

METODOLOGÍA PARA MEDIR LAS CONCENTRACIONES DE AEROSOLES ATMOSFÉRICOS USANDO TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN

Jonnathan Céspedes Rojas¹. Ingeniero Topográfico. Jaime Andrés Cuero Duque². Aspirante a grado Ingeniero Topográfico. Francisco Luis Hernández Torres³. Esp. Topógrafo. Universidad del Valle- Cali.

Recibido agosto 6 de 2015 – Aceptado septiembre 4 de 2015

<http://dx.doi.org/10.18566/puente.v9n2.a07>

Resumen— Algunas prácticas de producción agroindustrial, emiten material particulado fino que contribuye a la formación de aerosoles atmosféricos. Para evaluar el impacto de estas emisiones se monitorea la calidad de aire con estaciones para la medición de PM10. Esta investigación presenta un método para el uso de sensores remotos con datos MOD02 de los sensores MODIS, procesados mediante Scripts Python. Se relacionan la emisión de partículas con las imágenes de reflectividad. Las imágenes obtenidas se utilizan para generar series de tiempo de la concentración de PM10, que son comparadas con los datos generados en las estaciones de la red de calidad de aire, y con la concentración de material particulado calculada con la aplicación de modelos gaussianos para modelar la dispersión de partículas originadas en fuentes fijas. Los resultados obtenidos validan el uso de sensores remotos como un método versátil y efectivo, complementario al monitoreo de la calidad del aire convencional.

Palabras clave—Aerosoles (Aerosols), PM10, MODIS, Modelo Gaussiano (Gaussian Model).

Abstract— some agribusiness production practices emit fine particulate matter contributes to the formation of atmospheric aerosols. To assess the impact of these emissions air quality stations for measuring PM10 monitors. This investigation presents a method for the use of remote sensors MOD02 MODIS sensor data processed by Python Scripts. Particulate emissions are related to the reflectivity images. The images obtained are used to generate time series of the concentration of PM10, which are compared with data generated on the network stations for air quality, and the concentration of particulate material calculated by applying Gaussian models to model the dispersion of particles originating from stationary sources. The results validate the use of remote sensing as a versatile and effective method, complementary to the monitoring of air quality standard.

Keywords—Aerosols, PM10, MODIS, Gaussian Model.

¹ Jonnathan Céspedes Ingeniero Topográfico, Universidad del Valle. Email: jonnathan.cespedes@gmail.com

² Jaime A. Cuero Aspirante a grado Ingeniero Topográfico, Universidad del Valle: Email: jaimeandrescuero@gmail.com

³ Francisco L. Hernández. Topógrafo, Universidad del Valle. Email: flhernand@gmail.com

NOMENCLATURA

MODIS: Espectrómetro de Imagen de Resolución Moderada

TOA: Parte Alta de la Atmósfera

AOD: Profundidad Óptica de Aerosoles

AOT: Espesor Óptico de Aerosoles

PM10: Material Particulado de 10 μ m de diámetro

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura

CVC: Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca Introducción

I. INTRODUCCIÓN

En Colombia la contaminación atmosférica se ha constituido como una de la mayores problemáticas ambientales, ocupando el tercer lugar en representación de costos ambientales y sociales después de contaminación en el agua y los desastres naturales [1], por esta razón, ha surgido la necesidad de implementar mecanismos para estimar la concentración de algunos contaminantes presentes en la atmósfera que en ocasiones sobrepasan los estándares permitidos por la normas ambientales incrementando los efectos negativos sobre la salud humana.

Según, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2010) en una encuesta realizada en el 2008, el 67% de los personas asumen la contaminación atmosférica como un problema ambiental y 52% consideran la contaminación atmosférica como el principal problema el cual afronta la población. Dentro de los elementos contaminantes de la atmósfera se encuentran Gases de Efecto Invernadero y las Partículas en Suspensión -PM10 μ m (μ m: Micrómetros de diámetro)- son aquellas partículas suspendidas en el aire que se caracterizan por tener un diámetro aerodinámico igual o menor a 10 micrómetros (μ m) causantes de enfermedades respiratorias. El tamaño de estas partículas PM 10 micrómetros (μ m), le permiten llegar más allá de la garganta, hasta el tracto respiratorio, siendo causante de enfermedades respiratorias; mientras que las partículas más finas de 2,5 micrómetros (μ m) que no

se incluirán en este trabajo, por su tamaño, pueden alojarse en los pulmones [2].

