

DISPERSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO (PM₁₀), CON INTERRELACIÓN DE FACTORES METEOROLÓGICOS Y TOPOGRÁFICOS

(Particulate Matter Dispersion (PM₁₀), with interrelation of topographic and meteorological factors)

Alvaro Javier Arrieta Fuentes¹

¹Facultad de Posgrados Ingeniería, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, (Tunja-Boyacá, Colombia). Grupo inv. GIGA, alvaro.arrieta@uptc.edu.co

(Recibido febrero 24 de 2016 y aceptado mayo 30 de 2016)

Resumen

Los procesos minero-industriales llevados a cabo por acción antrópica, traen consigo la generación de impactos al medio ambiente; entre los asociados a la minería está la afectación de la calidad del aire producida por la liberación de contaminantes atmosféricos, siendo objeto de estudio el comportamiento de la fracción respirable de material particulado menor a 10 micras (PM₁₀) con respecto a los factores meteorológicos y topográficos. Los escenarios analizados en el estudio involucraron tiempos de exposición diario y anual de PM₁₀, para los cuales se hizo la modelación con el Software AERMOD View. El modelo se corrió para dos zonas topográficas, una zona compleja ubicada en el Municipio de Socha y una zona simple ubicada en el Municipio de Sogamoso. Se empleó información meteorológica horaria de tipo satelital, en formato .SAM para las zonas modeladas. Se identificaron tres tipos de fuentes de emisión en las zonas; teniendo que, predominan las fijas dispersas, seguido de las móviles y en baja proporción las puntuales. Los modelos de dispersión de PM₁₀ realizados para las zonas de topografía simple y compleja, dieron como resultado que la dirección y velocidad del viento está condicionada por la misma. Ésta permitió un flujo libre en la dirección predominante en la rosa de vientos para la zona de topografía simple y un flujo turbulento en la zona compleja. Se determinó que los focos de emisión de PM₁₀ en ambos casos son de escala local; estos presentaron un radio crítico de arrastre y deposición de partículas de 200 m aproximadamente.

Palabras clave: Dispersión de contaminantes, Material particulado, PM₁₀, AERMOD.

Abstract

Mining-industrial processes carried out by anthropic action, bring the generation of impacts to the environment. Between the impacts associated with mining is the involvement of the air quality produced by the release of atmospheric pollutants, being subject to study the behavior of the respirable fraction of particulate matter less than 10 microns (PM10) with respect to meteorological and topographical factors. The analyzed scenarios in the study involved daily and annual exposure times of PM10, in which modeling with AERMOD View Software was made. The model was carried out in two topographic zones, a complex area, located in the municipality of Socha and a simple area located in the municipality of Sogamoso. It was used meteorological data type satellite, in format .SAM for modeled areas. Three types of emission sources were identified in the areas; considering that the disperse fixed emission sources predominate, followed by the mobile sources and point sources were found in low proportion. PM10 dispersion models made for the zones of simple and complex topography, gave as result that direction and the wind speed is conditioned by the type of zone. It allowed a free flow in the predominant direction in wind rose to the area of simple topography and a turbulent flow in the complex area. It was determined that the sources of emission of PM10 in both cases are local scale; They presented a critical radius of drag and deposition of particles of 200 m approximately.

Key words: Dispersion of pollutants, particulate matter, PM10, AERMOD.

Cómo citar este artículo:

Arrieta-Fuentes, A.J. (2016). Dispersión de material particulado (PM10), con Interrelación de factores meteorológicos y topográficos. Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo, 16 (2), pp. 43-54

1. INTRODUCCIÓN

La presencia de contaminantes en la atmósfera o contaminación atmosférica, es un tema que genera cierto escepticismo respecto al bienestar de las generaciones futuras, por los efectos perjudiciales que estos generan sobre la salud y el medio ambiente. La contaminación atmosférica se define como la adición de cualquier sustancia que altere las propiedades físicas o químicas del aire por causas naturales y/o antrópicas (Viana, 2003). Los contaminantes atmosféricos más comunes son el monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno, los óxidos de azufre, los hidrocarburos, los oxidantes fotoquímicos y las partículas. Los componentes de las partículas pueden ser muy diversos: metales pesados, silicatos y sulfatos, entre otros (Sbarato, y otros, 1997). El material particulado (PM) es considerado como uno de los seis contaminantes criterio, definidos así porque fueron objeto de investigaciones en temas de calidad del aire en los Estados Unidos, con el objetivo de establecer niveles permisibles que sean perjudiciales para la salud, el medio ambiente y el bienestar de la población (INECC, 2013). El PM se define como un conjunto o mezcla compleja de partículas sólidas y/o líquidas, con características físicas y químicas, las cuales se encuentran suspendidas en la atmósfera. Este aerosol atmosférico como también se le conoce, es emitido por fuentes de origen natural o antropogénico (Viana, 2003). El material particulado se clasifica principalmente por su tamaño, se divide en la fracción gruesa o respirable con diámetro de partículas menores a 10 μm y mayores a 2.5 μm , definida como PM_{10} y una fracción fina con diámetro de partícula menor a <2.5 μm , definida como $\text{PM}_{2.5}$ (Legarreta, y otros, 2015). Generalmente se identifican diferentes rangos de tamaños de partícula denominados “modas”, que están relacionados en su mayoría con el mecanismo de formación de las partículas: nucleación, Aitken, acumulación y moda gruesa (Watson & Chow, 2000), como se presenta en la Figura 1.

