosol prescritos, específicamente la eficiencia de extinción, Albedo de dispersión simple y el parámetro asimétrico tomado de un LUT (“lookup Table”). El LUT fue construido siguiendo la teoría de Köhler dentro del modelo de parcela de Feingold y Heymsfield (1992) con cambios adicionales por Eidhammer et al. (2009) para el uso de los parámetros de higroscopicidad (Petter y Kreidenweis, 2007).

El enfoque MCICA (“Monte Carlo independet column approximation”, Baker et al., 2008) presupone que el líquido de la nube agua y hielo, y la fracción de nubes, son variables pronosticadas. Como tal, el radio efectivo del agua líquida de la nube fue parametrizada en BRAMS siguiendo la ley generalizada de potencia expresión de Liu et al. (2008):

$$r_{el} = \left( \frac{3}{4\pi\rho_w} \right)^{1/3} \beta \left( \frac{LWC}{N} \right)^{1/3} \quad (8)$$

Dónde:

LWC = densidad del agua en fase líquida

N = concentración del número de gota de nube

L y N están en unidades CGS.

$\beta$  = parámetro adimensional (depende de la forma espectral de la distribución de la gota de nube), está basada en la observación como:

$$\beta = a_\beta \left( \frac{LWC}{N} \right)^{-b_\beta} \quad (9)$$

Dónde:

$$a_\beta = 0.07$$

$$b_\beta = 0.14$$

El empuje radiativo es muy sensible a la determinación de  $\beta$ . De acuerdo con Liu et al. (2008)  $\beta$  aumenta con la carga de aerosol y conduce a un efecto de calentamiento que actúa para compensar sustancialmente el enfriamiento del efecto Twomey en un factor de 10 a 80%.

El radio efectivo de hielo se parametrizó en BRAMS siguiendo a Wyser y Yang (1998), con una dependencia explícita tanto del contenido de agua en hielo como de la temperatura:

$$r_{ei} = 377.4 + 203.3B + 37.91B^2 + 2.3696B^3 \quad (10)$$

$$B = -2 + 10^{-3}(273 - T)^{1.5} \log_{10} \left( \frac{IWC}{IWC_0} \right) \quad (11)$$

Dónde:

T = temperatura en K.

IWC = es el contenido de agua en hielo en  $\text{gm}^{-3}$ , y

$$IWC_0 = 50 \text{ gm}^{-3}$$

En esta representación, se diagnostican tres tipos de nubes, dependiendo de la humedad relativa, la estabilidad atmosférica y los flujos de masa convectiva: estratos marinos de bajo nivel, nubes convectivas profundas y nubes en capas. Las nubes de estratos marinos se localizan de acuerdo con la identificación de capas estables entre la superficie y 700 mb ( $> 0.125 \text{ K mb}^{-1}$ ) y usando la siguiente relación empírica de Klein y Hartmann (1993):

$$C_{st} = \min\{1.0, \max[0.0, (\theta_{700} - \theta_s)0.0057 - 0.5573]\} \quad (12)$$

Dónde:

$\theta_{700}$  = temperatura potencial a 700 mb

$\theta_s$  = temperatura potencial en los niveles de superficie.

La fracción de la nube convectiva sigue una formulación basada en el flujo de masa de corriente ascendente, tanto para superficiales como profundos (Xu y Krueger, 1991; Xu y Randall, 1996):

$$C_{shallow} = k_{1,shallow} \ln(1.0 + k_2 M_{c,shallow}) \quad (13)$$

$$C_{deep} = k_{1,deep} \ln(1.0 + k_2 M_{c,deep}) \quad (14)$$

Dónde:

$$k_{1,shallow} = 0.07$$

$$k_{1,deep} = 0.14$$

$$k_2 = 500$$

$M_c$  = flujo de masa convectivo en el nivel dado.

Y otras nubes están diagnosticadas de acuerdo a la humedad relativa:

$$C_c = \min \left[ 0.999, \left( \max \frac{Rh - RH_{min}}{1 - RH_{min}} \right)^2 \right], \quad (15)$$

$$RH_{min} = \begin{cases} RH_{min}^{low} & p \geq 750mb \\ RH_{min}^{high} & p < 750mb \end{cases}$$

Dónde:

$$RH_{min}^{low} = 0.90, \text{ sobre el agua}$$

$RH_{min}^{low} = 0.80$ , sobre la tierra

$RH_{min}^{high} = 0.80$

$$C_c = \min \left[ 0.999, \left( \max \frac{Rh - RH_{min}}{1 - RH_{min}} \right)^2 \right], \quad (16)$$

La fracción de nube total en la celda de la grilla es:

$$C_{tot} = \min \{ 1.0, \max [C_{st}, C_{deep}, C_{shallow}, C_s] \} \quad (17)$$

- Parametrizaciones de la turbulencia

En BRAMS, como en la formulación RAMS original, los cambios locales en momento y los escalares debido al transporte turbulento dependen de la divergencia de los flujos turbulentos (RAMS, 2003). Cuando la resolución de la cuadrícula es más gruesa que el tamaño de los remolinos más grandes (típicamente más gruesa que 100 m-1 km), los campos de covarianza de eddy necesarios para determinar los flujos turbulentos se determinan a través de la teoría “K” (Stull, 1988), el cual requiere de la determinación de las difusividades de eddy para cantidades de momento y escalar.

$$\begin{aligned} \overline{u'v'} &= \overline{v'u'} = -K_{mh} \left( \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \\ \overline{u'_h w'} &= -K_{mz} \frac{\partial u_h}{\partial z} \\ \overline{w' u'_h} &= -K_{mz} \frac{\partial w}{\partial x_h} \\ \overline{u'_h \varepsilon'} &= -K_{hh} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_h} \\ \overline{w' \varepsilon'} &= -K_{hz} \frac{\partial \varepsilon}{\partial z} \end{aligned} \quad (18)$$

Dónde:

(x,y) = son las direcciones horizontales

Z = dirección vertical

(u,v) = direcciones de viento horizontal

$x_h$  = es cualquiera x o y

$u_h$  = es cualquiera u o v

w = velocidad vertical

$\varepsilon$  = cualquier escalar

$K_{mh}$  y  $K_{mz}$  = coeficientes de difusividad horizontal y vertical para momentum

$K_{hh}$  y  $K_{hz}$  = coeficientes de difusividad horizontal y vertical para escalares

Las difusividades horizontales se determinan usando el mismo algoritmo implementado en RAMS, que se basa en Smagorinsky (1963), con la inclusión de la corrección de Brunt-Väisälä por Hill (1974). Para los coeficientes de difusividad vertical, utilizamos una parametrización vertical basada en el modelo de nivel 2.5 por Mellor y Yamada (1982), modificada posteriormente por Nakanishi y Niino (2004). En este modelo, los coeficientes de difusividad dependen de la energía cinética turbulenta por unidad de masa (TKE), que también se convierte en una variable pronostica:

$$\begin{aligned}K_{mz} &= LqS_m \\K_{hz} &= LqS_h \\q &= \sqrt{2TKE} = \sqrt{\overline{u'u'} + \overline{v'v'} + \overline{w'w'}}\end{aligned}\tag{19}$$

Dónde:

L = es la escala de longitud maestra

$S_m$  = funciones de estabilidad adimensional para momentum y flotabilidad

Ambos L y las funciones de estabilidad son determinadas siguiendo Nakanishi y niino (2004).

- Inicialización del modelo

Para la inicialización del modelo, las condiciones iniciales y de borde de la atmósfera se usaron el análisis de CPTEC cada 6 horas.

Las condiciones iniciales fueron:

- El dominio del modelo y las configuraciones de la grilla son entre las coordenadas 10S a 16S y 74W a 80W (Figura 3.25), ya que el Perú se encuentra en la latitud y longitud de 12.11S, 77.01W (Global Administrative Areas) y estos datos ingresan para configurarse en el archivo “prep\_chem\_sorces.inp” y también en el pos-procesamiento “RAMSPOST” y entre 11.5S a 12.5S y 76.5W a 77.5W para Lima Metropolitana, ya

que la capital se encuentra a  $12^{\circ}02'45.29''S$  y  $77^{\circ}01'49.97''W$ . La latitud y longitud del Perú incluye  $1'285,220.00 \text{ km}^2$  de superficie terrestre. En el cual 15 km cubre la grilla horizontal casi todo el Perú y a 5 km la grilla anidada cubre Lima. Este anidamiento de grilla fue escogida con el propósito de obtener una alta resolución espacial en áreas seleccionadas, mientras cubre un dominio grande en resolución baja (Pielke et al., 1992; Clark and farley, 1984; Walko et al., 1995a).

- El modelo tiene 31 niveles verticales, 80 metros de espesor en la superficie y se extiende a 950 km de espesor a 18.9 km, el dominio principal.
- El modelo uso pasos de tiempo de 20 segundos para la grilla de 15 km y de 5 segundos para la grilla de 5 km para el modelo BRAMS atmosférico.
- El modelo CCATT-BRAMS fue inicializado y actualizado cada 6 horas en los límites laterales usando el análisis del Centro de Pronóstico del Tiempo y Estudios Climáticos (CPTEC) (nombrado “dp-chem”) a 100 km en la resolución horizontal y 14 en la vertical en los niveles de presión estándar, desde 1000 hPa a 30 hPa (Cavalcanti et al., 2002).
- Para las emisiones industriales y urbanas se usó las emisiones de RETRO, EDGAR y locales de Lima Metropolitana.
- Las emisiones biogénicas de la tierra, vegetación y océanos fueron provistas con una resolución espacial de  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  y una resolución temporal mensual con la base de datos GEIA (Global Emissions Initiative; frost et al., 2013).
- Las emisiones de incendio fueron estimadas usando el modelo de emisión de quemado de biomasa brasileño 3BEM (Longo et al., 2010; Freitas et al., 2011; Rosário et al., 2013) usando los productos de detección de incendio en forma satelital.
- Para el desarrollo y generación de las emisiones para Lima, se usó el procesador PREP\_CHEM\_SRC (versión 1.2.1), código detallado en Freitas et al. (2011).
- Las emisiones antropogénicas de Lima fueron prescritas usando la base de datos global de RETRO (REanalysis of the TROpospheric chemical composition), (Schultz et al., 2007).
- También se usó las emisiones antropogénicas EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research) de los gases de efecto invernadero y contaminantes del aire (Olivier et al., 1999).



**Figura 3.25: Latitud y longitud del mapa del Perú**

**Fuente: Mapas del Mundo, (web: www.mapsofworld.com, 2013)**

Los detalles en el tratamiento de las emisiones de Lima fueron hechos de la siguiente manera:

Fue geo-referenciado las calles y categorizado por el tipo de tráfico. La información en formato “shapefile” se convirtió en formato “ráster” (grid) con 2 km de resolución espacial y luego se convirtió al formato de lectura para el preprocesador PREP\_CHEM\_SRC.

Para el inventario de emisiones de Lima inicialmente se usó el reporte “Profile of transit in the main routes of the metropolitan área of Lima and Callao: vehicular flows (years 2004-

2009-2011)” del Ministerio de Transporte y Comunicaciones MTC del Perú para la distribución en las mayores categorías. La emisión total del 2004 (Tabla 3.18) fue distribuida de acuerdo con los flujos en cada categoría de rutas (Tabla 3.19).

**Tabla 3.18 Inventario de emisiones del MTC (2004) en Lima Metropolitana en ton/año**

<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>CO</b>	<b>HC</b>
3.949	37.98	54.412	199.405	21.008

**Tabla 3.19 Categoría de calles y porcentaje del total de emisión en Lima**

<b>Tipos de calles</b>	<b>Porcentaje (%)</b>	<b>Puntos (2 km de resolución)</b>
Autopista	38.44	1236
Primario	22.48	1415
Secundario	21.33	244
Maletero	17.75	111

- Parametrizaciones del modelo

Algunas de las parametrizaciones del modelo son empleadas:

- Los coeficientes de difusión horizontal están basados en la formulación de Smagorinsky (1963).
- La difusión vertical es parametrizada de acuerdo con el esquema de Mellor y Yamada (1974), el cual emplea un pronóstico de la energía cinética turbulenta.
- Los intercambios de agua superficie-atmósfera, momento y energía son simulados mediante el modelo LEAF-3 (por sus siglas en inglés Land Ecosystem Atmosphere Feedback model, modelo de retroalimentación ecosistema terrestre-atmósfera), el cual representa el almacenamiento y el intercambio vertical de agua y energía en múltiples capas de suelo, incluyendo los efectos de congelamiento y descongelación del suelo, cubrimiento temporal por nieve o agua, vegetación y aire en la canopea (Walko et al., 2000).

- El esquema de advección es un esquema avanzado upstream de segundo orden descrito en Tremback et al. (1987)
- Microfísica de bulk (Walko et al., 2000)
- Esquema de cúmulos convectivo para convección profunda y superficial basado en Grell y Devenyi (2002).
- Asimilación de datos 4D (4DDA, un esquema de ajuste en el cual los campos del modelo pueden ser acercados a los avances de la asimilación de datos observacionales.

- Solución del modelo BRAMS

Un conjunto de ecuaciones dinámicas y termodinámicas que gobiernan el movimiento atmosférico utilizadas por BRAMS poseen como características de ser no-hidroestáticas e compresibles, que consistente en ecuaciones de pronóstico para las variables de estado, componente zonal del viento ( $u$ ), componente meridional del viento ( $v$ ), componente vertical del viento ( $w$ ), temperatura potencial y la proporción de mezcla de agua total e hidrometeoros. Este modelo está resuelto por diferencias finitas y usa el grado de tipo C de Arakawa (Mesinger & Arakawa, 1976). En este esquema de grado, las variables termodinámicas y de humedad son definidas en el centro de los puntos de grado y sus componentes  $u$ ,  $v$ , y  $w$  son resueltas en los puntos  $dx/2$ ,  $dy/2$  y  $dz/2$ , respectivamente. Una coordenada vertical usado por el modelo es el de tipo sigma- $z$ , el cual acompaña un terreno en la parte inferior y cuenta con la parte superior plana. Además de esto, BRAMS permite un anidamiento múltiple de grados, que posibilita que las ecuaciones sean resueltas de forma mutua en grados de diferentes resoluciones. Un anidamiento de grados proporciona una alta resolución espacial en áreas seleccionadas.

b. Modelo CCATT en emisión, deposición, transporte y reactividad química

El modelo de transporte químico-aerosol-trazador acoplado (Coupled Chemistry-Aerosol-Tracer Transport model, CCATT, Longo et al., 2013), es un modelo de transporte euleriano acoplado con BRAMS y desarrollado para simular el transporte, dispersión, transformación química y los procesos de remoción de gases y aerosoles para la composición atmosférica y estudios de aire contaminados.

CCATT calcula, en cada celda de simulación, las razones de mezcla promedio de gases o aerosoles emitidos a la atmósfera, a través de la solución numérica de la ecuación de

conservación de materia, la cual describe la distribución en la atmósfera de la sustancia de interés. La expresión de cálculo requerida se ve en la ecuación 20:

$$\bar{S}(t + \Delta t) = \bar{S}(t) + \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right) \Delta t \quad (20)$$

En donde:

$\bar{S}(t + \Delta t)$ , valor de la razón de media promedio de la sustancia en un instante determinado transcurrido un paso de tiempo  $\Delta t$ .

$\bar{S}(t)$ , razón de mezcla promedio en el instante de tiempo.

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)$ , Término de forzamiento o tendencia, debido al cambio de la razón de mezcla promedio en el tiempo.

La tendencia o forzamiento es definida como la sumatoria de los efectos parciales ocasionados por los fenómenos descritos en la ecuación 21 (Freitas et al., 2009). La razón de mezcla del trazador de la fase gaseosa,  $s$  ( $=\rho/\rho_{\text{air}}$ ), se calcula empleando la ecuación de conservación de la masa (usando la notación de tendencia).

$$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right) = \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{adv} + \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{PBL_{diff}} + \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{deep_{conv}} + \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{shallow_{conv}} + \left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{chem} + Q \quad (21)$$

$$+ W + R$$

Dónde:

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{adv}$ , cambio por unidad de tiempo debido a la advección (transporte) de la sustancia.

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{PBL_{diff}}$ , cambio por unidad de tiempo por difusión turbulenta en la capa límite.

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{deep_{conv}}$ , cambio por unidad de tiempo por transporte vertical debido a la convección profunda.

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{shallow_{conv}}$ , cambio por unidad de tiempo por transporte vertical debido a convección somera.

$\left( \frac{\partial \bar{S}}{\partial t} \right)_{chem}$ , cambio por unidad de tiempo debida a la transformación química.

Q, tasa de emisión por unidad de tiempo.

W, tasa de remoción por vía húmeda.

R, tasa de remoción por vía seca.

- Solución numérica

Para la solución numérica del sistema de ecuaciones es utilizada la descomposición de Reynolds. En este procedimiento, cada variable (s) es separada en términos de la media ( $\bar{s}$ ) y de la fluctuación en torno de esta ( $s'$ ), (ecuación 22):

$$s = \bar{s} + s' \quad (22)$$

Dónde:

( $\bar{s}$ ) representa una media del volumen en el intervalo de tiempo considerado.

Aplicando un procedimiento de Reynolds a la ecuación de continuidad, se obtiene la ecuación 23:

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right) + \bar{u} \frac{\partial \bar{S}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{S}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{S}}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \rho_0 \overline{u'S'}}{\partial x} + \frac{\partial \rho_0 \overline{v'S'}}{\partial y} + \frac{\partial \rho_0 \overline{w'S'}}{\partial z} \right) + \overline{Q_s} \quad (23)$$

Dónde:

$\bar{u} \frac{\partial \bar{S}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{S}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{S}}{\partial z}$ ; representa el término de transporte resuelto (advección en la escala de grado)

$-\frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \rho_0 \overline{u'S'}}{\partial x} + \frac{\partial \rho_0 \overline{v'S'}}{\partial y} + \frac{\partial \rho_0 \overline{w'S'}}{\partial z} \right)$ ; contribución del transporte no resuelto (transporte sub-grado por turbulencia, convección, etc).

$\rho_0$ ; densidad del aire en el estado básico a partir del cual se calculan las fluctuaciones.

$\overline{Q_s}$ ; término forzante.

Se utiliza la técnica de separación por procesos (splitting operator, Lanser e Verwer, 1998) independientemente. De esta forma la ecuación 23 puede llegar a ser:

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{adv} = -\sum_i \bar{u}_i \frac{\partial \bar{S}}{\partial x_i}$$

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{PBL}^{diff} = -\frac{1}{\rho_0} \sum_i \frac{\partial \rho_0 (\overline{u_i' S'})_{turb}}{\partial x_i}$$

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{conv} = -\frac{1}{\rho_0} \sum_i \frac{\partial \rho_0 (\overline{u'_i s'})_{conv}}{\partial x_i} \quad (24)$$

...

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{chem} = \bar{Q}_s$$

Donde los subíndices significan:

adv = procesos de advección

PBL diff = proceso de turbulencia en la capa límite planetaria

conv = proceso de transporte convectivo por nubes superficiales y profundas no resueltas explícitamente.

Para obtener la tendencia total para un pronóstico final, cada tendencia parcial debe ser resuelta separadamente.

La solución final se obtiene a partir de la suma de las soluciones parciales, tal como se muestra en la ecuación 25.

$$\left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right) = \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{adv} + \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{PBL\ diff} + \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{deep\ conv} + \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{shallow\ conv} + \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{chem} + Q + W + R \quad (25)$$

Una vez obtenida la tendencia total, una razón de mezcla es actualizada a través de la ecuación 26:

$$\bar{S}(t + \Delta t) = \bar{S}(t) + \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right) \Delta t \quad (26)$$

Dónde:

$\Delta t$  representa el tiempo de integración.

El término de transporte de la ecuación 23 es resuelto numéricamente por esquemas de advección. Los esquemas de advección adecuados deben conservar la masa, ser monoatómicos, mantener una solución positiva, ser locales, eficientes desde el punto de vista numérico y no deben demandar excesiva información lateral para comprobar los gradientes necesarios para una solución. En CCATT-BRAMS la advección de escalares es resuelta con un esquema de segundo orden y limitadores de flujo para mantener una solución positiva (Tramback et al., 1987).

$$\left(-\bar{u}_i \frac{\partial \bar{s}}{\partial x_i}\right)_{adv} \approx -\frac{1}{\rho_0 \Delta x_i} \left[ (\rho_0 F)_{j+1/2} - (\rho_0 F)_{j-1/2} \right] \quad (27)$$

$$- \bar{s}_j \left[ (\rho_0 \bar{u}_i)_{j+1/2} - (\rho_0 \bar{u}_i)_{j-1/2} \right]$$

$$\text{Con: } F_{j+1/2} = \frac{\Delta x_i}{\Delta t} \left[ \frac{\alpha}{2} (\bar{s}_j + \bar{s}_{j+1}) + \frac{\alpha^2}{2} (\bar{s}_j - \bar{s}_{j+1}) \right], \alpha = \bar{u}_{j+1/2} \frac{\Delta t}{\Delta x_i}$$

Dónde:

$\Delta x_i$  = representa los espaciamientos de la cuadrícula

F = flujos evaluados en los puntos intermedios utilizándose una cuadrícula Arakawa-C

Para calcular el transporte en la escala de sub cuadrícula asociado a la difusión dentro del PBL (proceso de turbulencia en la capa límite planetaria). Es necesaria la determinación de los flujos turbulentos  $\overline{u'_i s'}$ , para ello se necesita una parametrización denominada teoría k.

$$\overline{u'_i s'} = -K_{h_i} \frac{\partial \bar{s}}{\partial x_i} \quad (28)$$

Dónde:

K = coeficiente de difusividad

Para la simulación numérica de la contaminación del aire para nuestro caso se tiene baja resolución espacial ( $\Delta > 10$  km). Para parametrización de cúmulos para una representación, en la escala de la cuadrícula, los procesos convectivos húmedos no son calculados explícitamente.

Un punto de partida para la parametrización es considerar relevante el término vertical.

$$\left(\frac{\partial \bar{s}}{\partial t}\right)_{conv} \approx -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial \rho_0 \overline{w' s'}}{\partial z} \quad (29)$$

Dónde:

$\overline{w' s'}$  = flujos turbulentos

Utilizando un formalismo de flujo de masa (Arakawa y Schubert, 1974, Grell, 1993):

$$\overline{w' s'} = m_c (\bar{s}^c - \bar{s}) \quad (30)$$

$$m_c = \rho \sigma \bar{w}^c$$

Dónde:

Mc = flujo de masa

$\rho$  = densidad del aire

$\sigma$  = fracción del área aditiva a los cúmulos

$\bar{w}^c$  = velocidad vertical dentro de la nube

$\bar{s}^c, \bar{s}$  = razones de mezcla del trazador dentro de la nube y el ambiente, respectivamente.

Normalmente las parametrizaciones de los cúmulos consideran dos tipos de nubes en el espectro (profundas y poco profundas). Es posible considerar las siguientes ecuaciones para el transporte en la sub cuadrícula de trazadores por convección:

$$\begin{aligned} \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{deep\ conv} &= \frac{m_{u,dp}(z_b)}{\rho_0} \left[ \delta_u \eta_u (\bar{s}_u - \bar{s}) + \delta_d \varepsilon \eta_d (\bar{s}_d - \bar{s}) + \eta^{\sim} \frac{\partial \bar{S}}{\partial z} \right] \\ \left(\frac{\partial \bar{S}}{\partial t}\right)_{sh\ conv} &= \frac{m_{u,sh}(z_b)}{\rho_0} \left[ \delta_u \eta_u (\bar{s}_u - \bar{s}) + \eta^{\sim} \frac{\partial \bar{S}}{\partial z} \right] \end{aligned} \quad (31)$$

Donde:

$\delta_{u,d}$  = tasa de retirada de masa de la nube en el aire de las corrientes ascendentes (u) y descendentes (d).

env = representa el transporte del trazador en el ambiente

Por otro lado tenemos los términos forzantes que representan los procesos físicos y químicos no descritos en términos de transporte tal como las emisiones, deposición seca y húmeda, reactividad química y de microfísica de los aerosoles que sin embargo modifican localmente la razón de la mezcla del trazador.

Muchas de las emisiones de procesos urbanos, transporte (sobre la tierra y océano), producción de carboncillo, quemado de desperdicio de agricultura, biogénicos y otros, típicamente tienen flotabilidad baja comparados con los del medio ambiente, dado que ellos son liberados dentro de la atmósfera cerca de la superficie. Para esta clase de emisión, con un flujo de masa prescrito ( $F\eta$ , con unidades  $\text{kg}[\eta] \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) dado por los inventarios correspondientes, la contribución de la tendencia de la tasa de mezcla para un trazador  $\eta$  puede ser expresado con la ecuación 32:

$$E_\eta = \begin{cases} \frac{F_\eta}{\rho_0 \Delta z_1} r(t), k = 1 \text{ (superficie)} \\ 0, k > 1 \text{ (arriba)} \end{cases} \quad (32)$$

Dónde:

$\Delta z_1$  = es el espesor vertical de la primera capa del modelo físico donde el trazador  $\eta$  será liberado.

$k$  = denota la capa vertical.

$F_\eta$  = flujo de masa total emitido diariamente dentro del volumen de la cuadrícula, en  $\text{kg}[\eta] \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ )

$r(t)$  = función normalizada en 1. Que representa un ciclo diario de emisión.

Para las quemadas se necesita un tratamiento diferenciado considerando una fracción de masa emitida en la fase de llamas el cual debe ser estimada ( $\lambda$ ) según la ecuación 33.

$$E_\eta = \left\{ \begin{array}{l} \frac{(1 - \lambda)F_\eta}{\rho_0 \Delta z_1} r(t), k = 1 \\ \frac{\lambda F_\eta}{\rho_0 \Delta z_h} r(t), h - \frac{\Delta z_h}{2} < z(k) < h + \frac{\Delta z_h}{2} \end{array} \right\} \quad (33)$$

$r(t)$  = función que representa un ciclo diario de emisión por quemadas siendo representada por una gaussiana simple como máximo en torno de medio de la tarde (Prins et al., 1998).

Para estimar el flujo de emisión  $F_\eta$  asociado a las quemadas puede ser obtenido de la ecuación 34 (Freitas et al., 2005, Longo et al., 2007):

$$F_\eta = \frac{\sum_i \alpha_{veg_i} \cdot \beta_{veg_i} \cdot EF_{veg_i}^{[\eta]} \cdot a_{fire}}{\Delta x \Delta y}, i \in \Delta x \Delta y \quad (34)$$

Dónde:

$\alpha_{veg_i}$ , es una cantidad de biomasa seca por encima del suelo en la posición del fuego  $i$ .

Para bosque tropical se considera  $30 \text{ kg m}^{-2}$ .

$\beta_{veg_i}$ , una fracción de masa efectivamente consumida. Para bosque tropical se considera  $0.5 \text{ kg m}^{-2}$ .

$EF_{veg_i}^{[\eta]}$ , factor de emisión que expresa una cantidad de masa de gas “n” emitido por unidad de biomasa seca consumida.

$a_i$ , área quemada por el fuego  $i$ .

$\Delta x \Delta y$ , representa un área de la célula del modelo y una suma es efectuada sobre todos los focos de fuego que están dentro de cada célula.

- Condiciones iniciales

CCATT calcula el transporte del trazador en línea con la simulación del estado atmosférico por BRAMS, usando el mismo núcleo dinámico, el esquema de transporte y las parametrizaciones físicas.

Se introduce los campos de emisiones, a través del preprocesador PREP-CHEM-SRC (Freitas et al., 2011), en el cual se incorpora los datos de emisiones urbanas, industriales, biogénica, volcanes, quema de biomasa, uso de biocombustibles y quema de desechos agrícolas, en los tamaños de celda y distribución de especies.

Se usa el paquete DPREP-CHEM como herramienta de preparación de condiciones de borde e iniciales atmosféricas y de química, a partir de datos de salida de modelos globales (Sánchez Gácita, 2011).

Las emisiones antropogénicas de baja resolución introducidas al modelo se basaron en los inventarios globales de RETRO (REanalysis of the TROospheric chemical composition over the past 40 years – <http://retro.enes.org>) y EDGAR v4.2 (The Emissions Database for Global Atmospheric Research – <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>, Olivier et al., 1996, 1999).

Las emisiones biogénicas se incluyeron de manera desacoplada (off-line) o de cálculo previo a la simulación, con base en las salidas promedio climatológicas del modelo MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature – Guenther et al., 2006).

Para el caso de las emisiones relacionadas con quemas de biomasa el preprocesador incluye las salidas del modelo 3BEM (Brazilian Biomass Burning Emission Model, Longo et al., 2010).

- Parametrizaciones

- i. Topografía

Los datos de elevación son una promediación y aplicación de valores de ajuste para definir el nivel suavizado y acentuado de montañas y valles.

- ii. Humedad del suelo

Se incorpora campos escalares de los valores de humedad del suelo a diferentes niveles de profundidad, que suministran la información de entrada para los balances de agua y calor sensible y latente a nivel de superficie.

La zona moldeada es inicializada con valores de ponderación entre 0 y 1, aplicables a la magnitud máxima de capacidad para retener agua de un tipo de suelo especificado, variable para cada nivel modelado de profundidad.

Los valores de humedad del suelo son calculados mediante un modelo hidrológico que se alimenta de estimaciones de precipitación obtenidas de satélite y de características biofísicas del tipo de suelo del dominio (Gevaerd & Freitas, 2006).

### iii. Difusión turbulenta

Debe considerarse que el transporte turbulento de momentum en la atmósfera mediante la teoría  $k$ , cambia de acuerdo a la relación entre el tamaño de malla horizontal y el vertical. Se usó los valores de difusividad de remolino con la opción isotrópica.

### iv. Rugosidad de superficie

La rugosidad se estima considerando un esquema de cobertura de suelo o de topografía de submalla.

### v. Radiación solar

Se usa el esquema más sencillo, que no considera aquellos que involucran absorción y dispersión de la energía solar por efecto del vapor del agua, hidrometeoros, gases y partículas.

### vi. Convección y formación de cúmulos

Se puede desactivar o activar debido a que en escalas entre 2 a 10 km de tamaño de celda no existe un esquema de parametrización que sea totalmente adecuado para la representación de este fenómeno.

### vii. Interfaz suelo-atmósfera

El almacenamiento e intercambio de humedad entre el suelo y la atmósfera, así como los balances de flujos de momentum y de energía relacionados, considerando la influencia de vegetación, cobertura de agua líquida o congelada, son representados mediante el modelo Land Ecosystem-Atmosphere Feedback model - LEAF v.3 (Walko et al., 2000) ajustado

para áreas tropicales. Estos flujos de energía son parte del conjunto de datos que ingresan a otras parametrizaciones, especialmente de turbulencia.

#### viii. Microfísica

La estimación de formación microfísica de hidrometeoros se realiza mediante la parametrización denominada Single-Moment Bulk o de máximo agrupamiento, dado que abarca el cálculo de las razones de mezcla de vapor, agua de nubes, hielo, nieve, granizo y agregados, utilizando tablas de referencia para la solución de las ecuaciones estocásticas que describen la dinámica de nucleación y crecimiento de los hidrometeoros (Walko, 1995).

#### c. Descripción del Modelo PREP-CHEM-SRC

Este modelo es una herramienta que aspira en la preparación de campos de pequeñas cantidades de gases y aerosoles para ser usado en los modelos de transporte atmosférico-químico.

A continuación se describe todos los tipos de emisiones disponibles dentro del procesador PREP-CHEM-SRC.

- Emisiones Urbanas-industriales

Para emisiones urbanas/industriales están disponibles tres bases de datos, el cual incluyen diferentes tiempos de horizontes, resoluciones y conjunto de especies.

Uno de los inventarios de emisiones antropogénicos usados dentro del preprocesador PREP-CHEM SCR es el proveído por “REanalysis of the TROpospheric chemical composition” encima del historial de 40 años (RETRO). Los datos de emisión tienen un  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  de resolución espacial y cobertura global, con resoluciones temporales mensuales, y su base está en el año 2000. Las unidades de emisión son  $\text{kg}[\text{especie}] \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ . La siguiente Tabla 3.20 provee una lista de las especies químicas disponibles en el inventario antropogénico desarrollado por el programa RETRO.

La segunda base de datos propuesta para emisiones antropogénicas es proveída por “Emission Database for Global Atmospheric Research” (EDGAR, (Olivier, y otros, 1996) y (Olivier, y otros, 2009). Este programa provee el pasado y el presente de las emisiones globales antropogénicas de gases invernadero y contaminación del aire. Las especies contaminantes son  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{SG6}$ ,  $\text{NO}_x$  y  $\text{NMVOC}$  con un  $1^\circ \times 1^\circ$  de resolución espacial. Las emisiones no varían en el tiempo y son basadas en el año 2000.

**Tabla 3.20: Lista de las especies químicas disponibles en el inventario antropogénico**

Ácidos	C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>	Eteno	Otros aromáticos
Alcoholes	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>	Éter	Otros VOC
Benceno	C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> plus-higer-alkanes	Etino	Tolueno
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Hidrocarbonos clorinados	Acetonas	Trimetilbenceno
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	CO	Metanol	Xileno
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	Ésteres	NO <sub>x</sub>	
C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	Etano	Otros alcanos	

Para aerosoles, las emisiones de carbón orgánico (OC), carbón negro (BC), SO<sub>2</sub> y DMS en un 1° x 1° de resolución sobre la masa mensual están proveídas desde la base de datos del modelo “Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport” (GOCART).

- Emisiones Biogénicas

- i. Emisiones Biogénicas desde la actividad GEIA

La primera base de datos propuesta para emisiones biogénicas o natural es la GEIA/ACCENT “Activity on Emission databases”, (GEIA/ACCENT, 2015). Las fuentes de emisión de la tierra, vegetación y océanos son proveídos con una 1° x 1° de resolución espacial y una resolución temporal mensual. Están disponibles las emisiones de Acetona, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>, CO, CH<sub>3</sub>OH, DMS, NO, Isopreno, Terpeno y NVOC. Las unidades son kg[especies]m<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>.

- ii. Emisiones Biogénicas desde MEGAN

La otra alternativa para las emisiones biogénicas es derivada por “Model of Emission of Gases and Aerosol from Nature” (MEGAN), (Guenther A. , 2006). MEGAN es un sistema de modelamiento para estimar la emisión neta de los gases y aerosoles desde ecosistemas terrestres dentro de la atmósfera. El manejo de variables usado por MEGAN es calcular los flujos incluido la cubierta del suelo, clima, y la composición química de la atmósfera. Los datos fueron proveídos por GEIA/ACCENT Activity on Emission Databases, (GEIA/ACCENT, 2015), los datos cubren el mundo entero con una 0.5° x 0.5° de resolución espacial. La cobertura temporal es desde enero a diciembre 2002 con un tiempo de resolución mensual. Las tasas de emisión son suministradas para las siguientes especies:

CO, CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>, CH<sub>3</sub>OH, formaldehído, acetaldehído, acetona, otras acetonas, tolueno, isopreno, monoterpenos y sesquiterpenos. Las unidades son kg[especies] m<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>.

- Emisiones de la quema de biomasa y modelo de ascensión del penacho de humo

Las emisiones de incendios silvestres o deforestación son proveídas usando dos metodologías.

i. Modelo de emisiones de la quema de biomasa brasileño

Esta primera opción está basada en el Modelo de emisión de quema de biomasa brasileño (3BEM, (Longo K. , y otros, 2010). En esta metodología, para cada pixel de quema detectada por el sensor remoto, la masa del trazador emitido, es calculada por la siguiente expresión, el cual toma en consideración los valores estimados de la cantidad de la biomasa del suelo superior disponible para el quemado ( $\alpha$ ), el factor de combustión ( $\beta$ ), el factor de emisión (EF) para una cierta especie ( $\eta$ ) de un tipo de vegetación apropiada, y área de quemado ( $a_{fire}$ ) para cada evento de quemado.

$$M^{[\eta]} = \alpha_{veg} \cdot \beta_{veg} EF_{veg}^{[\eta]} \cdot a_{fire}$$

En este modelo, un producto de quema de sensoramiento remoto híbrido es usado para minimizar las pérdidas de las observaciones del sensoramiento remoto. La base de datos de quemado usualmente usado es una combinación del producto Satélite Ambiental Operacional Geoestacionario – Algoritmo de Quema de Biomasa de Incendio Automatizado (GOES WF\_ABBA), del producto de quema del Instituto Nacional para Investigación Espacial Brasileño (INPE), el cual está basado sobre el avanzado Radiómetro de muy alta resolución (AVRR) a bordo de la serie de satélites orbitando NOAA; (Setzer & Pereira, 1991), y el producto de la moderada resolución de la imagen del espectro radiómetro (MODIS) (Giglio, Descloitres, Justice, & kaufman, 2003). Los tres productos de bases de datos de quema son combinados usando un algoritmo de filtro para disponer un doble conteo en el mismo fuego o quema, por eliminación de las quemas adicionales dentro de un círculo con un radio de 1 km.

Los factores de emisión y combustión para cada biomasa son basadas en Andreae & Merlet (2001) y Longo, (2009). En particular, Andreae & Merlet (2001) provee los factores de emisión para 110 especies químicas emitidas durante la quema de selva tropical, selva extra tropical, sabana, pradera, producción de carbón vegetal y residuos de agricultura, también como los factores de emisión medidos en los experimentos de los laboratorios

controlados. El factor de combustión principal para cada biomasa citada líneas arriba están también suministradas. La Tabla 3.21 se lista las especies disponibles dentro del sistema PREP-CHEM-SRC para las emisiones de quema de biomasa.

**Tabla 3.21: Lista de especies disponibles dentro del sistema PREP-CHEM-SRC.**

CO <sub>2</sub>	n-butano	n-hexano	Butanol
CO	i-butano	isohexanos	Ciclopentanol
CH <sub>4</sub>	1-penteno	Heptano	Fenol
NHMC	2-pentene	Octenes	Formaldehido
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	n-pentano	Terpenes	Acetal
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	2_Me-Butene	Benceno	Hidroxiacetaldehido
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	2_Me_butano	Tolueno	Acroleína
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub>	Pentadienes	Xilenos	Propanal
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	Isopreno	Etilbenceno	Butanal
C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	Ciclopentene	Styrene	Hexanal
1-butene	Ciclopentadiene	PAH (Hidrocarbano Aromático Policiclico)	Heptanal
i-butene	4-me_1_pentene	Metanol	Acetona
Tr_2_butene	2_me_1_pentene	Etanol	2_butanone
Cis_2_butene	1_hexene	1_propanol	2_3_butanodione
Butadiene	Hexadienes	2_propanol	Pentanones
Hexanones	Acrilonitrilo	NH <sub>3</sub>	Heptanones
Heptanones	Propionitrilo	HCN	Octanones
Octanones	Pyrrole	Cianógeno	Benzaldehido
Benzaldehido	Trimetilpyrazole	SO <sub>2</sub>	Furano
Furano	Metilamina	DMS	H <sub>2</sub>
2_Me_Furano	Dimetilamina	COS	NO <sub>x</sub>
3_Me_Furano	Etilamina	CH <sub>3</sub> Cl	NO <sub>y</sub>
2_etilfurano	Trimetilamina	CH <sub>3</sub> Br	N <sub>2</sub> O
2_4_dime_furano	N_pentilamina	CH <sub>3</sub> I	Benzofurano
2_5_dime_furano	2_me_1_butilamina	Hg	Propánico
Tetrahidrofurano	PM <sub>2.5</sub> (material particulado < 2.5 µm diámetro)	TC (carbono total)	OC (carbono orgánico)
2_3_dihidrofurano	BC (carbono negro)	TPM (material particulado total)	

La masa total emitida de cada especie química está calculada por sumatoria de la masa individual (dada por la ecuación mencionada) por todas las quemadas en cada ítem de la tabla. Las unidades de emisión son kg[especies] m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>.

ii. Base de datos de emisiones de incendio global

La segunda metodología disponible está basada en Giglio et al. (2006) y Van Dert Werf et al. (2006). Estos autores usan las estimadas áreas quemadas del sensoramiento remoto, un modelo biogeoquímico, y factores de emisión de la literatura para estimar las emisiones de quemado durante el periodo de 8 años desde 1997 a 2004. Esta base de datos, llamada “Global Fire Emissions Database” (GFEDv2), tiene un  $1^\circ \times 1^\circ$  de resolución espacial y 8 días o un mes de resolución temporal.

- Emisiones volcánicas

- i. Erupción volcánica

Durante la erupción volcánica, el transporte de la ceniza volcánica y los modelos de dispersión son usados para pronóstico de la localización y movimiento de la nube de ceniza de horas a días. Para determinar los campos de emisión de ceniza durante estos eventos, el sistema PREP-CHEM-SRC usa la base de datos desarrollada por Mastin et al. (2009). Esta base de datos provee un juego de parámetros para modelar el transporte de la nube de ceniza volcánica y la dispersión durante erupciones. Hay información de 1535 volcanes alrededor del mundo comprendiendo su localización (latitud, longitud y altura) y los correspondientes parámetros como la altura de pluma, la tasa de erupción másica, tasa de volumen, duración de la erupción y la fracción másica de los finos desechos eruptados alrededor de  $63\mu\text{m}$ .