La producción de grandes cantidades de partículas se asocia a diferentes procesos en su mayoría antrópicos como producción, industrial y agroindustrial. La gran influencia de la cañicultura en Colombia se evidencia en el impacto ambiental generado por quema de caña de azúcar, práctica que ha originado problemas en la calidad del aire; tales como: humo, pavesas y cenizas [3].

Para prevenir y controlar la contaminación del medio ambiente, en el Valle del Cauca se utiliza el método gravimétrico para el monitoreo de emisiones con muestreadores secuenciales, situados en estaciones de campo que la CVC –Corporación autónoma regional del Valle del Cauca- ha dispuesto en zonas estratégicas cercanas a los cultivos de caña [4]. Pese a esto, se documenta que en una investigación realizada en el 2007 [5], las estaciones presentaron fallas en más de 190 días de los 365 del año, lo que le imposibilitó tener una mayor precisión en los procedimientos realizados.

Por lo mencionado anteriormente, se evidencia la importancia de implementar una metodología que permita estimar las concentraciones de material particulado (PM10) en zonas de cultivo de Caña de azúcar en el Valle del Cauca, que para efectos de esta investigación se realizó a través de sensoramiento remoto, haciendo uso del producto MOD021KM del sensor TERRA MODIS, es un sensor de observación de la tierra que se encuentra a una altura de 705 Kilómetros (km), posee una órbita polar que proporciona una cobertura global cada 2 días ya que consta de dos partes diferentes que escanean una franja de gran longitud terrestre.

Es sensoramiento remoto permite obtener información de cualquier objeto sin tener contacto directo, al aplicar modelos matemáticos a las imágenes satelitales se obtuvo información correspondiente al material particulado disperso en la zona de interés, con lo que se determinan las variaciones espaciales de las zonas con mayor presencia de emisión de partículas PM 10 micrómetros (μm) en zonas del cultivo de caña de azúcar. La flexibilidad de los datos obtenidos permitieron el modelamiento del material particulado proveniente de la quema de caña de azúcar, mediante el software AIRVIRO, un sistema de Gestión de la Calidad del Aire que utiliza modelos de dispersión Gaussianos de para evaluar el comportamiento de contaminantes.

Quizás, el producto más importante que ofrece esta investigación, es resolver el problema de espacialidad que tienen las estaciones de monitoreo de calidad del aire, ya que la ubicación de estas estaciones, es de carácter puntual, por lo que su fuerte es la captura de información en un radio de acción cercano, mientras que la información distante es obtenida por métodos de interpolación que generalmente presenta errores en sus resultados [6]. La captura de información por medio de imágenes satelitales permite llenar estos vacíos de información con datos reales, que podría verse como una estación de calidad de aire por cada pixel efectivo en la zona.

II. MARCO TEÓRICO

A. Panorama Mundial

El Material Particulado en Suspensión es un contaminante atmosférico de procedencia natural o antropogénica que no puede ser clasificado como un único contaminante, pues es una mezcla heterogénea de diversos materiales que poseen características químicas, físicas y termodinámicas particulares [7]; la normatividad colombiana indica que el material particulado permanece suspendido en el aire debido a su forma y densidad, por esta razón se clasifica por su tamaño, donde se definen partículas finas o inhalables, que se caracterizan por tener un diámetro aerodinámico ≤ 10 micrómetros (μm), y las partículas gruesas con diámetros ≥ 10 micrómetros (μm) [8].

La contaminación atmosférica representa una problemática a nivel mundial, pues sus efectos se manifiestan sobre los seres humanos, animales, vegetación, materiales de infraestructura, condiciones meteorológicas, entre otros [9], [10], [11]. El panorama mundial de las investigaciones más recientes acerca del material particulado muestra que se han desarrollado diversas técnicas de medición.

La NASA, a través de su programa MODIS, desarrolló un producto en el que se compilan diariamente todas las variables de estudio de la contaminación por aerosoles en la atmósfera (MOD04) y Agua (MYD04), cabe aclarar que en el producto MYD04 no se enfatizará ya que no es objeto de este estudio en particular. Por otra parte, MOD04 es una propuesta muy atractiva para la investigación, pues permite el acceso a variables como Profundidad Óptica en Tierra Corregida (Corrected Optical Depth Land), Exponente de Angstrom en Tierra (Angstrom Exponent Land), entre otros [12]. MOD04 posee una gran ventaja espectral y temporal, cubriendo grandes porciones de territorio, sin embargo, su resolución

espacial consta de celdas de 10 por 10 Km, cifra que no deja lugar a estudios de detalle, por ello, países de grandes extensiones como China, EUA, Rusia, India, entre otros; se han hecho expertos en el uso de este producto para fijar sus niveles de contaminación, y algunos países de menor extensión también se han adentrado en el uso de este producto que proporciona el sensor MODIS.