El material particulado suspendido en el aire se compone de fragmentos de minerales, cenizas, residuos de combustión de carbón, hollín, producto de combustión de fuel oil, desechos orgánicos, granos de polen, esporas, materiales sintéticos, aerosoles de aceites, gotas de rocío de lluvias ácidas y líquidos diversos, los cuales presentan composiciones químicas y físicas diferentes (Restrepo, 2004; Chaparro, Cuervo, Gómez,

& Toro, 2001). Las actividades humanas, por ejemplo, la industria y el movimiento vehicular, se consideran las principales fuentes de emisión de material particulado que, en conjunto con factores meteorológicos y topográficos, hacen que el comportamiento del PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ varíe temporalmente de manera irregular en la atmósfera (Harrison, 2006). Tras su emisión o formación en la atmósfera, se produce la extracción del contaminante por vía seca o húmeda; este proceso se llama deposición atmosférica se define como la masa total de contaminante transferida desde la atmósfera a la superficie en un área y periodo determinados (Jomolca, Lima, & Manduca, 2013).

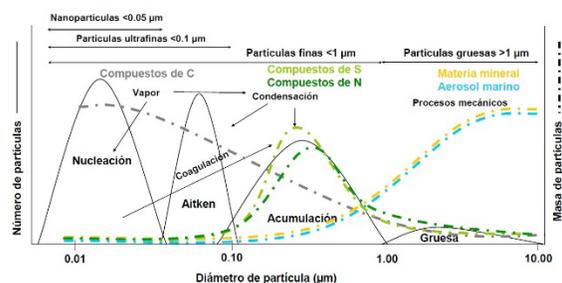


Figura 1. Distribución de partículas con relación al tamaño, distribución y composición química (Pey, 2007).

La eficacia de la deposición depende esencialmente del diámetro, composición química y propiedades termodinámicas de las partículas y el tipo de fuente de emisión (Viana, 2003). Las fuentes de emisión se pueden clasificar en fijas y móviles, para el estudio son objeto de análisis las fuentes fijas; estas pueden ser clasificadas de manera general como fuentes fijas puntuales y dispersas. Las puntuales son grandes focos de emisión que son tratados de punto a punto en los inventarios de emisiones (MAVDT, 2010). Estas son típicamente instalaciones industriales, servicios públicos o grandes fuentes de emisiones comerciales o institucionales. Las dispersas se definen como focos de emisión que se dispersan en un área, son demasiado numerosos o difusos para ser tratados individualmente (US-EPA, 1998). El inventario de emisiones debe abarcar todas las fuentes presentes en la zona definida y debe suministrar la localización, magnitud, frecuencia, duración y contribución relativa de ellas. Los resultados del inventario identifican las principales fuentes de contaminación dentro de la zona de estudio (MAVDT, 2010). La tasa de emisión de una de un contaminante atmosférico se puede calcular mediante factores de emisión, estos se encuentran representados en el

manual AP-42 desarrollado por la Agencia de protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), en este se representan los factores aplicables a fuentes fijas y móviles. El AP-42 define un factor de emisión como el valor representativo para la relación existente en la cantidad de un contaminante liberado a la atmósfera por la actividad que lo genera. Estos factores por lo general se expresan como el peso del contaminante dividido en una unidad de peso, volumen, distancia o duración de la actividad que lo emite. La aplicación de los factores facilita la estimación de las emisiones procedentes de diversas fuentes de contaminación del aire (US-EPA, 1995). De acuerdo con el AP-42, la ecuación general de un factor de emisión es la siguiente:

$$E = A * EF \left(1 - \frac{ER}{100} \right) \quad (1)$$

Donde,

E= Emisiones.

A= Tasa de actividad.

EF= Factor de emisión.

ER= Eficiencia global de reducción de emisiones (%).

La emisión de contaminantes genera consigo la dispersión de los mismos, la cual está condicionada por múltiples factores, controlados y no controlados. La dispersión de estos en la atmósfera, es afectada por las condiciones locales del área y las características de la superficie, siendo este un factor que incide en el transporte y arrastre de los elementos contaminantes (Silva & Arcos, 2011). Los accidentes topográficos condicionan los componentes de viento dominantes, afectando principalmente a las corrientes que circulan cercanas a la superficie, siendo este factor influyente a la hora de estudiar la variabilidad de los niveles de contaminación (OMS, 2005; Pey, 2007). La topografía determina la velocidad y dirección de un contaminante y la magnitud de la dispersión que este tendrá, donde los patrones locales del viento se pueden ver afectados por montañas, laderas, entre otros (Lobo, 2010). Los investigadores de la contaminación del aire concuerdan en que la dispersión atmosférica en los terrenos complejos puede ser muy diferente y mucho más complicada que en los terrenos planos (BVSDE, 2002). La dispersión de un contaminante en la atmósfera se puede estimar y predecir por medio de un modelo de dispersión, investigadores como Holmes

& Morawska (2006), lo definen como una herramienta para estimar y calcular la concentración y flujo de una sustancia sobre la atmósfera, respecto a sus fuentes de emisión. Este tipo de modelos se fundamentan en ecuaciones matemáticas, describiendo la atmósfera y los procesos físicos y químicos en la dispersión de la pluma, y así calcular la concentración en diversos lugares, según lo cita Cabrera (2008). Actualmente son muchos los modelos de dispersión existentes pero no todos son recomendados por organizaciones e instituciones importantes a nivel internacional; siendo la más importante la US-EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos), la cual recomienda emplear el modelo de dispersión AERMOD para describir el comportamiento de un contaminante en la atmósfera (US-EPA, 2006). El AERMOD es un modelo gaussiano de tipo estacionario, el cual se puede utilizar para determinar la dispersión atmosférica y evaluar la concentración y niveles de contaminación emitidos desde diferentes tipos de fuentes. Este modelo simula el transporte y la dispersión atmosférica de contaminantes, tomando como base la caracterización de la capa límite atmosférica (BPL) utilizando variables meteorológicas convencionales, análisis de fuentes de emisión y su ubicación en terrenos simples o complejos (US-EPA, 2004). El modelo de dispersión AERMOD incorpora algoritmos de dispersión para considerar las diferencias de altura de la zona de estudio (Silva & Arcos, 2011), teniendo con esto la representación de las zonas topográficas del presente estudio. La investigación que se presenta tiene por objeto demostrar la incidencia de los factores topográficos y meteorológicos sobre la dispersión de la fracción gruesa del material particulado (PM_{10}). Para el estudio se tienen dos zonas topográficas, en estas se tienen en cuenta los factores mencionados anteriormente por medio de la simulación de la dispersión del contaminante PM_{10} con el Software AERMOD View de Lakes software. El modelo de dispersión arroja Isopletas de concentración de PM_{10} expresadas en valores de carga contaminante ($\mu g/m^3$). Los mapas generados por el AERMOD permiten estimar y predecir el comportamiento del contaminante respecto a la topografía de las zonas analizadas y definir los radios críticos en los que se producirá la el arrastre y deposición del contaminante, a partir de los focos de emisión de PM_{10} .