- ii. Emisiones del desgaseamiento del  $\text{SO}_2$  volcánica

La data proveída por el programa AEROCOM (Diehl, 2010) contiene las emisiones volcánicas de  $\text{SO}_2$  y otras variables para todos los días de 1 enero 1979 al 31 de diciembre 2007, para todos los volcanes con erupciones históricas listadas en la base de datos del programa volcánico global proveída por la Institución Smithsonian. Hay un archivo para cada año el cual contiene el número de eventos para cada día de ese año para el mundo entero. Para cada evento se provee del nombre del volcán, fecha, altura sobre el nivel del mar, altura de la columna de nube, longitud, latitud y la tasa de emisión diaria de  $\text{SO}_2$ . Hay también una separación entre emisiones volcánicas eruptivas y no eruptivas.

PREP-CHEM-SRC toma la emisión de cada volcán en la caja de la grilla el cual rodea su localización geográfica. La emisión total es calculada por suma de las emisiones de todos los volcanes dentro de la celda de la grilla. Luego, la emisión total y la mínima y máxima altura de columna son proveídas del juego de volcanes dentro de la celda grilla. Las unidades son  $\text{kg}[\text{SO}_2] \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ .

### 3.2.9 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE DATOS

Esta primera fase o calibración consistió en el análisis e interpretación física de los modelos; identificar que parámetros son los que tienen mayor influencia; luego estimar los parámetros y ajustar a los que se consideran necesarios mediante el cambio en los valores.

Para este trabajo de investigación se usarán los parámetros ya calibrados (NO<sub>x</sub>/COV, CO/COV) por el grupo de investigación de SENAMHI (Sánchez-Ccoyllo, Chávez, & Dias de Freitas, 2011). Haciendo una comparación entre los valores básicos de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> observados y simulados, tal como se indican en la página 130.

La segunda fase o validación, consistió en comparar los datos de las salidas del modelo CCATT-BRAMS con los datos medidos en campo (observados) tanto meteorológicos como contaminantes (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>). Para lo cual se emplearon los indicadores estadísticos como el error de cuadrados medios residuales (RMSE, mide la dispersión global de los datos alrededor de la línea de regresión), el BIAS (B, mide la diferencia media de las salidas respecto a las mediciones), el error relativo (validación del modelo en porcentaje de error y número de muestra), coeficiente R<sup>2</sup> y Pearson.

- Indicador estadístico BIAS

El BIAS (B, mide la diferencia media de los valores reales y simulados); este método determina si el resultado de las simulaciones subestima o sobrestima la concentración de las variables meteorológicas y las concentraciones de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> según Chandrasekar, (2003):

$$B = \sum (s - m) / n$$

Dónde:

s=valor estimado del modelo.

m=valor observado

n=número de datos.

a. Error relativo

Para determinar la eficiencia del modelo CCATT-BRAMS, además del BIAS se utiliza el error relativo. Donde la diferencia entre las variables meteorológicas simuladas y observadas, como también, las concentraciones simuladas y observadas; no deben superar el 20%, García (1993); García (2000).

$$B = 100 * \left( \frac{|s - m|}{m} \right)$$

Si los errores mayores a 20% constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, no se considera válido el modelo.

También, la calibración de modelos usualmente se enfoca en un criterio de exactitud, el cual se apoya en la cuantificación de la bondad de ajuste del modelo. Para este fin, se hace uso de diferentes medidas de bondad de ajuste, entre las cuales podemos mencionar (Zappa, 2011):

- Coeficiente R cuadrado (R2)

Devuelve el cuadrado del coeficiente de correlación de momento del producto Pearson mediante los puntos de datos de conocido “y” y conocido “x”. Puede interpretarse como la proporción de la varianza de “y” correspondiente a la varianza de “x”. Se formula como:

$$R^2 = r^2 = \left( \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}} \right)^2$$

Donde “r” es el coeficiente de correlación del momento del producto Pearson.

- Coeficiente de correlación Pearson

Devuelve el coeficiente de correlación producto o momento “r” de Pearson, un índice adimensional acotado entre -1.0 y 1.0, ambos incluidos, que refleja el grado de dependencia lineal entre dos conjuntos de datos. La fórmula es la siguiente:

$$r = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}}$$

Dónde:

“x” e “y” son las medias de muestra promedio de los datos observados y promedio de los datos simulados.

- Raíz del error cuadrático medio (RMSE)

La raíz del error cuadrático medio permite cuantificar la magnitud de la desviación de los valores simulados respecto a los observados. Se formula como:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{sim} - x_{obs})^2}{n}}$$

El rango de valores que puede tomar va desde 0 hasta el infinito (positivo). El 0 corresponde a un ajuste perfecto mientras que valores más grandes indican un menor ajuste.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta parte de la investigación se presenta los resultados de las concentraciones de emisión de material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) y gases ( $NO_x$  y  $SO_2$ ) usando los factores de emisión. Luego se analiza y se determina los datos observados por una red de monitoreo de SENAMHI y posteriormente se obtiene los datos simulados mediante el programa científico CCATT-BRAMS y la discusión de los mismos.

Se presenta los registros de las variables meteorológicas y las concentraciones de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y gases en las diferentes estaciones de monitoreo de calidad del aire en Lima Metropolitana. Para ello se ha analizado series anuales recientes (2014 al 2015) de datos diarios y horarios tomados de la red de monitoreo de SENAMHI los cuales se denominarán “datos observados”.

Se presentan los cálculos realizados de las estimaciones de emisiones propias usando los factores de emisión según la EPA que sirven como dato de entrada al código CCATT-BRAMS y para ello ha sido necesario hacer un análisis propio de variables como clases, tipos y número de vehículos, consumos energéticos locales y nacionales del parque automotor, crecimiento poblacional, número de enfermos por enfermedades respiratorias en los periodos del 2006 al 2013, adicionalmente se hicieron proyecciones al 2040 (futuros trabajos de investigación en temas de cambio climático) mediante un análisis estadístico.

Se presenta las concentraciones simuladas de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  obtenidos por el programa numérico de transporte (CCATT) y las variables meteorológicas obtenidos por el modelo numérico de la atmósfera, a través del sistema de modelación atmosférico regional (BRAMS) los cuales se denominarán “datos simulados”.

Se presenta la validación de los resultados simulados con los datos observados.

Se presenta resultados de concentración y temporal para las estaciones de verano (2014) e invierno (2015) para Lima Metropolitana.

Se presenta los resultados de la evolución diaria, mensual y anual de la concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> para Lima Metropolitana para los años 2014 y 2015.

Finalmente, se presenta una discusión de los resultados.

#### **4.1 CÁLCULO DE EMISIONES USANDO FACTORES DE EMISIÓN**

Para determinar la concentración de las emisiones por cada contaminante (material particulado y gases) del parque automotor en Lima Metropolitana se utilizó los factores de emisión de la Tabla 3.15 (U.S. EPA, 2015) y el número de vehículos calculados y analizados en el capítulo 3 en el periodo del 2006 al 2013 y también se hizo una proyección al 2040 con fines de estudio futuros de investigación en relación al impacto ambiental (cambio climático) y económico por el uso del gas natural en la matriz energética del Perú (Rojas & Perales, 2015).

Para el cálculo de las concentraciones se usó la siguiente relación:

$$\mathbf{EMISIONES = NÚMERO VEHÍCULOS SEGÚN TIPO DE COMBUSTIBLE} \\ \times \mathbf{FACTOR DE EMISIÓN} \times \mathbf{DISTANCIA PROMEDIO.}$$

Por lo tanto, la concentración generada por el parque automotor en Lima Metropolitana en emisiones (CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, MP<sub>10</sub> y MP<sub>2.5</sub>) se resumen en las Tablas 4.1 al 4.6.

Un análisis según el crecimiento vehicular muestra un aumento de 10% (2016, 2040) anual en los vehículos a Diésel y un aumento de 5% (2016) al 6.5% (2040) de vehículos a gasolina y un aumento del 11% (2016) al 7.5% (2020) al 3% (2040) en vehículos de GNV. Se deduce que el uso de Diésel permanecerá constante, más en cambio el GNV disminuirá su uso. Además, de la Tabla 4.1 se puede apreciar que al 2016 la concentración de CO por el uso de la gasolina es de 2.8 veces al Diésel, 197 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina.

**Tabla 4.1: Concentración anual de Monóxido de Carbono hasta el año 2040**

CO (kg/año)				
Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	2,292,902	27,695,843	10,677,053	152,075
2007	2,177,018	26,296,080	11,457,284	663,764
2008	2,090,404	25,249,881	12,870,034	1,590,812
2009	2,162,425	26,119,818	14,051,744	2,244,935
2010	2,191,913	26,476,002	15,559,181	2,873,375
2011	2,195,438	26,518,584	17,403,710	3,477,545
2012	3,378,579	40,809,684	31,127,907	4,224,813
2013	3,499,942	42,275,619	34,350,075	4,907,971
2014	3,639,996	43,967,322	37,905,810	5,591,129
2015	3,799,146	45,889,690	41,829,617	6,274,286
2016	3,977,966	48,049,646	46,159,561	6,957,444
2017	4,177,164	50,455,746	50,937,760	7,640,602
2018	4,397,575	53,118,079	56,210,535	8,323,760
2019	4,640,137	56,047,971	62,029,169	9,006,918
2020	4,905,877	59,257,835	68,450,058	9,690,076
...	...	...	...	...
2035	12,672,775	153,073,777	299,946,590	19,937,445
2036	13,531,347	163,444,423	330,995,414	20,620,602
2037	14,446,884	174,503,156	365,258,186	21,303,760
2038	15,422,618	186,288,996	403,067,678	21,986,918
2039	16,461,980	198,843,387	444,790,979	22,670,076
2040	17,568,580	212,209,949	490,833,241	23,353,234

De la Tabla 4.2 se puede apreciar que al 2016 la concentración de NOx por el uso del Diésel es de 5.8 veces al de gasolina y 1289 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina.

**Tabla 4.2: Concentración anual de Óxidos de Nitrógeno hasta el año 2040**

NOx (kg/año)				
Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	119,538	1,443,899	9,060,802	7,030
2007	113,497	1,370,924	9,722,925	30,683
2008	108,981	1,316,381	10,921,818	73,537
2009	112,736	1,361,734	11,924,645	103,775
2010	114,274	1,380,304	13,203,893	132,825
2011	114,457	1,382,524	14,769,203	160,754
2012	176,139	2,127,578	26,415,885	195,297
2013	182,467	2,204,003	29,150,293	226,877
2014	189,768	2,292,199	32,167,774	258,457
2015	198,065	2,392,420	35,497,611	290,036
2016	207,388	2,505,027	39,172,105	321,616
2017	217,773	2,630,467	43,226,998	353,196
2018	229,264	2,769,266	47,701,601	384,776
2019	241,910	2,922,013	52,639,432	416,356
2020	255,764	3,089,357	58,088,352	447,935
...	...	...	...	...
2035	660,684	7,980,371	254,541,831	921,632
2036	705,445	8,521,035	280,890,603	953,212
2037	753,176	9,097,573	309,966,809	984,792
2038	804,045	9,712,018	342,052,846	1,016,372
2039	858,231	10,366,530	377,460,235	1,047,952
2040	915,923	11,063,385	416,532,796	1,079,531

De la Tabla 4.3 se puede apreciar que al 2016 la concentración de SO<sub>2</sub> por el uso del Diésel es de 0.5 veces al de gasolina, 302 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina. Al 2040 esto es de 3.2 veces al uso de gasolina, 90 veces al uso de GNV. Remarcando que tiene que usarse GLP y GN.

**Tabla 4.3: Concentración anual de Dióxido de Azufre hasta el año 2040**

<b>SO<sub>2</sub> (kg/año)</b>				
<b>Año</b>	<b>Gasolina-privado</b>	<b>Gasolina-taxi</b>	<b>Diésel</b>	<b>GNV</b>
2006	14,060	169,834	96,905	321
2007	13,350	161,251	103,986	1,399
2008	12,819	154,835	116,809	3,353
2009	13,260	160,170	127,534	4,732
2010	13,441	162,354	141,215	6,057
2011	13,463	162,615	157,956	7,330
2012	20,718	250,250	282,517	8,906
2013	21,462	259,239	311,762	10,346
2014	22,321	269,613	344,034	11,786
2015	23,297	281,401	379,646	13,226
2016	24,393	294,646	418,945	14,666
2017	25,615	309,400	418,945	14,666
2018	26,966	325,726	510,168	17,546
2019	28,454	343,693	562,978	18,986
2020	30,083	363,376	621,254	20,426
...	...	...	...	...
2035	77,711	938,666	2,722,320	42,027
2036	82,976	1,002,260	3,004,120	43,467
2037	88,590	1,070,073	3,315,089	44,907
2038	94,573	1,142,345	3,658,249	46,347
2039	100,947	1,219,330	4,036,930	47,787
2040	107,733	1,301,296	4,454,810	49,227

De la Tabla 4.4 se puede apreciar que al 2016 la concentración de PM<sub>2.5</sub> por el uso del Diésel es de 2.5 veces al de gasolina, 259 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina. Al 2040 esto es de 15 veces al uso de gasolina, 77.4 veces al uso de GNV. Remarcando que tiene que usarse GLP y GN.

**Tabla 4.4: Concentración anual de PM<sub>2,5</sub> hasta el año 2040**

PM <sub>2,5</sub> (kg/año)				
Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	19,760	238,680	648,949	2,509
2007	18,761	226,617	696,372	10,952
2008	18,015	217,601	782,238	26,248
2009	18,636	225,098	854,062	37,040
2010	18,890	228,167	945,684	47,409
2011	18,920	228,534	1,057,794	57,378
2012	29,116	351,693	1,891,949	69,707
2013	30,162	364,326	2,087,791	80,979
2014	31,369	378,905	2,303,908	92,250
2015	32,741	395,472	2,542,396	103,522
2016	34,282	414,086	2,805,570	114,794
2017	35,998	434,822	2,805,570	114,794
2018	37,898	457,766	3,416,466	137,337
2019	39,988	483,015	3,770,122	148,609
2020	42,278	510,677	4,160,382	159,881
...	...	...	...	...
2035	109,213	1,319,172	18,230,699	328,957
2036	116,612	1,408,545	20,117,841	340,228
2037	124,502	1,503,848	22,200,326	351,500
2038	132,910	1,605,417	24,498,380	362,772
2039	141,867	1,713,610	27,034,314	374,044
2040	151,404	1,828,801	29,832,754	385,315

De la Tabla 4.5 se puede apreciar que al 2016 la concentración de PTS por el uso del Diésel es de 3.3 veces a la de gasolina y 304 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina. Al 2040 esto es de 20 veces al uso de gasolina y 91 veces al uso de GNV. Remarcando que tiene que usarse GLP y GN.

**Tabla 4.5: Concentración de (PTS) hasta el 2040**

PTS (kg /año)				
Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	31,574	381,381	1,387,107	4,564
2007	29,978	362,106	1,488,471	19,920
2008	28,786	347,699	1,672,008	47,742
2009	29,777	359,678	1,825,530	67,373
2010	30,183	364,583	2,021,368	86,233
2011	30,232	365,170	2,261,000	104,365
2012	46,524	561,963	4,043,976	126,792
2013	48,195	582,149	4,462,583	147,294
2014	50,124	605,444	4,924,526	167,796
2015	52,315	631,916	5,434,287	188,299
2016	54,778	661,659	5,996,811	208,801
2017	57,521	694,792	6,617,569	208,801
2018	60,556	731,453	7,302,581	249,806
2019	63,896	771,799	8,058,508	270,308
2020	67,556	816,000	8,892,676	290,811
...	...	...	...	...
2035	174,508	2,107,876	38,967,504	598,347
2036	186,331	2,250,683	43,001,206	618,849
2037	198,938	2,402,965	47,452,448	639,351
2038	212,374	2,565,260	52,364,461	659,854
2039	226,687	2,738,138	57,784,936	680,356
2040	241,925	2,922,200	63,766,507	700,859

De la Tabla 4.6 se puede apreciar que al 2016 la concentración de PM10 por el uso del Diésel es de 0.1 veces a la de gasolina y 10.5 veces al GNV. Esto manifiesta la importancia de usar GLP o GNV en vez de Diésel y gasolina. Al 2040 esto es de 0.7 veces al uso de gasolina y 3.2 veces al uso de GNV. Remarcando que tiene que usarse GLP y GN.

**Tabla 4.6: Concentración anual de PM<sub>10</sub> hasta el 2040**

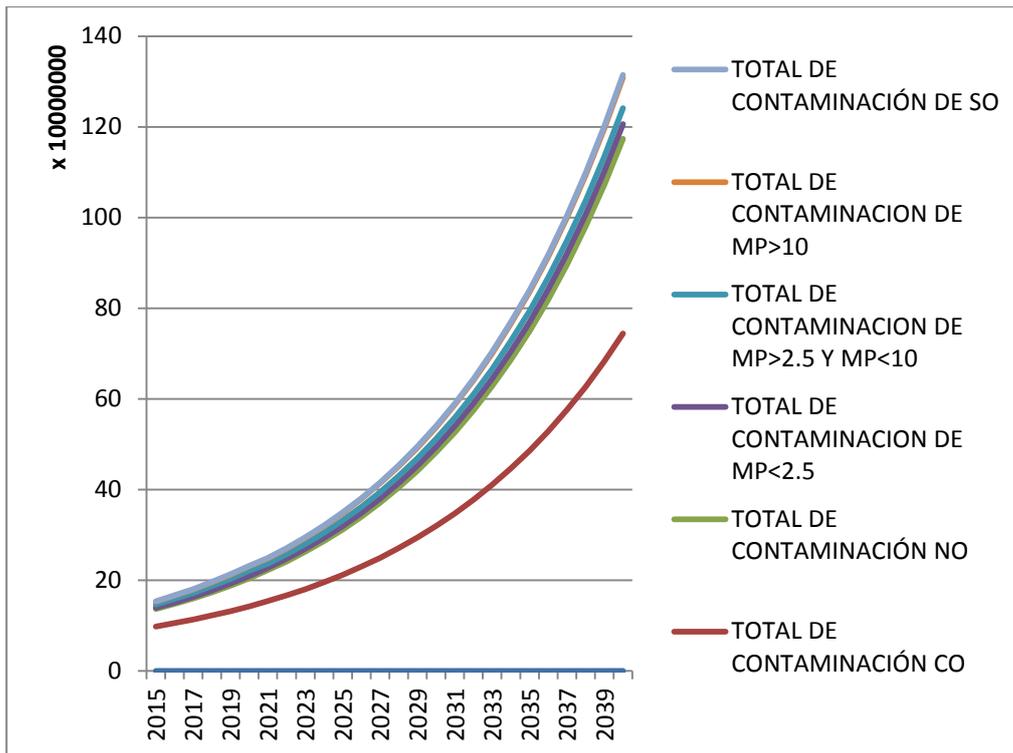
PM <sub>10</sub> (kg/año)				
Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	181,754	2,195,402	278,821	26,566
2007	172,568	2,084,445	299,196	115,954
2008	165,703	2,001,515	336,088	277,902
2009	171,412	2,070,473	366,948	392,172
2010	173,749	2,098,707	406,313	501,956
2011	174,029	2,102,083	454,481	607,499
2012	267,814	3,234,914	812,875	738,041
2013	277,434	3,351,116	897,019	857,383
2014	288,536	3,485,215	989,873	976,726
2015	301,152	3,637,597	1,092,340	1,096,068
2016	315,327	3,808,813	1,205,412	1,215,410
2017	331,117	3,999,541	1,330,190	1,215,410
2018	348,588	4,210,579	1,467,883	1,454,095
2019	367,816	4,442,827	1,619,831	1,573,437
2020	388,881	4,697,267	1,787,506	1,692,779
...	...	...	...	...
2035	1,004,549	12,133,897	7,832,812	3,482,913
2036	1,072,607	12,955,960	8,643,622	3,602,255
2037	1,145,180	13,832,567	9,538,361	3,721,598
2038	1,222,525	14,766,811	10,525,719	3,840,940
2039	1,304,913	15,761,976	11,615,282	3,960,282
2040	1,392,631	16,821,520	12,817,631	4,079,624

**Tabla 4.7 Total de Emisiones por Contaminante (kg/año)**

	<b>CO</b>	<b>NOx</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>
<b>2006</b>	40,817,872	10,631,269	909,898	1,826,628	281,120
<b>2007</b>	40,594,146	11,238,029	952,701	1,996,509	279,986
<b>2008</b>	41,801,131	12,420,717	1,044,101	2,326,395	287,816
<b>2009</b>	44,578,921	13,502,890	1,134,836	2,607,158	305,696
<b>2010</b>	47,100,471	14,831,295	1,240,150	2,918,090	323,067
<b>2011</b>	49,595,277	16,426,938	1,362,626	3,263,900	341,364
<b>2012</b>	79,540,983	28,914,899	2,342,465	5,390,504	562,391
<b>2013</b>	85,033,606	31,763,639	2,563,259	5,950,311	602,809
<b>2014</b>	91,104,256	34,908,198	2,806,433	6,556,820	647,753
<b>2015</b>	97,792,740	38,378,132	3,074,131	7,214,586	697,570
<b>2016</b>	105,144,618	42,206,136	3,368,732	7,928,658	752,650
<b>2017</b>	113,211,272	46,428,435	3,391,184	8,585,293	768,626
<b>2018</b>	122,049,949	51,084,906	4,049,467	9,548,685	880,406
<b>2019</b>	131,724,195	56,219,711	4,441,734	10,467,640	954,110
<b>2020</b>	142,303,847	61,881,408	4,873,218	11,469,011	1,035,139
...	...	...	...	...	...
<b>2035</b>	485,630,586	264,104,518	19,988,040	24,454,172	3,780,724
<b>2036</b>	528,591,786	291,070,296	21,983,226	26,274,444	4,132,822
<b>2037</b>	575,511,986	320,802,350	24,180,176	28,237,706	4,518,659
<b>2038</b>	626,766,211	353,585,281	26,599,479	30,355,994	4,941,515
<b>2039</b>	682,766,422	389,732,948	29,263,835	32,642,453	5,404,994
<b>2040</b>	743,965,004	429,591,635	32,198,275	35,111,407	5,913,066

En la Tabla 4.7 se muestra que para el año 2016 el PM<sub>2.5</sub> ha subido 270% más comparado con el año 2006 y el PM<sub>10</sub> en 334%. Al 2040 el PM<sub>2.5</sub> ha subido en relación al año 2016 856% más y en PM<sub>10</sub> de 342% más. Concluyendo que es necesario realizar una política del uso de gas GLP y GN en vez del Diésel y Gasolina debido a que estos combustibles son los principales agentes contaminantes de material particulado PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>.

Entonces, el comportamiento del total de las emisiones es creciente anualmente por contaminante como se muestra en el Figura 4.1.



**Figura 4.1: Total de Contaminación Proyectada al 2040**

## 4.2 CALIBRACIÓN DE LOS DATOS DE EMISIONES

Para la calibración se utilizaron la información de los contaminantes gaseosos ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  y  $\text{O}_3$ ) provienen de la estación de calidad de aire (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú) ubicada en el distrito de Ate-Vitarte ( $12^\circ 1'34''$  S,  $76^\circ 55'7''$  W y localizado a 362 msnm) departamento de Lima del año 2010. Para analizar los resultados cuantitativos se utilizó el coeficiente de correlación lineal de Pearson (Wilks 1995) que está dado por la razón de la covarianza existente entre las dos variables y el producto de sus desviaciones estándar. Si bien las correlaciones proporcionan una buena información sobre la relación lineal entre las simulaciones y observaciones, no toman en cuenta los desvíos (bias) que puedan estar presentes en las series de tiempo, por ello es necesario utilizar métodos complementarios que posibiliten identificar cual de las parametrizaciones proporciona mejores resultados. Uno de estos métodos es el error medio (ME). El error medio es representativo de toda la serie de simulaciones, pero no proporciona información sobre errores individuales, representa una medida de precisión. Para medir la precisión de las simulaciones se utilizaron el error medio cuadrático (MSE). La raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE) tiene las mismas dimensiones de las simulaciones y

observaciones por lo tanto puede ser considerada como la magnitud típica de los errores de las simulaciones. Pielke (2002) presenta otro parámetro que es la raíz cuadrada del error medio cuadrático después de sacar una desviación media ( $RMSE_{UB}$ ) para evaluar la habilidad de una simulación. Según Pielke (2002) la habilidad de una simulación se ha demostrado con las siguientes condiciones: 1)  $\sigma_{sim} \approx \sigma_{obs}$ ; 2)  $RMSE < \sigma_{obs}$ ; 3)  $RMSE_{UB} < \sigma_{obs}$ , donde  $\sigma_{obs}$  y  $\sigma_{sim}$  son las desviaciones estándar de las observaciones y simulaciones. La Tabla 4.8 muestra los resultados que obtuvieron para la calibración (Sánchez-Ccoyllo et al., 2011).

**Tabla 4.8 Resultados del modelo: SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>**

Gases básicos	R	RMSE	RMSE <sub>UB</sub>	$\sigma_{obs}$	$\sigma_{sim}$
SO <sub>2</sub>	0.55	15.37	15.33	16.53	16.02
NO <sub>2</sub>	0.84	7.2	6.93	12.19	7.62
O <sub>3</sub>	0.51	13.42	14.28	18.86	18.05

Del análisis estadístico para el SO<sub>2</sub> (Tabla 4.8) se observó que el RMSE y el RMSE<sub>UB</sub> son menores que la desviación estándar observada ( $\sigma_{obs}$ ) y las desviaciones estándar simuladas ( $\sigma_{sim}$ ) y observadas ( $\sigma_{obs}$ ) son equivalentes, por tanto concluyeron que las simulaciones fueron bien representadas por el modelo porque cumplen con las condiciones de Pielke. En cambio NO<sub>2</sub>, mostró un coeficiente de correlación alto (R=0.84); es decir existe muy buena correlación entre las simuladas y las observadas, además el RMSE y RMSE<sub>UB</sub> cumplen con los criterios propuestos por Pielke (2002). Los resultados estadísticos para el ozono muestran un coeficiente de correlación de Pearson de 0.51, el más bajo comparado con el SO<sub>2</sub> y el NO<sub>2</sub>, pero los errores RMSE y RMSE<sub>UB</sub> son menores que la desviación estándar observada y las desviaciones estándar simuladas ( $\sigma_{sim}$ ) y observadas ( $\sigma_{obs}$ ) son equivalentes, por lo que concluyeron que cumplen con los criterios propuestos por Pielke (2002). Concluyeron finalmente que la simulación numérica del modelo CCATT-BRAMS son satisfactorios y aceptables porque cumplen con el análisis estadístico y condiciones dadas por Pielke (Sánchez-Ccoyllo et al., 2011).

### 4.3 VALIDACIÓN DE LOS DATOS METEOROLÓGICOS EN VERANO

Mediante la cuantificación del sesgo de la variable meteorológica simulada y observada y la concentración del contaminante simulada con los resultados de las concentraciones del

contaminante observadas, se determinó la validación del modelo CCATT-BRAMS; para ello se empleó el método estadístico BIAS y el Error Relativo. Además, también se usó el coeficiente R2, coeficiente de correlación de Pearson, Raíz del error Cuadrático Medio (RMSE).

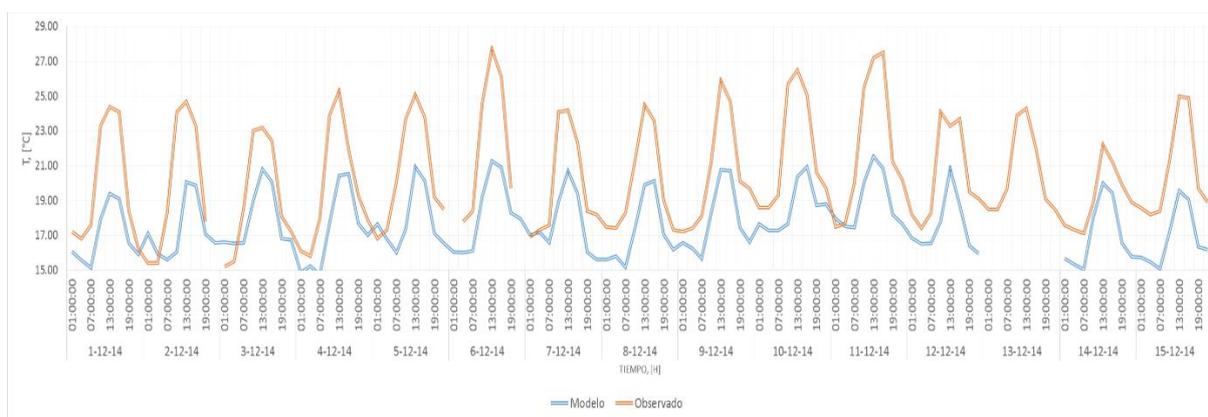
El BIAS (B), mide la diferencia media de los valores reales y simulados; este método determina si el resultado de las simulaciones subestima o sobrestima, según Chandrasekar, (2003).

El Error Relativo es la diferencia entre los valores simulados y observados meteorológicos y de concentración de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ; no deben superar el 20%, García (1993); García (2000). Si los errores mayores a 20%, constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, no se considera válido el modelo.

Por lo tanto, se aborda este análisis para las siguientes variables: temperatura, humedad relativa y velocidad de viento.

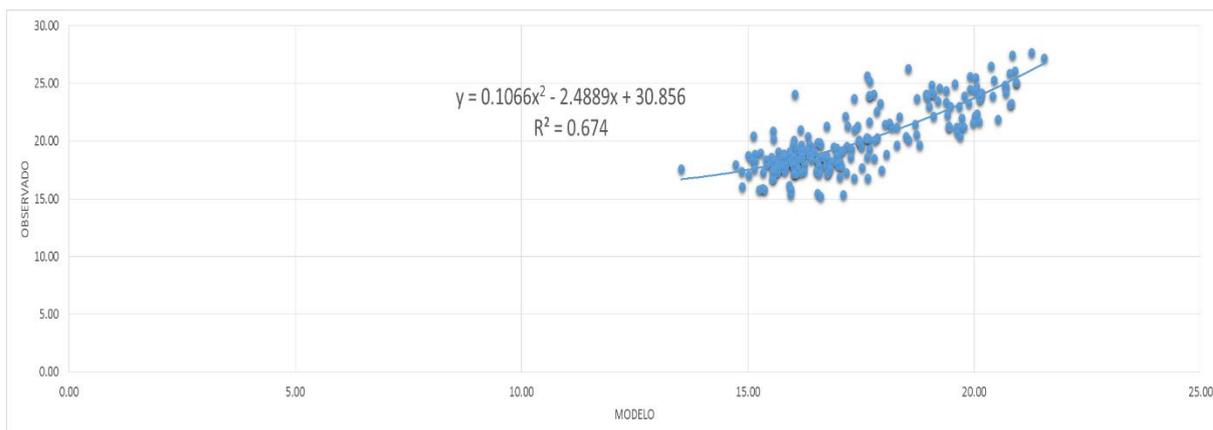
#### 4.3.1 TEMPERATURA

En la Figura 4.2 se muestran los resultados de los datos observados por la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate y los datos simulados por el modelo CCATT-BRAMS con respecto a la temperatura en estación verano (diciembre 2014). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.2: Temperatura observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.3 se muestra la correlación R2 entre los datos de las temperaturas observadas y simuladas (diciembre 2014).



**Figura 4.3: Correlación entre las temperaturas observadas y simuladas**

En la Tabla N° 4.9 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

**Tabla 4.9: Medidas de bondad de ajuste de la variable temperatura**

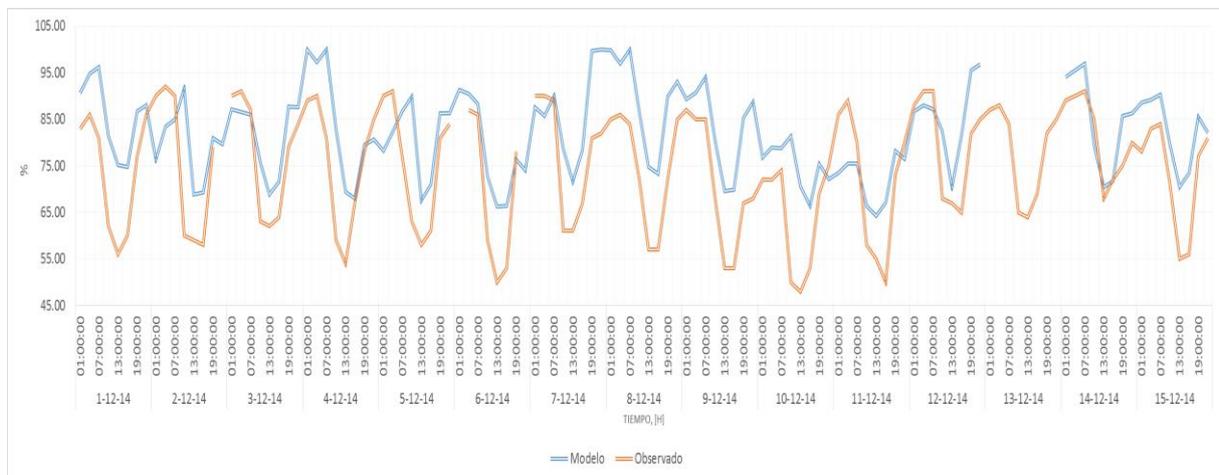
<b>Medidas de bondad de ajuste</b>	<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	-2.8	La salida del modelo subestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=249 (25%=63). Datos que sobrepasan el 20%=30	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R2	[0,1]	0.674	Que existe una muy buena correlación.
Coefficiente de correlación Pearson	[-1,1]	0.81	La correlación es muy buena, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	5.2	Indica muy buen ajuste, porque es cercano a 0.

Con respecto a la variable temperatura, el indicador BIAS obtiene un valor de -2.8 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS subestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate (SENAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.674 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es muy bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los

resultados, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 249 valores o datos que los valores considerados “errores” son 30 y estos son menores a 63, por lo tanto, el modelo se considera válido.

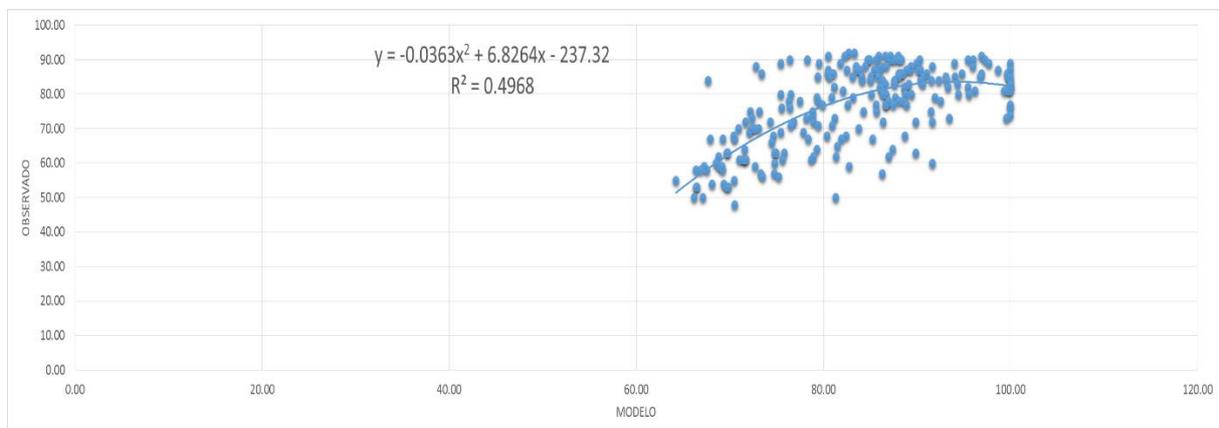
### 4.3.2 HUMEDAD RELATIVA

En la Figura 4.4 se muestran los datos observados monitoreados de la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate y los datos simulados por el modelo CCATT-BRAMS con respecto a la humedad relativa en estación verano (diciembre 2014) en la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate. Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.4: Humedad relativa observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.5 se muestra la correlación R2 entre los datos de las humedades relativas observadas y simuladas (diciembre 2014).



**Figura 4.5: Correlación entre la humedad relativa observada y simulada**

En la Tabla N° 4.10 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

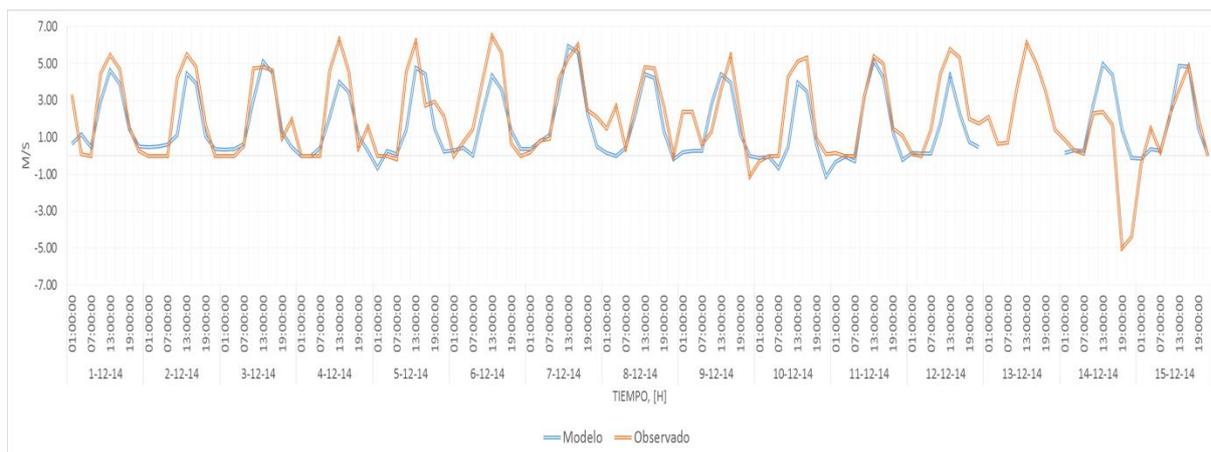
**Tabla 4.10: Medidas de bondad de ajuste de la variable humedad relativa**

<b>Medidas de bondad de ajuste</b>	<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	1.5	La salida del modelo sobreestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=249 (25%=63). Datos que sobrepasan el 20%=58	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R2	[0,1]	0.416	La correlación es buena.
Coefficiente de correlación pearson	[-1,1]	0.645	La correlación es muy buena, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	20.1	Indica satisfactorio, porque no es cercano a 0.

Con respecto a la variable humedad relativa, el indicador BIAS obtiene un valor de +1.5 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS sobreestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate (SENAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.416 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 249 valores o datos que los valores considerados “errores” son 58 y estos son menores a 63, por lo tanto, el modelo se considera válido.

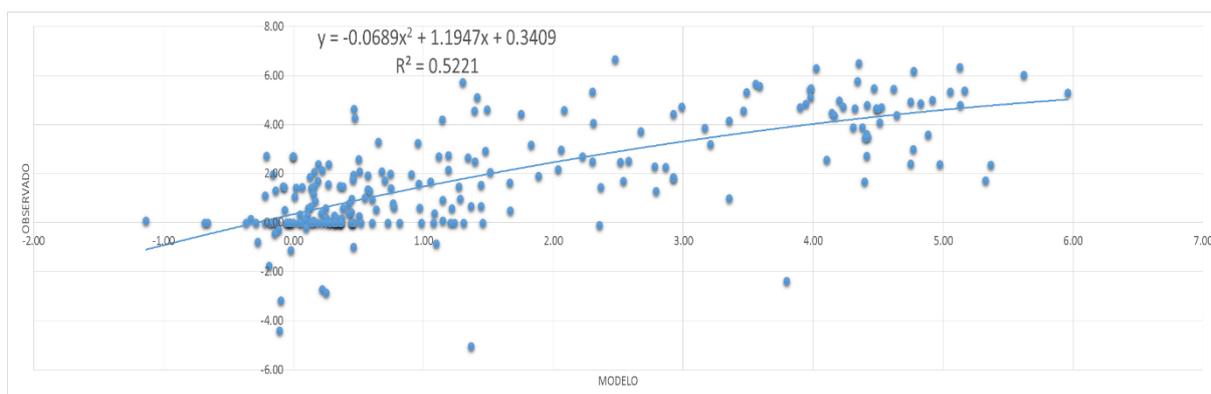
#### **4.3.3 VELOCIDAD ZONAL U**

En la Figura 4.6 se muestran los datos observados monitoreados en la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate y simulados por el modelo CCATT-BRAMS con respecto a la velocidad zonal U en estación verano (diciembre 2014). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.6: Velocidad (zonal U) observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.7 se muestra la correlación R2 entre los datos de las velocidades zonales U observadas y simuladas (diciembre 2014).