Para analizar el impacto en la calidad de aire por la “Neblina” ocasionada por incendios forestales en Sumatra, se definió un periodo de tiempo situado entre los años 2004 al 2006, haciendo énfasis especial en Julio y Agosto del 2005, en el que se adquirió información de estaciones en tierra que miden calidad de aire, con el objetivo de validar la información recuperada del sensor MODIS.

Para determinar la validez de los datos obtenidos del producto AOT de MODIS se aplicó una regresión no lineal mediante el componente Excel del paquete de Microsoft Office tomando el pixel correspondiente a la coordenada donde se encuentra ubicada cada una de las estaciones que componen la red de monitoreo a la calidad de aire en tierra. De antemano, se conocía que el radio de acción de las estaciones es de 50 Kilómetros (km), razón por la cual se tomaron 5 pixeles por estación para la correlación de la información.

El resultado preliminar que arrojó la regresión no lineal indica que para el periodo de estudio de dos años, existe una gran relación entre la carga total de aerosoles AOT y el PM10 suponiendo que en gran proporción se tiene una equivalencia entre AOT y PM10, principalmente en los periodos secos, pues en la época de lluvias la relación entre estas variables disminuye notablemente.

Los periodos secos coinciden con la llegada de la “Neblina” y los incendios de Sumatra, esta situación provocó un alarmante nivel de contaminación para el año 2005 entre los meses de Julio y Agosto; como se mencionó, en los periodos secos los datos MODIS tienen una gran fidelidad a los datos PM10 y esta vez no fue la excepción, superando los niveles permitidos según las normatividades locales tal como se indica la Fig. 1.

Tomando como referencia las evidencias anteriores, es posible concluir que el sensor MODIS posee una gran capacidad espectral en el ámbito atmosférico, pero, además de MODIS existen otros sensores que son capaces de evaluar la calidad del aire.

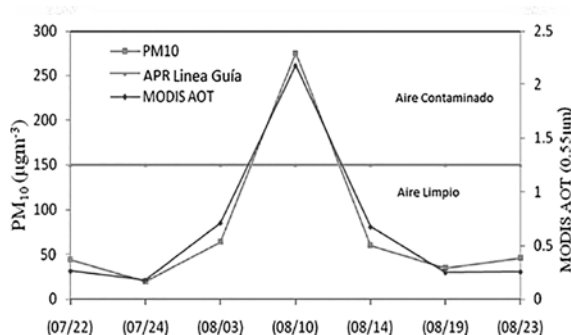


Fig. 1. Comparación de datos MODIS con datos PM10 para determinar el impacto de la “Neblina” sobre la calidad de aire, periodo de 22 de Junio al 23 de Agosto del 2005

B. Panorama Local: América Latina y el Caribe

En América Latina y el Caribe se han evaluado las características de las fuentes de emisión y los métodos empleados para el inventario de aerosoles, en relación con la medición de calidad de aire.

En ciudad de México el crecimiento industrial ha generado la necesidad de monitorear la calidad de aire, un caso que refleja esto es el estudio realizado en Iztapalapa [13], en el cual se hizo un inventario de las emisiones de CO₂ en las zonas de aglomeración industrial, utilizando torres de medición de flujos compuestas por anemómetros que suministró información para emplear el método de covarianza de Eddy. Los resultados indicaron que en el día hay una aparente limpieza del aire, sin embargo, en horas de la mañana precisamente desde las 4:00 am hasta las 9:00 am se observa un incremento del flujo de contaminantes especialmente de CO₂. También el estudio contiene un análisis de población afectada mediante la generación de un polígono de distribución de aire que intersecta viviendas y zonas aledañas afectadas por el transporte químico de elementos.