2. METODOLOGÍA

2.1. Escenarios de análisis

Para el estudio se seleccionaron dos zonas objeto de análisis, una zona de topografía compleja ubicada en el municipio de Socha - vereda Waita, correspondiente a la coordenada 5°58'50.58"N, 72°42'44.16"W y una zona de topografía simple ubicada en el municipio de Sogamoso – vereda San José del Porvenir, correspondiente a la coordenada 5°45'25.74"N, 72°52'58.60"W. Para unificar términos en el desarrollo del estudio, la zona topográfica compleja se definió como zona 1 y la simple se definió como zona 2. La actividad minera es el eje en torno a las zonas seleccionadas, en estas se tienen instalados patios de acopio de carbón. En la zona 1 se tiene por objeto la explotación y almacenamiento del mineral y en la zona 2 se tiene por objeto el almacenamiento, trituración y clasificación del carbón. El principal contaminante atmosférico en este tipo de actividades es el material particulado, por esto fue seleccionado para el desarrollo del estudio. Para este se definió como contaminante criterio la fracción respirable o gruesa menor a 10 micras (PM_{10}). En las zonas seleccionadas, no se presenta ningún proceso que pueda hacer aportes significativos de gases y compuestos orgánicos volátiles, por esto no fueron objeto de análisis.

2.2. Emisiones atmosféricas

El inventario de emisiones se realizó siguiendo lo establecido en el protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire (MAVDT, 2010). Se hizo un barrido en las zonas, se caracterizaron las operaciones unitarias ejecutadas y se identificaron y definieron las fuentes de emisión de PM_{10} en los patios de acopio. Se evaluaron sólo fuentes fijas de emisión, teniendo la subdivisión de cada una de estas en dispersas, lineales y puntuales, registradas para formar una base de datos de fuentes en ambas zonas. Una vez se realizó el inventario de fuentes de emisión y operaciones unitarias ejecutadas, se procedió al cálculo de la tasa de emisión de PM_{10} . Dicho cálculo se realizó con los factores de emisión consignados en el manual AP-42 que desarrolló la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos en el año 1995, el cual contiene factores para el cálculo de emisiones de diferentes procesos productivos. Fue consultado el capítulo 11, en el cual se detallan los factores de emisión aplicables para la industria de productos minerales, para

las operaciones ejecutadas en las zonas de estudio se aplicaron para el cálculo los factores que se encuentran en la Tabla 1.

2.3. Meteorología

La meteorología es un componente fundamental para la simulación en el software AERMOD View, la información meteorológica utilizada para las zonas de estudio es de tipo satelital pre-procesada (MM5), dicha información se obtiene en formato SAMSON Met Data, con extensión .SAM. El paquete meteorológico satelital contiene datos horarios para un periodo de un año, con un total de 8760 horas registradas para factores como precipitación, brillo solar, velocidad y dirección del viento, nubosidad, altura de nubes, temperatura, entre otros que requiere el AERMOD View como parámetros de entrada para la modelación, la temporalidad de los datos meteorológicos correspondió al año 2014, dado que en la fecha en que se desarrolló la investigación sólo se contaba con registros anuales horarios completos para el año anterior. Para el análisis de la dispersión se seleccionó la velocidad y dirección del viento y el comportamiento que tiene el mismo en torno a la topografía y su influencia como factor determinante en la dispersión de un contaminante. Se graficaron rosas de vientos para las zonas 1 y 2, con base en la dirección y velocidad de los vientos, estas fueron exportadas a Google Earth y se generaron imágenes de la superficie con las direcciones predominantes del viento.

2.4. Topografía

Se generó la topografía de las zonas de estudio empleando el software Global Mapper, este tiene como fuente satelital de información el ASTER Global Digital Elevation Model Version 2 (GDEM V2). Este modelo utiliza imágenes satelitales de la superficie terrestre en formato GeoTIFF, el programa por medio de interpolación bicúbica generó las curvas de nivel para las zonas 1 y 2, dichas curvas fueron generadas en formato Shapefile. La generación de curvas se realizó con una cuadrícula de 9 km² para la zona 1 y de 2 km² para la zona 2. Se realizó la caracterización de los rasgos fisiográficos y morfológicos de las zonas de estudio y se tomaron como fuente principal para definir los fenómenos y efectos que genera el viento con respecto a la superficie.

2.5. Modelo de dispersión

La simulación de la dispersión de material particulado PM_{10} para las zonas 1 y 2, se realizó con el software AERMOD View. Este tiene dos módulos preprocesadores de información, AERMET y AERMAP. El módulo AERMET

se encarga del procesamiento de la información meteorológica horaria, el cual se alimentó con el paquete pre-procesado en formato .SAM para las 2 zonas de estudio. La información que se ingresó al software registra datos horarios de los parámetros mencionados en la sección 2.3.