**Figura 4.7: Correlación entre la velocidad (zonal U) observada y simulada**

En la Tabla N° 4.11 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo BRAMS.

**Tabla 4.11: Medidas de bondad de ajuste de la variable velocidad zonal U**

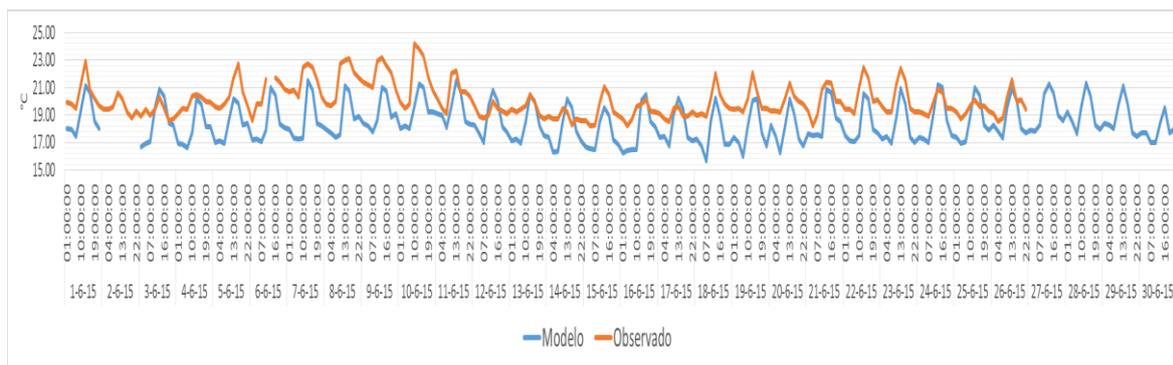
<b>Medidas de bondad de ajuste</b>	<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	-0.2	La salida del modelo subestima
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=249 (25%=63). Datos que sobrepasan el 20%=30	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R <sup>2</sup>	[0,1]	0.522	La correlación es muy buena.
Coefficiente de correlación pearson	[-1,1]	0.722	La correlación es muy bueno, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	1.6	Indica muy bueno porque es cercano a 0.

Con respecto a la variable velocidad zonal U, el indicador BIAS obtiene un valor de -0.2 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS subestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate (SENAMHI). El coeficiente de determinación R<sup>2</sup> tiene un valor de 0.522 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es muy bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 249 valores o datos que los valores considerados “errores” son 30 y estos son menores a 63, por lo tanto, el modelo se considera válido.

#### **4.4 VALIDACIÓN DE LOS DATOS METEOROLÓGICOS EN INVIERNO**

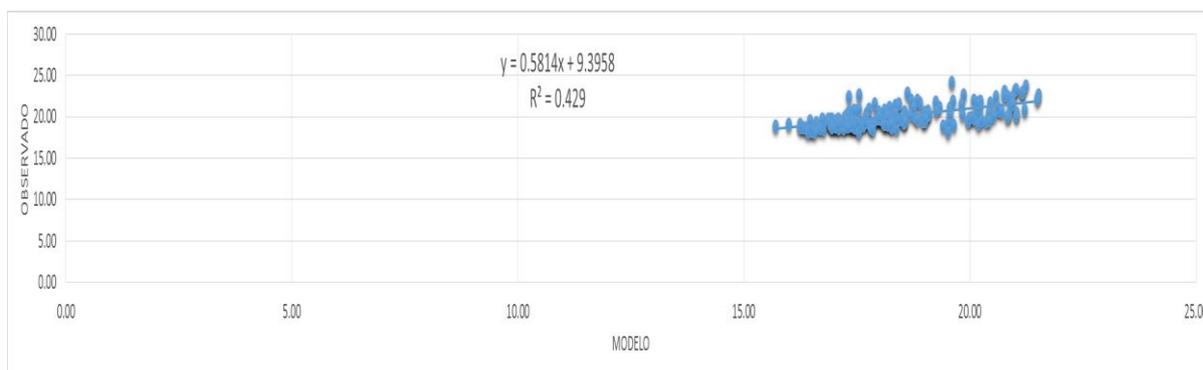
##### **4.4.1 TEMPERATURA**

En la Figura 4.8 se muestran los datos observados de la variable temperatura monitoreados en la estación de monitoreo de Campo de Marte (CMD) y los datos simulados para esta variable por el modelo CCATT-BRAMS en estación invierno (junio 2015). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.8: Temperatura observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.9 se muestra la correlación R2 entre los datos de las temperaturas observadas y simuladas (junio 2105).



**Figura 4.9: Correlación entre las temperaturas observadas y simuladas**

En la Tabla 4.12 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

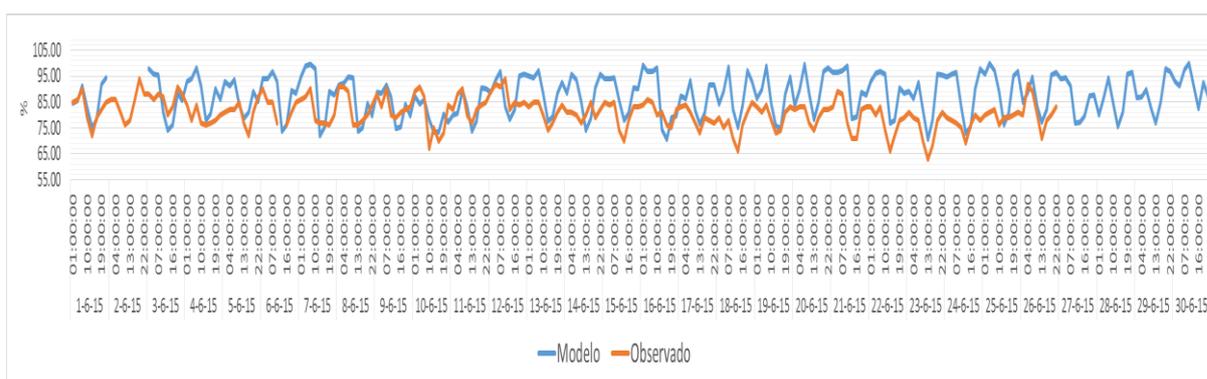
Con respecto a la variable temperatura, el indicador BIAS obtiene un valor de -1.4 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS subestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de Campo de Marte (SENAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.429 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 240 valores o datos que los valores considerados “errores” son 2 y estos son menores a 60, por lo tanto, el modelo se considera válido.

**Tabla 4.12: Medidas de bondad de ajuste de la variable temperatura**

Medidas de bondad de ajuste	Indicador	Valor	Significado
Indicador estadístico BIAS	$B < 0$ , subestima $B > 0$ , sobreestima	-1.4	La salida del modelo subestima.
Error relativo	Errores $> 20\%$ que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=240 ( $25\% = 60$ ). Datos que sobrepasan el $20\% = 2$	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R <sup>2</sup>	[0,1]	0.429	La correlación es buena.
Coefficiente de correlación Pearson	[-1,1]	0.655	La correlación es muy buena, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	8.076	Indica buen ajuste porque es cercano a 0

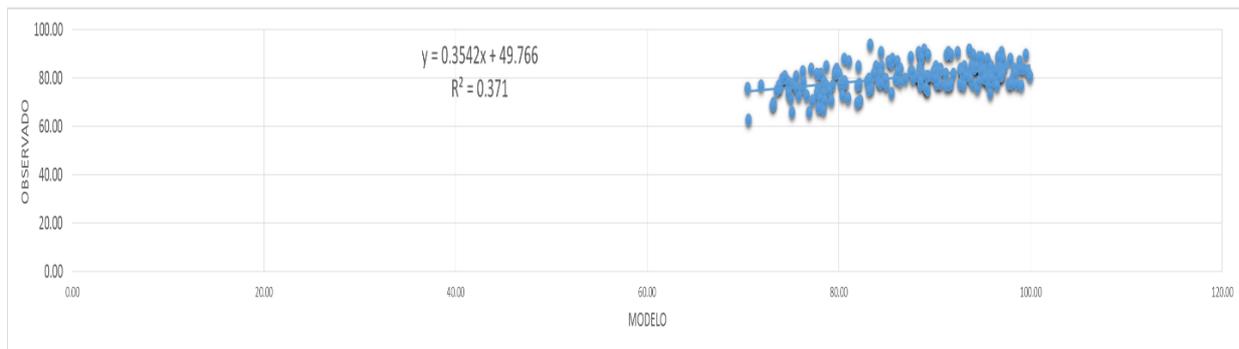
#### 4.4.2 HUMEDAD RELATIVA

En la Figura 4.10 se muestran los datos observados de la variable humedad relativa monitoreado en la estación de monitoreo de Campo de Marte (CDM) y simulados por el modelo CCATT-BRAMS en estación invierno (junio 2015). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.10: Humedad relativa observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.11 se muestra la correlación R<sup>2</sup> entre los datos de la humedad relativa observadas y simuladas (junio 2015).



**Figura 4.11: Correlación entre la humedad relativa observada y simulada**

En la Tabla 4.13 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

**Tabla 4.13: Medidas de bondad de ajuste de la variable humedad relativa**

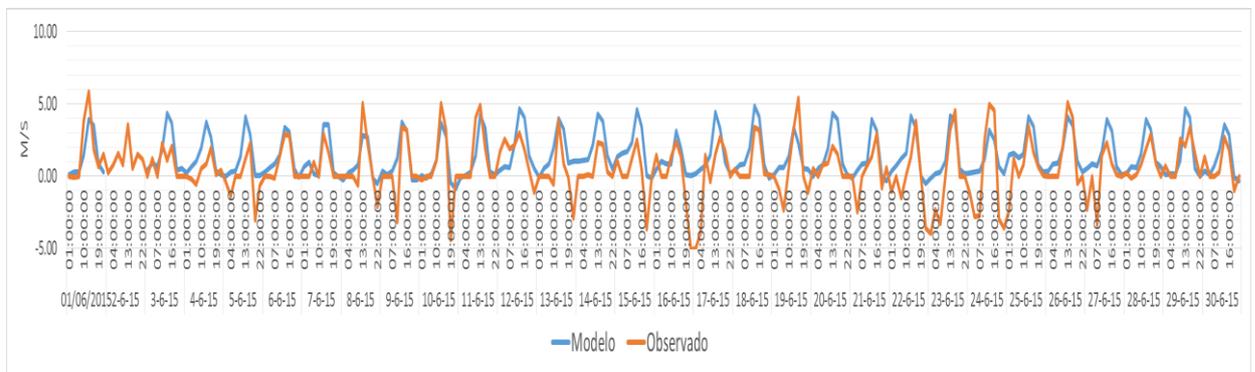
<b>Medidas de bondad de ajuste</b>	<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	0.9	La salida del modelo sobrestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=40 (25%=10). Datos que sobrepasan el 20%=1	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R2	[0,1]	0.371	La correlación es buena.
Coefficiente de correlación Pearson	[-1,1]	0.609	La correlación es muy buena, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	6.029	Indica bueno el ajuste porque es cercano a 0

Con respecto a la variable humedad relativa, el indicador BIAS obtiene un valor de +0.9 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS sobrestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de Campo de Marte (SENAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.371 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y

se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 40 valores o datos que los valores considerados “errores” son 1 y estos son menores a 10, por lo tanto, el modelo se considera válido.

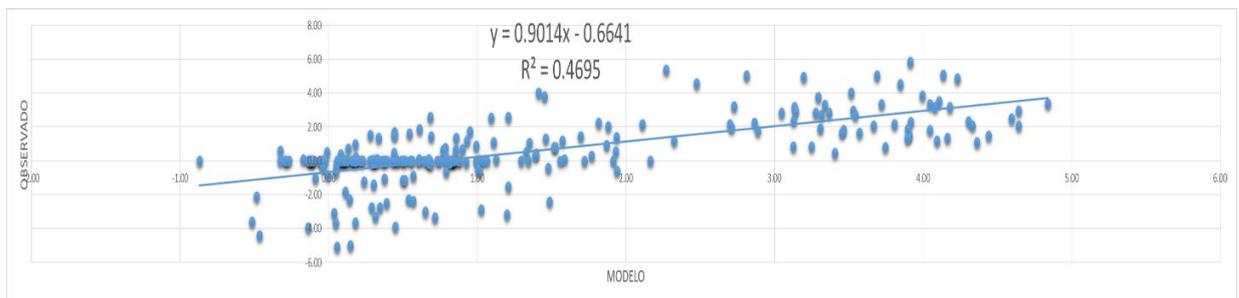
#### 4.4.3 VELOCIDAD ZONAL U

En la Figura 4.12 se muestran los datos observados de la variable velocidad zonal U monitoreados en la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate y simulados por el modelo CCATT-BRAMS en estación invierno (junio 2015) en la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Ate. Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.12: Velocidad (zonal U) observada y simulada a escala horaria**

En la Figura 4.13 se muestra la correlación R2 entre los datos de las velocidades zonales U observadas y simuladas (junio 2015).



**Figura 4.13: Correlación entre la velocidad (zonal U) observada y simulada**

En la Tabla 4.14 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

**Tabla 4.14: Medidas de bondad de ajuste de la variable velocidad zonal U**

<b>Medidas de bondad de ajuste</b>	<b>Indicador</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	0.7	La salida del modelo sobreestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=240 (25%=60). Datos que sobrepasan el 20%=50	El modelo se considera válido.
Coefficiente de determinación, R2	[0,1]	0.469	La correlación es bueno.
Coefficiente de correlación pearson	[-1,1]	0.685	La correlación es muy bueno, porque es cercano a 1.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	1.597	Indica muy buen ajuste, porque es cercano a 0.

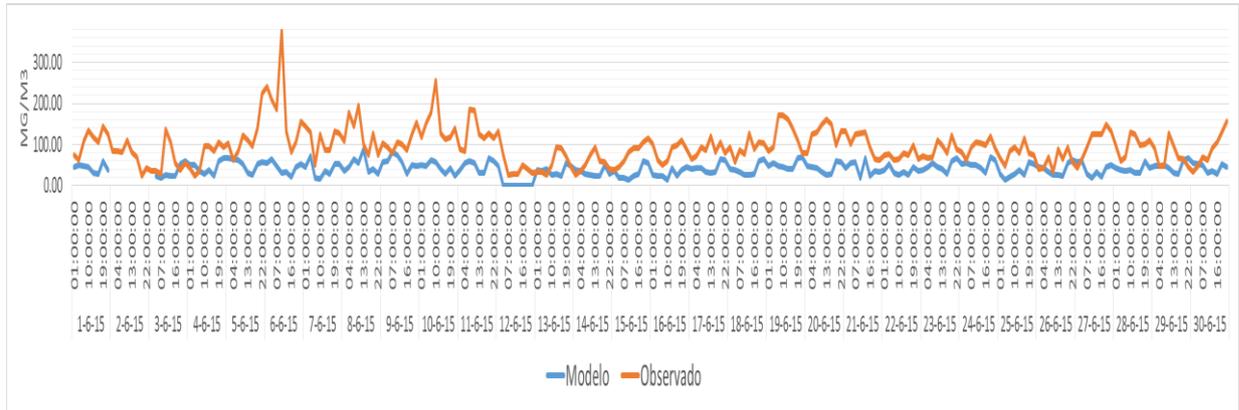
Con respecto a la variable velocidad zonal U, el indicador BIAS obtiene un valor de 0.7 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS sobreestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo Palacio Municipal de Ate (SEAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.429 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es bueno, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 240 valores o datos que los valores considerados “errores” son 50 y estos son menores a 60, por lo tanto, el modelo se considera válido.

#### **4.5 VALIDACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN INVIERNO**

##### **4.5.1 MATERIAL PARTICULADO PM<sub>10</sub>**

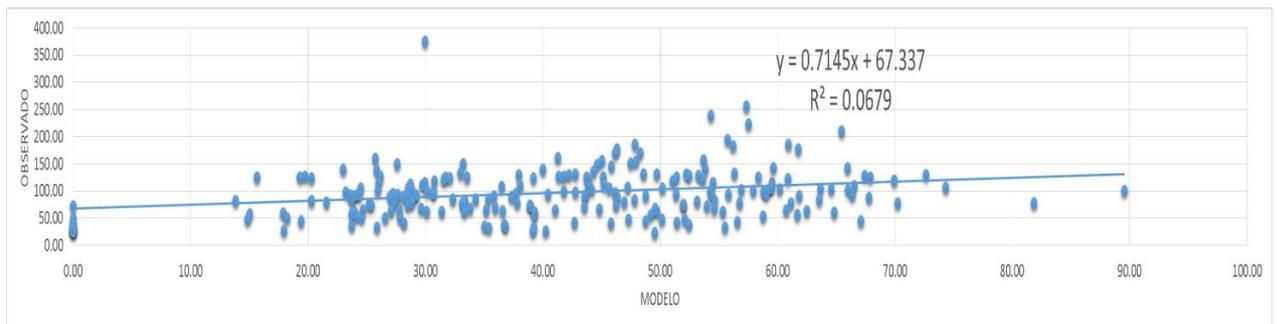
En la Figura 4.14 se muestran los datos observados de la variable PM<sub>10</sub> monitoreados en la estación de monitoreo de Palacio Municipal de Huachipa (HUA) y simulados por el

modelo CCATT-BRAMS en estación verano (junio 2015). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.14: PM10 observado y simulado a escala horaria**

En la Figura 4.15 se muestra la correlación R2 entre los datos del material particulado PM<sub>10</sub> observadas y simuladas (junio 2015).



**Figura 4.15: Correlación entre PM10 observado y simulado**

En la Tabla 4.15 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

Con respecto a la variable PM<sub>10</sub>, el indicador BIAS obtiene un valor de -0.5 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS subestima los resultados monitoreados por la estación de Palacio Municipal de Huachipa (HUA), (SENAMHI). El coeficiente de determinación R2 tiene un valor de 0.068 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es satisfactorio en el límite, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados en el límite, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se

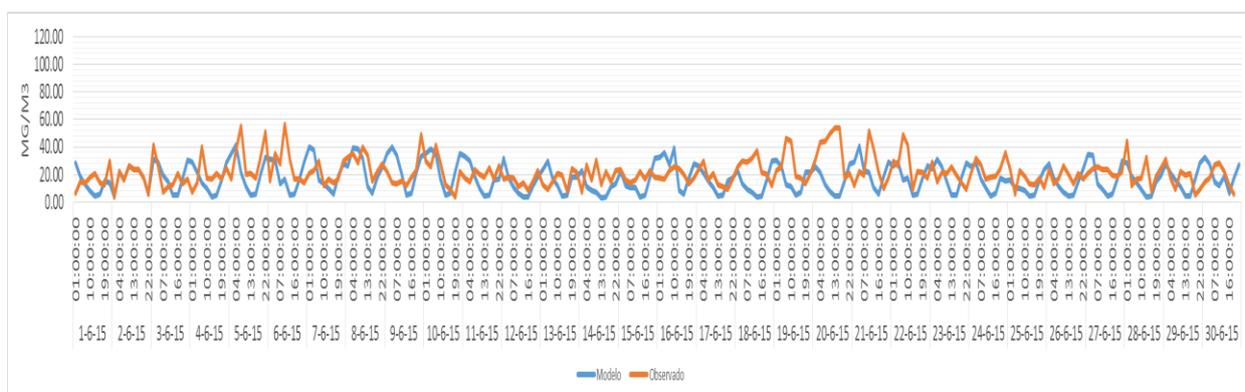
logra determinar para una muestra de 240 valores o datos que los valores considerados “errores” son 58 y estos son menores a 60, por lo tanto, el modelo se considera válido.

**Tabla 4.15: Medidas de bondad de ajuste de la variable material particulado PM<sub>10</sub>**

Medidas de bondad de ajuste	Indicador	Valor	Significado
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	-0.5	La salida del modelo subestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=240 (25%=60). Datos que sobrepasan el 20%=58	El modelo se considera válido en el límite.
Coefficiente de determinación, R <sup>2</sup>	[0,1]	0.068	La correlación es satisfactorio en el límite.
Coefficiente de correlación Pearson	[-1,1]	0.261	La correlación es satisfactoria en el límite, porque es cercano a 0.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	70.5	Indica insatisfactorio.

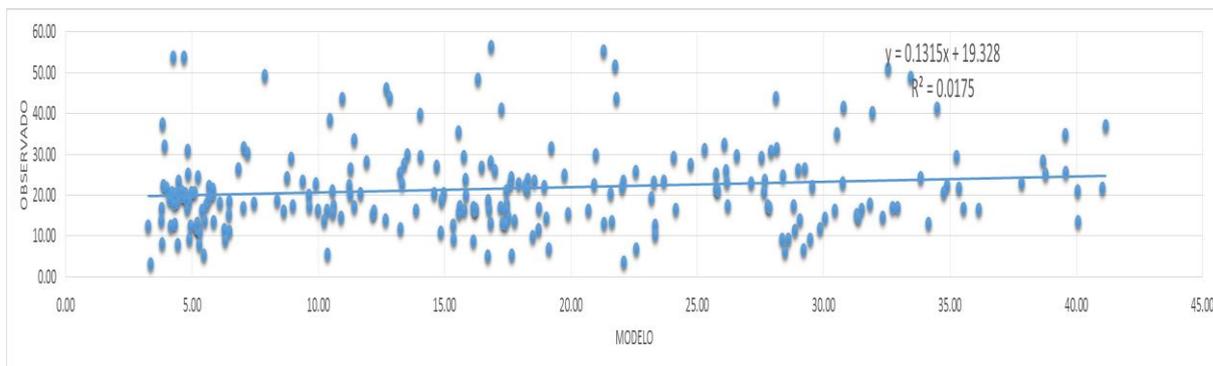
#### 4.5.2 MATERIAL PARTICULADO PM<sub>2.5</sub>

En la Figura 4.16 se muestran los datos observados de la variable PM<sub>2.5</sub> monitoreados en la estación de monitoreo San Martín de Porres (SMP) y simulados por el modelo CCATT-BRAMS en estación invierno (junio 2015). Los datos se presentan en escala horaria.



**Figura 4.16: PM<sub>2.5</sub> observado y simulado a escala horaria**

En la Figura 4.17 se muestra la correlación R2 entre los datos del material particulado PM<sub>2.5</sub> observadas y simuladas (junio 2015).



**Figura 4.17: Correlación entre PM<sub>2.5</sub> observado y simulado**

En la Tabla 4.16 se muestran las medidas de bondad de ajuste, los cuales nos indican la correlación que existen entre los datos observados y la proximidad de los datos simulados con el modelo CCATT-BRAMS.

**Tabla 4.16: Medidas de bondad de ajuste de la variable material particulado PM<sub>2.5</sub>**

Medidas de bondad de ajuste	Indicador	Valor	Significado
Indicador estadístico BIAS	B<0, subestima B>0, sobreestima	-4.1	La salida del modelo subestima.
Error relativo	Errores >20% que constituyen más del 25% del tamaño de la muestra, NO se considera válido	Tamaño muestra=240 (25%=60). Datos que sobrepasan el 20%=59	El modelo se considera válido en el límite.
Coefficiente de determinación, R2	[0,1]	0.017	La correlación es satisfactoria en el límite.
Coefficiente de correlación pearson	[-1,1]	0.132	La correlación es satisfactoria en el límite, porque es cercano a 0.
Raíz del error cuadrático medio (RMSE)	[0,infinito]	14.2	Indica satisfactorio.

Con respecto a la variable  $PM_{2.5}$ , el indicador BIAS obtiene un valor de -4.1 el cual nos indica que la salida del modelo CCATT-BRAMS subestima los resultados monitoreados por la estación de monitoreo de San Martín de Porres (SMP), (SENAMHI). El coeficiente de determinación  $R^2$  tiene un valor de 0.017 por lo tanto, nos indica que el coeficiente es satisfactorio en el límite, el cual determina la calidad del modelo para replicar los resultados en el límite, y se puede probar con esto la hipótesis y predecir futuros resultados (similar al coeficiente de correlación Pearson). Con la medida de ajuste del error relativo se logra determinar para una muestra de 240 valores o datos que los valores considerados “errores” son 59 y estos son menores a 60, por lo tanto, el modelo se considera válido.

#### 4.6 CONCENTRACIÓN ESPACIAL DE CONTAMINANTES SEGÚN MODELO

A continuación se presentan los resultados del post procesamiento según el modelo CCATT-BRAMS para una altura de 50 m. Los resultados son presentados para el mes de marzo del 2015. Los contaminantes considerados son material particulado de 10 micras ( $PM_{10}$ ) y de 2.5 micras ( $PM_{2.5}$ ).

Las zonas dentro de la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana son las que se presentan en la Tabla 4.17.

**Tabla 4.17: Zonas y distritos de la cuenca atmosférica de Lima Metropolitana**

Zonas	Distritos
<b>Lima Norte</b>	San Martín de Porres, Los Olivos, Independencia, Comas, Ventanilla, Puente Piedra, Carabayllo, Santa Rosa, Ancón.
<b>Lima Centro</b>	Pueblo Libre, Jesús María, Lince, La Victoria, San Luis, Breña, Lima, Rímac.
<b>Lima Este</b>	El Agustino, Santa Anita, La Molina, Ate, San Juan de Lurigancho.
<b>Lima Oeste</b>	Carmen de la Legua, Bellavista, La Perla, San Miguel, Magdalena del Mar, San Isidro, Surquillo, Miraflores, Barranco, La Punta.
<b>Lima Sur</b>	San Borja, Santiago de Surco, San Juan de Miraflores, Chorrillos, Villa el Salvador, Villa María del Triunfo, Pachacamac, Lurín.

Fuente: SENAMHI (2015)

#### 4.6.1 MATERIAL PARTICULADO PM<sub>10</sub>

Las Figuras 4.18 al 4.25 muestran los resultados del comportamiento espacial de la concentración de material particulado de 10 micras de diámetro (PM<sub>10</sub>) en la ciudad de Lima Metropolitana desde las 00:00 horas hasta las 24:00 horas del día 02 de marzo del 2015 (estación de verano).

Como se puede visualizar en la Figura 4.18, la concentración máxima a esta hora es aproximadamente entre 70 y 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (Breña, Cercado, La Victoria, Pueblo Libre, Jesús María), debido a que hay un porcentaje apreciable del transporte vehicular en esta zona y empresas industriales y expandido desde la zona centro hacia la zona centro-este y oeste entre 70 al 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (El Agustino, El Agustino, San Borja, San Isidro, Surquillo, parte de Santa Anita, Ate y San Juan de Lurigancho). Y entre 30 al 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (resto de Ate y San Juan de Miraflores, Miraflores, Santiago de Surco, Los Olivos, Comas) y entre 15 al 0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el resto de los distritos de Lima Metropolitana, debido al transporte del contaminante por la acción del viento.

Como se puede visualizar en la Figura 4.19, a las 3 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es aproximadamente de 200 a 225  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro-noroeste (San Martín de Porres) y luego se va expandiendo entre 200 y 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Callao, Independencia, La Victoria, San Isidro, Jesús María, Pueblo Libre) y luego se va expandiendo hacia la zona norte-este y oeste y sur de 80 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Puente Piedra, Ventanilla, San Anita, parte de San Juan de Lurigancho y Molina) y expandiéndose al norte-este, sur-este de 30 a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y entre 10 a 0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  el resto de los distritos de Lima Metropolitana.

Como se puede visualizar en la Figura 4.20, a las 6 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima en Lima Metropolitana es aproximadamente entre 200 y 225  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Breña, San Martín de Porres, La Victoria, Lince, Pueblo Libre, Jesús María), expandiéndose de la zona centro al norte, este y oeste y alcanzado una concentración de 200 a 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Callao, parte de Ventanilla, Los Olivos, Surquillo, San Isidro, Santiago de Surco) y luego expandiéndose a una concentración de 70 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Los Olivos, Santa Anita, parte de La Molina), y luego expandiéndose de 30 a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (parte de Ate, La Molina, Ancón, Carabaylo).

Como se puede visualizar en la Figura 4.21, a las 9 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es aproximadamente entre 200 a 225  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro-oeste

(Breña, La Victoria, Rima, Pueblo Libre, Jesús maría, San Isidro, Miraflores, Magdalena, san Miguel Callao, San Borja, Surquillo, San Luis y parte de Santiago de Surco) y expandiéndose al norte, sur este y oeste con una concentración de 175 a 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Chorrillos, San Juan de Miraflores, Santiago de Surco, San Martín de Porres, Villa el Salvador y parte de Comas) y luego sigue expandiéndose de 70 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Ventanilla, Puente Piedra, Santa Anita, La Molina, y parte final de Villa el salvador) y finalmente extendiéndose de 30 a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el resto de los distritos de Lima Metropolitana.

Como se puede visualizar en la Figura 4.22, a las 12 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es aproximadamente entre 200 a 225  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (Breña, Cercado, la Victoria, Rímac, San Luis, Lince, Magdalena, Pueblo Libre, San Miguel, Barranco, Miraflores, San Isidro, Surquillo, Jesús María, San Borja, Santiago de Surco, Chorrillos), expandiéndose hacia el norte, sur, este y oeste entre 175 a 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (parte inicial de la Molina, parte de Comas, Los Olivos, La Molina, parte de san Martín de Porres, parte de Villa María del Triunfo, San Juan de Miraflores), luego expandiéndose entre 70 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (parte inicial de San Juan de Lurigancho, Santa Anita, parte de Ate, parte de Lurín hacia la costa, parte final de Comas y parte inicial de Puente Piedra, parte final de San Martín de Porres) y finalmente extendiéndose entre 30 a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (parte de Ventanilla, finales de Puente Piedra, parte central de Lurín).

Como se puede visualizar en la Figura 4.23, a las 15 horas el día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es aproximadamente entre 100 a 125  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en algunos distritos de la zona centro (Breña, Cercado, Jesús María, Pueblo Libre, la Victoria, Lince, San Borja), y luego expandiéndose entre 100 a 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Villa el Salvador, Villa María del Triunfo, La Molina, Lurín por la costa, parte inicial de Punta Negra), luego expandiéndose entre 70 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Santa María del Mar, Pucusana, Pachacamac, parte central de Ate, parte inicial de Lurigancho, Independencia, parte inicial de San Juan de Lurigancho, parte inicial de Comas) y finalmente expandiéndose entre 30 a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Comas, inicios de Carabayllo, zonas hasta la mitad de Ate, Cieneguilla, Pachacamac, Lurín, Punta Negra, Punta Hermosa, San Bartolo).

Como se puede visualizar en la Figura 4.24, a las 18 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es aproximadamente entre 30 a 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro-este (al este de Lurigancho por Chosica), entre 15 a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (Sn Martín, Los Olivos, Breña, Rímac, parte sur de San Juan de Lurigancho, parte este de Lurigancho, La Victoria, San Luis, San Borja, San Isidro, parte este de Ate).

Como se puede visualizar en la Figura 4.25, a las 21 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima es entre 25 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (San Martín, Los Olivos, La Victoria, San Borja), entre 15 a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (Santa Anita, parte sur del San Juan de Lurigancho, parte oeste de Ate Vitarte).

#### **4.6.2 RESULTADOS DE CONCENTRACIÓN DE $\text{PM}_{2.5}$**

Las figuras 4.26 al 4.33 se refieren al comportamiento espacial de la concentración de material particulado de 2.5 micras de diámetro ( $\text{PM}_{2.5}$ ) en la ciudad de Lima Metropolitana desde las 00:00 horas hasta las 24:00 horas del día 02 de marzo del 2015.

Como se puede visualizar en la Figura 4.26, a las 00 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 15 a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro en los distritos de La Victoria, Independencia y parte sur de los Olivos y entre 10 y 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  todo los distritos de Lima Metropolitana, extendiéndose inclusive el océano pacífico.

Como se puede visualizar en la Figura 4.27, a las 03 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 30 a 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro en el distrito de San Martín de Porres y entre 25 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la parte sur de los Olivos, parte sur de San Martín de Porres y entre 15 a 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en los distritos de parte sur de Comas, Breña, la Victoria, la Provincia del Callao.

Como se puede visualizar en la Figura 4.28, a las 06 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 30 a 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro (distritos: parte sur de San Martín, Parte sur de Los Olivos, Breña, La Victoria, Pueblo Libre, Jesús María, Lince, Cercado de Lima) y entre 20 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  se encuentran los distritos que están en la zona centro expandiéndose hacia sur, este, oeste (parte sur de San Juan de Lurigancho, Rímac, Comas, Santa Anita, El Agustino, San Borja, San Isidro, Magdalena).

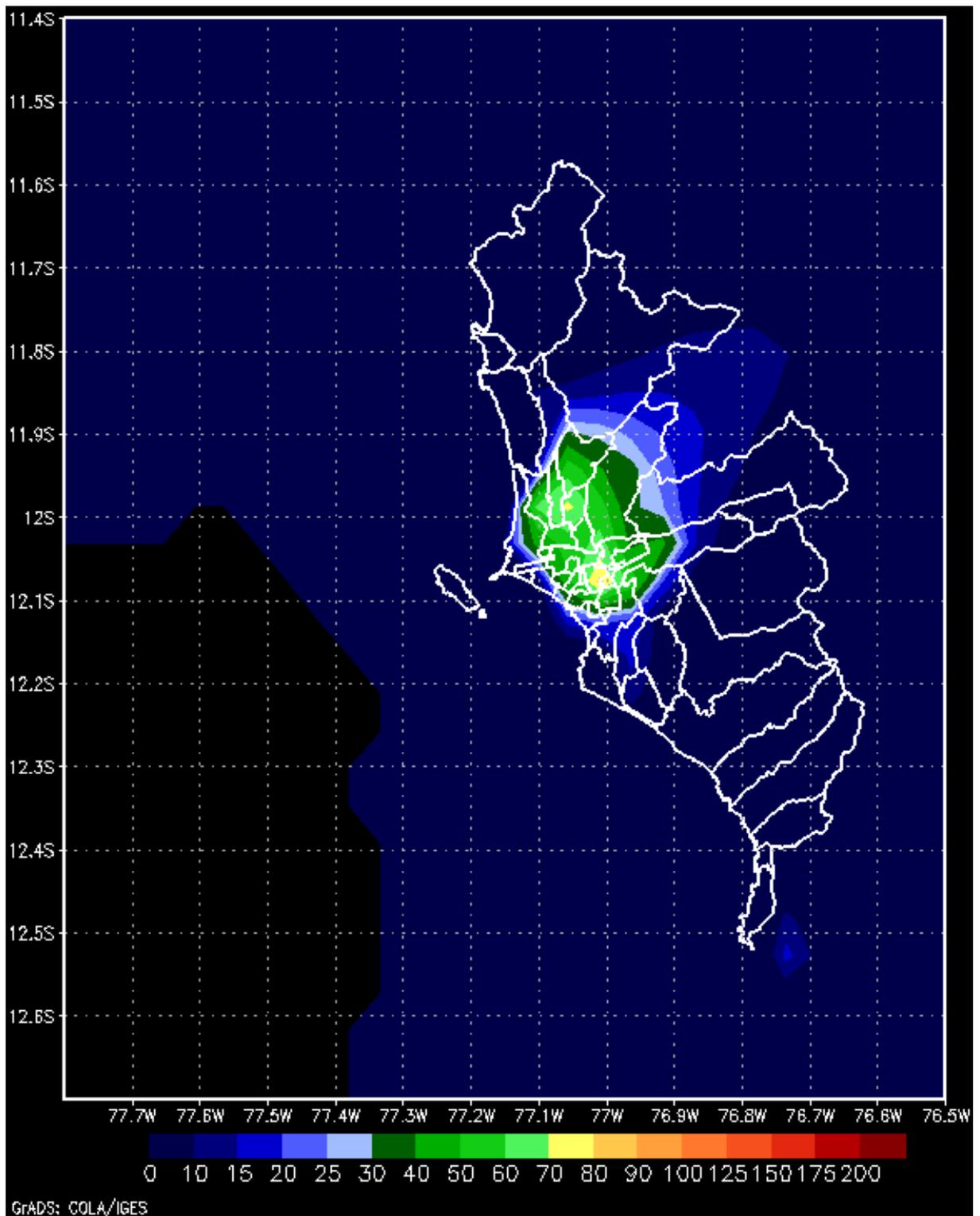
Como se puede visualizar en la Figura 4.29, a las 09 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 50 a 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro en los distritos de Cercado de Lima, Breña, Lince, Jesús María, Pueblo Libre, San Miguel, Magdalena, San Isidro, La Victoria; y entre 30 a 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en los distritos de la parte sur de Rímac, parte sur de Independencia, parte sur de Los Olivos, parte sur de San Martín de Porres, Magdalena, Barranco, La Perla, parte este de Santiago de Surco, San Borja; de 10 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en los distritos de Comas, parte norte de San Martín, parte norte de los Olivos, parte sur de San Juan de Lurigancho, Chorrillo, San Juan de Miraflores, parte este de la Molina.

Como se puede visualizar en la Figura 4.30, a las 12 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 30 a 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro en los distritos de Miraflores, San Isidro, Chorrillos, Santiago de Surco, Breña, La Victoria, Pueblo Libre, Jesús María, Lince, San Miguel, Magdalena; y entre 20 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro los distritos de parte sur de Los Olivos, parte sur de San Martín de Porres, Cercado de Lima, San Juan de Miraflores, parte norte-este de Santiago de Surco, La Victoria, Santa Anita, Independencia y entre 10 y 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  los distritos de parte oeste de La Molina, parte oeste de Villa María del Triunfo, Los Olivos, San Martín, Callao.

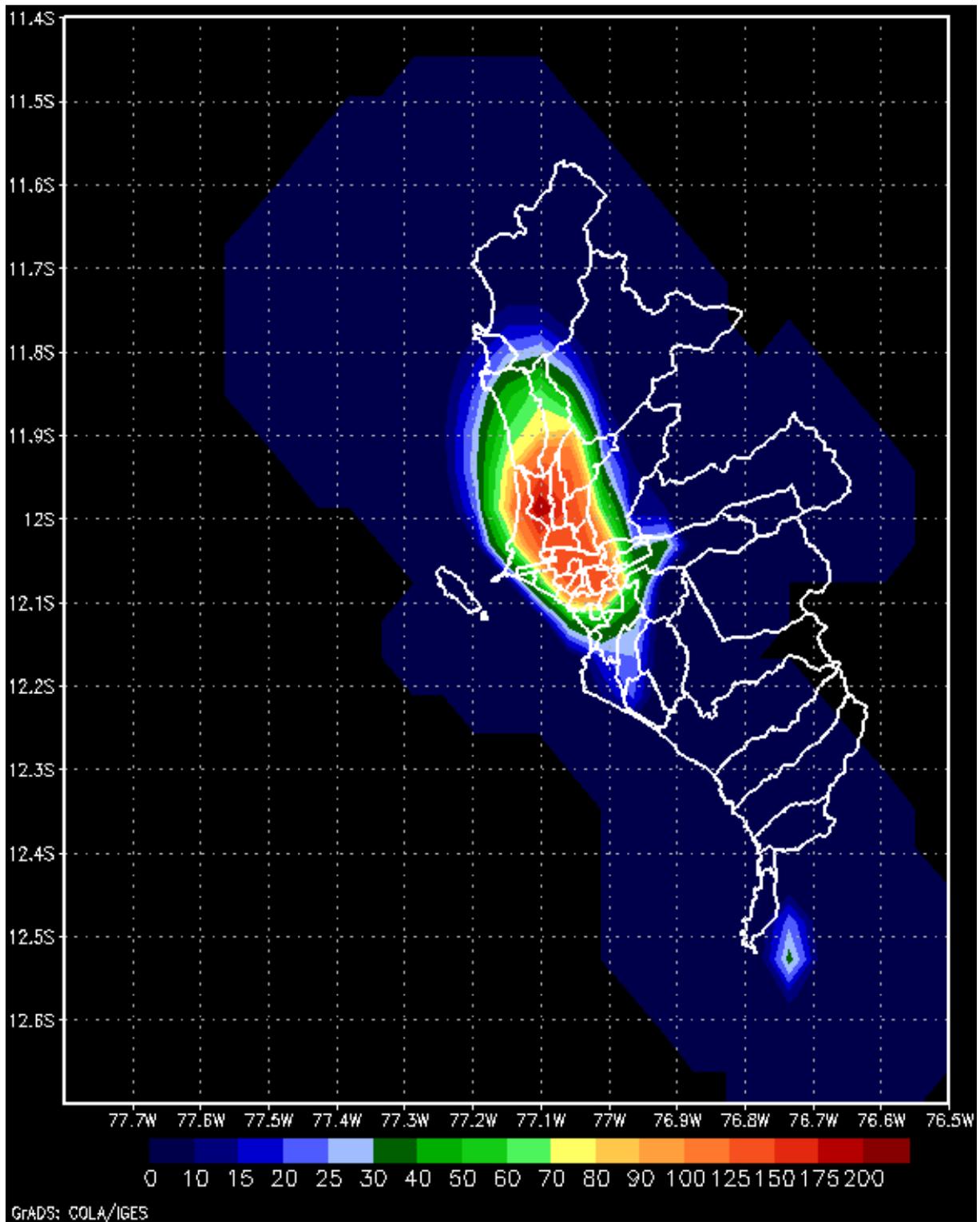
Como se puede visualizar en la Figura 4.31, a las 15 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 15 a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro en los distritos de Villa María del Triunfo, Villa el Salvador, San Juan de Miraflores, Surquillo, San Borja, parte oeste de La Molina y entre 10 a 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  los distritos de parte oeste de Pachacamac, parte este de la Molina, parte sur de San Juan de Lurigancho.