Otra gran ciudad de América Latina que ha empleado dispositivos de medición, similares en funcionamiento a la covarianza Eddy, es Sao Paulo, en el año 2001 [14], se utilizaron filtros de aire con una porosidad variable de 2 a 10 micrómetros (µm) con el propósito no sólo de inventariar material particulado sino también otras especies de sustancias químicas causantes del deterioro de aire tales como S, Cl, K, Ca, Ti, Mn, V, Fe, Ni, Cu, Zn, Br y Pb. Estos filtros retienen muestras que son analizadas a través de métodos estadísticos como “factor análisis” que se utiliza para estudios en dimensiones reducidas. Se asociaron las muestras encontradas a fuentes generadoras, posteriormente se aplicó un nuevo modelo estadístico denominado “Source

contributions” para determinar las contribuciones de cada una de las fuentes definidas analizando las trazas de cada una de las muestras y su rotación con respecto a las condiciones meteorológicas de toda la zona de estudio.

En Colombia ciudades como Bogotá, Cali, Medellín, Barranquilla entre otras presentan un acelerado comportamiento creciente, situación que ha incentivado a algunas entidades gubernamentales como las Corporaciones Autónomas Regionales [4], a tomar como objeto de estudio el deterioro de la calidad de aire como una variable más para el desarrollo de los planes de ordenamiento territorial debido al incremento de las áreas industriales, el desarrollo urbano y algunas prácticas agrícolas que incluyen la quema para sustentar su productividad [15].

En la ciudad de Santiago de Cali [16], a través de una modelación matemática que considera variables como población susceptible, población afectada, población total y material particulado. La metodología consiste en la construcción de una matriz Jacobiana creada a partir de ecuaciones diferenciales que conducen a explicar la relación entre los reportes de enfermedades pulmonares con la concentración de PM10, donde se encontró que existe una prevalencia cerca del 25% de enfermedades pulmonares a causa de los niveles de contaminación del aire emitidos por el Centro de Diagnóstico Automotriz y el área industrial del departamento que se encuentra en las cercanías de la zona de estudio.

Se concluyó que, 1. Existe una relación entre los problemas de salud que sufren poblaciones vulnerables como niños y ancianos, con la contaminación atmosférica; 2. Es necesario generar una tendencia de medición e inventario no solo de material particulado sino de todos aquellos compuestos químicos que deterioran la calidad del aire, para ello es prioritario desarrollar e implementar metodologías que den lugar a un monitoreo confiable y extensivo en todas aquellas áreas en las que se tengan indicios de niveles alarmantes de contaminación, o sólo como una forma de prevención y control.

Una opción que se presenta firmemente a nivel mundial para el monitoreo de la calidad del aire son los sensores remotos por su atractivo potencial espacio – temporal, y aunque según los estudios se tiene un alta confiabilidad en la información obtenida es importante destacar que no pueden ser un único medio de medición e inventarios de la contaminación atmosférica, pues aún se encuentra en desarrollo

constante al igual que las técnicas que involucran dispositivos mecánicos. La propuesta que plantea esta investigación es generar una sinergia entre ambas metodologías para evitar situaciones de carencia de información como la que presenta [5].

III. DATOS Y MÉTODOS

A. PM10 – red de monitoreo terrestre

Según F. Fernández y V. Ruiz [3], la gran influencia de la cañicultura en el Valle del Cauca es clara al conocerse que actualmente 33 de sus municipios ubicados en el Valle geográfico del Río Cauca son fuertemente utilizados para el desarrollo de esta práctica, es por esto, que entidades de investigación y gubernamentales han enfocado sus esfuerzos en crear redes de monitoreo tanto de calidad del aire como de variables climatológicas a lo largo de este corredor geográfico.

El área de estudio comprende el sector sur de del Valle geográfico del Río Cauca comprendido principalmente por 21 municipios del Valle del Cauca, por eso los datos de estaciones de calidad de aire y datos de estaciones meteorológicas están distribuidos espacialmente en este corredor, esta información fue suministrada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC).

B. Imágenes MODIS

Planteando un orden lógico para los procesos ejecutados, inicialmente se definieron los periodos a evaluar, la consideración inicial es desarrollar estudios multitemporales para los años 2011 y 2012. Posteriormente, se definió la fuente de información a utilizar, donde las imágenes satelitales MODIS constituyeron la mejor opción al tratarse de estudios atmosféricos donde la resolución espectral es de vital importancia. Para el desarrollo de la metodología se utilizó el producto MOD02 del cual se emplearon las bandas de reflectancia 1, 3, y 4 centradas en longitudes de onda (0,47, 0,55 y 0,66 respectivamente).