Tabla 1. Factores de emisión aplicables, AP-42 (US-EPA, 1995).*

Actividad/operación	Factor de emisión PM	Factor de emisión PM_{10}	Unidad
<i>Acopio, manejo de agregados y re-suspensión eólica.</i>	$E = K \times 0,0016 \times \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}}$	$E = K \times 0,0016 \times \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}}$	Kg/Ton
<i>Descargue de volquetas</i>	$K=0.74$ $F.E= 0.004$	$K=0.35$ $PM_{10} = 0.5 \times PM$	Kg/Ton
<i>Carga en volquetas y tractomulas</i>	$E = \frac{0.0596}{(M)^{0.9}}$	$PM_{10} = 0.75 \times PM$	Kg/m ³
<i>Cargue en la tolva de alimentación por cargadores</i>	$E = \frac{8,44(s)^{1,5}}{(M)^{1,4}}$	$PM_{10} = 0.75 \times PM$	Kg/h
<i>Descarga en tolvas.</i>	$F.E=0.033$	$PM_{10} = 0.5 \times PM$	Kg/Ton
<i>Erosión del viento en áreas expuestas</i>	$F.E = 0.85$	$PM_{10} = 0.5 \times PM$	Ton/ Ha.año
<i>Trituración</i>	0.0027	0.0012	Kg/ton
<i>Tamizaje o clasificación</i>	0.0125	0.0043	Kg/ton
<i>Transferencia en bandas transportadoras</i>	0.0015	0.00055	Kg/ton

*Adaptado del AP-42, Capítulo 11.

El módulo AERMAP se encarga del procesamiento de la información del terreno, a este se ingresaron los datos topográficos de las zonas 1 y 2, importando las curvas de nivel generadas por el Global Mapper en formato Shapefile, con extensión .SHP. Una vez se cargó la información a los módulos AERMET y AERMAP, se introdujeron las fuentes de emisión, para esto se ingresaron por tipo de fuente (dispersa, lineal y puntual) y se ingresó la tasa de emisión de cada una, expresada en $\frac{g}{s \cdot m^2}$. Se definió una malla de receptores con una altura de tres metros sobre la superficie y cinco circunferencias concéntricas de distancia igual a 70

metros cada una, 36 direcciones radiales, radio total de 350 m y un total de 180 receptores circulares uniformes, con esto se definieron todos los parámetros de entrada del AERMOD View y se procedió a validar y correr el modelo de dispersión para ambas zonas. La corrida del modelo generó las isopletas de concentración de PM_{10} para tiempos de exposición diario y anual para las zonas 1 y 2, la carga contaminante ($\mu g/m^3$) estimada por el AERMOD se comparó con los límites máximos permisibles definidos en la resolución 610 del 2010 y se definieron los radios críticos de arrastre y deposición de partículas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el análisis de la magnitud de la velocidad y dirección del viento, en la Figura 2 se observa la rosa de los vientos para las zonas 1 y 2. En estos gráficos se muestra el comportamiento de los vientos respecto a la velocidad y dirección de los mismos. Los valores medios mensuales de velocidad del viento fluctúan entre 0.5 y 8.8 m/s, y en ninguna ocasión (promedios horarios por

mes) el viento tiene velocidades superiores a 8.8 m/s. En la mayoría de los casos, el viento sopla en un rango promedio de 3.6 a 5.7 m/s en la zona 1 y 0.5 a 5.7 m/s en la zona 2. Así mismo, el viento presenta una clara uniformidad, debido a que se observa una determinada predominancia de la dirección del mismo, ya que en la mayoría de los casos, el viento sopla principalmente desde el este hacia el oeste (E-W) para la zona 1 y desde el noreste hacia el suroeste (NE-SW) para la zona 2. La Tabla 2 presenta el resumen del análisis estadístico de los datos de velocidad del viento.

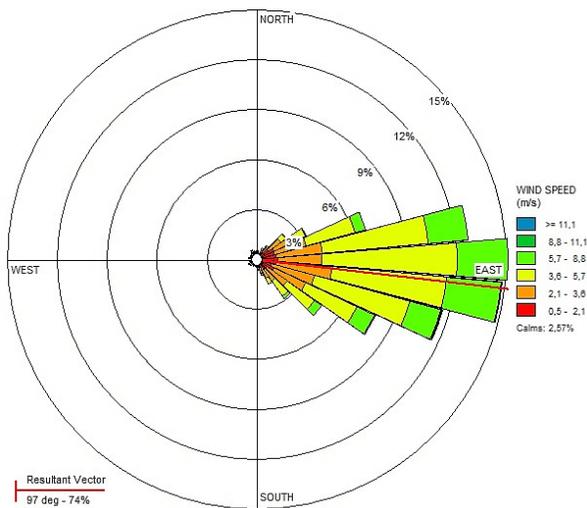


Figura 2. Rosa de vientos Zona 1.

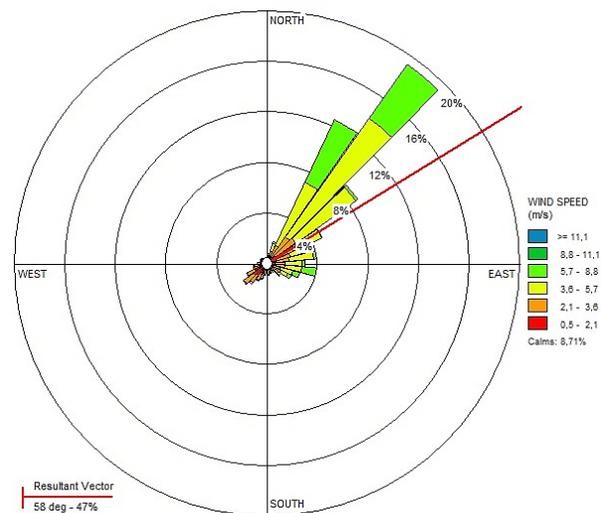


Figura 3. Rosa de vientos Zona 2.