Como se puede visualizar en la Figura 4.32, a las 18 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 10 a 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro, sur, este y oeste de Lima Metropolitana.

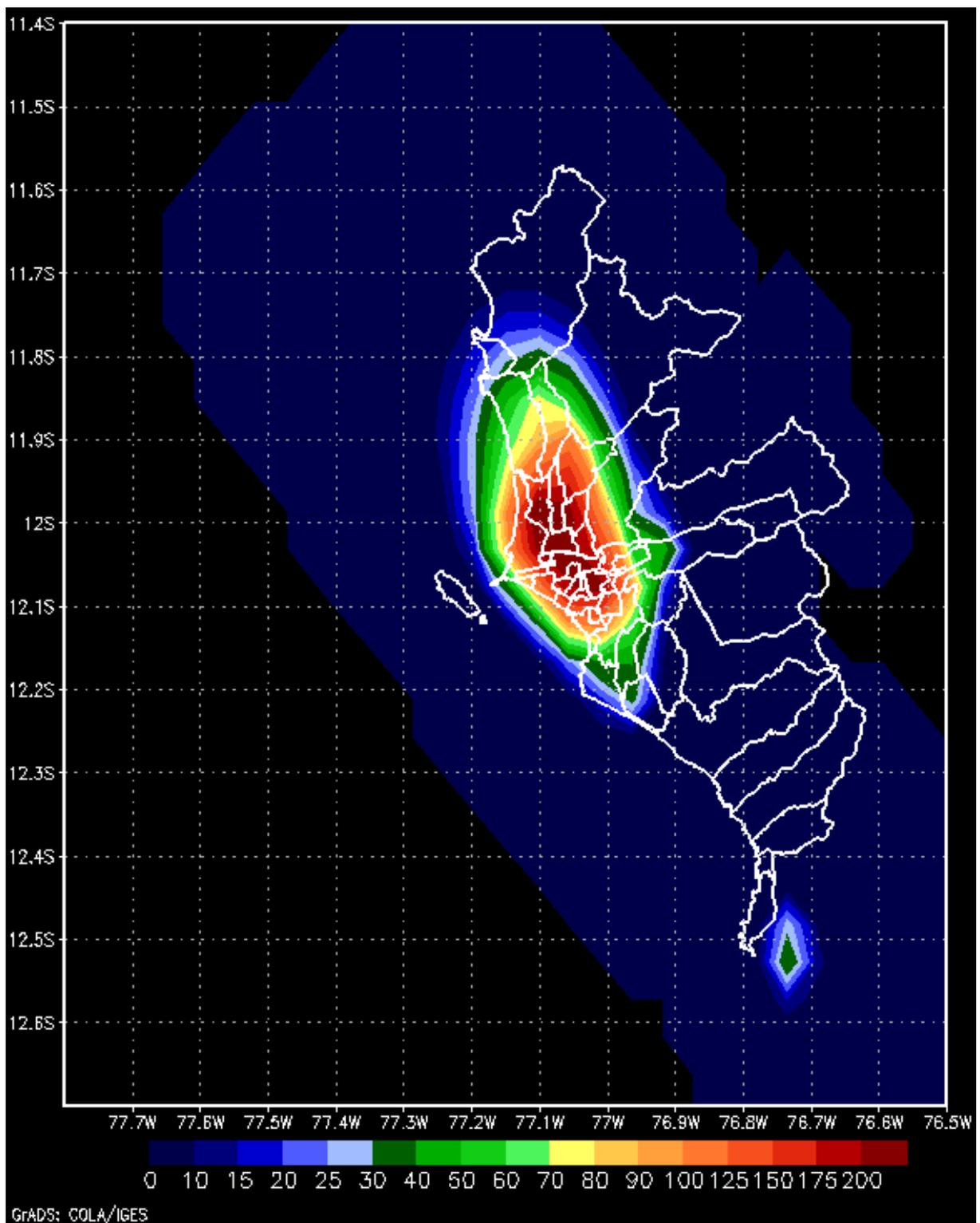
Como se puede visualizar en la Figura 4.33, a las 21 horas del día 2 de marzo del 2015 la concentración máxima está entre 10 y 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la zona centro, sur, este y oeste de Lima Metropolitana.



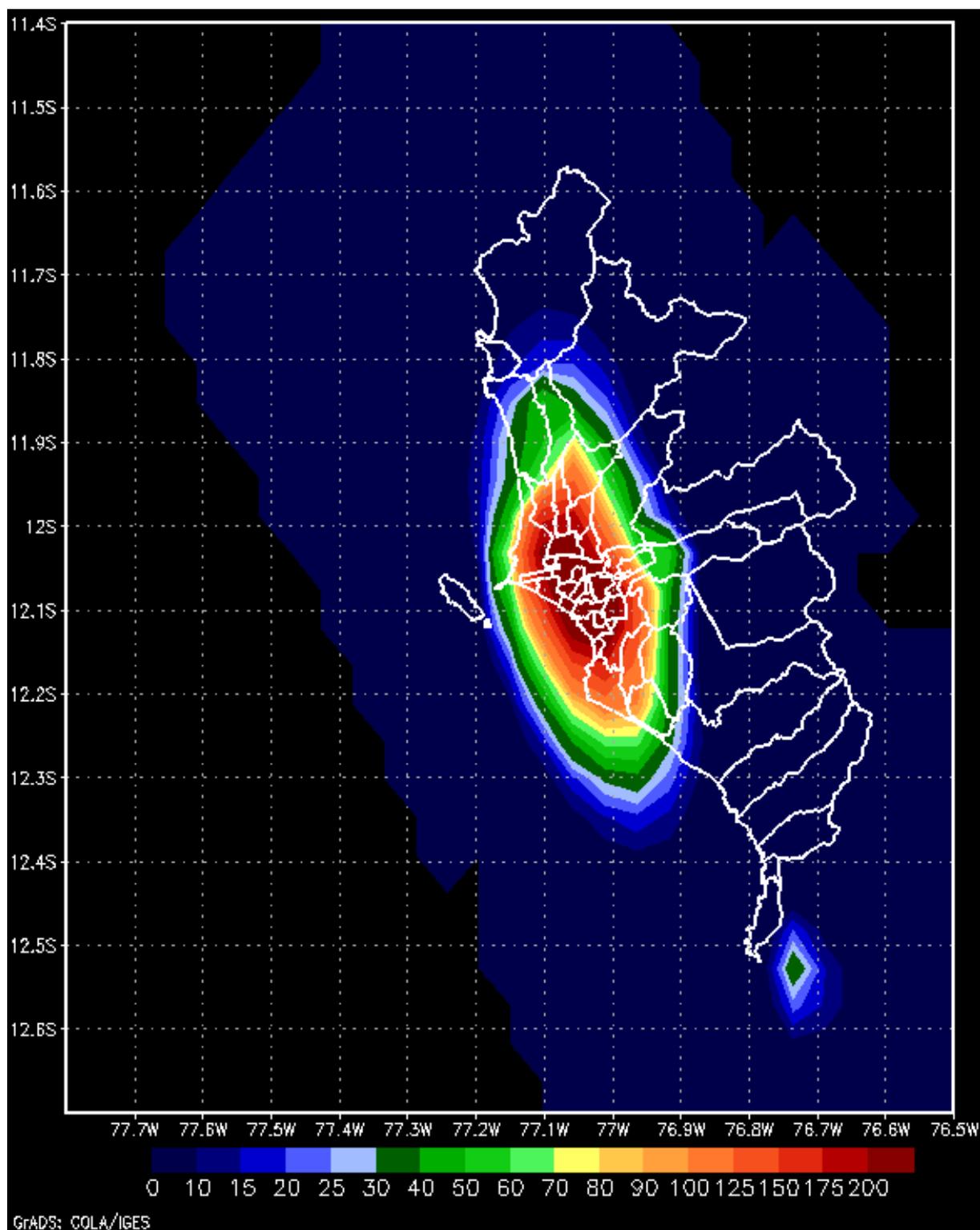
**Figura 4.18: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 00:00 horas**



**Figura 4.19: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 03:00 horas**



**Figura 4.20: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 06:00 horas**



**Figura 4.21: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 09:00 horas**

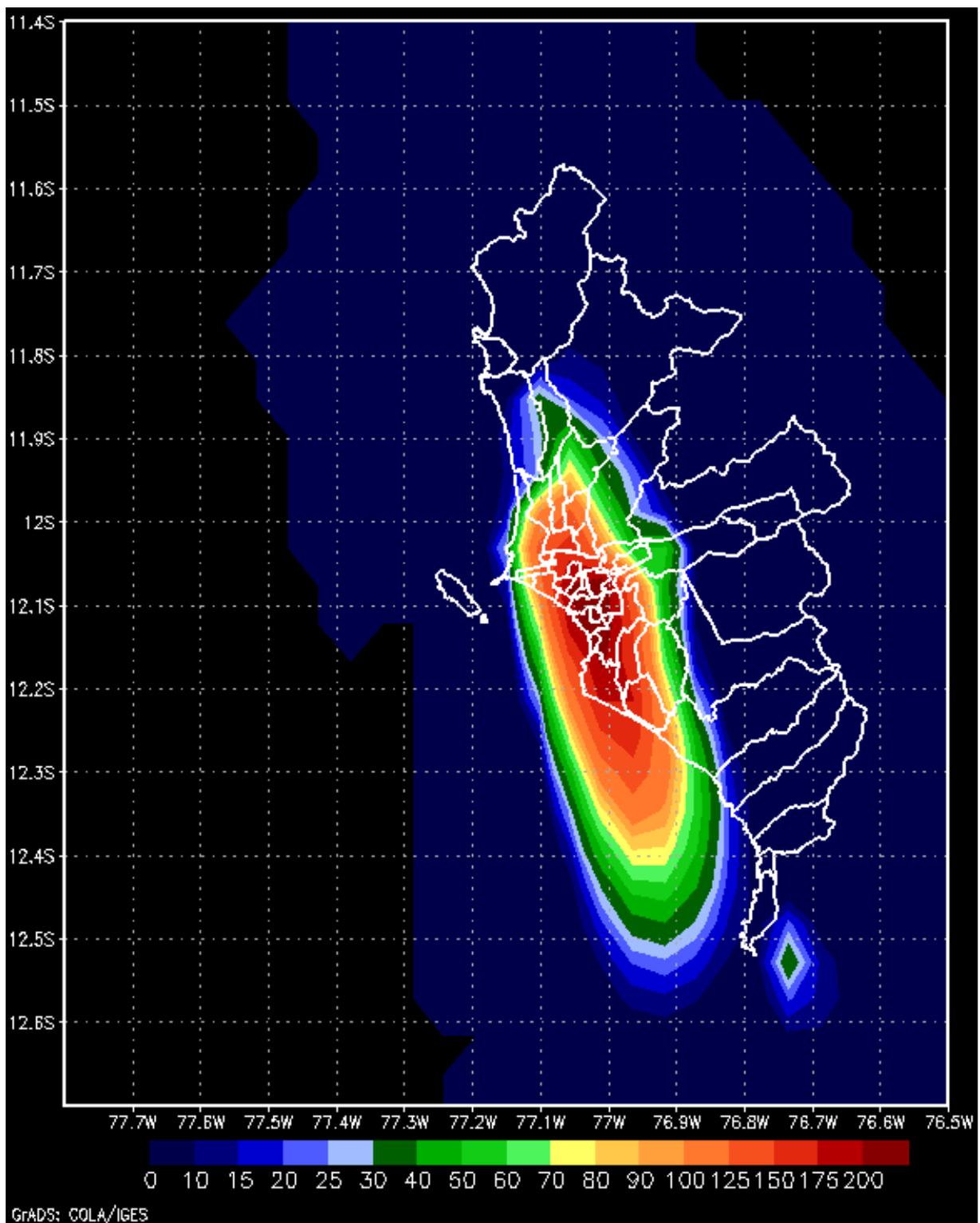
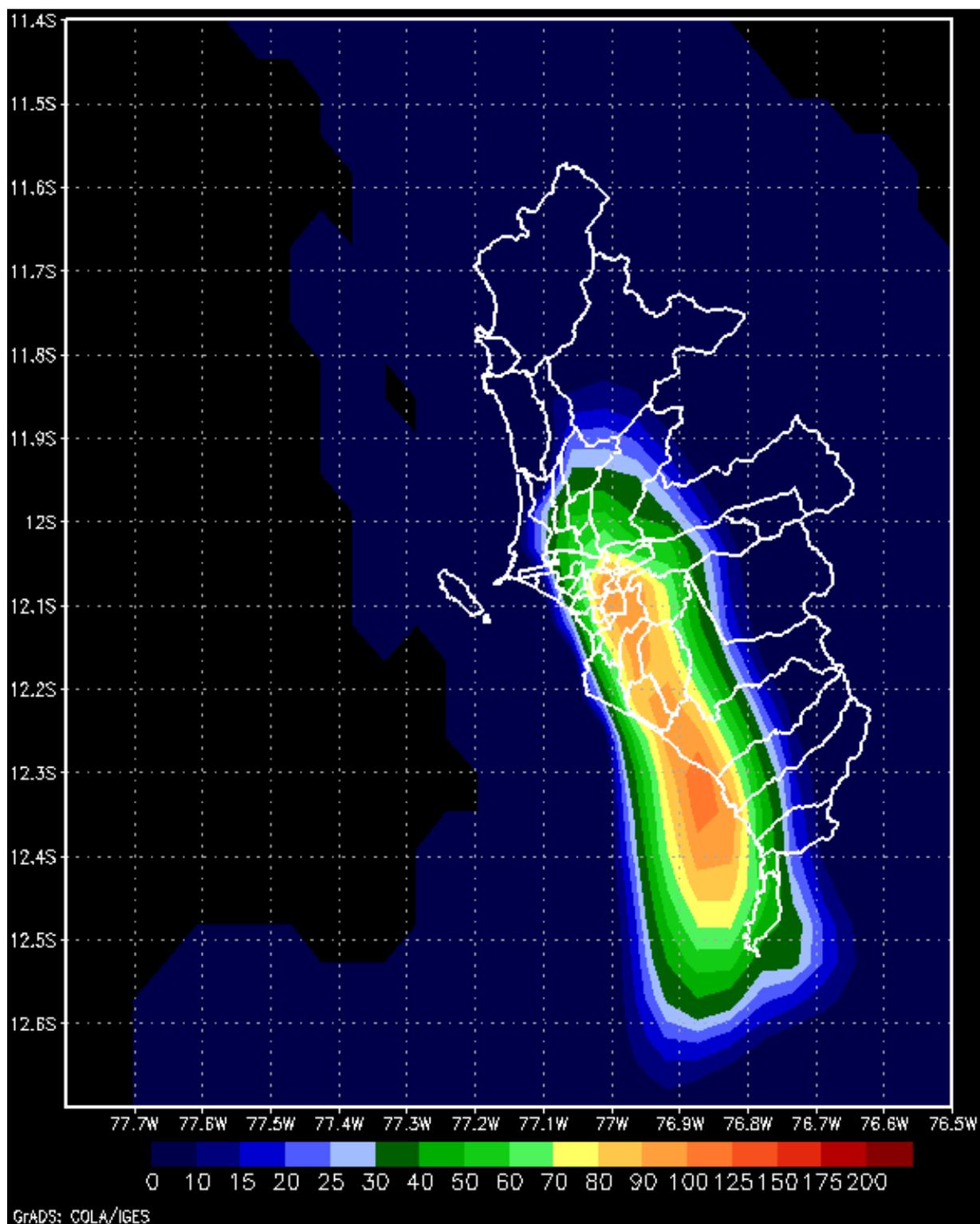
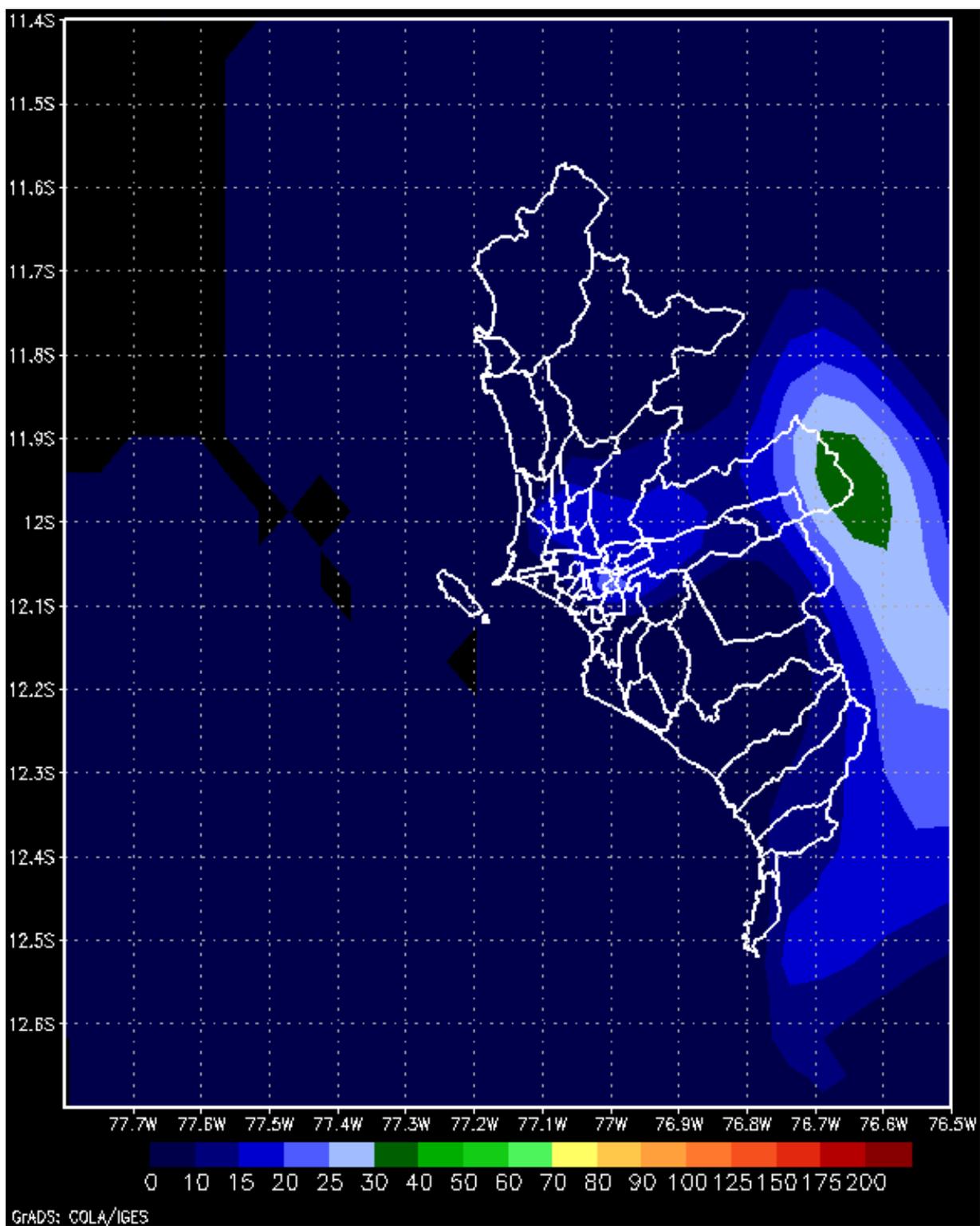


Figura 4.22: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 12:00 horas



**Figura 4.23: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 15:00 horas**



**Figura 4.24: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 18:00 horas**

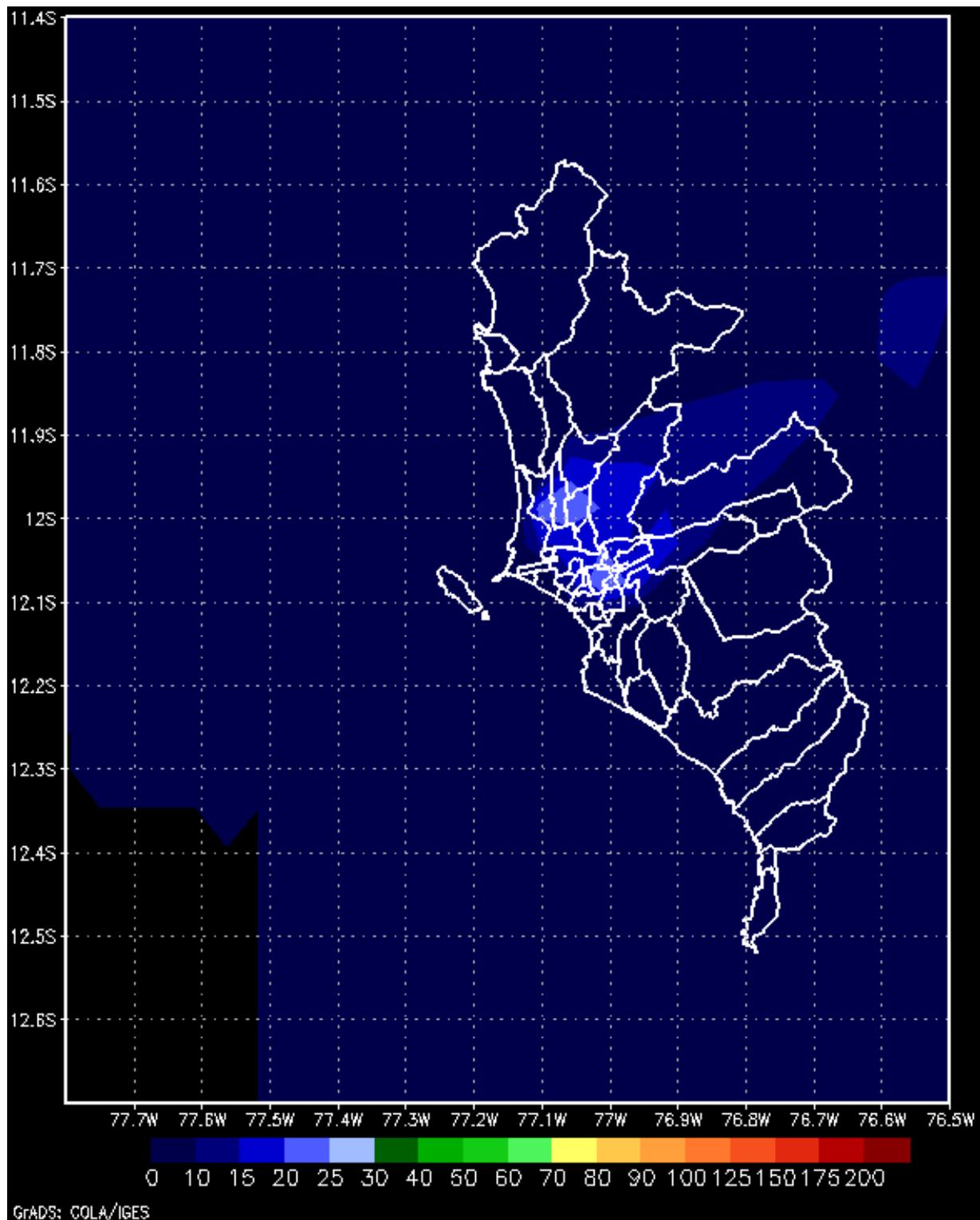
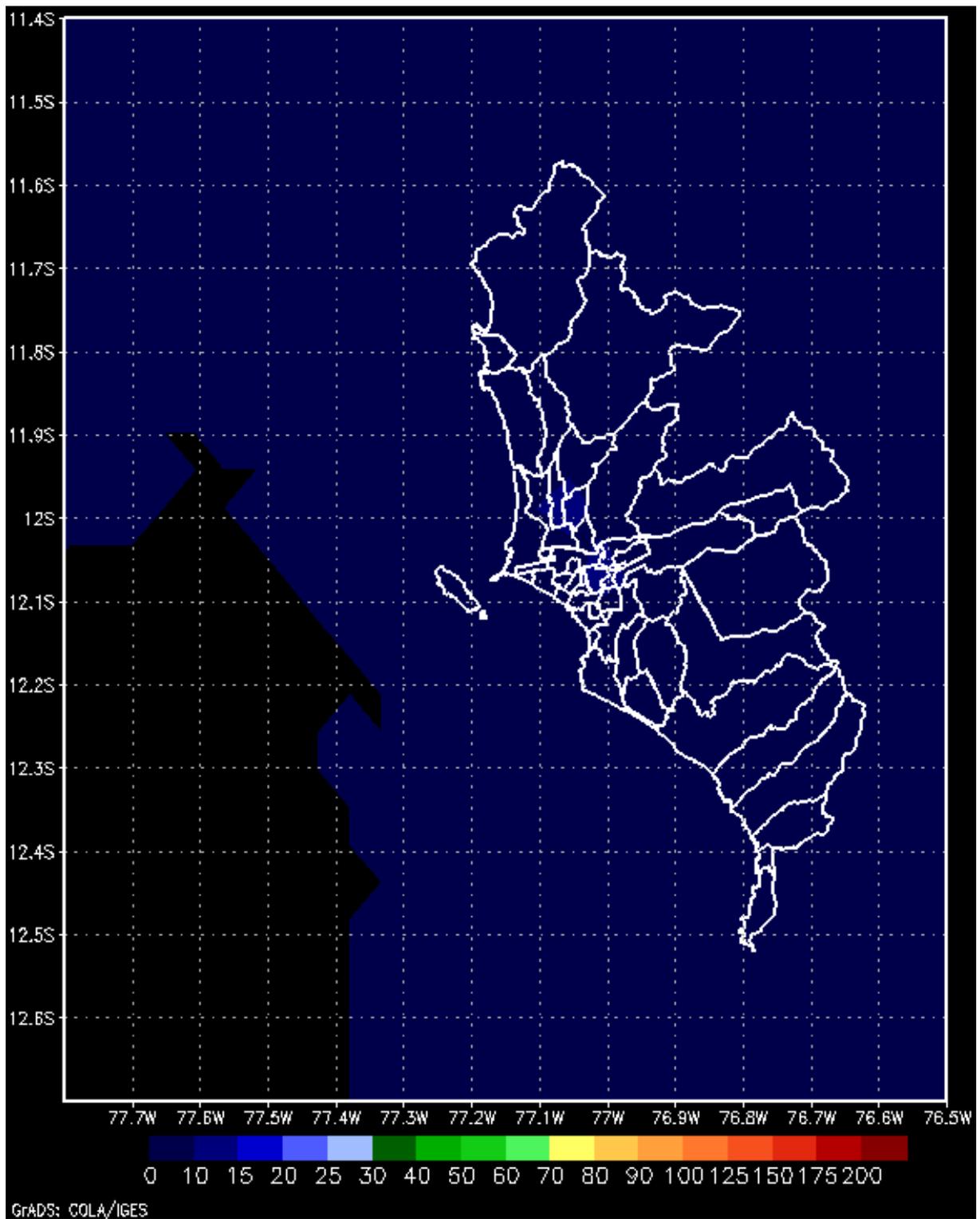
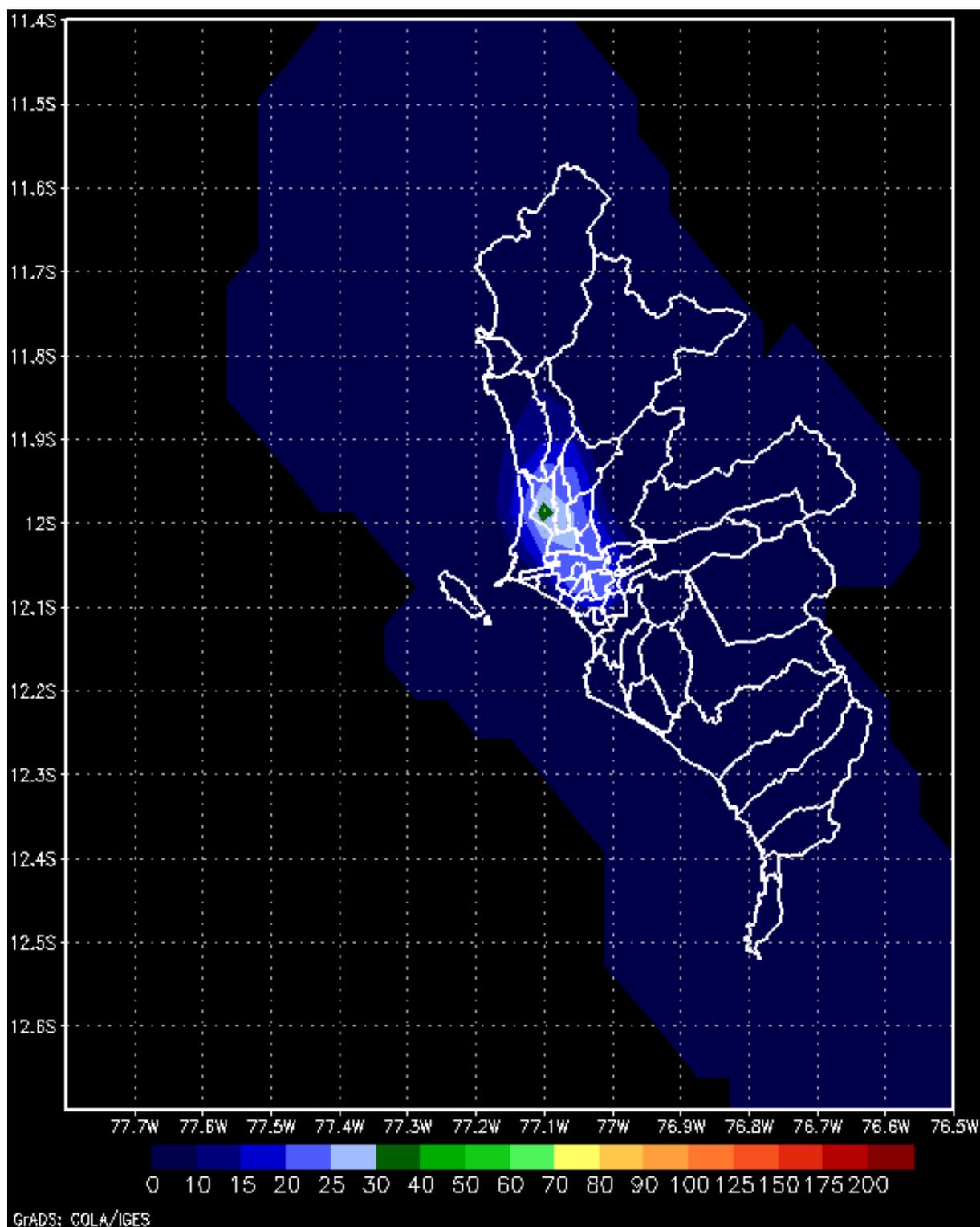


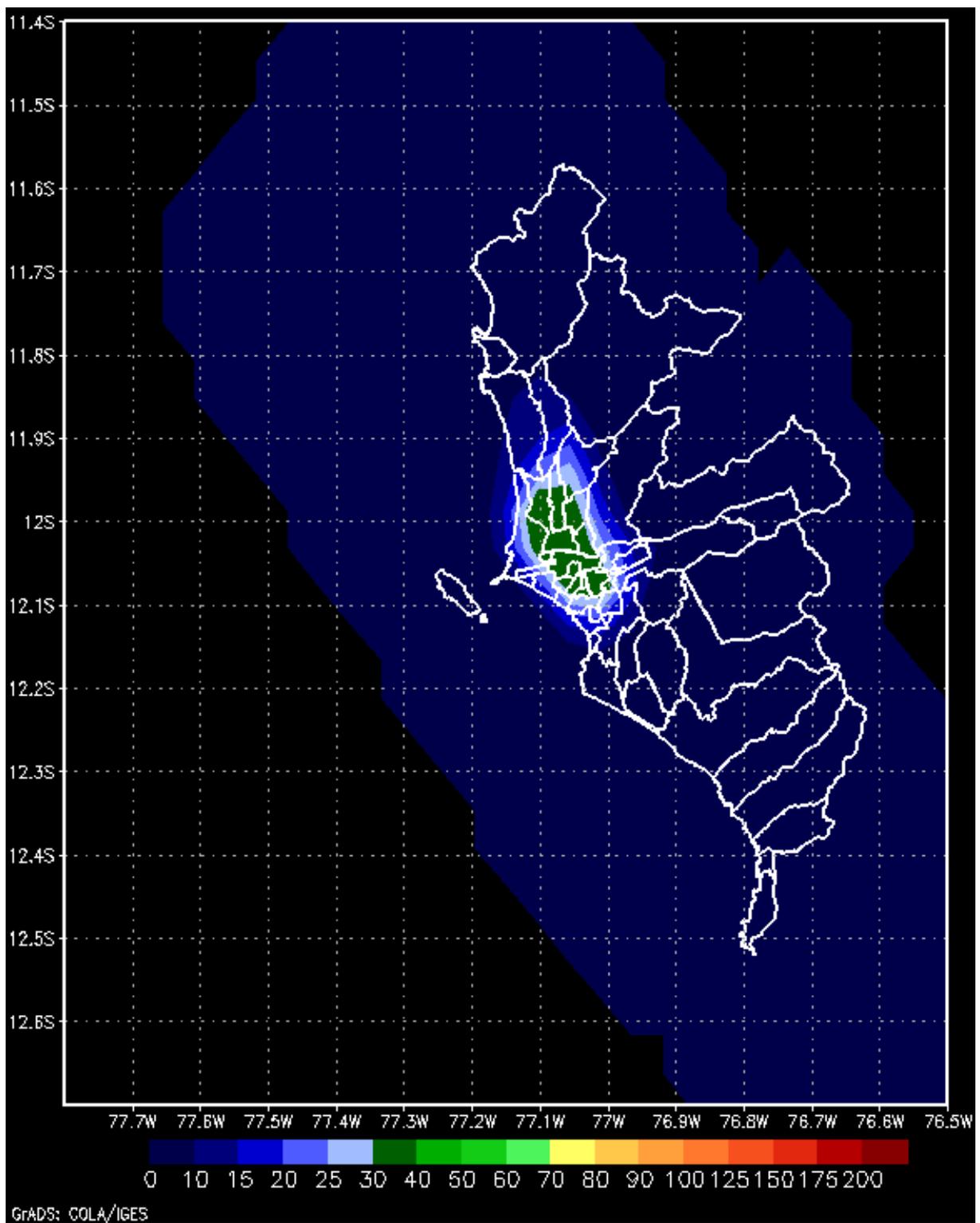
Figura 4.25: Concentración de PM<sub>10</sub> a las 21:00 horas



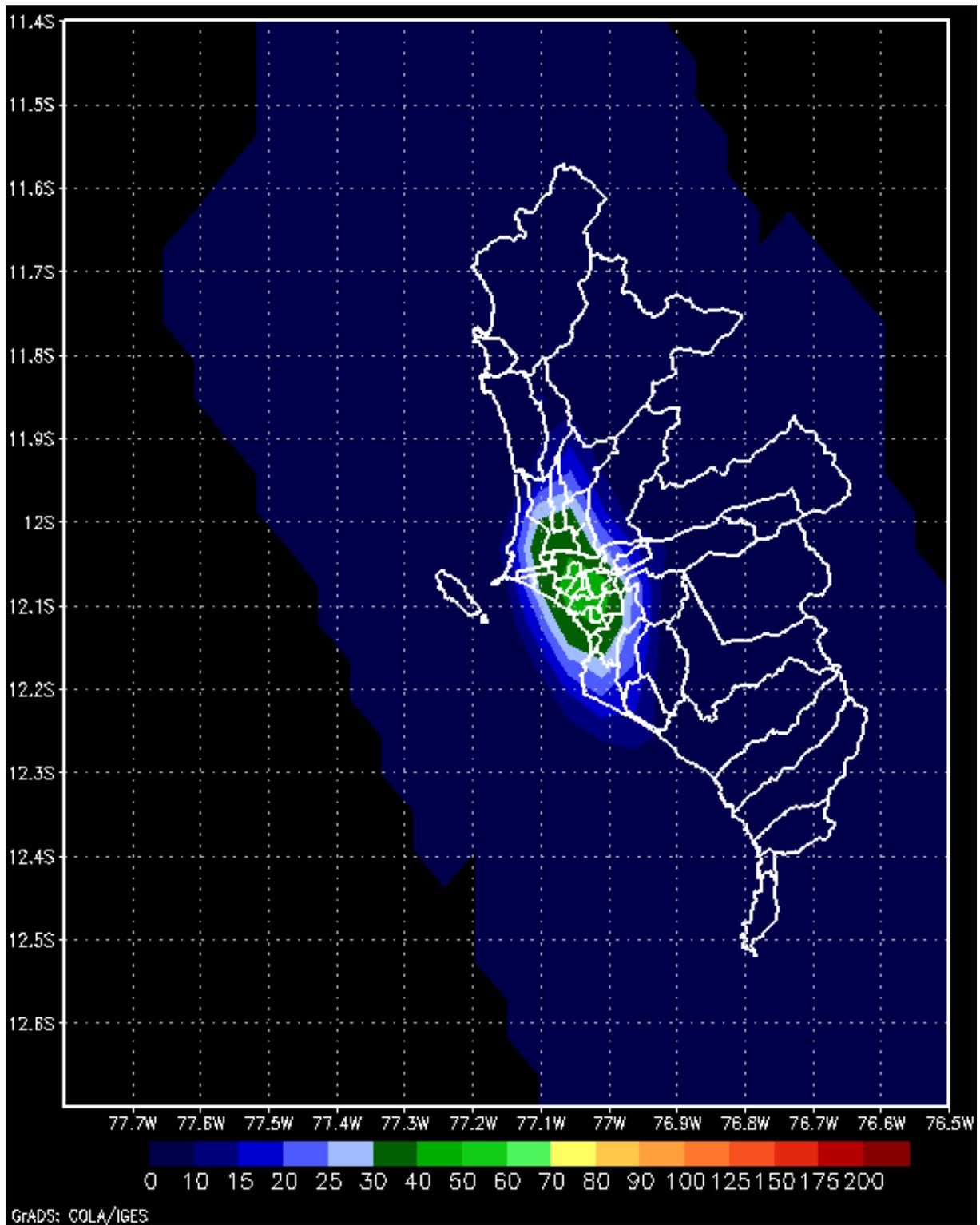
**Figura 4.26: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 00:00 horas**



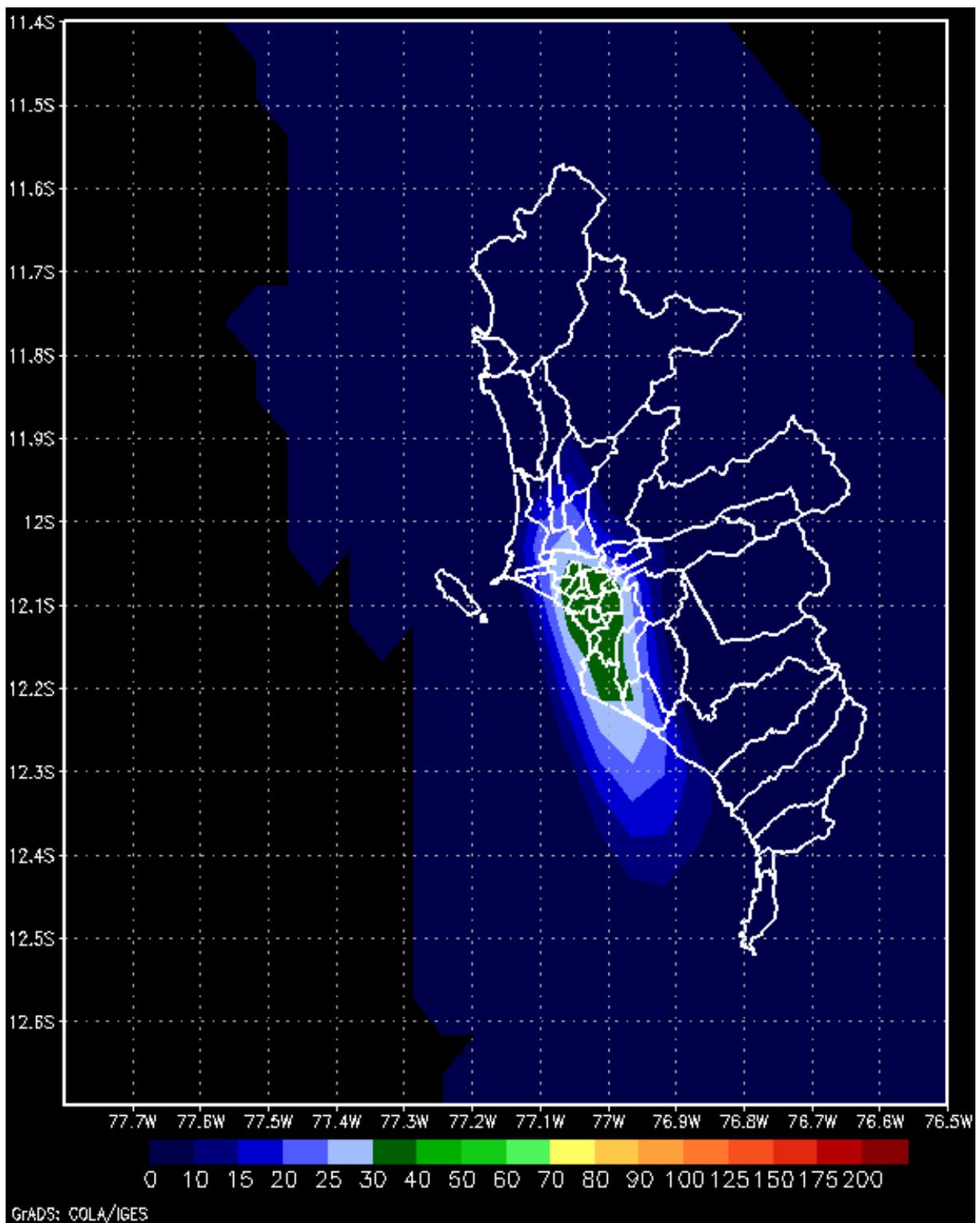
**Figura 4.27: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 03:00 horas**