Tabla 2. Análisis estadístico de la velocidad del viento.

Elementos estadísticos	Velocidad del viento (m/s)	
	Zona 1	Zona 2
Media	3.64	2.84
Mediana	3.70	2.50
Desviación estándar	1.82	1.75
Mínimo	0	0
Máximo	11.4	9.3
Moda	4	1.8

El inventario de emisiones realizado en el proceso productivo de las zonas 1 y 2, definió que el primer renglón en las fuentes de emisión, lo ocupan las de tipo dispersas, es decir que no se caracterizan por poseer un ducto definido para evacuar los gases o emisiones. Las principales emisiones están asociadas al desprendimiento de material fino o cenizas propias del carbón mineral, cuando este se manipula y se ejerce algún tipo de fuerza sobre la roca. La humedad del mineral también juega un papel crucial en las

emisiones, puesto que cuando el material está más seco las emisiones aumentan y cuando está más húmedo el desprendimiento de partículas finas disminuye.

El segundo tipo de fuente de emisión importante son las fuentes lineales, especialmente por el tránsito de vehículos pesados en vías destapadas. Al ser un patio de acopio de carbón se hace necesario el transporte constante de carbón por medio de volquetas o tractomulas por el tramo de vía destapada, la cual por el peso y movimiento de estos vehículos hace que el material agregado de la superficie de la vía desprenda material fino y se generen emisiones de material particulado. Finalmente se encuentran las emisiones por fuentes fijas puntuales, donde los malacates de combustión interna emiten contaminantes por los exhaustos, aunque es de destacar por el tamaño de los motores y el tiempo de operación de los mismos, las emisiones son casi despreciables, sin embargo también se tuvieron en cuenta en el presente inventario de emisiones. Este tipo de fuentes se presentaron sólo en la zona 1 como se observa en la Tabla 3.



Figura 4. Fuentes de emisión identificadas en la Zona 1.

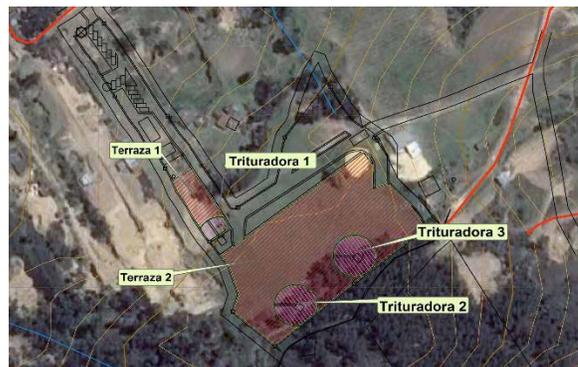


Figura 5. Fuentes de emisión identificadas en la Zona 2.

Tabla 3. Resumen de fuentes de emisión identificadas.

Tipo de fuente	Descripción	Cantidad	
		Zona 1	Zona 2
Fijas dispersas (m ²).	Las fuentes fijas dispersas identificadas en la zona son: tres terrazas del patio de acopio y siete tolvas. En cada una de estas se evaluaron las operaciones unitarias de cargue, descargue y manejo de mineral. Estas se definieron en unidades de área.	4456	7572
Fijas lineales (m).	Las fuentes fijas lineales corresponden a las vías sin pavimentar, se tiene un tránsito estimado entre 8 y 10 volquetas por día.	1032	400
Fijas puntuales (Und.)	Las fuentes fijas puntuales corresponden a un total de 5 malacates que emiten contaminantes a la atmósfera a través de los exhostos. No se identificaron fuentes fijas puntuales de emisión de material particulado.	5	-

El total de fuentes de emisión identificadas para las zonas 1 y 2 se observan en las Figuras 4 y 5, en estas se muestran las fuentes dispersas, lineales y puntuales superpuestas a una imagen satelital de cada zona. En la Tabla 4 se definen los aportes totales de carga contaminante para cada una de las fuentes de emisión identificadas en las zonas de estudio.

Tabla 4. Aportes de carga contaminante de PM₁₀ por tipo de fuente de emisión.

Tipo de fuente de emisión	Aporte de carga contaminante (PM ₁₀)			
	PM ₁₀ (g/s)		PM ₁₀ (Kg/día)	
	Zona 1	Zona 2	Zona 1	Zona 2
Dispersas	9.4x10 ⁻¹	3.38	81.79	319.02
Lineales	4.9x10 ⁻²	0.07	4.29	5.86
Fijas Puntuales	5.1x10 ⁻³	-	0.44	-

El inventario de fuentes de emisión en las zonas 1 y 2, permitió definir que las fuentes fijas dispersas constituyen el principal aporte de carga contaminante de material particulado PM₁₀, dicho aporte es de 81.79 Kg/día para la Zona 1 y 319.02 Kg/día para la zona 2, constituyendo el 94.5% de la tasa de emisión total de PM₁₀. Para ambos casos las actividades evaluadas corresponden a patios de acopio de carbón, el sesgo entre los aportes de carga contaminante en ambos casos se debe principalmente a la magnitud, capacidad de almacenamiento del patio y las operaciones unitarias ejecutadas en los mismos, en las cuales la zona 2 presenta tres líneas de trituración que elevan el aporte de PM₁₀ considerablemente. En segundo renglón se ubicaron las fuentes lineales, con un aporte de PM₁₀ de 4.29 Kg/día para la zona 1 y 5.86 Kg/día para la zona 2, representando el 5% de la tasa de emisión total de PM₁₀. El comparativo de escenarios mostró que aún siendo menor la longitud de las fuentes lineales (vías) en la Zona 2 respecto a la Zona 1, el aporte de carga contaminante es mayor, debido a que el tránsito en el área incluyó un mayor número de volquetas y tractomulas circulando por las vías sin pavimentar, generando el levantamiento y resuspensión de partículas en el aire. En el último renglón se ubicaron

las fuentes puntuales, estas sólo se presentaron en la zona 1 y el aporte de carga contaminante por este tipo de fuentes es de 0.44 Kg/día, el cual se consideró como poco significativo con una tasa de 0.5% del total de aportes de PM₁₀.

La modelación de la dispersión en el AERMOD View, dio como resultado que en la zona 1 la concentración o carga contaminante en un tiempo de exposición de 24 horas para el material particulado menor o igual a 10 micras (PM₁₀), y localizado en los sectores aferentes de dichas fuentes, es de 55.62 µg/m³. Existe así mismo, un aporte medio con un valor de 30.92 µg/m³, y que decrece hasta alcanzar los 0.047 µg/m³. En un tiempo de exposición anual, el valor máximo corresponde a 24.74 µg/m³, mientras que el medio a 13.74 µg/m³, el cual decrece hasta los 0.007 µg/m³. La zona 2 presentó una carga contaminante de PM₁₀ en un tiempo de exposición de 24 horas con un valor de 41.32 µg/m³, un aporte medio de 22.98 µg/m³ que decrece hasta alcanzar los 0.051 µg/m³. Para tiempos de exposición anual el valor máximo de PM₁₀ fue de 7.11 µg/m³, el aporte medio fue de 3.16 µg/m³ y presentó un decrecimiento hasta los 0.001 µg/m³.

Tabla 5. Concentración de PM₁₀ estimados para tiempos de exposición de 24 horas y anual y comparación con la norma colombiana.

Escenario	Contaminante	Concentración para un tiempo de exposición de 24 horas	Nivel máximo permisible PM ₁₀ (24 horas)	Concentración para un tiempo de exposición anual	Nivel máximo permisible PM ₁₀ (anual)
Zona 1	PM ₁₀	Máximo	100 µg/m ³	Máximo	50 µg/m ³
		55.62 µg/m ³		24.73 µg/m ³	
		Medio		Medio	
		30.92 µg/m ³		13.74 µg/m ³	
Zona 2	PM ₁₀	Máximo	100 µg/m ³	Máximo	50 µg/m ³
		41.32 µg/m ³		7.1 µg/m ³	
		Medio		Medio	
		22.97 µg/m ³		3.16 µg/m ³	

Los resultados de concentración de material particulado PM₁₀ estimados por el software AERMOD View, sumados a la inmisión de fondo fueron comparados con la Resolución 610 de 2010 que es la norma vigente en Colombia y define los límites máximos permisibles de los contaminantes criterio, en esta los límites permisibles de PM₁₀ corresponden a 100 µg/m³ para un tiempo de exposición de 24 horas y 50 µg/m³ para un tiempo de exposición anual, en la Tabla 5 se observa que en ambas

zonas los aportes de PM₁₀ se encuentran por debajo de la norma.

El AERMOD View generó las isopletras de concentración de PM₁₀, en las Figuras 6, 7, 8 y 9 se observa los mapas generados para tiempos de exposición de 24 horas y anual. Los márgenes de las isopletras para las zonas 1 y 2 presentaron una característica concéntrica, donde estas son paralelas entre sí y donde los dos puntos máximos

de concentración de PM_{10} , no corresponden al centro mismo de la ubicación de la totalidad de las fuentes de emisión (dispersas, puntuales y lineales), sino que se encuentran ubicados en áreas “vientos abajo”.

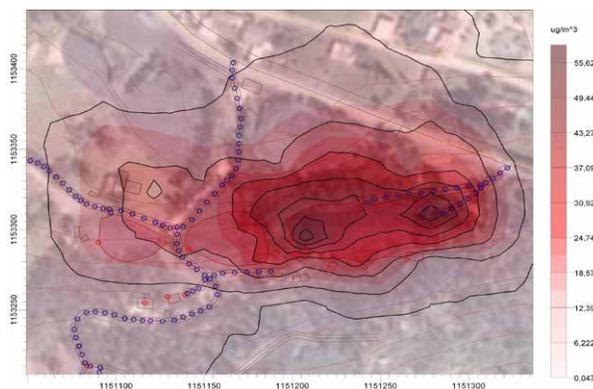


Figura 6. Isoplethas de concentración de PM_{10} en un tiempo de exposición de 24 horas – Zona 1.

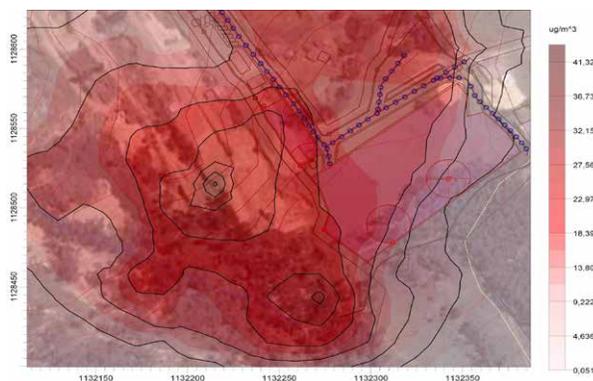


Figura 7. Isoplethas de concentración de PM_{10} en un tiempo de exposición de 24 horas – Zona 2.