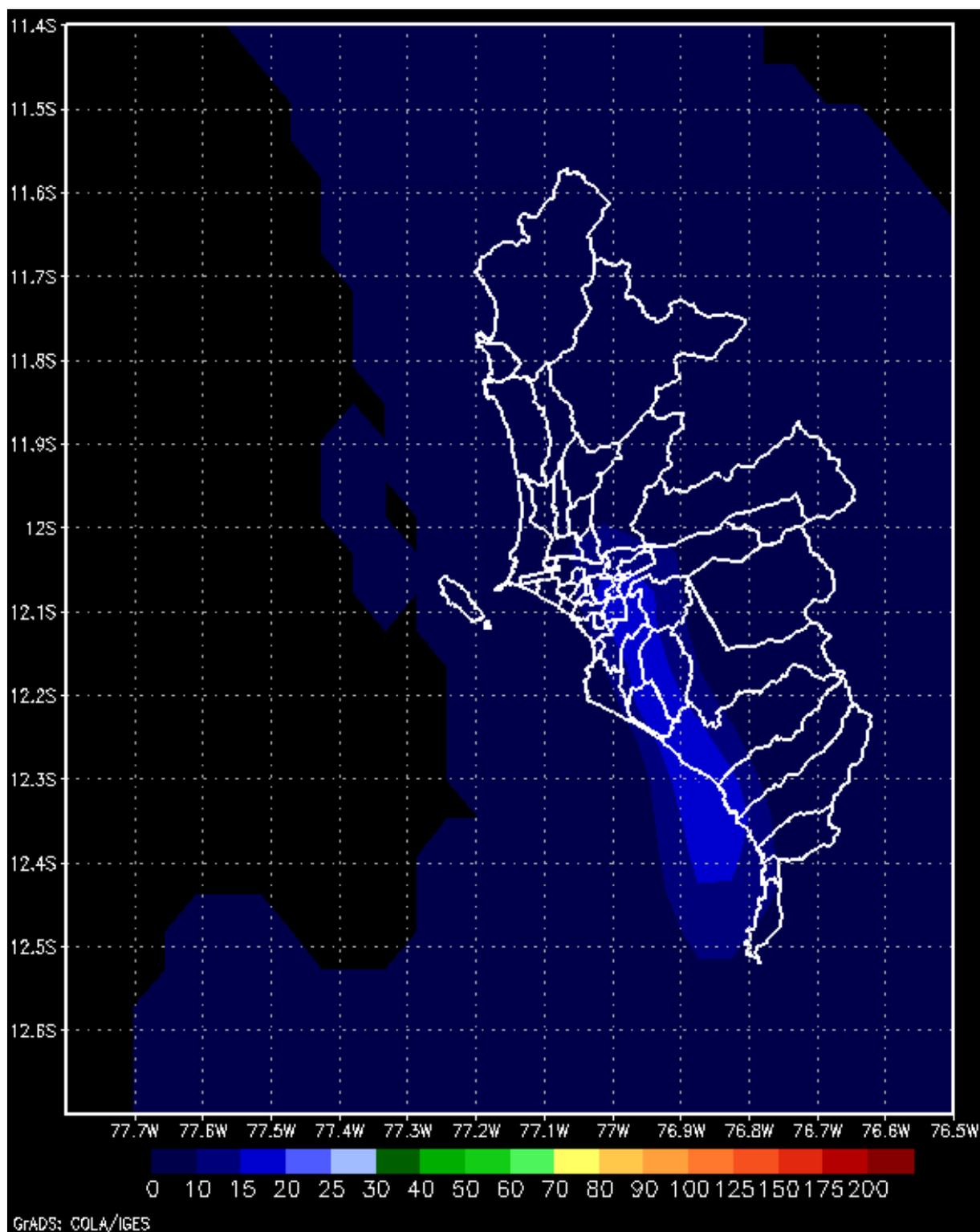
**Figura 4.28: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 06:00 horas**



**Figura 4.29: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 09:00 horas**



**Figura 4.30: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 12:00 horas**



**Figura 4.31: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 15:00 horas**

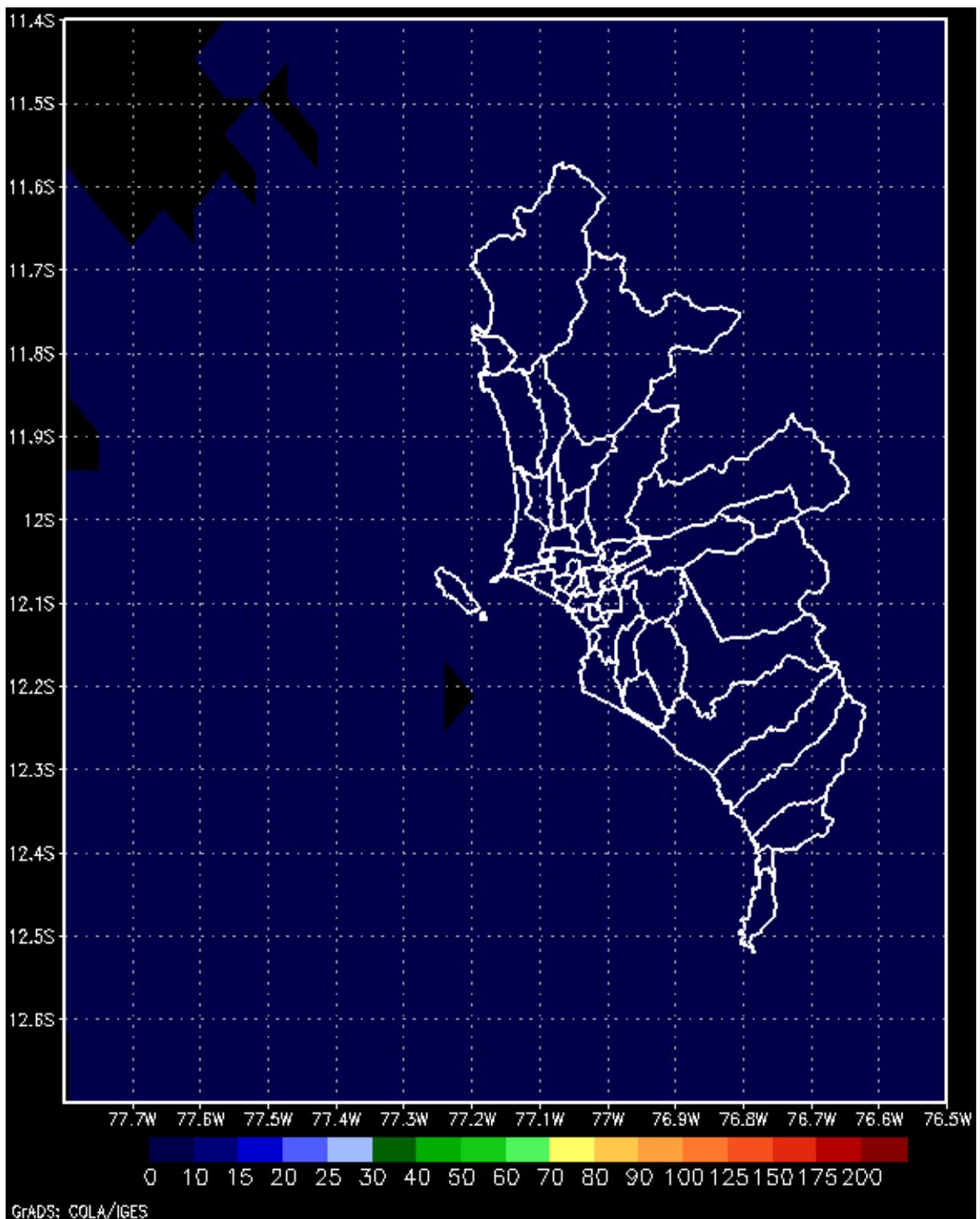
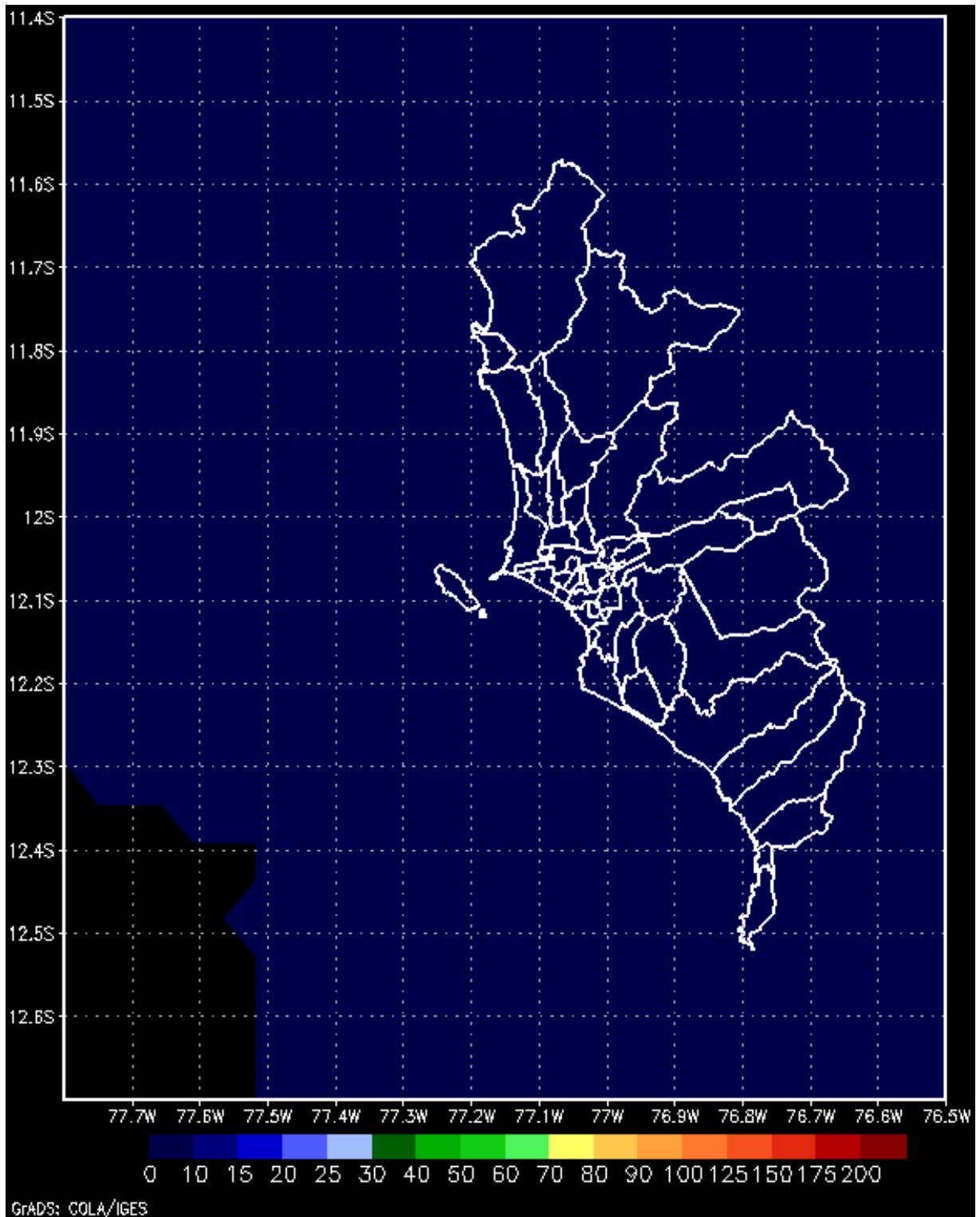


Figura 4.32: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 18:00 horas



**Figura 4.33: Concentración de PM<sub>2.5</sub> a las 21:00 horas**

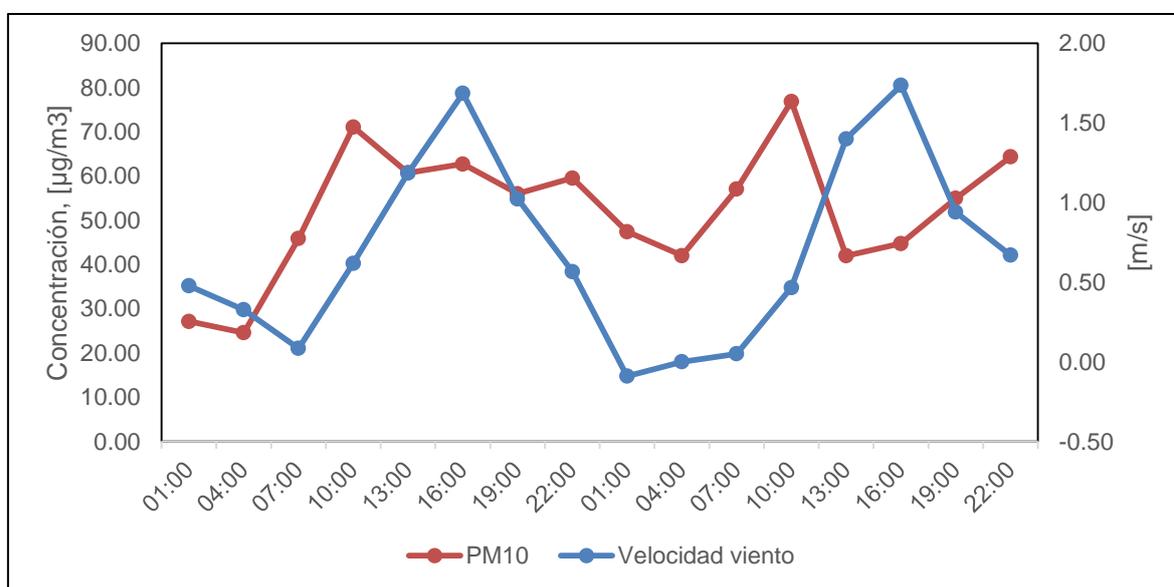
## 4.7 ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN CON VARIABLES ATMOSFÉRICAS

### 4.7.1 ESTACIÓN VERANO

En este apartado se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $PM_{10}$  vs las variables meteorológicas para la temporada de verano (diciembre 2014), durante dos días (1 y 2 de diciembre del 2014) en la estación Campo de Marte.

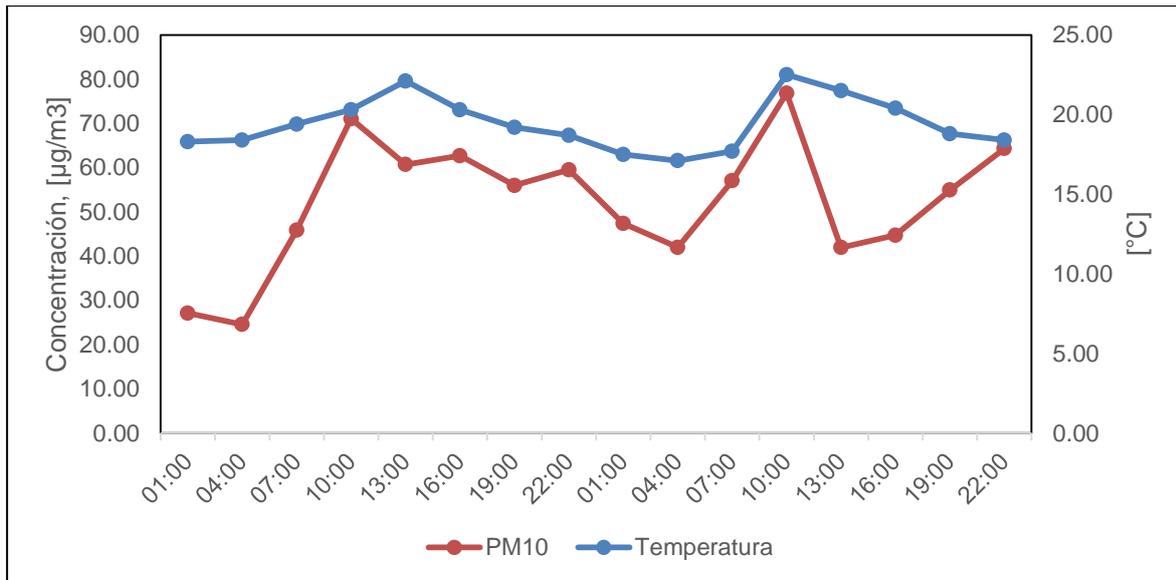
#### a. $PM_{10}$ vs Velocidad del viento, temperatura y humedad relativa

En las figuras 4.34, 4.35 y 4.36 se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $PM_{10}$  vs la velocidad del viento, temperatura y humedad relativa.

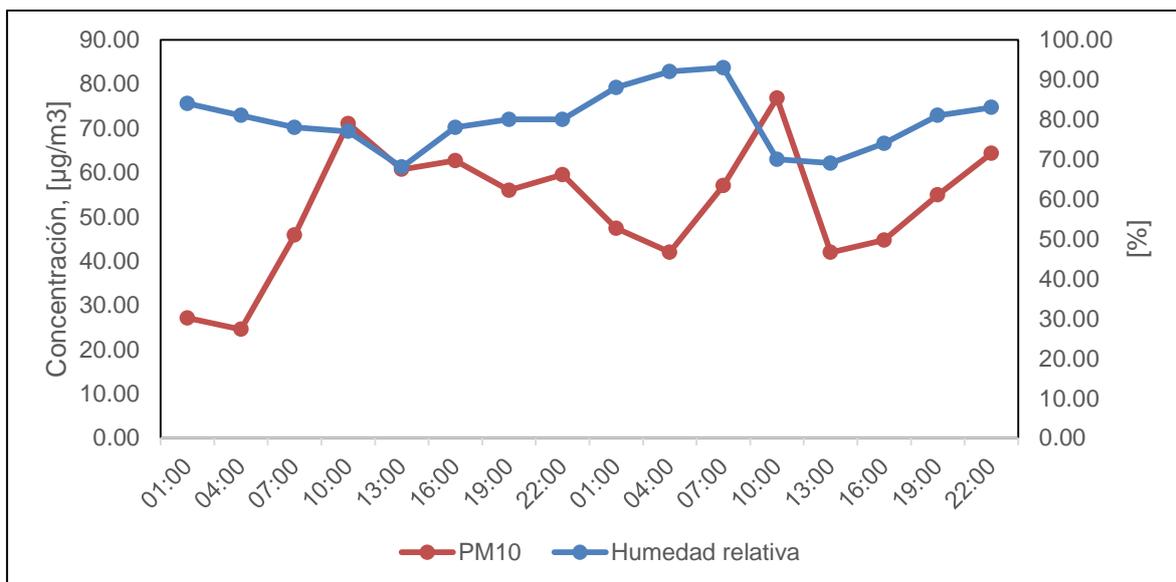


**Figura 4.34: Variación media horario de  $PM_{10}$  vs velocidad del viento**

En la Figura 4.34, se aprecia que en la estación Campo de Marte ubicada en la zona Este, se dio el incremento gradual de  $PM_{10}$  en las primeras horas de la madrugada a partir de las 3:00 h, hasta llegar a una máxima de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 9:00 h, por efecto del viento que dispersa las partículas la concentración alcanzó un valor mínimo de  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 14:00 h, cuando horas previas la velocidad del viento iba en incremento gradual hasta alcanzar su valor máximo de 1.8 m/s a las 14:00 h.



**Figura 4.35: Variación media horario de PM<sub>10</sub> vs temperatura**



**Figura 4.36: Variación media horario de PM<sub>10</sub> vs humedad relativa**

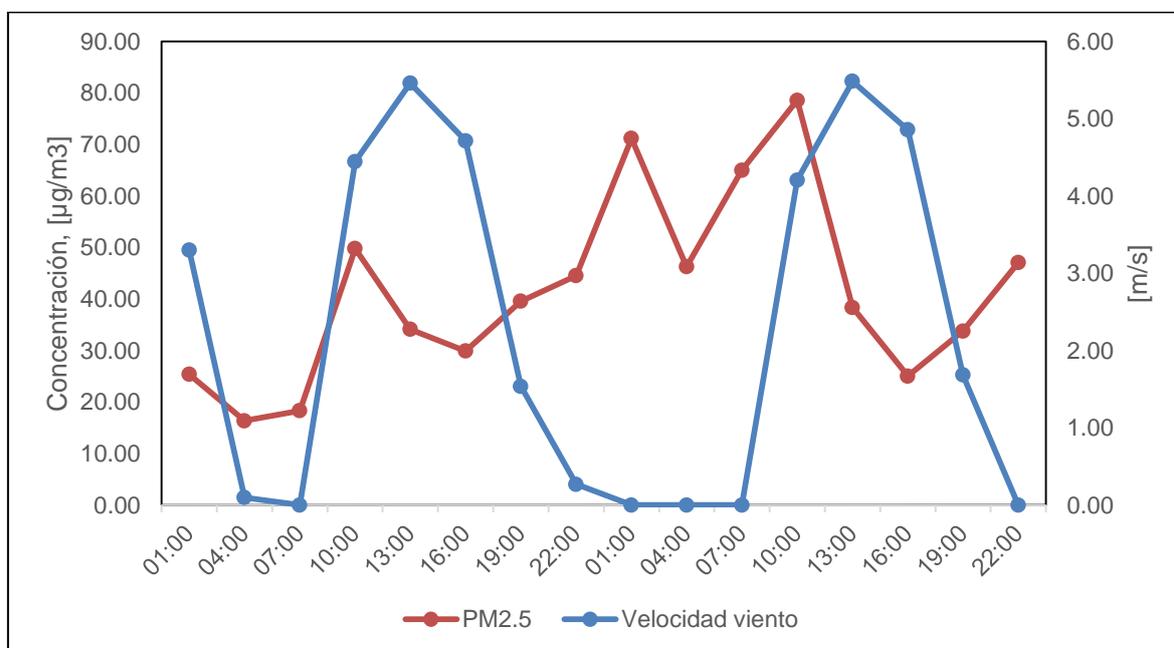
En la Figura 4.35, se aprecia que la temperatura no tiene mucha influencia con la concentración del PM<sub>10</sub>. Aunque, el día 1 de diciembre se puede apreciar a partir de las 10:00 h hasta las 24:00 h la temperatura desciende gradualmente de 21 a 18°C y también se visualiza que la concentración desciende de 60 a 40 µm/m<sup>3</sup>. Mientras que el día 2, sucede algo diferente, la temperatura desciende de 23 a 19°C y la concentración desciende hasta un valor mínimo de 40 µm/m<sup>3</sup> a las 13:00 h y luego comienza a ascender hasta 60 µm/m<sup>3</sup> siendo diferente al día anterior.

En la Figura 4.36, se aprecia que el comportamiento del  $PM_{10}$  con respecto a la humedad relativa es importante debido a que hay influencia directa. En la madrugada del día 2 se puede observar que aumenta la humedad hasta un valor máximo de 90% y debido a esto la concentración de  $PM_{10}$  desciende a un valor mínimo de  $43 \mu\text{m}/\text{m}^3$ , y a medida que la humedad relativa disminuya alcanzado un valor mínimo de 70% la concentración de  $PM_{10}$  ha subido a un valor máximo de  $80 \mu\text{m}/\text{m}^3$  a las 10:00 h aproximadamente.

En diciembre no se pudo medir  $PM_{2.5}$  en el Campo de Marte.

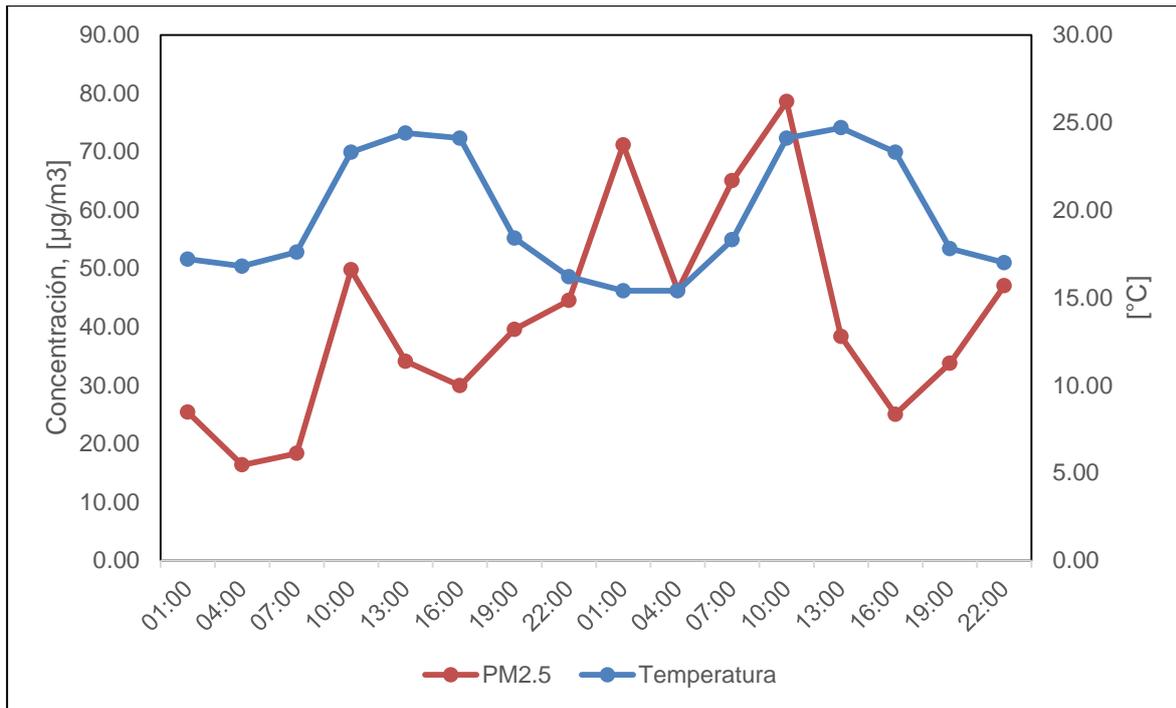
#### b. $PM_{2.5}$ vs Velocidad del viento, temperatura y humedad relativa

En las figuras 4.37, 4.38 y 4.39 se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $PM_{2.5}$  vs la velocidad del viento, temperatura y humedad relativa en la estación ATE los días 1 y 2 de diciembre del 2014 (verano).

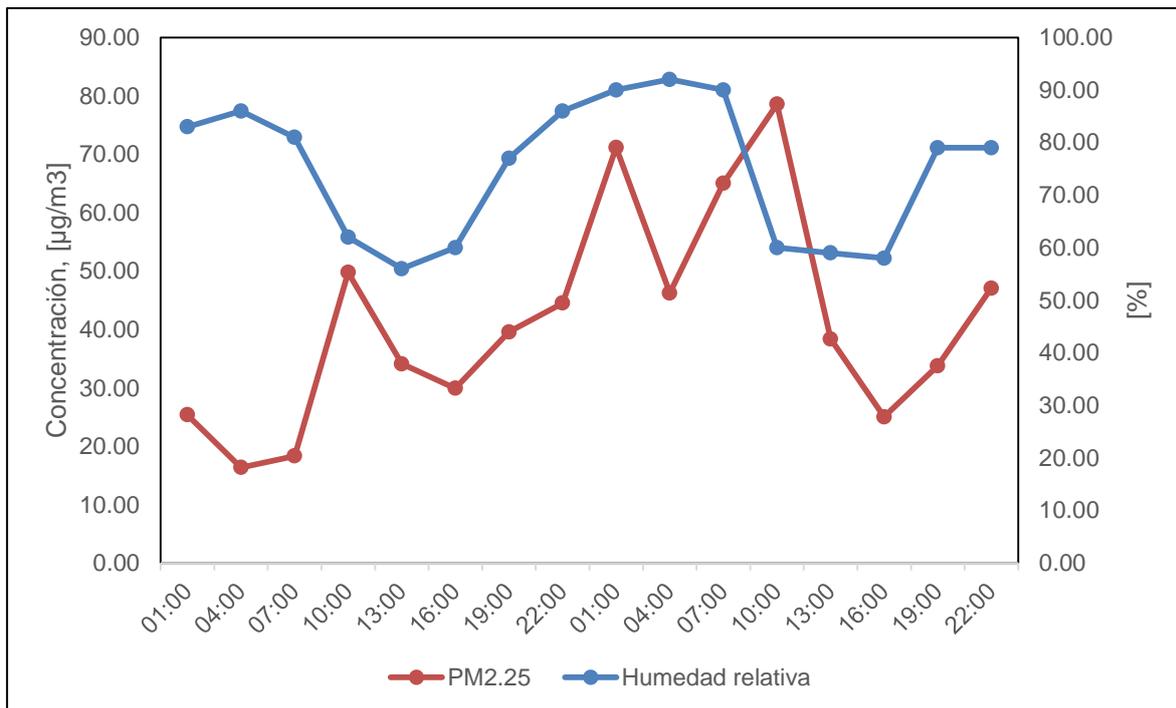


**Figura 4.37: Variación media horaria de  $PM_{2.5}$  vs velocidad del viento**

En la Figura 4.37, se aprecia que en la estación ATE ubicada en la zona Este, se dio el incremento gradual de  $PM_{2.5}$  en las primeras horas de la madrugada a partir de las 1:00 h, hasta llegar a una máxima de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 10:00 h, por efecto del viento que dispersa las partículas la concentración comienza disminuir hasta un valor mínimo de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 17:00 h, cuando horas previas la velocidad del viento iba en incremento gradual hasta alcanzar su valor máximo de 5.5 m/s a las 14:00 h.



**Figura 4.38: Variación media horario de PM<sub>2.5</sub> vs temperatura**



**Figura 4.39: Variación media horario de PM<sub>2.5</sub> vs humedad relativa**

En la Figura 4.38, se aprecia que la temperatura no tiene mucha influencia con la concentración del PM<sub>2.5</sub>. Aunque, el día 2 de diciembre se puede apreciar a partir de la madrugada hasta las 11:00 h la temperatura asciende desde 15 a 25°C visualizando

también que la concentración tiene un mismo efecto y asciende desde 40 a 80  $\mu\text{m}/\text{m}^3$ , luego la temperatura desciende gradualmente de 21 a 18°C y también se visualiza que la concentración desciende de 60 a 40  $\mu\text{m}/\text{m}^3$ . Luego la temperatura desciende de 25 a 17°C encontrándose que la concentración tiene un mismo efecto aproximado que desciende de 80 a 48  $\mu\text{m}/\text{m}^3$ .

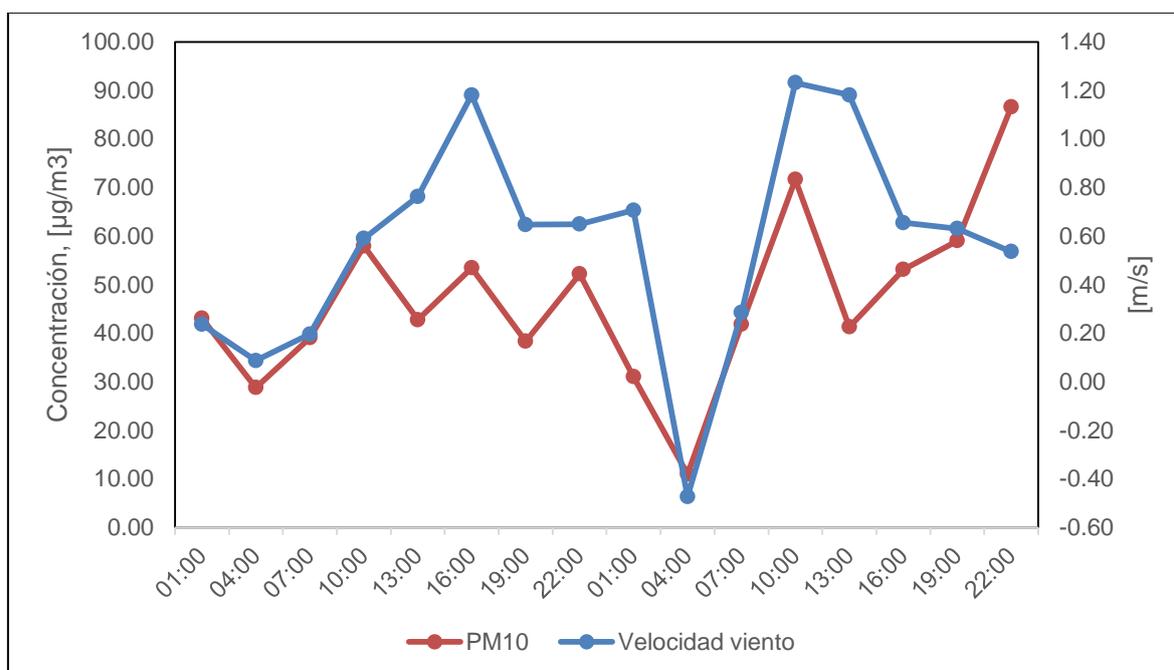
En la Figura 4.39, se aprecia que el comportamiento del  $\text{PM}_{2.5}$  con respecto a la humedad relativa tiene importancia debido a que hay influencia directa. En la madrugada del día 2 se puede observar que aumenta la humedad hasta un valor máximo de 90% y debido a esto la concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  desciende a un valor mínimo de 45  $\mu\text{m}/\text{m}^3$ , y a medida que la humedad relativa disminuya alcanzado un valor mínimo de 60% la concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  ha subido a un valor máximo de 80  $\mu\text{m}/\text{m}^3$  a las 10:00 h aproximadamente.

#### 4.7.2 ESTACIÓN INVIERNO

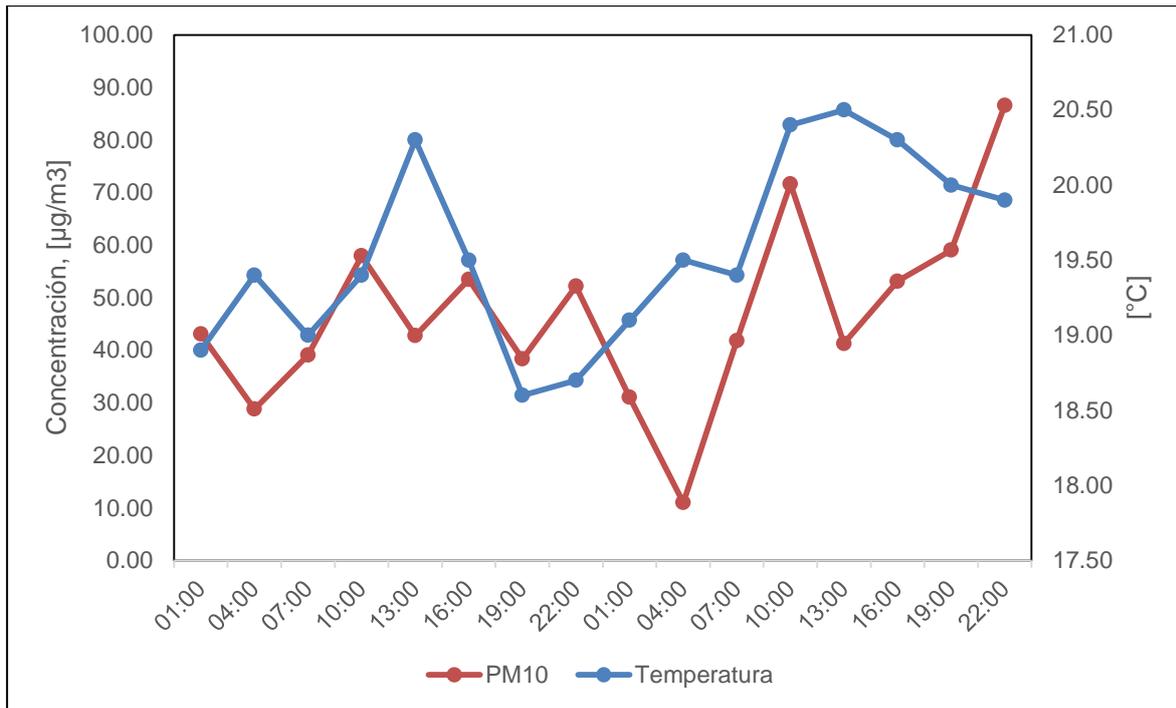
En este apartado se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  vs las variables meteorológicas para la temporada de invierno, durante dos días (3 y 4 de junio del 2015) en la estación Campo de Marte.

##### a. $\text{PM}_{10}$ vs Velocidad del viento, temperatura y humedad

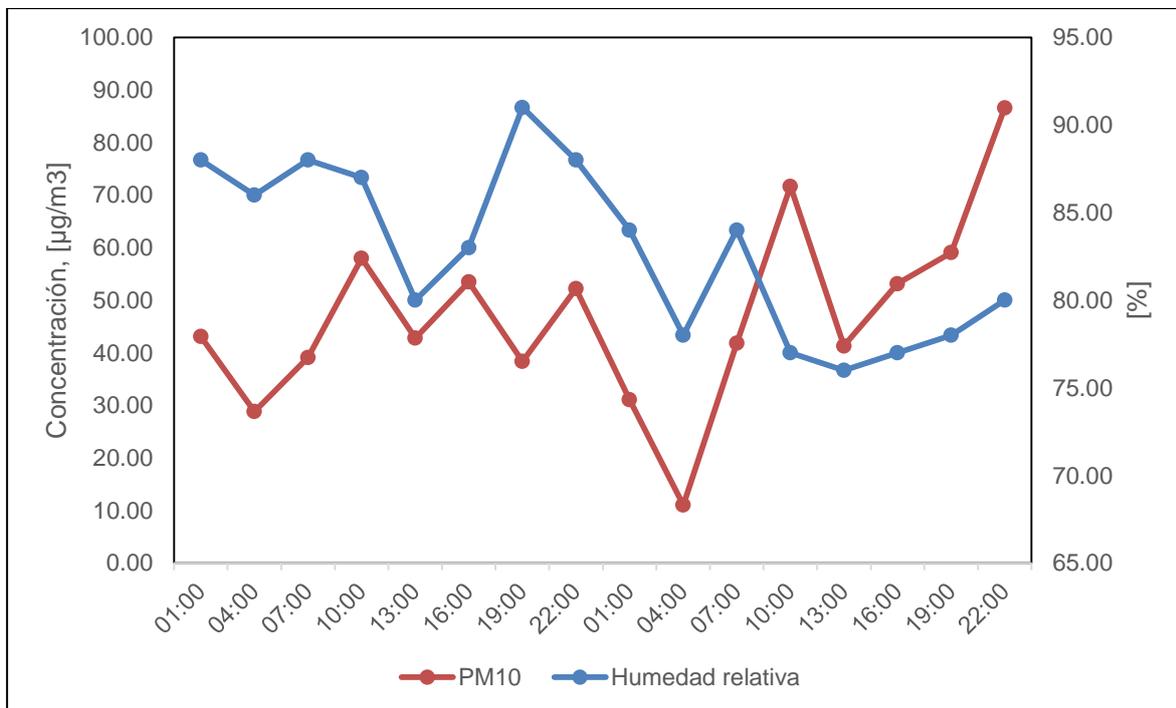
En las figuras 4.40, 4.41 y 4.42 se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $\text{PM}_{10}$  vs la velocidad del viento, temperatura y humedad relativa.