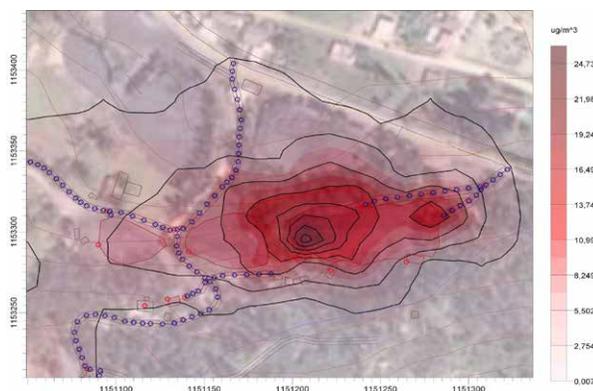


Figura 8. Isoplethas de concentración de PM_{10} en un tiempo de exposición anual – Zona 1.

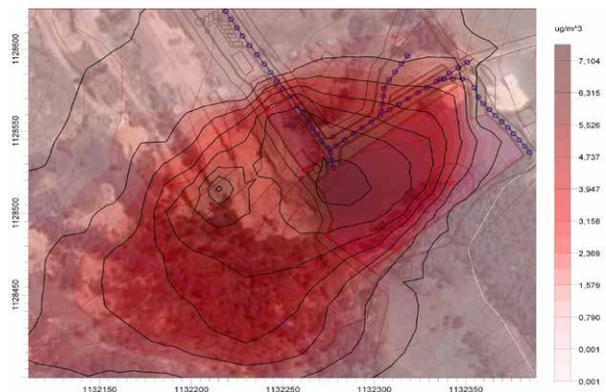
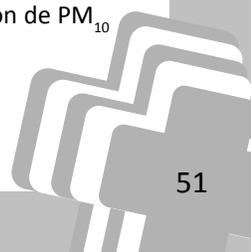


Figura 9. Isoplethas de concentración de PM_{10} en un tiempo de exposición anual – Zona 2.

Con los resultados obtenidos, se determinaron los porcentajes por debajo de la norma en los que se encuentran los valores máximos de concentración con respecto a los tiempos de exposición al contaminante. En un tiempo de exposición de 24 horas se tienen valores por debajo de la norma de 44.38% para la zona 1 y de 58.68% para la zona 2; para tiempos de exposición anual, se tienen valores por debajo de la norma de 50.53% para la zona 1 y de 85.79% para la zona 2.

Según Gallegos, en el estudio del modelado y el transporte de material particulado (PM_{10}) en una mina a cielo abierto en San Luis de Potosí, se presenta una topografía irregular compleja, en la que se concluyó que el flujo del viento influye directamente en la disminución de la confiabilidad de los valores estimados de concentraciones obtenidos con el modelo AERMOD, este arrojó una sobreestimación de la concentración estimada de PM_{10} del 298% respecto a la concentración medida por la estación de monitoreo instalada en la zona, también se menciona que los valores estimados pueden ser mayores o menores a los medidos por un muestreador, definidos estos como valores atípicos (Gallegos, 2010). En el municipio de Tolú viejo en el año 2007 se realizó un estudio de calidad del aire instalando dos estaciones de monitoreo. Los monitoreos realizados en la zona arrojaron valores entre 54 y 147 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para la estación 1 y valores entre 58 y 158 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para la estación 2, evidenciando concentraciones por encima de la norma. Los valores arrojados de la concentración se correlacionaron estadísticamente con los factores meteorológicos, teniendo que existe una relación significativa entre la concentración de PM_{10} y la precipitación y entre la dirección del viento y la temperatura, obteniendo que la concentración de PM_{10}



es mayor en los días en que aumenta la precipitación (Miranda & Ortiz, 2008). Una investigación realizada por Willi Gujer, contribuyó en el análisis de factores que influyen en la modelación de la dispersión de contaminantes. Para esto, él realizó el análisis de la sensibilidad del proceso de simulación con el apoyo de métodos que permiten obtener las diferencias existentes entre el comportamiento de los contaminantes en un escenario real y lo que es capaz de predecir el modelo, con esto logró identificar los factores que influyen en la concentración estimada de un contaminante, con respecto a la medida con un muestreador o estación de monitoreo (Gujer, 2008).

Apoyando este concepto en su investigación Wark y Warner, mencionan que la dispersión y el transporte de un contaminante emitido por una fuente está condicionado por la topografía, esta tiene influencia directa en la obstrucción de las corrientes de aire y su dirección. Con esto, también mencionan que las características físicas y químicas del contaminante, se ven afectadas por el viento y las condiciones meteorológicas que lo limitan (Wark & Warner, 2013). Un estudio adelantado en el valle de Sogamoso en el año 2009 por Uribe y Suarez, arrojó que el modelo arrojó los niveles más altos de concentración en la zona del parque industrial de Sogamoso y barrios aledaños que constituyen una zona de topografía simple, encontrando concentraciones mayores a $168.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dificultando el arrastre y dispersión del contaminante por las bajas velocidades que presenta el viento y la dirección noreste de la que provienen. En las zonas de chircales que se ubican en la falda de la montaña, se evidencia la influencia de la topografía sobre los vientos, los cuales rodean la montaña y cambian su dirección con predominancia de velocidades bajas. En dicho estudio concluyeron que la topografía y la meteorología son factores fundamentales en la baja dispersión del material particulado por la baja velocidad y confluencia del viento que se ve favorecida por las características topográficas del Valle de Sogamoso (Uribe & Suárez, 2009).

4. CONCLUSIONES

La velocidad y dirección del viento se consideran como las variables meteorológicas que tienen un efecto directo en la dispersión de los contaminantes en el aire. La dispersión de los contaminantes en la atmósfera depende del viento, de la dirección del mismo y de

la turbulencia del aire. La dispersión de material particulado PM_{10} en ambas zonas topográficas, permitió definir que la dirección y velocidad de los vientos está directamente condicionada por la topografía, en la Zona 1 la predominancia de los vientos se presenta en sentido E-W, encausada por el encañonamiento y los fenómenos de turbulencia térmica y mecánica característicos de la zona, siendo los accidentes topográficos los condicionantes del viento. La zona 2 presenta predominancia de los vientos en sentido NE-SW, donde la morfología del área es un valle que permite el flujo del viento sin accidentes topográficos que generen verticalización constante de las corrientes y fenómenos de turbulencia, en concordancia con los datos meteorológicos evaluados en un periodo de observación de 8760 horas, correspondientes a registros horarios del año 2014.