**Figura 4.40: Variación media horario de  $\text{PM}_{10}$  vs velocidad del viento**



**Figura 4.41: Variación media horario de PM<sub>10</sub> vs temperatura**



**Figura 4.42: Variación media horario de PM<sub>10</sub> vs humedad relativa**

En la Figura 4.40, se aprecia que en la estación Campo de Marte (CDM) ubicada en la zona Este, se dio el incremento gradual de PM<sub>10</sub> en las primeras horas de la madrugada del

día 4 junio a partir de las 1:00 h, hasta llegar a un valor de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 11:00 h, sobre la tarde se visualiza un incremento gradual de las 13:00 h hasta llegar a un valor máximo de  $85 \mu\text{m}/\text{m}^3$  a las 23:00 h, por efecto del viento que dispersa las partículas en la mañana la concentración comienza disminuir hasta un valor mínimo de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 14:00 h, cuando horas previas la velocidad del viento iba en incremento gradual hasta alcanzar su valor máximo de 1.3 m/s a las 11:00 h, en la tarde la velocidad desciende hasta 0.5 m/s mientras que la concentración aumenta hasta un valor máximo de  $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 23:00 h.

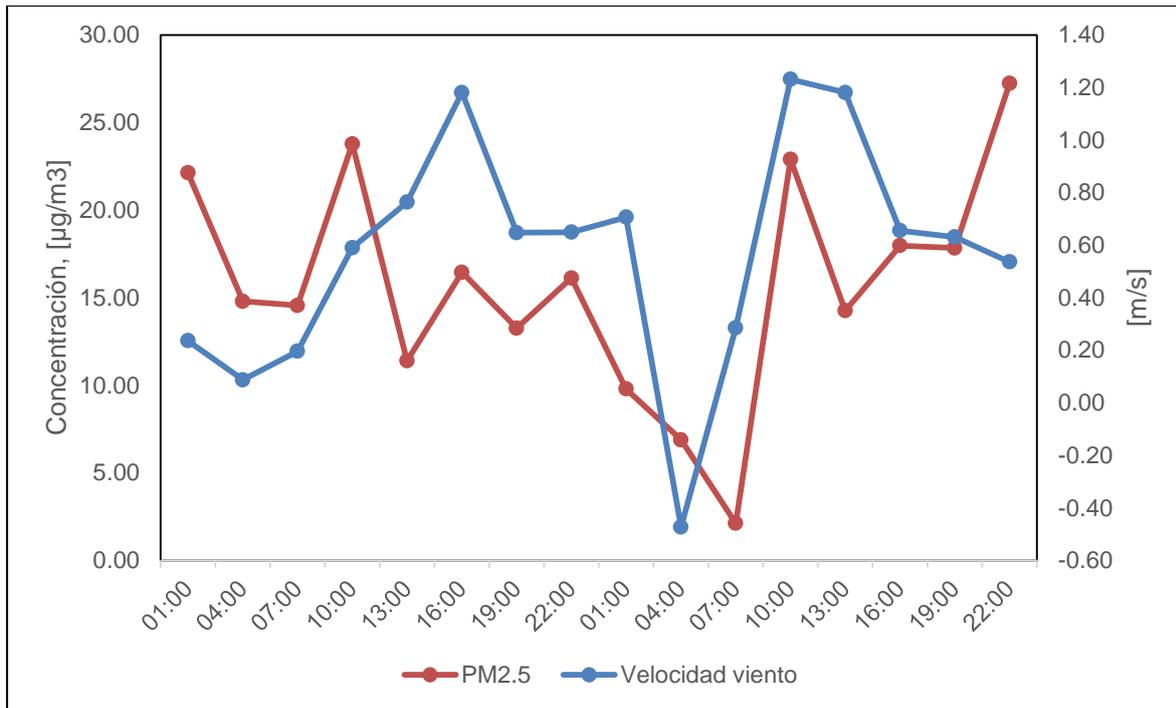
En la Figura 4.41, se aprecia que la temperatura no tiene mucha influencia con la concentración del  $\text{PM}_{10}$ . Aunque, el día 4 de junio se puede apreciar a partir de la madrugada hasta las 12:00 h la temperatura asciende desde 19 a  $20.5^\circ\text{C}$  visualizando también que la concentración tiene un mismo efecto y asciende desde 10 a  $70 \mu\text{m}/\text{m}^3$ , luego la temperatura desciende gradualmente de 21 a  $18^\circ\text{C}$  y también se visualiza que la concentración desciende de 60 a  $40 \mu\text{m}/\text{m}^3$ . Luego la temperatura desciende de 20.5 a  $20^\circ\text{C}$  encontrándose que la concentración tiene un mismo efecto solo hasta las 14:00 h y luego se incrementa hasta un valor de  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a las 23:00 h.

En la Figura 4.42, se aprecia que el comportamiento del  $\text{PM}_{10}$  con respecto a la humedad relativa es importante debido a que hay influencia directa. En horas de la mañana del día 4 junio se puede observar que disminuye la humedad desde un valor máximo de 85% a 75% y debido a esto la concentración de  $\text{PM}_{10}$  crece desde un valor mínimo de  $20 \mu\text{m}/\text{m}^3$  hasta  $87 \mu\text{m}/\text{m}^3$ , y a medida que la humedad relativa se mantiene entre un valor mínimo de 75% y 80% la concentración de  $\text{PM}_{10}$  sigue subiendo hasta un valor máximo de  $92 \mu\text{m}/\text{m}^3$  a las 23:00 h.

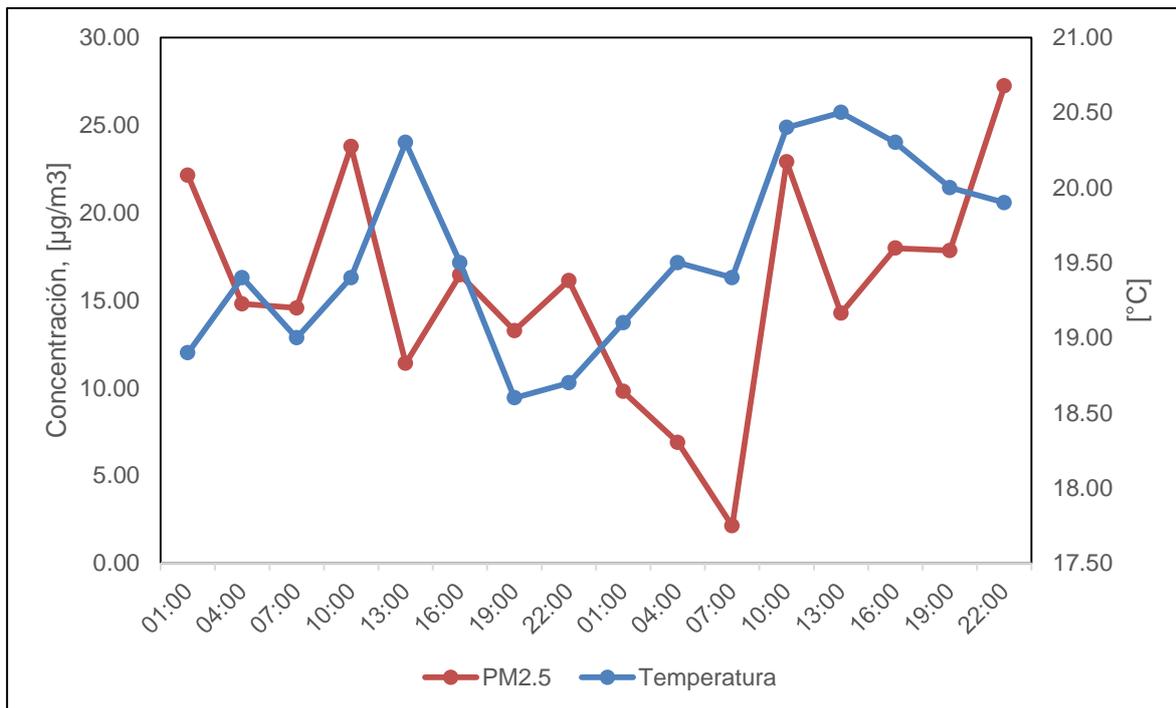
#### **b. $\text{PM}_{2.5}$ vs Velocidad del viento, temperatura y humedad**

En las figuras 4.43, 4.44 y 4.45 se muestran el comportamiento de la concentración de material particulado  $\text{PM}_{2.5}$  vs la velocidad del viento, temperatura y humedad relativa, en la estación de Campo de Marte (CDM) los días 3 y 4 de junio de 2015 (invierno).

En la Figura 4.43, se aprecia que en la estación Campo de Marte (CDM) ubicada en la zona Este, el día de 3 junio se dio el descenso gradual de  $\text{PM}_{2.5}$  de  $25 \mu\text{m}/\text{m}^3$  a  $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$  en las horas de la mañana y tarde a partir de las 10:00 h a 14:00 h debido al incremento gradual de la velocidad del viento de 0.2 m/s a 1.2 m/s desde las 5:00 h hasta las 17:00 h.



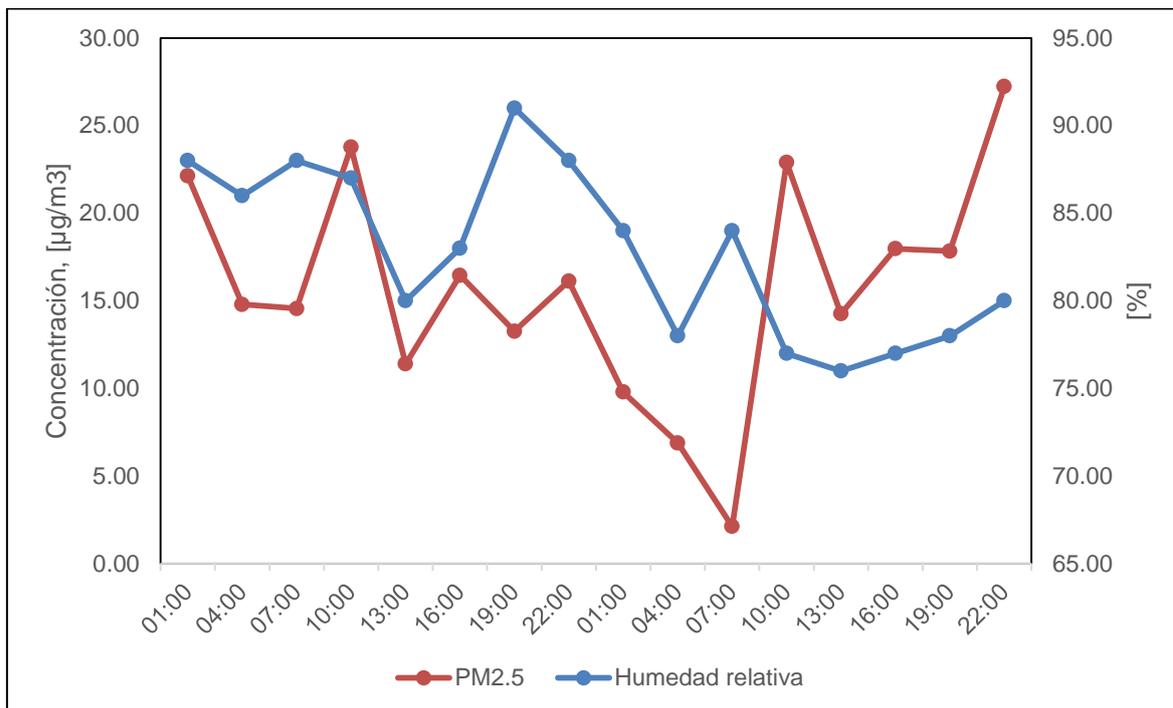
**Figura 4.43: Variación media horario de PM<sub>2.5</sub> vs velocidad del viento**



**Figura 4.44: Variación media horario de PM<sub>2.5</sub> vs temperatura**

En la Figura 4.44, se aprecia que la temperatura no tiene mucha influencia con la concentración del PM<sub>2.5</sub>. Aunque, el día 3 de junio se puede apreciar a partir de las 11:00 h hasta las 14:00 la temperatura se incrementa de 19.5 °C a 20.5 °C mientras que la

concentración de  $PM_{2.5}$  disminuye de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pero en otros episodios del día se comporta de forma contraria.



**Figura 4.45: Variación media horario de  $PM_{2.5}$  vs humedad relativa**

En la Figura 4.45, se aprecia que el comportamiento del  $PM_{2.5}$  con respecto a la humedad relativa es importante debido a que hay influencia directa. El día 4 de junio entre las 7:00 h y 14:00 h se observa una disminución gradual de la humedad relativa de 85% a 75% y el aumento gradual de  $PM_{2.5}$  de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y posteriormente entre las 14:00 h y 23:00 h la humedad relativa se mantiene entre 75% y 80% mientras que la concentración de  $PM_{2.5}$  sube de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### **4.7.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA INFLUENCIA DE LAS VARIABLES METEOROLÓGICAS EN LA DISPERSIÓN DEL MATERIAL PARTICULADO**

En esta parte de la tesis se realizó un análisis estadístico mediante la herramienta del software minitab. Este análisis estadístico consistió en determinar cual de las variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa o velocidad del viento) es o son más influyentes en la dispersión del material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en Lima Metropolitana. Para este análisis se consideró la base de datos de verano del 2014, las variables consideradas fueron el material particulado  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y las variables meteorológicas

temperatura, humedad relativa y velocidad del viento con promedios diarios para un mes. La tabla 4.18 y 4.19 nos muestran los resultados mediante la hipótesis del valor P (en inglés: P-value), para lo cual rechazaremos nuestra hipótesis nula ( $H_0$ ) si  $P < \alpha$  ( $\alpha = 0.05$ ) y aceptaremos nuestra hipótesis alterna si  $P > \alpha$ .

**Tabla 4.18: Comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el  $PM_{10}$ .**

<b>Variable meteorológica</b>	<b>Valor-P</b>	<b>Hipótesis nula, <math>H_0</math></b>
Temperatura	0.315	Se acepta
Humedad relativa	0.694	Se acepta
Velocidad	0.052	Se acepta

La Tabla 4.18 muestra la comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el  $PM_{10}$ . El valor P encontrado para las variables temperatura, humedad relativa y velocidad son mayores que 0.05 el cual nos indica que se acepta la hipótesis nula, es decir, las poblaciones no son diferentes estadísticamente y por lo tanto son iguales. En otras palabras existe influencia directa o indirecta de la variable meteorológica sobre el material particulado  $PM_{10}$ . Además, la mayor influencia para este caso fue de la humedad relativa, temperatura y velocidad del viento respectivamente sobre el aumento o disminución del  $PM_{10}$ .

**Tabla 4.19: Comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el  $PM_{2.5}$ .**

<b>Variable meteorológica</b>	<b>Valor-P</b>	<b>Hipotesis nula, <math>H_0</math></b>
Temperatura	0.952	Se acepta
Humedad relativa	0.233	Se acepta
Velocidad	0.168	Se acepta

La Tabla 4.19 muestra la comparación estadística de las variables meteorológicas sobre el  $PM_{2.5}$ . El valor P encontrado para las variables temperatura, humedad relativa y velocidad son mayores que 0.05 el cual nos indica que se acepta la hipótesis nula, es decir, las poblaciones no son diferentes estadísticamente y por lo tanto son iguales. En otras palabras existe influencia directa o indirecta de la variable meteorológica sobre el material particulado  $PM_{2.5}$ . Además, la mayor influencia para este caso fue de la temperatura, humedad relativa y velocidad del viento respectivamente sobre el aumento o disminución del  $PM_{10}$ .

## 4.8 EVOLUCIÓN DEL MATERIAL PARTICULADO EN LIMA METROPOLITANA

En esta parte de la tesis se realizó la elaboración de la evolución del material particulado  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en Lima Metropolitana del 2014 y 2015. Se consideró evolución diaria, mensual y anual. Se tomó en cuenta como referencia los límites máximos de concentración según la ECA y la OMS.

### 4.8.1 EVOLUCIÓN DIARIA POR ESTACIONES DE $PM_{10}$

La evolución diaria de la concentración de  $PM_{10}$  por estaciones en Lima Metropolitana en el año 2014 es como se muestra en la Figura 4.46. Siendo en Ate y Huachipa las concentraciones de  $PM_{10}$  más altas en la semana.

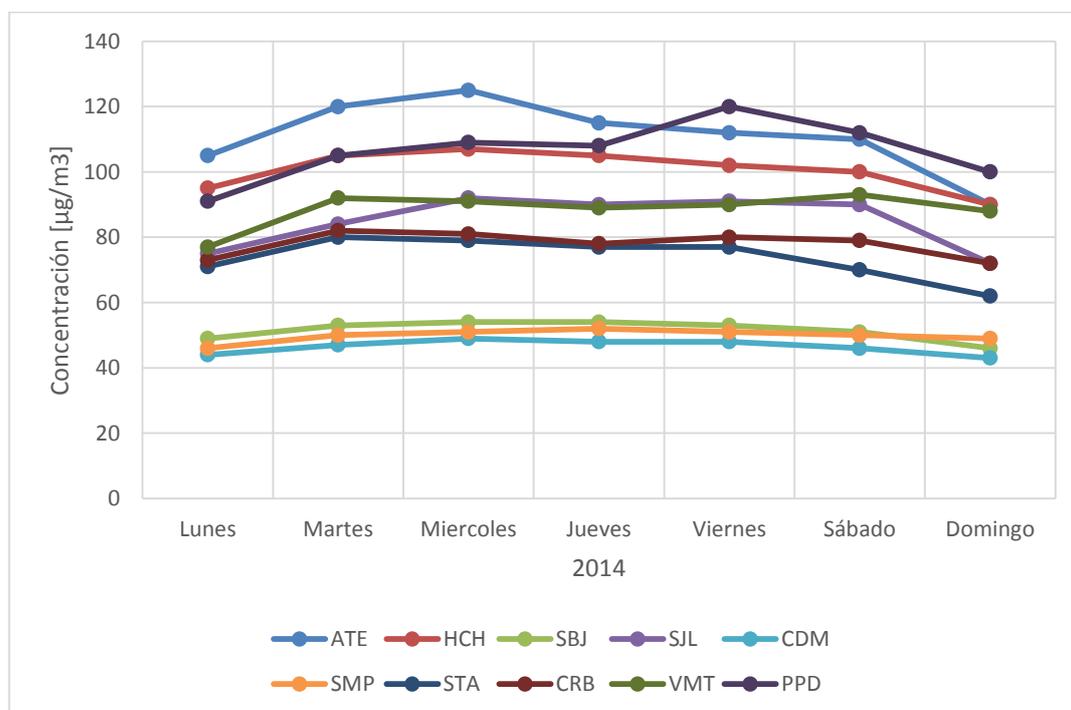
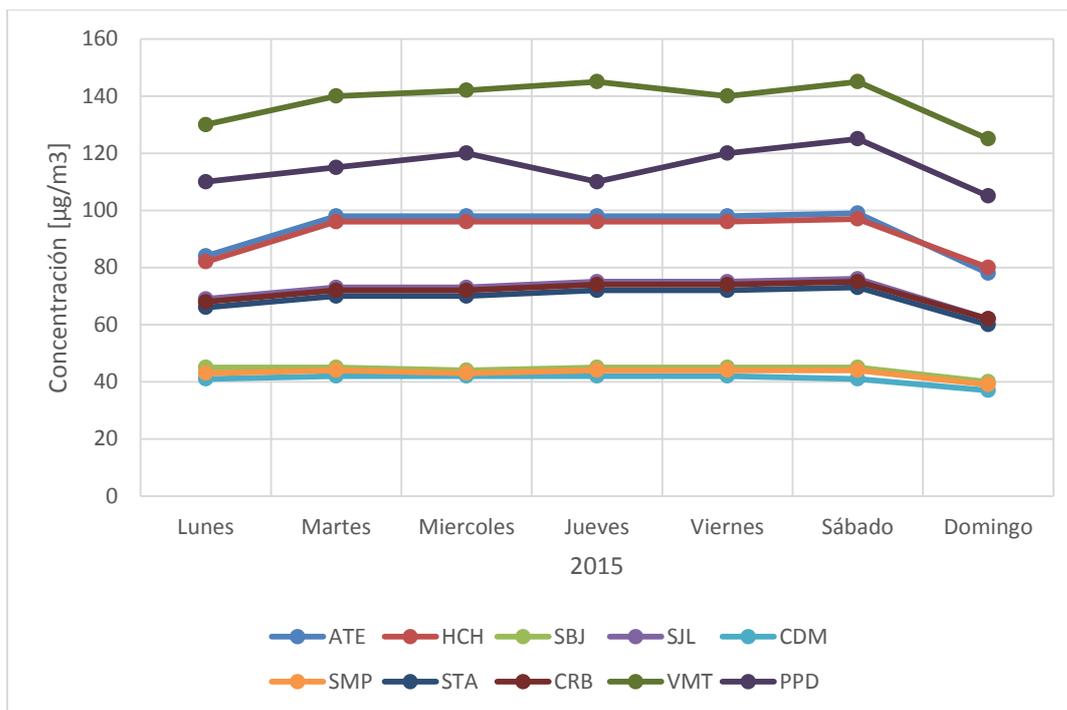


Figura 4.46: Evolución diaria de  $PM_{10}$ , 2014

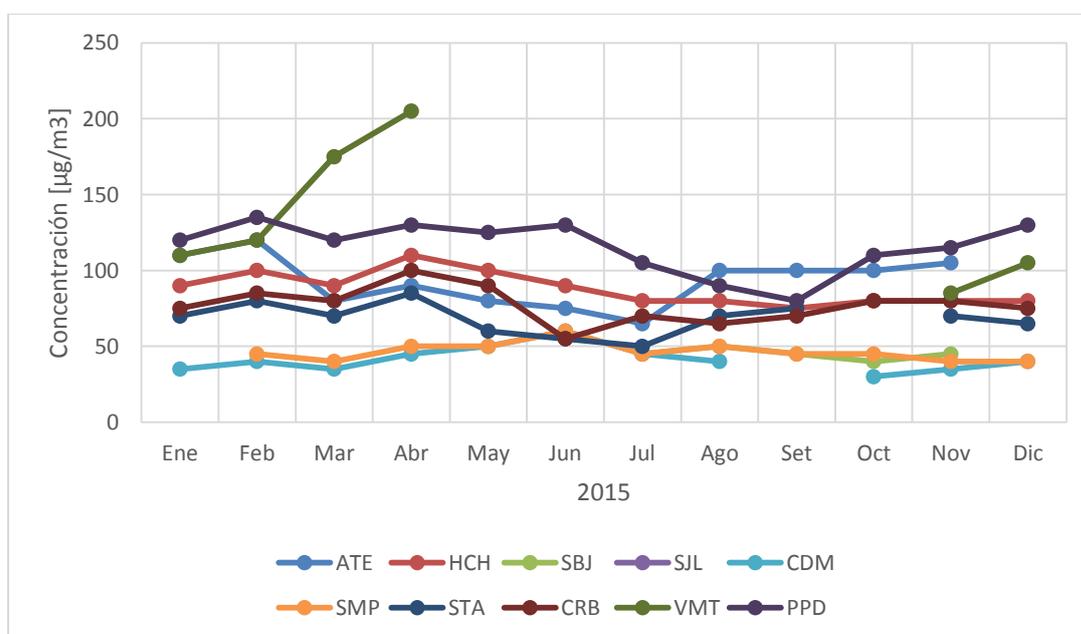
La evolución diaria de la concentración de  $PM_{10}$  por estaciones en Lima Metropolitana en el año 2015 es como se muestra en la Figura 4.47. Siendo Villa María del Triunfo y San Juan de Lurigancho las que mayor concentración de  $PM_{10}$  tienen durante la semana.



**Figura 4.47: Evolución diaria de PM<sub>10</sub>, 2015**

#### 4.8.2 EVOLUCIÓN MENSUAL POR ESTACIONES DE PM<sub>10</sub>

La evolución mensual de la concentración de PM<sub>10</sub> por estaciones en Lima Metropolitana en el año 2015 es como se muestra en la Figura 4.48. Siendo en Villa María del Triunfo y San Juan de Lurigancho las concentraciones más altas durante todos los meses en el año.



**Figura 4.48: Evolución mensual de PM<sub>10</sub>, 2015**

### 4.8.3 EVOLUCIÓN ANUAL POR ESTACIONES DE PM<sub>10</sub>

La Figura 4.49 muestra la evolución anual histórica de la concentración de PM<sub>10</sub> por estaciones en Lima Metropolitana. El ECA anual de PM<sub>10</sub> es de 50 µg/m<sup>3</sup> y los resultados muestran que todos los distritos excepto Jesús María sobre pasan este valor. Pero si se le compara con la OMS todos los distritos sobrepasan los límites máximos permisibles (20 µg/m<sup>3</sup>).

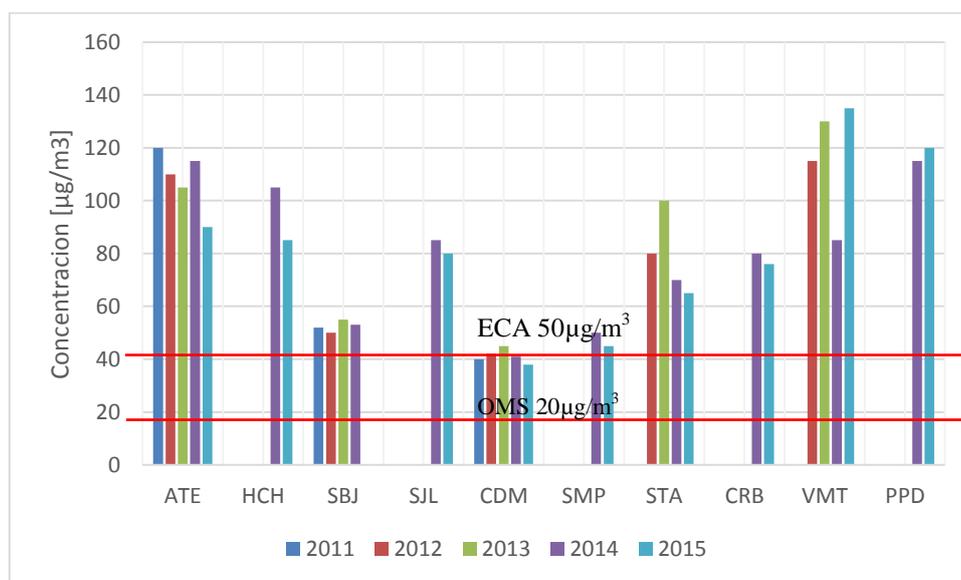
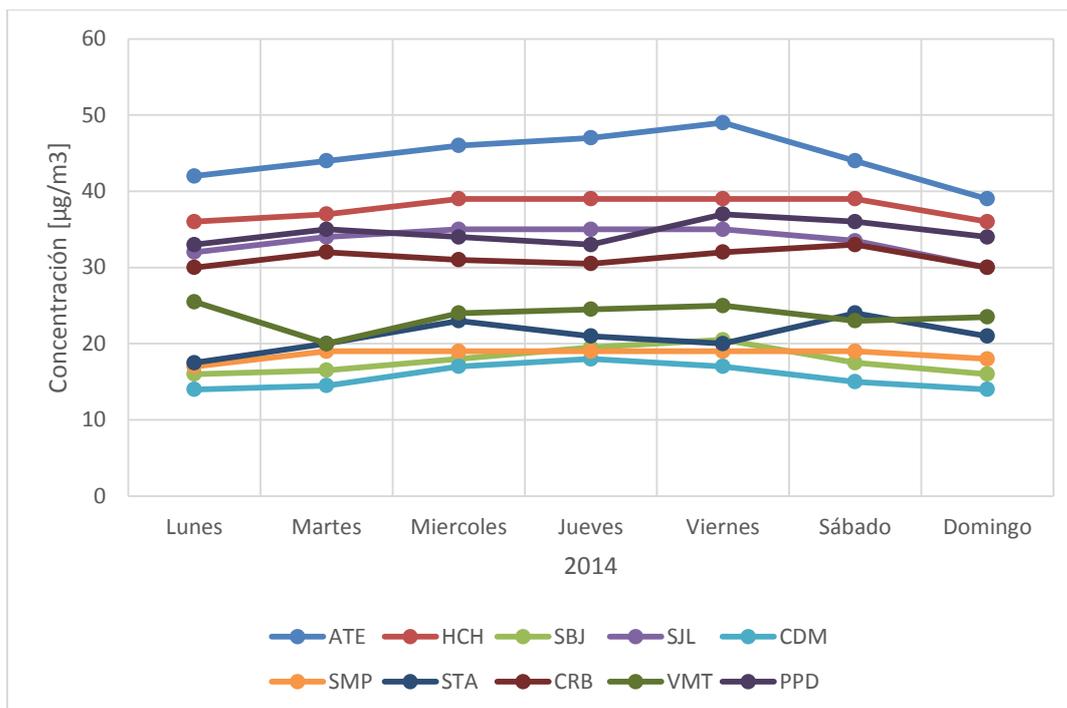


Figura 4.49: Evolución anual de PM<sub>10</sub>

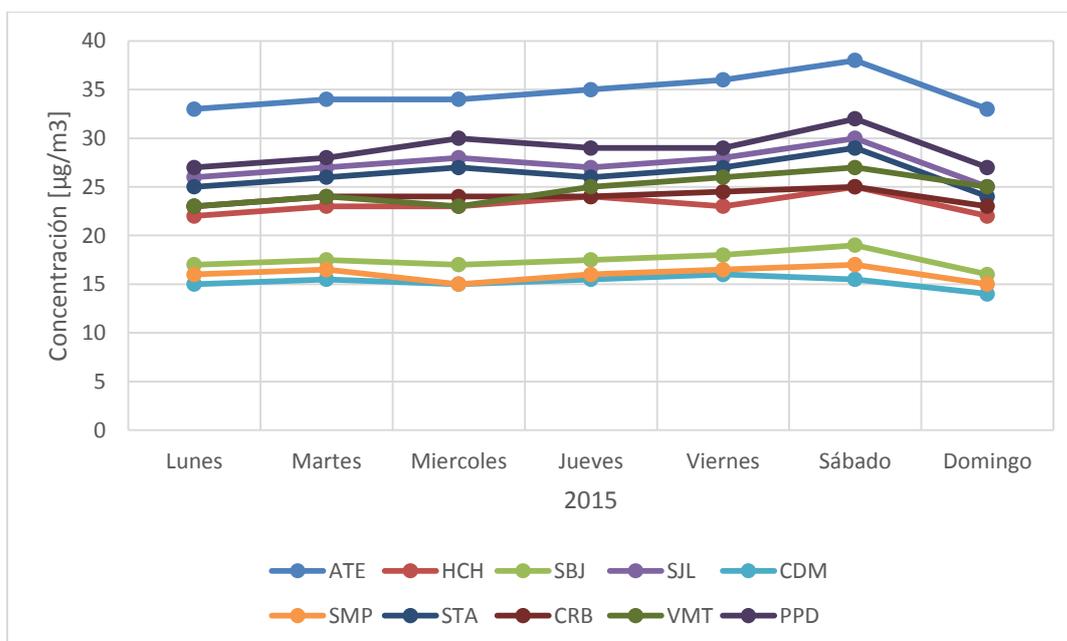
### 4.8.4 EVOLUCIÓN DIARIA POR ESTACIONES DE PM<sub>2.5</sub>

La evolución diaria de la concentración de PM<sub>2.5</sub> en el año 2014 en Lima Metropolitana se visualiza en la Figura 4.50. Los resultados muestran que en Ate y en Huachipa se tienen las mayores concentraciones de PM<sub>2.5</sub> en una semana de muestreo. Siendo Jesús María y San Borja los distritos menos contaminados.



**Figura 4.50: Evolución diaria de PM<sub>2.5</sub>, 2014**

La evolución diaria de la concentración de PM<sub>2.5</sub> en el año 2015 en Lima Metropolitana se visualiza en la Figura 4.51. Los resultados muestran que Ate y San Juan de Lurigancho son los distritos más contaminados en el monitoreo de una semana y los distritos menos contaminados son Jesús María y San Martín de Porres.



**Figura 4.51: Evolución diaria de PM<sub>2.5</sub>, 2015**

#### 4.8.5 EVOLUCIÓN MENSUAL POR ESTACIONES DE PM<sub>2.5</sub>

La evolución mensual de la concentración de PM<sub>2.5</sub> en Lima Metropolitana se visualiza en la Figura 4.52. Siendo los distritos más contaminados Ate y San Juan de Lurigancho. Y los distritos menos contaminados Jesús María y San Martín de Porres.

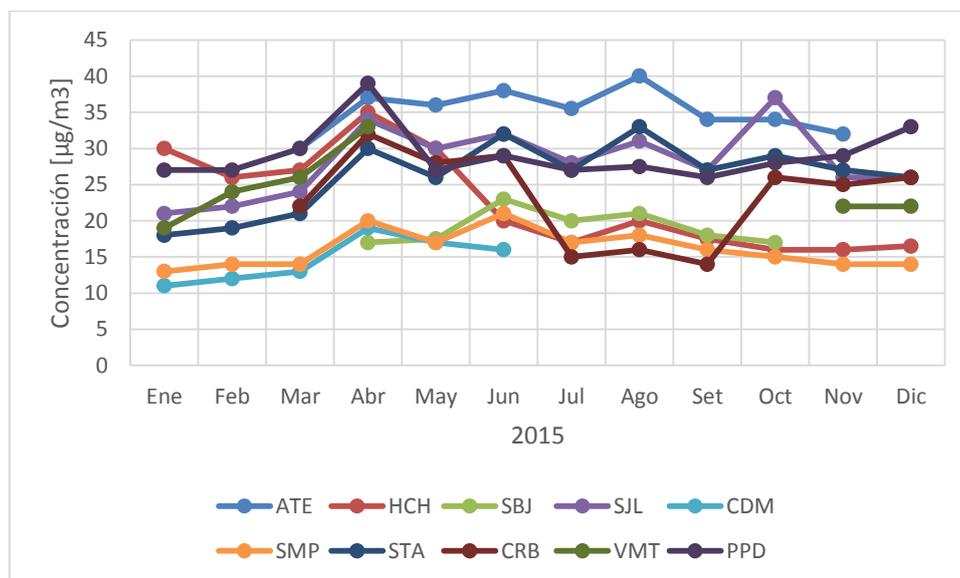


Figura 4.52: Evolución mensual de PM<sub>2.5</sub>, 2015

#### 4.9 DISCUSIÓN FINAL

Un análisis anterior al estudiado en este trabajo, en el año 2011 la concentración de PM<sub>10</sub> para los ECA Lima Metropolitana no sobrepasó los límites máximos permisibles (150 µg/m<sup>3</sup>; 24 horas) tanto en invierno como en verano. Pero si hubiesen sido comparados con respecto a la OMS (50 µg/m<sup>3</sup>; 24 horas) tanto en invierno como en verano todas las áreas hubieran sobrepasado estos límites. Por ejemplo en el área Callao en verano la concentración promedio era 60 µg/m<sup>3</sup>, siendo el Callao y Ventanilla las más altas con valores de 80 a 90 µg/m<sup>3</sup> y siendo Bellavista y la Punta por debajo de 50 µg/m<sup>3</sup> y en invierno 55 µg/m<sup>3</sup> los mismos distritos y cómo podemos darnos cuenta son mayores a lo que estipula la OMS. En el área sur en el verano era 62 µg/m<sup>3</sup> siendo los distritos más contaminados Chorrillos, Pachacamac, Villa el Salvador, Santiago de Surco y San Juan de Miraflores entre 60 a 100 µg/m<sup>3</sup> y en invierno 51 µg/m<sup>3</sup> siendo los mismos distritos entre valores de 60 a 75 µg/m<sup>3</sup>. En Lima Ciudad (área centro) en verano la concentración

promedio era  $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$  siendo San Miguel, Lince, Miraflores, Cercado de Lima, San Borja y San Luis los más contaminados con valores entre  $60$  y  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y en invierno  $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$  casi en el límite siendo los distritos San Miguel, Surquillo, Cercado de Lima y San Luis los más contaminados entre valores de  $50$  a  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Siendo las áreas más contaminadas el área norte y este, alcanzado en el norte en verano una concentración promedio de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  siendo los distritos más contaminados Comas, Carabayllo y Puente Piedra con valores entre  $160$  a  $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en invierno la concentración promedio fue de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  siendo los más contaminados los mismos distritos entre valores de  $125$  a  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en el área este la concentración promedio en verano fue de  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$  siendo los distritos más contaminados San Juan de Lurigancho, Chosica y Ate entre valores de  $160$  a  $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y en invierno la concentración promedio fue de  $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$  siendo los distritos más contaminados Chosica, Chaclacayo y Ate entre valores de  $130$  a  $155 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Para el mismo año 2011 con respecto a  $\text{PM}_{2.5}$  según referencia de la ECA en Lima Metropolitana las áreas que sobrepasan los límites máximos en verano son el área oeste (Callao) y el norte, siendo en el Callao los distritos más contaminados Callao y Villavista entre  $70$  y  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y siendo en el norte los distritos más contaminados Puente Piedra y Carabayllo entre valores de  $60$  y  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Además, aunque los promedios en las otras áreas no sobrepasaban los límites pero si hubo algunos distritos tales como San Juan de Lurigancho (área sur), Chosica, San Juan de Lurigancho, (área este) y San Luis (área centro) que sobrepasaron los límites máximos. Pero si se compara con los límites de la OMS las áreas contaminadas que habrían sobrepasado los límites máximos permisibles ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) serían todas de Lima Metropolitana, excluyéndose algunos distritos como Surco, Villa el Salvador, Barranco, Lurín (área sur), Cieneguilla (área este) y Cercado de Lima (área centro). En invierno con referencia a la ECA ninguna área en promedio hubiera sobrepasado los límites máximos permisibles (individualmente estos distritos sobrepasaron, Comas en el norte, Chosica y San Juan de Lurigancho en el este), pero si se hubiera comparado con la OMS las áreas contaminadas que hubieran sobrepasado los límites serían norte y este con valores de  $27$  y  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivamente, siendo los distritos que sobrepasaron en el norte Comas, Carabayllo, Puente Piedra, Los Olivos y en el este los distritos de El Agustino, Chosica y San Juan de Lurigancho.

Al realizar un análisis de evolución diaria (24 h) del  $\text{PM}_{10}$  en la estación de Ate desde enero hasta diciembre del 2014, se discute que en el mes de enero según la ECA ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ningún día sobre paso los límites máximos permisibles, pero si se hace un análisis

con las guías de la OMS ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) todos los días se sobrepasaron los límites máximos, manteniéndose enero y las dos semanas de febrero entre  $60$  a  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Por lo tanto decimos que esta zona de Ate es muy contaminada y que va en perjuicio de la población aledaña. Seguidamente a fines de febrero y la primera semana de marzo suben las concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  incluso sobrepasando los ECA llegando a  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pero también según la OMS en ambos meses sobrepasando los límites. El 7 de abril incluso se registra una concentración de  $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y durante el mes se mantiene entre  $120$  a  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En mayo hasta junio e incluso hasta la segunda semana de julio las concentraciones descienden y se mantienen entre  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Siendo en julio, agosto y setiembre muy fluctuantes diariamente teniéndose concentraciones entre  $50$  a  $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y finalmente teniéndose para octubre, noviembre y diciembre concentraciones entre  $50$  a  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Analizando durante los meses de marzo a diciembre del 2014 en los puntos principales donde se encuentran los equipos de muestreo se pudo registrar concentraciones máximas de  $\text{PM}_{10}$  en los distritos de Villa María del Triunfo ( $139.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Ate ( $133.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Santa Anita ( $66.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), San Borja ( $52.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Jesús María ( $47.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En abril fue muy semejante siendo los distritos más contaminados Ate ( $143.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Villa María del Triunfo ( $105.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Santa Anita ( $72.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Jesús María ( $51.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y San Borja ( $41.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En mayo el distrito más contaminado fue Puente Piedra ( $147 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado San Borja ( $34.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En junio el distrito más contaminado fue Ate ( $92.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menor San Borja ( $43.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En julio el distrito más contaminado fue Ate ( $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y la menos contaminado fue Jesús María ( $51.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En agosto el distrito más contaminado fue Ate ( $119.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado fue Jesús María ( $44.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En setiembre el distrito más contaminado fue Ate ( $107.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado en Jesús María ( $48.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En octubre el distrito más contaminado fue Puente Piedra ( $116.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado fue Jesús María ( $39.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En noviembre el distrito más contaminado fue Huachipa ( $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado en Jesús María ( $40.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En diciembre el distrito más contaminado fue Villa María del Triunfo ( $130.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado fue Jesús María ( $38.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Analizando durante los meses de verano del 2015 las concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  para Lima Metropolitana podemos discutir lo siguiente, los distritos más contaminados fueron Puente Piedra ( $120.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Ate ( $111 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Villa María del Triunfo ( $108.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), siendo la menos contaminada Jesús María ( $35.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y San Martín de Porres ( $38.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En el mes de febrero la zona más contaminada fueron Puente Piedra ( $137.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Villa María

del Triunfo ( $126.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Ate ( $124.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), siendo la menos contaminada Jesús María ( $41.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y San Martín de Porres ( $46.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Y en marzo los distritos más contaminados fueron Villa María del Triunfo ( $240.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Puente Piedra ( $158.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Huachipa ( $131.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y el menos contaminado Jesús María ( $52.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Realizando un análisis de que sucedió en el mismo mes del año 2014 y 2015 con respecto a la evolución del  $\text{PM}_{10}$  podemos decir que en la zona de ATE hubo una reducción el 2015 del 41.2% en relación a la del 2014. Mientras que en Jesús María hubo un incremento del 10.3%, en Santa Anita hubo un incremento del 64.1% y en Villa María del Triunfo un incremento del 72.3%.