La dispersión del contaminante presentó una alta empatía con las tendencias en dirección de la rosa de los vientos, con respecto a la resultante, y las predominantes principales del viento. Se manifestó un acertado comportamiento en la dispersión del contaminante analizado (PM_{10}), con el entorno topográfico. De acuerdo con los valores estimado por el AERMOD View, la concentración de PM_{10} para tiempos de exposición de 24 horas y anual arrojó valores máximos y medios, los cuales se compararon con respecto a los límites permisibles establecidos en la Resolución 610 de 2010 y se definió que la ejecución de actividades y labores mineras en las zonas de estudio generará niveles de PM_{10} por debajo de lo establecido en la norma.

Los mapas de dispersión generados por el AERMOD View, permitieron definir que los radios críticos de concentración de material particulado PM_{10} , se encuentran aproximadamente a 200 metros de los focos de emisión de contaminantes. Este radio de deposición tan pequeño, está condicionado por la topografía, los vientos y sobretodo porque en las zonas no se produce descarga de contaminantes en altura (chimeneas) sino que se producen las emisiones a pocos metros de la superficie, por tanto el arrastre de partículas es menor.

5. REFERENCIAS

BVSDE. (2002). La estructura dinámica de la atmósfera. Biblioteca Virtual en Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental.

- Cabrera, F. C. (2008). Evaluación de un modelo de dispersión de contaminantes atmosféricos con la técnica electroscópica DOAS pasiva. Ciudad Universitaria, Mexico.
- Chaparro, L., Cuervo, M., Gómez, J., & Toro, M. (2001). Emisiones al ambiente en Colombia. En IDEAM, El medio ambiente en Colombia. Bogotá, Colombia.
- Gallegos, E. (2010). Inventario de emisiones de partículas y modelado de su transporte a partir de fuentes de área de una industria minera. San Luís Potosí, México.
- Gujer, W. (2008). *Systems Analysis for Water Technology*. Zurich, Suiza: Springer-Verlag.
- Harrison, R. (2006). *An Introduction to Pollution Science*. London, United Kingdom: The Royal Society Chemistry. DOI: <http://dx.doi.org/10.1039/9781847555410>
- Holmes, N., & Morawska, L. (2006). A Review of Dispersion Modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment*, 40, 5902-5928. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.003>
- INECC. (2013). Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Jomolca, Y., Lima, L., & Manduca, M. (2013). Determinación de concentraciones y flujos atmosféricos de metales pesados y radionucleidos de interés ambiental en deposiciones atmosféricas totales. *Revista Cubana de Química*, 25(3), 19.
- Legarreta, A., Corral, A., Delgado, M., Torres, J., Flores, J., & López, F. (2015). Material particulado y metales pesados en aire en ciudades mexicanas. *CULCyT*(56).
- Lobo, P. (2010). Modelamiento de dispersión del material particulado PM-10 mediante BREEZE, en la zona aledaña a la planta productora de cemento CEMEX S.A. ubicada - Bucaramanga. 267. Bucaramanga, Colombia.
- MAVDT. (2010). Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Colombia.
- Miranda, K., & Ortiz, L. (2008). Evaluación de la concentración de material particulado suspendido pm10 y su relación con la morbilidad asociados a era's en niños menores a catorce años por enfermedad respiratoria aguda en el municipio de toluviejo (sucre). Bogotá: Universidad de la Salle.
- OMS. (2005). Mitigación de desastres en instalaciones de salud. Organización Mundial de la Salud, Santo Domingo.
- Pey, J. (2007). Caracterización Físico-Química de los Aerosoles atmosféricos en el mediterraneo occidental. Barcelona, España.
- Restrepo, A. (2004). Método para la descripción de Material Particulado empleando microscopia asistida por computador. Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- Sbarato, V., Sbarato, D., Basan, R., Manzo, P., Ortega, J., Campos, M., & Salort, M. (1997). Análisis y Caracterización del Material Particulado. Córdoba, Argentina.
- Silva, A., & Arcos, D. (2011). Aplicación del programa AERMOD para modelar dispersión de PM10 emitido por equipos de calefacción a leña en la ciudad de Constitución. *Obras y Proyectos*(9), 7. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-28132011000100001>
- Uribe, L., & Suárez, N. (2009). Evaluación de la calidad del aire del Valle de Sogamoso, respecto a material particulado menor a 10 micras (MP10), aplicando el modelo de dispersión AERMOD como herramienta de planificación. 263. Bogotá, Colombia.
- US-EPA. (1995). *Emissions factors & AP-42, Compilation of Air Pollutant emission factors* (Quinta ed.). North Carolina, Research Triangle Park.

US-EPA. (1998). Documento de Técnicas de Control de Materia Particulada Fina Proveniente de Fuentes Estacionarias. Research Triangle Park, North Carolina. US-EPA. (2004). AERMOD: Description of Model Formulation. Research Triangle Park, North Carolina.

US-EPA. (2006). Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain Dispersion Model and Other Revisions). North Carolina.

Viana, M. d. (2003). Niveles, composición y origen del material particulado atmosférico en los sectores Norte y Este de la Península Ibérica y Canarias. Barcelona, España.

Wark, K., & Warner, C. (2013). Contaminación del Aire: origen y control. Editorial Limusa.

Watson, J., & Chow, J. (2000). Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research. Desert Research Institute.