Haciendo un análisis de la evolución diaria del  $\text{PM}_{10}$  en una semana (lunes a domingo) del año 2014 (Figura 4.46), podemos discutir que los distritos de Jesús María y San Martín de Porres están por debajo de la guía OMS ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mientras que los demás distritos superan diariamente estas guías que se encuentran entre 70 a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , siendo las más altas en el distrito de Ate que supera todos los días entre 100 a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dentro de la semana los dos días más altos son martes y miércoles debido a la dinámica de las actividades de la población, el alto flujo vehicular y la dirección de vientos dominantes hacia el norte y este de la ciudad. Además, se discute que para el año 2014 según el ECA ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en Ate se sobre paso 40 días, en Santa Anita 2 días, Villa María del Triunfo 23 días, Huachipa 16 días, San Juan de Lurigancho 3 días, Puente Piedra 20 días, e indicando el ECA no más de 3 días al año. Ahora si lo comparamos con la guía de OMS, no se cumpliría en ningún caso. Y si lo comparamos con los años anteriores 2012 y 2013 el distrito de Villa María del Triunfo tiene superaciones de 66 y 110 días los límites que estipula la ECA. Disminuyendo para el 2014 siendo las superaciones en 23 días y apareciendo otros distritos como Puente Piedra y Huachipa que también superaron 28 y 16 días los valores de la ECA respectivamente; mientras que para el 2015 hay una disminución en el distrito de Ate sobrepasando 12 días, Huachipa sobrepasando 6 días, mientras que en Villa María del Triunfo se incrementa llegando a 65 días de superación y Puente Piedra en 45 días. Y si lo comparamos en una semana (de lunes a domingo) con el año 2013, podemos discutir que todos los distritos sobrepasan lo indicado por la OMS salvo Jesús María en los días sábado y domingo que están por debajo de lo que indica la OMS. En el 2013 el distrito más contaminado es Villa María del Triunfo por encima de los 120 a  $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , luego Ate (entre 100 a  $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y Santa Anita (entre 80 a  $108 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Al analizar la evolución anual histórica del  $PM_{10}$  desde 2011 al 2015 (Figura 4.49), se puede decir que solo en los distritos de San Borja, San Martín de Porres y Jesús María no se supera los límites de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  según la ECA. Mientras que los otros distritos duplican los valores promedio anuales. Concluyendo que Lima Metropolitana es una ciudad muy contaminada.

Haciendo un análisis de la evolución diaria del  $PM_{2.5}$  en una semana (lunes a domingo) del año 2014 (Figura 4.50), podemos discutir que los distritos de Villa María del Triunfo, Huachipa, Carabayllo, San Martín de Porres, San Borja y Jesús María están por debajo de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  según lo indica la OMS y la ECA, en cambio los distritos San Juan de Lurigancho, Santa Anita, Puente Piedra y Ate sobrepasan lo que indica la OMS y la ECA. Siendo este último el distrito más contaminado con una concentración mayor a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante toda la semana, siendo el viernes el día más contaminado con  $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Además, se puede analizar durante la evolución que el lunes es el día menos contaminado y asciende hasta el día viernes en la mayoría de los distritos y luego desciende hasta el siguiente lunes. Esto se debe justamente por las actividades de la ciudad.

Durante el año 2014, en la zona norte, los distritos de Puente Piedra (225 días), Carabayllo (197 días), y San Martín (29 días) excedieron significativamente los  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Y en la zona este, los distritos de Huachipa (230 días), San Juan de Lurigancho (187 días), Ate (90 días) y Santa Anita (5 días), sobrepasaron el ECA. Mientras que en la zona sur, Villa María del Triunfo (10 días) y San Borja (9 días). Y la zona centro en Jesús María por 9 días sobrepaso.

En el 2015 durante una semana de lunes a domingo el comportamiento de la concentración versus las horas del día en una semana tiene la misma tendencia diariamente, en la zona norte los distritos de San Martín y Carabayllo tienen la misma tendencia mientras que Puente de Piedra es diferente; esta tendencia semejante es siendo una concentración menor en la madrugada con un descenso a las 4:00 horas y luego un ascenso máximo a las 8:00 horas, luego descendiendo hasta las 16:00 hora para luego incrementarse levemente a las 20:00 horas para luego descender en la noche hasta la madrugada a las 4:00 horas y seguir el ciclo de la semana. Esto se repite en todas las estaciones de monitoreo y pronóstico, mientras que para el distrito de Puente Piedra se realiza un ciclo distinto, disminuyendo hacia la madrugada 4:00 horas y ascendiendo hasta las 12:00 horas luego tener un pequeño descenso y luego subir rápidamente hasta las 18:00 horas para luego bajar hasta la madrugada de las 4:00 horas. Al analizar este comportamiento se puede mencionar que el

descenso desde las 18:00 horas hasta las 4:00 horas es porque los propietarios con autos regresan a sus domicilios para descansar, de manera que esto repercute en la contaminación del aire, y su incremento se debe a que el transporte particular y público nuevamente comienzan a trabajar para un día nuevo y la concentración de  $PM_{10}$  comienza a ascender hasta las 8:00 horas. Ahora, en la zona sur y centro si las tendencias son semejantes durante el día y la semana. San Borja, Jesús María y Villa María del Triunfo. La menor concentración es en la madrugada a las 4:00 horas y mayor concentración a las 8:00 horas con un descenso a las 12:00 y un pequeño incremento hasta las 20:00 horas y luego deciente hasta las 4:00 horas. En la zona este los distritos Ate, Santa Anita y San Juan de Lurigancho también tienen la misma tendencia que en las zonas antes explicada durante las horas del día y durante la semana.

Al realizar un análisis de la evolución mensual de enero a diciembre del 2015 en relación al  $PM_{2.5}$  podemos discutir que el distrito de Ate presenta concentraciones entre 30 a 40  $\mu g/m^3$ , en San Juan de Lurigancho las concentraciones están entre 20 a 27  $\mu g/m^3$ , en Santa Anita las concentraciones están entre 18 a 26  $\mu g/m^3$ , en Puente Piedra las concentraciones están entre 26 a 39  $\mu g/m^3$ , y los distritos que presentan menor concentración están San Borja entre 13 a 22  $\mu g/m^3$ , Jesús María entre 13 a 21  $\mu g/m^3$ .

Con las variables estudiadas podemos discutir sobre el potencial de la contaminación atmosférica. Este potencial está caracterizado por algunas variables como ser: la altura de la capa límite atmosférica y la velocidad de viento transporte, definido como la velocidad media del viento dentro de la capa límite. El alto potencial de la contaminación atmosférica para Lima Metropolitana se da entre los meses de febrero a junio (siendo en abril la altura mínima de la capa límite de 200 metros) y entre setiembre a diciembre (siendo la altura de 700 metros) y bajo potencial entre junio y setiembre (siendo la altura de capa límite de 1050 metros). Esto se verifica con las concentraciones promedio mensual en cada zona de Lima Metropolitana tanto para  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ . Alcanzado para  $PM_{10}$  concentraciones que alcanzan un valor de 120 a 140  $\mu g/m^3$  entre febrero a junio (alto potencial) y 80 a 100  $\mu g/m^3$  entre junio a setiembre (bajo potencial).

Podemos discutir también los estudios, resultados y conclusiones con otros autores que han investigado temas similares con el estudio desarrollado. A continuación podemos mencionar:

La estimación de la variación espacial y temporal de emisiones de los vehículos es la mayor fuente de incertidumbre tal como lo menciona Vivanco y Andrade (2006) en el

trabajo que desarrolla en la estimación de emisiones en Sao Paulo al sur de Brasil. Se coincide con el autor en el desarrollo de esta investigación, debido a que este juega un papel muy importante en la simulación espacial. Tal como se ve puede visualizar en las Figuras 4.14 y 4.16 las concentraciones en algunos casos subestiman los valores observados.

Al respecto Grivas (2004), describió que los altos valores de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  ocurren durante periodos de bajo flujo de viento, lo cual empeora la dispersión de las masas de aire en el ambiente, y Chan (2008) refiere que la concentración de los contaminantes del aire generalmente decrece con el incremento de la velocidad del viento. También Song Yu (2006) afirma que, una velocidad del viento alta, es causa dominante de la reducción de los niveles de contaminación. Se coincide con estas afirmaciones en el análisis de este estudio, tal como se puede visualizar en la Figura 4.40 para  $PM_{10}$  y Figura 4.43 para  $PM_{2.5}$ . Donde a mayores valores de velocidad por ejemplo 1.2 m/s se obtienen menores concentraciones de  $PM_{10}$  aproximadamente  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Lo mismo sucede con el  $PM_{2.5}$ , para velocidades de 1.2 m/s se obtienen concentraciones muy bajas de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

González et al. (2016) afirma que en Bogotá-Colombia domina la actividad vehicular con el 90% de emisiones y comenta que en países emergentes es escasa el estudio de la contaminación atmosférica, coincidiendo con el trabajo desarrollado en Lima-Perú, siendo el parque vehicular uno de los principales factores de la contaminación atmosférica en Lima tal como se analizó en la primera parte de este estudio de investigación con las consecuencias pronosticadas de enfermedades y muertes de la población. Además, se coincide en que el inventario es una herramienta fundamental para los pronósticos ambientales y sobre todo de salud pública y proporciona información para los futuros tomadores de decisiones.

Rodríguez et al. (2016) estudió la influencia de los patrones de manejo sobre la emisión de vehículos. Además, menciona que los vehículos que usan Diésel contaminan mayor cantidad de material particulado, y esto coincide con los estudios realizados sobre las emisiones en Lima-Perú al analizar emisiones versus uso del combustible en el capítulo de resultados (Tabla 4.2).

Huo et al. (2011) menciona que las emisiones están relacionadas al tipo de vehículo y combustible usado en la ciudad. También, Wang et al. (2008) realizó un estudio similar en Shanghái-China, obteniendo que el tráfico vehicular es el más predominante en la contaminación atmosférica y obteniendo emisiones diferentes debido al uso de cada

combustible y tipo de vehículo usado (Figura 3.22). Y esto es validado también en este estudio realizado, ya que el tipo de vehículo y combustible es importante en las emisiones generadas y más aún con el parque automotor antiguo que tiene Lima. Además, se puede visualizar que gracias al uso del gas licuado de petróleo y gas natural se podría disminuir este impacto, en un trabajo de investigación paralelo a esta tesis (Rojas & Perales, 2015) se pudo comprobar que si la política ambiental en Perú fuera más drástica se podría reducir las emisiones de material particulado cambiando el diésel y gasolina por gas natural o gas licuado de petróleo. Consiguiéndose hasta un 4% de reducción de material particulado y un 3% en emisiones gaseosas.

Parra et al. (2006) realizó un estudio de los episodios del ozono en California. Menciona que los inventarios de emisiones es una herramienta muy importante para el uso del modelo de transporte químico que necesitó para la modelación. Se concuerda con esta afirmación debido a que el CCATT-BRAMS al igual que EMICAT2000 necesita un inventario de emisiones del lugar de estudio y otros de carácter global.

Saide et al. (2009) realizó un estudio de inventario de emisiones con las algunas correcciones al método proxy usado para una red de carreteras, que en conclusión subestima los resultados de emisión. El método que propone es desagregación que usa dos tipos de datos, datos indirectos (densidad de la población, uso de los suelos) y datos directos (tráfico de vehículos, contador de tráfico, capacidad de carreteras, y modelos de transporte). Recomienda usar el contador de tráfico si esto está disponible. Esto último valida el uso de la metodología que se usó para el trabajo de investigación el cual se determinó la cantidad de vehículos por tipo y por uso de combustibles en Lima-Perú.

## V. CONCLUSIONES

- 1) Se definió las bases de datos según bibliografía especializada y se adecuó al modelo CCATT-BRAMS para la realidad en Lima Metropolitana (Perú). Se usó el procesador PREP-CHEM-SRC (versión 1.2.1) para desarrollar y generar las emisiones en Lima. Las emisiones antropogénicas para Lima fue prescrita usando RETRO (REanalysis of the TROpospheric chemical composition) y EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research) emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero y contaminantes del aire. Las emisiones biogénicas de la tierra, vegetación y océanos son provistas en base a una resolución espacial de  $1^\circ \times 1^\circ$  y una resolución temporal mensual con el GEIA (Global Emissions Initiative).
- 2) Se estableció una metodología nueva de cálculo para estimar las emisiones de los contaminantes atmosféricos principalmente para este estudio  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  considerando como energético la gasolina, diésel, GLP y GN. Los cálculos se hicieron a partir del 2006 hasta la fecha (2015) e inclusive con una proyección al 2040. Concluyendo que hay una tendencia de crecimiento muy alta. De este estudio se deduce un crecimiento promedio anual del 7.6% del parque automotor (1'542,932 vehículos), a la fecha las emisiones de  $PM_{10}$  es 7215 Ton/año, de  $PM_{2.5}$  es 3074 Ton/año (de CO es 97793 Ton/año, de NOx es 38378 Ton/año y de SO<sub>2</sub> es 697 Ton/año).
- 3) Usando una calibración realizada por SENAMHI y usando un análisis estadístico de bondades de ajuste se concluye que los datos meteorológicos según el modelo CCATT BRAMS se comporta de manera muy buena (mejor calificación) a los datos observados según SENAMHI. Por ejemplo en la estación campo de Marte en diciembre del 2014 la temperatura, la resultante (U y V), la humedad relativa (RH%) es de 0.000 siendo menor que su nivel de significancia (0.05) concluyendo que las distribuciones del modelo se ajustan de forma adecuada a los datos observados.

- 4) Usando un análisis estadístico de bondades de ajuste entre los valores simulados y observados de concentración de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  se concluye que los valores según el modelo CCATT-BRAMS son satisfactorios (límite de calificación) y se ajustan a los datos observados por SENAMHI.
- 5) La concentración mensual promedio del material particulado  $PM_{2.5}$  simulado subestima los valores observados en un 20% para el mes de junio del 2015 en la estación de monitoreo San Marín de Porres.
- 6) La concentración horaria promedio del material particulado  $PM_{2.5}$  simulado subestima los valores observados en un 18% aproximadamente para el día 1 de junio del 2015 en la estación de monitoreo San Marín de Porres.
- 7) La concentración mensual promedio del material particulado  $PM_{10}$  simulado subestima los valores observados en un 58% para el mes de junio del 2015 en la estación de monitoreo Huachipa.
- 8) La concentración horaria promedio del material particulado  $PM_{10}$  simulado subestima los valores observados en un 70% aproximadamente para el día 1 de junio del 2015 en la estación de monitoreo Huachipa.
- 9) La contaminación por  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  es afectada por las variables meteorológicas como la precipitación, la humedad, la temperatura y la velocidad del viento, se encontró que en los periodos lluviosos la contaminación descendió, lo cual concuerda con lo que refiere Chan, CK. (2008), la lluvia es el mejor camino para remover los contaminantes del aire.
- 10) Igual comportamiento se observó de la concentración de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en relación con la humedad relativa, y la velocidad del viento, dado que cuando aumentaron éstas variables, disminuyeron las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ . Al respecto Grivas, G. (2004), describió que los altos valores de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  ocurren durante periodos de bajo flujo de viento, lo cual empeora la dispersión de las masas de aire en el ambiente, y Chan, CK. (2008) refiere que la concentración de los contaminantes del aire generalmente decrece con el incremento de la velocidad del viento. También Song Yu (2006) afirma que, una velocidad del viento alta, es causa dominante de la reducción de los niveles de contaminación.
- 11) La correlación con la temperatura, muestra una fuerza de asociación positiva con ambas concentraciones, donde es mayor con el  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ . Resultados que se

apoyan con lo encontrado por Grivas, G. (2004), cuando reportó que en periodos calientes el aumento del  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  fue debido a la re suspensión del polvo del suelo.

- 12) Se concluye mediante probabilidad estadística y se corrobora según los resultados que para el  $PM_{10}$  la mayor influencia la tiene la humedad relativa, temperatura y velocidad del aire respectivamente sobre el aumento o disminución del  $PM_{10}$ . Y para el  $PM_{2.5}$  la mayor influencia la tiene la temperatura, humedad relativa y velocidad del aire respectivamente sobre el aumento o disminución del  $PM_{2.5}$ .

## VI. RECOMENDACIONES

Se recomienda para trabajos futuros de investigación:

- 1) Realizar una estimación actualizada considerando las fuentes fijas y fuentes intradomiciliarias y con proyección de las emisiones usando los factores de emisión. Esto permitirá realizar una base de datos más precisa para poder simular las concentraciones de gases y partículas por el programa científico CCATT-BRAMS.
- 2) Realizar pruebas experimentales de alérgenos en la composición química de las emisiones de material particulado localizado en un área puntual de la ciudad de Lima Metropolitana. Luego, hacer una simulación mediante el programa científico CCATT-BRAMS focalizada en las zonas de interés donde se realizaron las tomas experimentales. Esto permitirá determinar las zonas más propensas de alergias que está expuesta la población en Lima Metropolitana.
- 3) Realizar un estudio de la influencia del ingreso de la matriz energética con simulaciones de proyección. Esto permitirá al Gobierno Central dirigir la política energética debido al uso de gas natural y gas licuado de petróleo en la Ciudad de Lima Metropolitana con el objetivo de disminuir el impacto ambiental de gases y material particulado, promoviendo su uso en los diferentes sectores automotor, industrial y residencial.
- 4) Se requiere el desarrollo de nuevos experimentos con el modelo numérico CCATT-BRAMS, que permitan refinar y ampliar los conocimientos obtenidos en la actualidad, considerando el uso de nuevos datos de condiciones de frontera, información de superficie, asimilación de datos observados, simulaciones con diferentes sistema de enmallados y resolución, así como periodos más extensos. Por lo tanto, se recomienda generar un proceso de diagnóstico con el cual se evalúen los componentes del modelo que puedan estar afectando la capacidad de representar adecuadamente cada uno de los procesos atmosféricos, se sugiere la comparación con otros modelos como WRF-Chem y WRFCMAQ, y otros.

Por otro lado se recomienda también:

- 5) Seguir apoyando a los estudiantes de doctorado por parte del grupo de investigación de SENAMHI en los temas de modelamiento y simulación numérica, que haya la posibilidad de generar pasantías, así como el apoyo del acceso de computo en las instalaciones de SENAMHI. O incorporar en instituciones académicas como Universidades grupos de interés que puedan estar interconectados con los equipos de cómputo de SENAMHI a través de convenios de investigación científica.
- 6) La participación en provincia de las autoridades ambientales municipales para incorporar una red de monitoreo de calidad de aire con la finalidad de dar soporte posteriormente cuando se quiera realizar simulación de calidad de aire con fines de pronóstico ambiental para asegurar cualquier evento perjudicial a la población en salud. De esta forma se podrá tener proyección de políticas, planes de descontaminación, estudios de factibilidad e impacto de nuevas tecnologías urbanas e industriales, desarrollo de redes de vigilancia entre otros.

## VII. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, M., Longo, K., & Freitas, S. (2010). An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5072-5083.
- Andreae, M., & Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cy.*, 955-966.
- Baldasano, J., & Toll, M. (2000). Modeling of photochemical air pollution in the Barcelona area with highly disaggregated anthropogenic and biogenic emissions. *Atmospheric Environment*(34), 3069-3084. Recuperado el noviembre 9, 2010
- Bleck, R., Benjamin, S., Lee, J., & MacDonald, A. (2010). On the use of an adaptive, hybridisentropic coordinate in global atmospheric modeling. *Mon. Weather Rev.*
- Cabrera, C., Maldonado, M., Arevalo, W., Pacheco, R., Giraldo, A., & Loayza, S. (2002). Relaciones entre Calidad Ambiental y Calidad de Vida. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas* , 5(9).
- Cabrera, J. (2012). Calibración de modelos hidrológicos.
- Carranza, R. (2001). *Termología Ambiental*. Lima-Callao.
- CEPIS/OPS. (2000). *Guías y normas de calidad del aire en exteriores*. Lima.
- CEPIS/OPS/OMS. (s.f.). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental atmosférico*. Buenos Aires, Argentina.
- Chan, S., & Xiaohong, Y. (2008). Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment*, 42, 1-42.

- Chu, C., Frang, G., & Lee, S. (2008). Characteristics of Carbonaceous Aerosol at a Near-Highway-Traffic Sampling Site During Spring 2006. *Environmental Forensics*, 9(4), 283-289.
- CIDATT. (2010). *Centro de Investigación y de Asesoría del Transporte Terrestre - CIDATT*. Obtenido de [http://www.cidatt.com.pe/gru\\_acerca.html](http://www.cidatt.com.pe/gru_acerca.html)
- Conchan, P. (s.f.). *Bases Jurídicas para la Implementación de Políticas de Prevención y Seguridad Vital en el Perú*.
- CPTEC-INPE. (2015, Diciembre). Obtenido de <http://www.cptec.inpe.br/queimadas/>
- Cuadrat, J., & Pita, F. (2004). *Climatología*. Madrid: Catédra (Grupo Anaya).
- De Nevers, N. (2000). *Introducción al control de la contaminación del aire*. México: McGraw-Hill.
- Deeter, M., Emmons, L., Francis, G., Edwards, D., Gille, J., Warner, J., . . . Drummond, J. (2003). Operational carbon monoxide retrieval algorithm and selected results for the MOPITT instrument. *J. geophys.* doi:10.1029/2002JD003186
- DEFENSORIA DEL PUEBLO. (2006). *Informe Defensorial N° 116*. Lima. Recuperado el Diciembre 10, 2015, de <http://www.defensoria.gob.pe/informes-publicaciones.php>
- Dempsey, F. (2006). An example of the influence of meteorological conditions on ground-level ozone concentrations in southern Ontario. *86th AMS Annual Meeting*, 116(257-263), 257-263.
- Diehl, T. (2010). A global inventory of subaerial volcanic SO<sub>2</sub> emissions from 1979 to 2008, in preparation. Obtenido de [http://www-lscedods.cea.fr/aerocom/AEROCOM\\_HC/volc/](http://www-lscedods.cea.fr/aerocom/AEROCOM_HC/volc/)
- DIGESA. (2005, Diciembre). *Red Básica de Monitoreo de la Calidad del Aire*. Obtenido de <http://www.digesa.sld.pe/aire/Lima/pm25.html>
- DIGESA. (2011). *Efectos de los contaminantes del aire en la salud*. Lima. Recuperado el Diciembre 10, 2015, de <http://www.digesa.sld.pe/DSA/DSA.asp>
- Dinoi, A., Perrone, M., & Burlizzi, P. (2010). Application of modis products for air quality studies over southeastern Italy. *Remote Sensing*, 2(7), 1767-1796.
- EDGAR. (1996, 1999). *Emission Database for Global Atmospheric Research*. Obtenido de <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>

- EEA. (2001). *Environmental signals 2001*. Obtenido de European Environment Agency: <http://www.eea.europa.eu/publications/signals-2001>
- El Peruano. (2005, Abril 24). Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad del Aire. *D.S. 074-2001-PCM*.
- EMEP/CORANAIR. (2003). *Emissions Inventory Guidebook, 3ra edition, EEA, Technical report N° 30*.
- Flores, W. (2003). *Contaminación del aire por partículas menores a 10 micras en la ciudad de Lima Metropolitana*. Tesis de Ingeniería Ambiental, UNALM.
- Freitas, S., Longo, K., & Alonso, M. (2011). PREP-CHEM-SRC - 1.0: A preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. *Geoscientific Model Development*, 4(2), 419-433.
- Freitas, S., Longo, K., & Andreae, M. (2006). Impact of including the plume rise of vegetation fires in numerical simulations of associated atmospheric pollutants. *Geophys. Res. Lett*, 33. doi:10.1029/2006GL026608
- Freitas, S., Longo, K., & Chatfield, R. (2006). Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6(6), 11521-11559.
- Freitas, S., Longo, K., & Trentmann, J. (2010). Technical Note: Sensitivity of 1-D smoke plume rise models to the inclusion of environmental wind drag. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(2), 585-594.
- Freitas, S., Longo, k., Dias, M., Chtafield, R., Dias, P., Artaxo, M., . . . Fazenda, A. a. (2007). The coupled Aerosol and tracer Transport Model to the Brazilian Developments on the regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 1: Model description and evaluation. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*(7), 8525-8569.
- Freitas, S., Longo, K., Silva Dias, M., Chatfield, R., Silva, P., Artaxo, P., . . . Panetta, J. (2009). The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 1: Model description and evaluation. *Atmos.Chem.Phys.*, 9(8), 2843-2861. doi:10.5194/acp-9-2843-2009

- Freitas, S., Longo, M., & Silva, P. (2005). Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estudos Avanzados*, 19(53), 167-185. doi:0103-4014
- Freitas, S., Longo, M., Silva, P., Chatfield, E., Prins, P., Artaxo, G., . . . Recuero, F. (2005). Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics*, 5(12), 135-167. doi:10.1007/s10652-005-0243-7
- Galvis, B., Pachón, J., Lombana, O., & Henderson, B. (2014). Comparison of two approaches to estimate resuspended dust emission factors for Bogotá. *13th Annual CMAS Conference Archive. Chapel Hill, NC*. Bogotá.
- Galvis, B., Pachón, J., Ortiz, .., & Henderson, B. (2014). Analysis of the air quality in Bogotá Colombia in the last decade. *13th Annual CMAS Conference Archive. Chapel Hill, NC*. Bogotá.
- GEIA/ACCENT. (2015). *Activity on Emission Databases*. Obtenido de <http://www.aero.jussieu.fr/project/ACCENT/description.php>
- Gerard, T. (1999). *Principios de Anatomía y Fisiología*. Argentina.
- Gery, M., Whitten, G., Killus, J., & Dodge, M. (1989). A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. *J. of Geophys. Res.*, 12925-12956.
- Gevaerd, R., Freitas, S., & Longo, K. (2006). Numerical simulation of biomass burning emission and transportation during 1998 Roraima fires. 883-889. doi:85-17-00023-4
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C., & Kaufman, Y. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS, *Remote Sens.* (87), 273-282. Obtenido de <http://modis-fire.umd.edu>
- Gilliam, R., & Pleim, J. (2010). Performance assessment of new land surface and planetary boundary layer physics in the WRFARW. *J. Appl Meteor. Clim.*
- GMAI, d. O., Sánchez Gácita, M., Mello da Fonseca, R., Alonso, M., Soares Moreira, D., & Otros. (2012). *Introducao ao Sistema de Modelagem Ambiental CCATT-BRAMS. Userguide Compilation*. Sao Paulo: Cachoeira Paulista, Sao Paulo, Brasil: Difusao do Conhecimento. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

- González, C., Gómez, C., & Rojas, N. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmospheric Environment*, *152*, 279-289.
- Grell, G., & Devenyi, D. (2002). A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques. *Geophysical research letters*, *29*(40).
- Grell, G., Dudhia, J., & Stauffer, D. (1994). A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5) NCAR Tech. Note NCAR/TN-398+STR, p.117., 39.
- Grell, G., Peckham, S., Schmitz, R., Mckeen, S., Frost, G., Skamarock, W., & Otros. (2005). Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. *Atmos. Environ.*, *39*(37), 6957-6975.
- Grivas, G., Chaloulakou, A., Samara, C., & Spyrellis, N. (2004). Spatial and temporal variation of PM10 mass concentrations within the greater area of Athens, Greece. *Water, air and Soil Pollution*, *158*, 357-371.
- Guenther, A. (2006). Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmos. Chem. Phys.*, 3181-3210.
- Guenther, A., Karl, T., Herley, P., Wiedonmyer, C., Palmer, P., & Geron, C. (2006). of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aeorols from Nature. *Atmos. Chem. Phys.*(6), 3181-3210. doi:10.5194/acp-6-3181-2006
- Guerrero, O. (2013). *Desarrollo de una metodología para evaluar la cobertura espacial de la RMCAB*. Tesis de Maestría.
- Guo, H., Zhang, Q., & Shi, Y. (2007). Evaluation of the International Vehicle Emission (IVE) model with on-road remote sensing measurements. *Journal of Environmental Sciences*, *19*(7), 818-826.
- Huo, H., Zhang, K., & He, K. (2011). Modeling vehicle emissions in different types of Chinese cities: Importance of vehicle fleet and local features. *Environmental Pollution*, *159*(10), 1954-2960.

- Inche, J. (2004). *Gestión de la calidad del aire. causas, efectos y soluciones*. Lima: Instituto de investigación de ingeniería industrial-UNMSM.
- INEI. (2005). Perú Compendio Estadístico 2005. Lima, Perú. Recuperado el Diciembre 2012
- INEI. (2006). Censo 2005 – X de Población – V de Vivienda. Resultados Definitivos. Lima, Lima, Perú. Recuperado el Diciembre 2012
- INEI. (2011). *Perú Compendio Estadístico 2011. Tomo I y II*. Lima.
- INEI. (2014). *Perú compendio estadístico*. Lima.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2011). *Perú Compendio Estadístico 2011*. 2011.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2011). *Perú Compendio Estadístico 2011* (Vol. Tomo 2).
- Jacobson, M. Z. (2002). *Atmospheric pollution: history, science and regulation*. New York: Cambridge University Press.
- Jorquera, H. (2000). An intervention analysis of air quality data at Santiago, Chile. 109-113.
- Kart, B., & Partha, R. (2000). *Atmospheric dispersion modeling compliance guide*. McGraw Hill.
- Kenneth, W., & Cecil, F. (1998). *Contaminación del aire, origen y control*. Madrid: Limusa.
- Kiely, G. (1999). *Ingeniería Ambiental, fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Madrid: Limusa.
- Knibbs, L., Cole-Hunter, T., & Morawska, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. *Atmospheric Environment*, 45(16), 2611-2622.
- Korc, M. (2003). La contaminación del Aire. *Instituto Cuanto (2003). El Medio Ambiente en el Perú: año 2002*, 305-332.
- Landulfo, E., Freitas, S., & Longo, K. (2009). A comparison study of regional atmospheric simulations with an elastic backscattering Lidar and Sunphotometry in an urban area. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 9(2), 9151-9169.

- Lin, J., Gerbig, C., Wofsy, S., Andrews, A., Daube, B., Davis, K., & Oros. (2003). A near nearfield tool for simulating the upstream influence of atmospheric observations: The Stochastic Time-Inverted Lagrangian Transport (STILT) model. *Journal of Geophysical Research*.
- Longo, K., Freitas, S., & Pirre, M. (2013). The Chemistry CATT-BRAMS model (CCATT-BRAMS 4.5): A regional atmospheric model system for integrated air quality and weather forecasting and research. *Geoscientific Model Development*, 6(5), 1389-1405.
- Longo, K., Freitas, S., Andreae, M., Yokelson, R., & Artaxo, P. (2009). Biomass burning, long-range transport of products, and regional and remote impacts, in: Amazonia and Global Change. *American Geophysical Union*(186), 207-232.
- Longo, K., Freitas, S., Dias, S., & Dias, P. (2006). Numerical modeling developments towards a system suitable to a real time air quality forecast and climate changes studies in South America. *Newsletter of the International Global atmospheric Chemistry Project, Taiwan*, 33, 12-16.
- Longo, K., Freitas, S., Pirre, M., Marecal, V., Rodrigues, L., Alonso, M., & Mello, R. (2010). The Chemistry-CATT BRAMS model: a new efficient tool for atmospheric chemistry studies at local and regional scales. *Geosci. Model Devel.*
- Longo, K., Freitas, S., Setzer, A., Prins, E., Artaxo, P., & Andreae, M. (2007). The Coupled Aerosol and Tracer Transport Model to the Brazilian Developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 8571-8595.
- Mallet, V., Wu, L., Roustan, Y., Sartelet, K., Tombette, M., & Foudhil, H. (2007). Technical Note: The air quality modeling system Polyphemus. *Atmos. Chem. Phys.*, 7-20.
- MAPFRE. (2015). *Enfermedades obstructivas de las vías respiratorias*. Lima. Obtenido de <http://www.mapfre.com/salud/es/cinformativo/enfisema-pulmonar.shtml>
- MAPFRE. (2015). *Enfermedades obstructivas de las vías respiratorias, asma*. Lima. Obtenido de <http://www.mapfre.com/salud/es/cinformativo/asma.shtml>

- MAPFRE. (2015). *Enfermedades obstructivas de las vías respiratorias, Bronquitis crónica*. MAPFRE, Lima. Obtenido de <http://www.mapfre.com/salud/es/cinformativo/bronquitis-cronica.shtml>
- Mastin, L., Guffanti, M., Servranckx, R., Webley, P., Barsotti, S., Dean, K., . . . Rose, W. (2009). A multidisciplinary effort to assign realistic source parameters to models of volcanic ash-cloud transport and dispersion during eruptions. *J. Volcanol. Geoth. Res.*(186), 10-21.
- Mckinley, G. (2003). *The Local Benefits of Global Air Pollution Control in Mexico City. Final Report of the Second Phase of the Integrated Environmental Strategies Program in Mexico*. Mexico.
- MEGAN. (2006). Model of Emission of Gases and Aerosol from Nature.
- Mellor, G., & Yamada, T. (1974). A hierarchy of turbulence closure models for planetary boundary layers. *J. Atmos. Sci.*, 31, 1991-1806.
- Mesinger, F., & Arakawa, A. (1976). Numerical Methods Used in Atmospheric Models. *I*(17), 62.
- Meza, L., Quintero, M., & García, R. (2010). Estimación de factores de emisión de PM10 y PM2.5, en vías urbanas en Mexicali, Baja California, México. *Informacion Tecnologica*, 21(4), 45-56.
- MINAM. (2003). *DS 009-2003-SA. Aprueban el Reglamento de los Niveles de Estados de Alerta Nacionales para Contaminantes del Aire*. Obtenido de <http://www.minam.gob.pe>
- MINAM. (2008, Mayo 5). *Estándares Nacionales de calidad Ambiental del Aire: D.S. 003-2008-MINAM*. Obtenido de [http://www.minam.gob.pe/dmdocuments/d.s\\_003-2008-pcm\\_eca\\_para\\_aire.pdf](http://www.minam.gob.pe/dmdocuments/d.s_003-2008-pcm_eca_para_aire.pdf)
- MINAM. (2010). *Sistema Nacional de Información Ambiental-SINIA*. Obtenido de <Http://www.sinam.gob.pe>
- MINAM. (2012, Setiembre 19). Obtenido de <http://elcomercio.pe/planeta/1388897/noticia-parque-automotor-ocasiona-70-contaminacion-peru>
- MINAM. (2012). *Parque automotor ocasiona el 70% de la contaminación del Perú*. Lima.
- MINAM. (2015). Resolución Ministerial 112.

- MINEM. (1994). *Ley de creación del Consejo Nacional del Ambiente - CONAM*. Lima.
- MINEM. (1994, Diciembre 22). *Ley N° 26410 "Ley de creación del Consejo Nacional del Ambiente-CONAM"*.
- MINEM. (1996). *RM 315-96-EM. Aprueban niveles máximos de elementos y compuestos presentes en emisiones gaseosas provenientes de las unidades minero-metalúrgicas*. Obtenido de <http://www.minem.gob.pe>
- MINEM. (2008). *Guía N°15: Elaboración de proyectos de guías de orientación del uso eficiente de la energía y de diagnóstico energético*. Lima.
- Miranda, J. J. (2006). *Impacto Económico en la Salud por Contaminación del Aire en Lima Metropolitana*. Obtenido de <http://es.scrobd.com/doc/28454453/Impacto-Economico-en-La-Salud-Por-Contaminacion-Del-Aire-en-Lima-Metropolitana>
- Mkoma, S., Maenhaut, W., & Chi, X. (2009). Characterisation of PM10 atmospheric aerosols for the wet season 2005 at two sites in East Africa. *Atmospheric Environment*, 43(3), 631-639.
- Montoya-Rendon, M. (2013). Contaminación ambiental por PM10 dentro y fuera del domicilio y capacidad respiratoria en Puerto Nare, Colombia. *Rev. salud*, 15(1), 103-115.
- Moussiopoulou, N. (1995). The EUMAC Zooming Model, a tool for local-to-regional air quality studies. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 57, 115-133.
- Nedbor-Gross, R., Henderson, B., Davis, J., Baublitz, C., Pachón, J., Rincón, A., & Otros. (2014). Implementation of a WRF-CMAQ Air Quality Modelling System in Bogotá.
- Olivier, J., Bouwman, A., Berdowski, J., Veldt, C., Bloos, J., Visschedijk, A., . . . Zandveld, P. (2009). Sectoral emission inventories of greenhouse gases for 1990 on a per country basis as well as on 1x1". *Environ.Sc.*, 241-264.
- Olivier, J., Bouwman, A., Van der Maas, C., Berdowski, J., Veldt, C., Bloos, J., . . . Haverlag, J. (1996). Description of EDGAR version 2.0: a set of global emission inventories of greenhouse gases and ozone-depleting substances for all Anthropogenic and most natural sources on a per country basis and on a 1x1" Grid. *National Institute of Public Health and the Environment*.

- OMS. (2005). Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. *Organización Mundial de la Salud*.
- OMS. (2014). *Salud y medio ambiente - impacto sanitario de la contaminación del aire*.
- Parra, R., & Paez, C. (2006). *Estrategia para el desarrollo de un modelo de predicción de la calidad del aire de Quito y resultados preliminares de la fase de diagnóstico*. Obtenido de Corporación para el Mejoramiento de la calidad del Aire de Quito CORPAIRE:  
<http://www.ucbcba.edu.bo/Publicaciones/revistas/actanova/documentos/v3n2/v3.n2.pa>
- Parra, R., Jiménez, P., & Baldasano, J. (2006). Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Environmental Pollution*, 140(2), 200-219.
- Paz, O. (2005). Modelación de la dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos por el tráfico vehicular en una vía de la ciudad de la Habana.
- Peña, A. (2010). Estrategias por Evolucion para la obtención de Mapas de Pronóstico de Concentración para Material Particulado PM x Pronostic Maps. *Cisti*, 442-446.
- Pereira, G., Freitas, S., & Moraes, E. (2009). Estimating trace gas and aerosol emissions over South America: Relationship between fire radiative energy released and aerosol optical depth observations. *Atmospheric Environment*, 43(40), 6388-6397.
- Perez, P. (2010). *Propuesta de conversión del parque automotor de Lima y Callao para el uso de gas natural*. Lima.
- Pielke, R., & Uliasz, M. (1998). Use of meteorological models as input to regional and mesoscale air quality models- limitations and strenghts. *Atmospheric environment*, 1455-1466.
- Pielke, R., Cotton, W., Walko, R., Tremback, C., Lyoons, W., Grasso, L., & Otros. (1992). A comprehensive meteorological modeling system - RAMS. *Meteor.Atm.Phys.*, 49, 69-91.
- Pino, G. (2007). Metodología de la Investigación.

- Pope, C., & Dockery, D. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*(56), 1368–1380.
- Prins. (1998). Obtenido de <http://cimss.ssec.wisc.edu/goes/burn/abba.html>
- Prins, E., Feltz, M., Menzel, P., & Ward, D. (1998). An Overview of GOES-8 Diurnal Fire and Smoke results for SCAR-B and 1995 Fire Season in South America. *J. Geophys. Res.*(103), 31821-31835.
- Procopio, A., Remer, L., Artaxo, P., Kaufman, J., & Holben, B. (2003). Modeled spectral optical properties for smoke aerosols in Amazonia. *Geo.Res.Letters*, 30(24), 2265. doi:10.1029/2003GL018063
- Racero, M. (2006). Estimación de la emisión de contaminantes debida al tráfico urbano mediante modelos de asignación de tráfico. *X Congreso de Ingeniería de Organización*.
- RETRO. (2015). *Tropospheric Chemical Composition*. Obtenido de <http://retro.enes.org>
- Rincon, M. (2012). *Acoplamiento del modelo de mesoescala WRF al Modelo de calidad del aire calpuff*. Tesis de Maestría, Bogotá.
- Rodriguez, R., Virguez, E., & Rodriguez, P. (2016). Influence of driving patterns on vehicle emissions: A case study for Latin American cities. *Trnsaportation Research Part D: Transport and Environment*, 43, 192-206.
- Rojas, F., & Perales, M. (2015). Reducción de la contaminación atmosférica en Lima Metropolitana por el uso de combustibles gaseosos en el parque automotor. *Congreso Internacional de Energía 2015 (CIE-2015)*, (págs. 453-456). Mexico.
- Rojas, F., Visitación, L., Meza, V., & Flores, L. (2016). Degradación de hidrocarburos aromáticos policíclicos de residuos de barrido de calles usando compost. *Sociedad Química del Perú*, 82(2), 162-174.
- Rojas, N., Oviedo, B., Aristizabal, J., & E, P. (2010). *Diagnóstico del Modelo de Calidad del Aire de Bogotá*. Bogotá.
- Romero, M. (2012). La contaminación del aire: su repercusión como problema de salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*. Recuperado el Setiembre 19, 2012, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S156130032006000200008&script=sci\\_arttext](http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S156130032006000200008&script=sci_arttext)

- Romero, M., Olite, F., & Alvarez, M. (2006). Obtenido de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S156130032006000200008&script=sci\\_arttext](http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S156130032006000200008&script=sci_arttext)
- Rosario, N., Longo, K., Freitas, S., Yamasoe, M., & Fonseca, R. (2012). Modeling South America regional smoke plume: aerosol optical depth variability and shortwave surface forcing. *Atmospheric Chemistry Physics Discuss*, 12, 17465-17501.
- Ruiz, F. (2002). *Simulación de la contaminación atmosférica por fuentes móviles en Bogotá*. Obtenido de <http://www.lepa.ufrj.br/cursox/Simulaci%F3n.pdf>
- Saide, P., Carmichael, G., Scott, N., Spak, N., Gallardo, L., Osses, A., & Otros. (2011). Forecasting urban PM10 and PM2.5 pollution episodes in very stable nocturnal. *Atmospheric Environment*, 45.
- Saide, P., Zah, R., & Osses, M. (2009). Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. *Atmospheric Environment*, 43(32), 4914-4923.
- Saldarriaga, G. (2013). *Sensibilidad de la contaminación fotoquímica en Bogotá a la Oscilación del Sur El Niño (ENSO)*. Tesis de Maestría, Bogotá.
- Sanchez Gacita, M. (2011). Estudios Numéricos de Química Atmosférica para la Región del Caribe y América Central con énfasis en Cuba. *Sao Jose dos Campos: INPE*.
- Sanchez, M. (2011). *INPE*. Obtenido de <http://urlib.net/8JMKD3MGP8W/396SUF>
- Sanchez, O. (2002). Identificao da contribuzao das fontes locais e remotas de poluentes na regia Metropolitana de Sao Paulo. 170.
- Sanchez, O., Silva, J., canales, J., Angulo, J., Chávez, J., Aliaga, R., . . . Vrios, A. (2014). *Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2012*. SENAMHI, Lima.
- Schnelle, K., & Dey, P. (2000). *Atmospheric dispersion modeling compliance guide*. New York: McGraw-Hill.
- Scire, J., Strimaitis, D., & Yamartino, R. (2006). *User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*. Guide, California, EEUU.
- Seinfeld, J. (1998). *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. New York: Jhon Wiley %Sons.
- Seinfeld, J., & Pandis, S. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics*. New York: John Wiley & Sons Inc.

- SENAMHI. (2006). *IV Evaluación de las Condiciones Ambientales: Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Lima-Callao*. Boletín Meteorológico e Hidrológico del Perú, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología – SENAMHI, Lima.
- SENAMHI. (2007). *Evaluación de la contaminación atmosférica en la zona Metropolitana de Lima-Callao*. Lima.
- SENAMHI. (2015). *Boletín mensual*. Lima.
- Seoánez, M. (1996). *Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural Continental*. Madrid: Mundi-Prensa.
- Setzer, A., & Pereira, M. (1991). Amazonia biomass burnings in 1987 and an estimate of their tropospheric emissions. *Ambio*, (20), 19-22. Obtenido de <http://www.cptec.inpe.br/queimadas>
- Skamarock, E., & Klemp, J. (2008). time-split non-hydrostatic atmospheric model. *Journal of Computational Physics*, 227, 3465-3485.
- Smagorinsky, J. (1963). General circulation experiments with the primitive equations. Part 1: The basic experiment. *Mon. Wea. Rev.*, 99-164.
- Spadaro, J. (1999). *Quantifying the health impacts of air pollution*. International atomic energy agency, planning and economics studies section, nuclear division, Vienna, Australia.
- Tantalen, J. (2005). *Evaluación de la calidad del aire en el centro de Lima en el mes de febrero del 2005*.
- Toro, G. (2001). Cálculo de emisión vehicular de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Medellín mediante factores de emisión CONAIR.
- Toro, M., & Ramirez, J. (2001). Estudio de la formación de contaminantes fotoquímicos mediante la modelización matemática y sus efectos en la salud. *J. Geophys*, 7183-7192.
- Torres, R. (2004). *Comparación de modelos de dispersión de emisiones provenientes de fuentes fijas*. Mexico.

- Tremback, C. (1990). *Numerical simulation of a mesoscale convective complex: model development and numerical results*. Colorado State University, Dept. of Atmospheric Science, Fort Collins. Colorado: Atmos. Sci. 465.
- Tremback, C., Powell, J., Cotton, W., & Pielke, R. (1987). The forward in time upstream advection scheme: Extension to higher orders, *Mon. Weather Rev*(115), 540-555.
- Tripoli, G., & Cotton, W. (1982). The Colorado State University three dimensional cloud-mesoscale model. Part I: General theoretical framework and sensitivity experiments. *J. Res. Atmos.*(16), 185-219.
- U.S. EPA. (1995). *Guía del usuario del modelo de dispersión para fuentes industriales y terreno complejo (ISC3)*. Environmental Protection Agency, North Carolina.
- U.S. EPA. (1999). *Air Quality Criteria for Particulate Matter*. (O. o. Agency., Productor) Obtenido de <http://www.epa.gov/ttnatw01/nata1999/nsata99.html>
- U.S. EPA. (1999). *Sustancias tóxicas en el aire provenientes de fuentes móviles*. EEUU.
- U.S. EPA. (2012, Setiembre 21). *Programa Ambiental de los EE.UU.-México, Frontera 2012*. Obtenido de Red de transferencia de tecnología Centro de Información sobre Contaminación de Aire (CICA) para la frontera entre EE.UU.-Mexico. Estados Unidos.: <http://www.epa.gov/ttnatc1/cica/indexs.html>
- U.S. EPA. (2015, Diciembre). *Emissions factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. Obtenido de <https://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/>
- U.S. EPA. (2015, Diciembre). *U.S. Environmental Protection Agency*. Obtenido de <http://www.epa.gov/tnt/scram>
- Ulke, G., Alonso, M., Longo, K., Freitas, S., & Otros. (2008). *Application of CCATT-BRAMS Modelling system to Buenos Aires Metropolitan Area*. Obtenido de Modelling system to Buenos Aires Metropolitan Area, Argentina: [http://www6.cptec.inpe.br/saemc/public/presentations/posterSAEMC\\_final\\_a4.pdf](http://www6.cptec.inpe.br/saemc/public/presentations/posterSAEMC_final_a4.pdf)
- Valdeiglesias, F. (2007). Recuperado el Diciembre 2015, de [http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/660/1/valdeiglesias\\_lf.pdf](http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/660/1/valdeiglesias_lf.pdf)
- Vivanco, M., & Andrade, M. (2006). Validation of the emission inventory in the Sao paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NOx and on a photochemical model. *Atmospheric environment*, 1189-1198.

- Walko, R., Band, L., Baron, J., Kittel, F., Lammers, R., Lee, T., . . . Vidale, P. (2000). Coupled atmosphere-biophysics-hydrology models for environmental modeling. *J. Appl. Meteorol.*, 39(6), 931-944.
- Wang, H., Chen, C., & Huang, C. (2008). On-road vehicle emission inventory and its uncertainty analysis for Shanghai, China. *Science of the total Environment*, 398(1-3), 60-67.
- Wark, K., Warner, C., & Davis, W. (1998). *Air Pollution: its origin and control*. Pearson.
- Webb, R., & Fernandez, G. (2012). *Anuario Estadístico*. Lima: Instituto Cuánto: Perú en Números 2012.
- Westerlund, J., Urbainb, J., & Bonila, J. (2014). Application of air quality combination forecasting to Bogota. *Atmospheric Environment*, 89, 22-28.
- Yevich, R., & Logan, J. (2003). An assessment of biofuel use and burning of agricultural waste in the developing world. *Global Biogeochem. Cy.*, 17(4). doi:10.1029/2002GB001952
- Yu, S., Zhang, M., & Cai, X. (2006). PM10 modeling of Beijing in the winter. *Atmospheric Environment*, 40(22), 4126-4136.
- Zappa, M. (2011). *PREVAH-Calibration and Verification*. ETH Zurich, Switzerland.
- Zárate, E. (2007). *Understanding the Origins and Fate of Air Pollution in Bogotá, Colombia*. Tesis Doctoral, Bogotá.
- Zegarra, J., Sulén, F., & Bautista, L. (2009). *Investigaciones Breves 30*. Trujillo.

## VIII. ANEXO

### A. ANEXO

#### 1.1. Cantidad de Vehículos en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040

**Tabla A.2: Proyección del parque automotor**

<b>Año</b>	<b>Parque Automotor (unidades)</b>
2014	1,465,776
2015	1,542,932
2016	1,624,150
2017	1,709,643
2018	1,799,636
2019	1,894,367
2020	1,994,084
2021	2,099,049
2022	2,209,540
2023	2,325,848
2024	2,448,277
2025	2,577,151
2026	2,712,809
2027	2,855,607
2028	3,005,923
2029	3,164,150
2030	3,330,707
2031	3,506,031
2032	3,690,583
2033	3,884,851
2034	4,089,344
2035	4,304,601
2036	4,531,190
2037	4,769,705
2038	5,020,776
2039	5,285,063
2040	5,563,262

**1.2. Cantidad de vehículos que usan gasolina en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040**

**Tabla A.3: Proyección de vehículos a gasolina al 2040**

<b>Año</b>	<b>Vehículos que usan Gasolina</b>
2012	1,155,601
2013	1,222,039
2014	1,292,296
2015	1,366,593
2016	1,445,161
2017	1,528,246
2018	1,616,107
2019	1,709,021
2020	1,807,275
2021	1,911,179
2022	2,021,057
2023	2,137,251
2024	2,260,126
2025	2,390,065
2026	2,527,474
2027	2,672,784
2028	2,826,447
2029	2,988,945
2030	3,160,785
2031	3,342,505
2032	3,534,672
2033	3,737,887
2034	3,952,785
2035	4,180,038
2036	4,420,357
2037	4,674,492
2038	4,943,237
2039	5,227,434
2040	5,527,969

**1.3. Cantidad de Vehículos que usan diésel en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040**

**Tabla A.4: Proyección de vehículos a diésel al 2040**

<b>Año</b>	<b>Vehículos que usan Diésel</b>
2012	821,852
2013	906,925
2014	1,000,805
2015	1,104,403
2016	1,218,724
2017	1,344,880
2018	1,484,094
2019	1,637,720
2020	1,807,247
2021	1,994,323
2022	2,200,764
2023	2,428,575
2024	2,679,968
2025	2,957,383
2026	3,263,515
2027	3,601,336
2028	3,974,126
2029	4,385,505
2030	4,839,468
2031	5,340,422
2032	5,893,233
2033	6,503,268
2034	7,176,449
2035	7,919,315
2036	8,739,079
2037	9,643,699
2038	10,641,961
2039	11,743,557
2040	12,959,184

**1.4. Cantidad de Vehículos que usan GLP en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040**

**Tabla A.5: Proyección de vehículos a GLP al 2040**

<b>Año</b>	<b>Vehículos que usan GLP</b>
2012	177,944
2013	190,083
2014	201,476
2015	212,245
2016	222,481
2017	232,257
2018	241,628
2019	250,642
2020	259,335
2021	267,740
2022	275,883
2023	283,787
2024	291,472
2025	298,955
2026	306,251
2027	313,373
2028	320,334
2029	327,143
2030	333,809
2031	340,343
2032	346,750
2033	353,039
2034	359,214
2035	365,283
2036	371,251
2037	377,122
2038	382,901
2039	388,592
2040	394,199

**1.5. Cantidad de vehículos que usan GNV en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040**

**Tabla A.6: Proyección de vehículos a GNV al 2040**

<b>Año</b>	<b>Vehículos que usan GNV</b>
2012	152,491
2013	177,149
2014	201,807
2015	226,465
2016	251,123
2017	275,781
2018	300,439
2019	325,097
2020	349,755
2021	374,413
2022	399,071
2023	423,729
2024	448,387
2025	473,045
2026	497,703
2027	522,361
2028	547,019
2029	571,677
2030	596,335
2031	620,993
2032	645,651
2033	670,309
2034	694,967
2035	719,625
2036	744,283
2037	768,941
2038	793,599
2039	818,257
2040	842,915

## 1.6. Parque automotor proyectado en Lima Metropolitana proyectada hasta el 2040

**Tabla A.7: Proyección de vehículos que usan diferentes combustibles al 2040**

<b>Año</b>	<b>Gasolina</b>	<b>Diésel</b>	<b>GLP</b>	<b>GNV</b>
2012	1,155,601	821,852	177,944	152,491
2013	1,222,039	906,925	190,083	177,149
2014	1,292,296	1,000,805	201,476	201,807
2015	1,366,593	1,104,403	212,245	226,465
2016	1,445,161	1,218,724	222,481	251,123
2017	1,528,246	1,344,880	232,257	275,781
2018	1,616,107	1,484,094	241,628	300,439
2019	1,709,021	1,637,720	250,642	325,097
2020	1,807,275	1,807,247	259,335	349,755
2021	1,911,179	1,994,323	267,740	374,413
2022	2,021,057	2,200,764	275,883	399,071
2023	2,137,251	2,428,575	283,787	423,729
2024	2,260,126	2,679,968	291,472	448,387
2025	2,390,065	2,957,383	298,955	473,045
2026	2,527,474	3,263,515	306,251	497,703
2027	2,672,784	3,601,336	313,373	522,361
2028	2,826,447	3,974,126	320,334	547,019
2029	2,988,945	4,385,505	327,143	571,677
2030	3,160,785	4,839,468	333,809	596,335
2031	3,342,505	5,340,422	340,343	620,993
2032	3,534,672	5,893,233	346,750	645,651
2033	3,737,887	6,503,268	353,039	670,309
2034	3,952,785	7,176,449	359,214	694,967
2035	4,180,038	7,919,315	365,283	719,625
2036	4,420,357	8,739,079	371,251	744,283
2037	4,674,492	9,643,699	377,122	768,941
2038	4,943,237	10,641,961	382,901	793,599
2039	5,227,434	11,743,557	388,592	818,257
2040	5,527,969	12,959,184	394,199	842,915

## 1.7. Conformación del parque automotor por tipo de vehículos que usan gasolina

**Tabla A.8: Proyección considerando tipo de vehículo en gasolina al 2040**

Año	Gasolina		Diésel	GNV
	Auto Privado	Taxi		
2012	156,782	668,384	821,852	152,491
2013	162,413	692,394	906,925	177,149
2014	168,912	720,101	1,000,805	201,807
2015	176,298	751,585	1,104,403	226,465
2016	184,596	786,961	1,218,724	251,123
2017	193,840	826,368	1,344,880	275,781
2018	204,068	869,972	1,484,094	300,439
2019	215,324	917,958	1,637,720	325,097
2020	227,655	970,530	1,807,247	349,755
2021	241,115	1,027,911	1,994,323	374,413
2022	255,760	1,090,343	2,200,764	399,071
2023	271,650	1,158,085	2,428,575	423,729
2024	288,851	1,231,416	2,679,968	448,387
2025	307,432	1,310,633	2,957,383	473,045
2026	327,469	1,396,051	3,263,515	497,703
2027	349,040	1,488,011	3,601,336	522,361
2028	372,228	1,586,866	3,974,126	547,019
2029	397,124	1,693,001	4,385,505	571,677
2030	423,822	1,806,819	4,839,468	596,335
2031	452,422	1,928,747	5,340,422	620,993
2032	483,031	2,059,240	5,893,233	645,651
2033	515,762	2,198,777	6,503,268	670,309
2034	550,735	2,347,869	7,176,449	694,967
2035	588,075	2,507,055	7,919,315	719,625
2036	627,916	2,676,907	8,739,079	744,283
2037	670,402	2,858,027	9,643,699	768,941
2038	715,680	3,051,057	10,641,961	793,599
2039	763,911	3,256,674	11,743,557	818,257
2040	815,262	3,475,593	12,959,184	842,915

## 1.8. Emisiones de CO por el uso de los combustibles del parque automotor

**Tabla A.9: Emisiones de CO (Kg/año) estimados al 2040**

<b>Año</b>	<b>Gasolina-privado</b>	<b>Gasolina-taxi</b>	<b>Diésel</b>	<b>GNV</b>
2006	2,292,902	27,695,843	10,677,053	152,075
2007	2,177,018	26,296,080	11,457,284	663,764
2008	2,090,404	25,249,881	12,870,034	1,590,812
2009	2,162,425	26,119,818	14,051,744	2,244,935
2010	2,191,913	26,476,002	15,559,181	2,873,375
2011	2,195,438	26,518,584	17,403,710	3,477,545
2012	3,378,579	40,809,684	31,127,907	4,224,813
2013	3,499,942	42,275,619	34,350,075	4,907,971
2014	3,639,996	43,967,322	37,905,810	5,591,129
2015	3,799,146	45,889,690	41,829,617	6,274,286
2016	3,977,966	48,049,646	46,159,561	6,957,444
2017	4,177,164	50,455,746	50,937,760	7,640,602
2018	4,397,575	53,118,079	56,210,535	8,323,760
2019	4,640,137	56,047,971	62,029,169	9,006,918
2020	4,905,877	59,257,835	68,450,058	9,690,076
2021	5,195,931	62,761,371	75,535,622	10,373,234
2022	5,511,516	66,573,317	83,354,641	11,056,392
2023	5,853,941	70,709,449	91,983,055	11,739,550
2024	6,224,618	75,186,829	101,504,646	12,422,708
2025	6,625,044	80,023,560	112,011,827	13,105,865
2026	7,056,822	85,238,977	123,606,675	13,789,023
2027	7,521,662	90,853,755	136,401,753	14,472,181
2028	8,021,361	96,889,603	150,521,294	15,155,339
2029	8,557,858	103,369,916	166,102,405	15,838,497
2030	9,133,190	110,319,322	183,296,399	16,521,655
2031	9,749,516	117,763,885	202,270,192	17,204,813
2032	10,409,135	125,731,399	223,208,086	17,887,971
2033	11,114,474	134,251,142	246,313,357	18,571,129
2034	11,868,114	143,354,322	271,810,302	19,254,287
2035	12,672,775	153,073,777	299,946,590	19,937,445
2036	13,531,347	163,444,423	330,995,414	20,620,602
2037	14,446,884	174,503,156	365,258,186	21,303,760
2038	15,422,618	186,288,996	403,067,678	21,986,918
2039	16,461,980	198,843,387	444,790,979	22,670,076
2040	17,568,580	212,209,949	490,833,241	23,353,234

## 1.9. Emisiones de NO por el uso de los combustibles del parque automotor

**Tabla A.10: Emisiones de NO (Kg/año) estimados al 2040**

<b>Año</b>	<b>Gasolina-privado</b>	<b>Gasolina-taxi</b>	<b>Diésel</b>	<b>GNV</b>
2006	119,538	1,443,899	9,060,802	7,030
2007	113,497	1,370,924	9,722,925	30,683
2008	108,981	1,316,381	10,921,818	73,537
2009	112,736	1,361,734	11,924,645	103,775
2010	114,274	1,380,304	13,203,893	132,825
2011	114,457	1,382,524	14,769,203	160,754
2012	176,139	2,127,578	26,415,885	195,297
2013	182,467	2,204,003	29,150,293	226,877
2014	189,768	2,292,199	32,167,774	258,457
2015	198,065	2,392,420	35,497,611	290,036
2016	207,388	2,505,027	39,172,105	321,616
2017	217,773	2,630,467	43,226,998	353,196
2018	229,264	2,769,266	47,701,601	384,776
2019	241,910	2,922,013	52,639,432	416,356
2020	255,764	3,089,357	58,088,352	447,935
2021	270,885	3,272,011	64,101,330	479,515
2022	287,338	3,470,743	70,736,736	511,095
2023	305,190	3,686,377	78,059,015	542,675
2024	324,515	3,919,801	86,139,263	574,255
2025	345,391	4,171,960	95,055,909	605,834
2026	367,901	4,443,861	104,895,573	637,414
2027	392,135	4,736,583	115,753,782	668,994
2028	418,187	5,051,257	127,735,960	700,574
2029	446,157	5,389,102	140,958,463	732,154
2030	476,151	5,751,404	155,549,697	763,733
2031	508,283	6,139,520	171,651,310	795,313
2032	542,671	6,554,899	189,419,706	826,893
2033	579,444	6,999,069	209,027,390	858,473
2034	618,734	7,473,655	230,664,706	890,053
2035	660,684	7,980,371	254,541,831	921,632
2036	705,445	8,521,035	280,890,603	953,212
2037	753,176	9,097,573	309,966,809	984,792
2038	804,045	9,712,018	342,052,846	1,016,372
2039	858,231	10,366,530	377,460,235	1,047,952
2040	915,923	11,063,385	416,532,796	1,079,531

## 1.10. Emisiones de MP<sub>2,5</sub> por el uso de los combustibles del parque automotor

**Tabla A.11: Emisiones de PM<sub>2,5</sub> (Kg/año) estimados al 2040**

<b>Año</b>	<b>Gasolina-privado</b>	<b>Gasolina-taxi</b>	<b>Diésel</b>	<b>GNV</b>
2006	19,760	238,680	648,949	2,509
2007	18,761	226,617	696,372	10,952
2008	18,015	217,601	782,238	26,248
2009	18,636	225,098	854,062	37,040
2010	18,890	228,167	945,684	47,409
2011	18,920	228,534	1,057,794	57,378
2012	29,116	351,693	1,891,949	69,707
2013	30,162	364,326	2,087,791	80,979
2014	31,369	378,905	2,303,908	92,250
2015	32,741	395,472	2,542,396	103,522
2016	34,282	414,086	2,805,570	114,794
2017	35,998	434,822	2,805,570	114,794
2018	37,898	457,766	3,416,466	137,337
2019	39,988	483,015	3,770,122	148,609
2020	42,278	510,677	4,160,382	159,881
2021	44,778	540,870	4,591,041	171,153
2022	47,498	573,721	5,066,280	182,424
2023	50,449	609,366	5,590,713	193,696
2024	53,643	647,952	6,169,434	204,968
2025	57,094	689,634	6,808,058	216,239
2026	60,815	734,580	7,512,791	227,511
2027	64,821	782,967	8,290,474	238,783
2028	69,127	834,984	9,148,657	250,055
2029	73,751	890,830	10,095,674	261,326
2030	78,709	950,719	11,140,722	272,598
2031	84,020	1,014,876	12,293,945	283,870
2032	89,705	1,083,539	13,566,546	295,142
2033	95,783	1,156,961	14,970,881	306,413
2034	102,278	1,235,411	16,520,580	317,685
2035	109,213	1,319,172	18,230,699	328,957
2036	116,612	1,408,545	20,117,841	340,228
2037	124,502	1,503,848	22,200,326	351,500
2038	132,910	1,605,417	24,498,380	362,772
2039	141,867	1,713,610	27,034,314	374,044
2040	151,404	1,828,801	29,832,754	385,315

### 1.11. Emisiones de MP<sub>10</sub> por el uso de los combustibles del parque automotor

**Tabla A.12: Emisiones de PM<sub>10</sub> (Kg/año) estimados al 2040**

Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	181,754	2,195,402	278,821	26,566
2007	172,568	2,084,445	299,196	115,954
2008	165,703	2,001,515	336,088	277,902
2009	171,412	2,070,473	366,948	392,172
2010	173,749	2,098,707	406,313	501,956
2011	174,029	2,102,083	454,481	607,499
2012	267,814	3,234,914	812,875	738,041
2013	277,434	3,351,116	897,019	857,383
2014	288,536	3,485,215	989,873	976,726
2015	301,152	3,637,597	1,092,340	1,096,068
2016	315,327	3,808,813	1,205,412	1,215,410
2017	331,117	3,999,541	1,330,190	1,215,410
2018	348,588	4,210,579	1,467,883	1,454,095
2019	367,816	4,442,827	1,619,831	1,573,437
2020	388,881	4,697,267	1,787,506	1,692,779
2021	411,873	4,974,987	1,972,539	1,812,121
2022	436,888	5,277,153	2,176,725	1,931,464
2023	464,032	5,605,017	2,402,048	2,050,806
2024	493,415	5,959,932	2,650,695	2,170,148
2025	525,156	6,343,331	2,925,080	2,289,490
2026	559,382	6,756,748	3,227,868	2,408,833
2027	596,229	7,201,822	3,561,999	2,528,175
2028	635,840	7,680,273	3,930,717	2,647,517
2029	678,367	8,193,957	4,337,602	2,766,860
2030	723,972	8,744,824	4,786,606	2,886,202
2031	772,827	9,334,942	5,282,089	3,005,544
2032	825,114	9,966,513	5,828,861	3,124,886
2033	881,025	10,641,859	6,432,233	3,244,229
2034	940,765	11,363,452	7,098,061	3,363,571
2035	1,004,549	12,133,897	7,832,812	3,482,913
2036	1,072,607	12,955,960	8,643,622	3,602,255
2037	1,145,180	13,832,567	9,538,361	3,721,598
2038	1,222,525	14,766,811	10,525,719	3,840,940
2039	1,304,913	15,761,976	11,615,282	3,960,282
2040	1,392,631	16,821,520	12,817,631	4,079,624

## 1.12. Emisiones de PTS por el uso de los combustibles del parque automotor

Tabla A.13: Emisiones de PTS (Kg/año) estimados al 2040

Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	31,574	381,381	1,387,107	4,564
2007	29,978	362,106	1,488,471	19,920
2008	28,786	347,699	1,672,008	47,742
2009	29,777	359,678	1,825,530	67,373
2010	30,183	364,583	2,021,368	86,233
2011	30,232	365,170	2,261,000	104,365
2012	46,524	561,963	4,043,976	126,792
2013	48,195	582,149	4,462,583	147,294
2014	50,124	605,444	4,924,526	167,796
2015	52,315	631,916	5,434,287	188,299
2016	54,778	661,659	5,996,811	208,801
2017	57,521	694,792	6,617,569	208,801
2018	60,556	731,453	7,302,581	249,806
2019	63,896	771,799	8,058,508	270,308
2020	67,556	816,000	8,892,676	290,811
2021	71,550	864,244	9,813,196	311,313
2022	75,895	916,736	10,829,002	331,816
2023	80,611	973,692	11,949,961	352,318
2024	85,715	1,035,347	13,186,957	372,820
2025	91,229	1,101,950	14,551,995	393,323
2026	97,175	1,173,768	16,058,338	413,825
2027	103,576	1,251,086	17,720,608	434,328
2028	110,457	1,334,201	19,554,945	454,830
2029	117,844	1,423,437	21,579,162	475,332
2030	125,767	1,519,133	23,812,917	495,835
2031	134,254	1,621,647	26,277,894	516,337
2032	143,337	1,731,362	28,998,036	536,839
2033	153,050	1,848,682	31,999,753	557,342
2034	163,428	1,974,036	35,312,184	577,844
2035	174,508	2,107,876	38,967,504	598,347
2036	186,331	2,250,683	43,001,206	618,849
2037	198,938	2,402,965	47,452,448	639,351
2038	212,374	2,565,260	52,364,461	659,854
2039	226,687	2,738,138	57,784,936	680,356
2040	241,925	2,922,200	63,766,507	700,859

### 1.13. Emisiones de SO<sub>2</sub> por el uso de los combustibles del parque automotor

Tabla A.14: Emisiones de SO<sub>2</sub> (Kg/año) estimados al 2040

Año	Gasolina-privado	Gasolina-taxi	Diésel	GNV
2006	14,060	169,834	96,905	321
2007	13,350	161,251	103,986	1,399
2008	12,819	154,835	116,809	3,353
2009	13,260	160,170	127,534	4,732
2010	13,441	162,354	141,215	6,057
2011	13,463	162,615	157,956	7,330
2012	20,718	250,250	282,517	8,906
2013	21,462	259,239	311,762	10,346
2014	22,321	269,613	344,034	11,786
2015	23,297	281,401	379,646	13,226
2016	24,393	294,646	418,945	14,666
2017	25,615	309,400	418,945	14,666
2018	26,966	325,726	510,168	17,546
2019	28,454	343,693	562,978	18,986
2020	30,083	363,376	621,254	20,426
2021	31,862	384,860	685,562	21,866
2022	33,797	408,235	756,528	23,306
2023	35,897	433,598	834,840	24,746
2024	38,170	461,054	921,258	26,186
2025	40,626	490,714	1,016,621	27,627
2026	43,273	522,695	1,121,856	29,067
2027	46,124	557,126	1,237,984	30,507
2028	49,188	594,138	1,366,134	31,947
2029	52,478	633,876	1,507,548	33,387
2030	56,006	676,491	1,663,601	34,827
2031	59,785	722,142	1,835,807	36,267
2032	63,830	770,999	2,025,840	37,707
2033	68,155	823,243	2,235,544	39,147
2034	72,777	879,065	2,466,955	40,587
2035	77,711	938,666	2,722,320	42,027
2036	82,976	1,002,260	3,004,120	43,467
2037	88,590	1,070,073	3,315,089	44,907
2038	94,573	1,142,345	3,658,249	46,347
2039	100,947	1,219,330	4,036,930	47,787
2040	107,733	1,301,296	4,454,810	49,227

## 1.14. Total de Emisiones por Contaminante

**Tabla A.15: Total de Emisiones por contaminante (kg/año)**

AÑO	CO	NOx	MP <sub>2,5</sub>	PTS	MP <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>
2006	40,817,872	10,631,269	909,898	1,804,626	1,826,628	281,120
2007	40,594,146	11,238,029	952,701	1,900,475	1,996,509	279,986
2008	41,801,131	12,420,717	1,044,101	2,096,235	2,326,395	287,816
2009	44,578,921	13,502,890	1,134,836	2,282,358	2,607,158	305,696
2010	47,100,471	14,831,295	1,240,150	2,502,368	2,918,090	323,067
2011	49,595,277	16,426,938	1,362,626	2,760,766	3,263,900	341,364
2012	79,540,983	28,914,899	2,342,465	4,779,255	5,390,504	562,391
2013	85,033,606	31,763,639	2,563,259	5,240,222	5,950,311	602,809
2014	91,104,256	34,908,198	2,806,433	5,747,891	6,556,820	647,753
2015	97,792,740	38,378,132	3,074,131	6,306,817	7,214,586	697,570
2016	105,144,618	42,206,136	3,368,732	6,922,049	7,928,658	752,650
2017	113,211,272	46,428,435	3,391,184	7,578,684	8,585,293	768,626
2018	122,049,949	51,084,906	4,049,467	8,344,396	9,548,685	880,406
2019	131,724,195	56,219,711	4,441,734	9,164,511	10,467,640	954,110
2020	142,303,847	61,881,408	4,873,218	10,067,042	11,469,011	1,035,139
2021	153,866,157	68,123,742	5,347,842	9,171,520	11,060,303	1,124,151
2022	166,495,866	75,005,913	5,869,923	9,822,230	12,153,449	1,221,867
2023	180,285,995	82,593,257	6,444,224	10,521,903	13,356,582	1,329,081
2024	195,338,800	90,957,834	7,075,996	11,274,189	14,680,839	1,446,668
2025	211,766,297	100,179,094	7,771,026	12,083,057	16,138,497	1,575,587
2026	229,691,497	110,344,750	8,535,697	12,952,831	17,743,106	1,716,891
2027	249,249,351	121,551,494	9,377,045	13,888,225	19,509,597	1,871,740
2028	270,587,598	133,905,978	10,302,822	14,894,347	21,454,433	2,041,406
2029	293,868,676	147,525,876	11,321,581	15,976,785	23,595,777	2,227,289
2030	319,270,566	162,540,985	12,442,748	17,141,605	25,953,651	2,430,924
2031	346,988,405	179,094,425	13,676,711	18,395,402	28,550,132	2,654,001
2032	377,236,591	197,344,169	15,034,932	19,745,375	31,409,575	2,898,376
2033	410,250,101	217,464,375	16,530,038	21,199,345	34,558,827	3,166,089
2034	446,287,024	239,647,148	18,175,955	22,765,849	38,027,491	3,459,383
2035	485,630,586	264,104,518	19,988,040	41,848,235	24,454,172	3,780,724
2036	528,591,786	291,070,296	21,983,226	46,057,069	26,274,444	4,132,822
2037	575,511,986	320,802,350	24,180,176	50,693,703	28,237,706	4,518,659
2038	626,766,211	353,585,281	26,599,479	55,801,949	30,355,994	4,941,515
2039	682,766,422	389,732,948	29,263,835	61,430,117	32,642,453	5,404,994
2040	743,965,004	429,591,635	32,198,275	67,631,491	35,111,407	5,913,066

## 1.15. Cantidad de personas con afecciones respiratorias

Tabla A.16: Personas con afecciones respiratorias

Año	Afecciones respiratorias
2006	4,890,879
2007	5,042,779
2008	5,194,680
2009	5,346,581
2010	5,498,481
2011	5,650,382
2012	5,802,283
2013	5,954,183
2014	6,106,084
2015	6,257,984
2016	6,409,885
2017	6,561,786
2018	6,713,686
2019	6,865,587
2020	7,017,488
2021	7,169,388
2022	7,321,289
2023	7,473,189
2024	7,625,090
2025	7,776,991
2026	7,928,891
2027	8,080,792
2028	8,232,693
2029	8,384,593
2030	8,536,494
2031	8,688,394
2032	4,890,879
2033	5,042,779
2034	5,194,680
2035	5,346,581
2036	5,498,481
2037	5,650,382
2038	5,802,283
2039	5,954,183
2040	6,106,084

## 1.16. Costo de por salud

**Tabla A.17: Costo de salud en soles**

<b>Año</b>	<b>Costo (S/.)</b>
2015	733,631,813
2016	756,416,907
2017	779,202,001
2018	801,987,096
2019	824,772,190
2020	847,557,284
2021	870,342,379
2022	893,127,473
2023	915,912,567
2024	938,697,661
2025	961,482,756
2026	984,267,850
2027	1,007,052,944
2028	1,029,838,039
2029	1,052,623,133
2030	1,075,408,227
2031	1,098,193,321
2032	1,120,978,416
2033	1,143,763,510
2034	1,166,548,604
2035	1,189,333,699
2036	1,212,118,793
2037	1,234,903,887
2038	1,257,688,981
2039	1,280,474,076
2040	1,303,259,170

## 1.17. Costo por inasistencia

**Tabla A.18: Costo por inasistencia en soles**

<b>Año</b>	<b>Costo (S/.)</b>
2015	901,002,575
2016	929,490,138
2017	958,008,082
2018	986,556,406
2019	1,015,135,110
2020	1,043,744,194
2021	1,072,383,658
2022	1,101,053,503
2023	1,129,753,727
2024	1,158,484,332
2025	1,187,245,317
2026	1,216,036,682
2027	1,244,858,427
2028	1,273,710,552
2029	1,302,593,057
2030	1,331,505,942
2031	1,360,449,208
2032	1,389,422,854
2033	1,418,426,879
2034	1,447,461,285
2035	1,476,526,071
2036	1,505,621,237
2037	1,534,746,784
2038	1,563,902,710
2039	1,593,089,017
2040	1,622,305,703

## 1.18. Cantidad reducida de enfermos

**Tabla A.19: Cantidad de enfermos reducida (2015-2040)**

Año	Enfermos		Reducción
	Actual	Propuesto	
2015	4,890,879	4,772,985	117,894
2016	5,042,779	4,925,197	117,582
2017	5,194,680	5,091,164	103,516
2018	5,346,581	5,229,343	117,238
2019	5,498,481	5,381,305	117,176
2020	5,650,382	5,533,213	117,169
2021	5,802,283	5,685,081	117,201
2022	5,954,183	5,836,923	117,260
2023	6,106,084	5,988,752	117,332
2024	6,257,984	6,140,580	117,404
2025	6,409,885	6,292,420	117,465
2026	6,561,786	6,444,280	117,506
2027	6,713,686	6,596,171	117,515
2028	6,865,587	6,748,101	117,485
2029	7,017,488	6,900,078	117,409
2030	7,169,388	7,052,109	117,280
2031	7,321,289	7,204,197	117,092
2032	7,473,189	7,356,349	116,840
2033	7,625,090	7,508,568	116,522
2034	7,776,991	7,660,856	116,135
2035	7,928,891	7,813,216	115,675
2036	8,080,792	7,965,649	115,143
2037	8,232,693	8,118,157	114,536
2038	8,384,593	8,270,738	113,855
2039	8,536,494	8,423,393	113,101
2040	8,688,394	8,576,120	112,274

## 1.19. Reducción de costo por salud

**Tabla A.20: Reducción de costo de salud en soles (2015-2040)**

<b>Año</b>	<b>Costo de salud antes</b>	<b>Costo de salud después</b>	<b>Reducción de costo de salud</b>
2015	733,631,813	715,947,779	17,684,034
2016	756,416,907	738,779,535	17,637,372
2017	779,202,001	763,674,618	15,527,384
2018	801,987,096	784,401,385	17,585,710
2019	824,772,190	807,195,741	17,576,449
2020	847,557,284	829,981,956	17,575,328
2021	870,342,379	852,762,173	17,580,205
2022	893,127,473	875,538,462	17,589,010
2023	915,912,567	898,312,813	17,599,754
2024	938,697,661	921,087,064	17,610,598
2025	961,482,756	943,862,933	17,619,823
2026	984,267,850	966,641,998	17,625,852
2027	1,007,052,944	989,425,665	17,627,279
2028	1,029,838,039	1,012,215,225	17,622,814
2029	1,052,623,133	1,035,011,771	17,611,362
2030	1,075,408,227	1,057,816,278	17,591,949
2031	1,098,193,321	1,080,629,576	17,563,746
2032	1,120,978,416	1,103,452,344	17,526,072
2033	1,143,763,510	1,126,285,143	17,478,367
2034	1,166,548,604	1,149,128,391	17,420,213
2035	1,189,333,699	1,171,982,415	17,351,283
2036	1,212,118,793	1,194,847,417	17,271,376
2037	1,234,903,887	1,217,723,502	17,180,385
2038	1,257,688,981	1,240,610,692	17,078,289
2039	1,280,474,076	1,263,508,911	16,965,164
2040	1,303,259,170	1,286,418,026	16,841,144
Suma	26,479,582,777	1,057,816,278	17,591,949
Porcentaje reducido	2%		

## 1.20. Reducción de costo de inasistencia en soles

**Tabla A.20: Reducción de costo de inasistencia en soles (2015-2040)**

<b>Año</b>	<b>Costo de salud antes</b>	<b>Costo de salud después</b>	<b>Reducción de costo de salud</b>
2015	901,002,575	879,284,105	21,718,470
2016	929,490,138	907,817,218	21,672,920
2017	958,008,082	938,917,578	19,090,504
2018	986,556,406	964,923,520	21,632,886
2019	1,015,135,110	993,501,899	21,633,211
2020	1,043,744,194	1,022,100,646	21,643,548
2021	1,072,383,658	1,050,722,384	21,661,274
2022	1,101,053,503	1,079,369,653	21,683,849
2023	1,129,753,727	1,108,044,900	21,708,827
2024	1,158,484,332	1,136,750,389	21,733,943
2025	1,187,245,317	1,165,488,242	21,757,075
2026	1,216,036,682	1,194,260,412	21,776,270
2027	1,244,858,427	1,223,068,642	21,789,785
2028	1,273,710,552	1,251,914,538	21,796,014
2029	1,302,593,057	1,280,799,467	21,793,590
2030	1,331,505,942	1,338,691,123	21,781,296
2031	1,360,449,208	1,367,699,755	21,758,085
2032	1,389,422,854	1,396,751,258	21,723,099
2033	1,418,426,879	1,425,846,169	21,675,622
2034	1,447,461,285	1,454,984,916	21,615,117
2035	1,476,526,071	1,484,167,770	21,541,156
2036	1,505,621,237	1,513,394,886	21,453,467
2037	1,534,746,784	1,542,666,313	21,351,897
2038	1,563,902,710	1,571,981,977	21,236,397
2039	1,593,089,017	1,601,341,735	21,107,040
2040	1,622,305,703	879,284,105	20,963,968
Suma	32,763,513,449	31,605,837,563	1,157,675,886
Porcentaje reducido	2%		