Para la descarga y selección de imágenes, inicialmente se consideraron los periodos de estudio según condiciones de nubosidad. Se utilizaron como mínimo cuatro imágenes mensuales, pues el material particulado no se sedimenta en periodos cortos sino que permanece suspendido en el aire a causa de su tamaño y densidad [8].

El proceso de georreferenciación de las imágenes se realizó a través de la herramienta MRT – Swath

(MODIS Reprojection Tool Swath), consiste en vincular las imágenes a un sistema de referencia que para la zona de estudio es MAGNA-SIRGAS WGS84, sin embargo, se han georreferenciado en coordenadas de tipo elipsoidal por lo que basta con estar vinculadas al geode WGS84. Para lograr usar el aplicativo MRT – Swath, es necesario descargar también el producto MOD03, el cual es el geolocalizador dispuesto por la NASA para este fin, esta descarga debe coincidir con el día y hora de captura del producto MOD02.

C. Datos quema de caña

Para realizar la relación entre la información PM10 calculada con las imágenes MODIS y el PM10 proveniente de los procesos agroindustriales de la zona, se hace necesario la inclusión de datos equivalentes a eventos de quema de biomasa ocurridos en la zona de estudio, por esto, la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), proporcionó una base de datos donde no solo se describían los procesos de quema o cosecha de caña si no, fecha y hora en que el evento iniciaba y culminaba.

Complementando la base de datos dispuesta para el desarrollo de la investigación, también fueron entregados datos geográficos, es decir, la ubicación puntual de las parcelas cosechadas, lo cual direcciona a un modelamiento Gaussiano, donde el requerimiento inicial es una fuente de emisión.

D. Algoritmo Multiespectral PM10

El procedimiento inicial para el cálculo de las variables contempladas se refiere a orientar la imagen con respecto a la posición del sol y la posición del sensor en el momento de la captura. Ya que las partículas estudiadas tienen propiedades capaces de absorber o dispersar la energía solar, es necesario obtener la variación que sufre la dirección de la luz si es dispersada (1) [17], [18].

$$\psi = \cos^{-1}(-\cos \theta_z \cos \theta_v - (\sqrt{1 - \cos^2 \theta_z} * \sqrt{1 - \cos^2 \theta_v}) * \cos \varphi) \quad (1)$$

Donde θ_z representa el ángulo cenital solar; θ_v representa el ángulo cenital de observación y finalmente φ representa el ángulo azimutal relativo, que es la diferencia entre los ángulos azimutales de observación e iluminación. A partir del ángulo de dispersión se obtiene el patrón de redireccionamiento que sufre el haz de luz cuando es dispersado por la partícula, esta estimación se lleva a cabo mediante la

función fase de dispersión ($P(\psi)$), que define la probabilidad de que un haz de luz que viene en dirección θ_z sea dispersado en otra dirección que es definida por θ_v , donde se resalta que la probabilidad de que ocurra dispersión hacia adelante o retrodispersión es la misma [19], [18]. Sin embargo [20], sugirió que al aplicar un factor de despolarización la estimación del redireccionamiento de los fotones de luz tiene una menor incertidumbre debido a la anisotropía de las partículas (2).

$$P(\psi) = \frac{3}{4} (1 + \cos^2 \psi) \left(\frac{1 - \delta_{Ray}}{1 + 2\delta_{Ray}} \right) \quad (2)$$

Donde δ_{Ray} es una constante de despolarización equivalente a 0.0279. Con la estimación de la función fase de dispersión aplicada a la luz incidente, se tiene la corrección efectiva para discriminar la dispersión provocada por las partículas y de la misma forma la cantidad de fotones de luz que llega directamente a la superficie terrestre [19].

Ahora bien, la contribución de la reflectancia superficial en la obtención del espesor óptico de aerosoles radica en la variabilidad de las coberturas terrestres, pues de acuerdo con la intensidad de energía reflejada por la superficie se crean efectos de absorción y dispersión en los aerosoles [21]. Para el caso de estudio, la reflectancia superficial es un factor aplicado para corregir los efectos provocados por la variabilidad de la energía irradiada por las diferentes coberturas (3).

$$\rho^k = \frac{\pi^* (L^k - L_r)}{T_v (E_0 d^{-2} \cos(\theta_z) T_z)} \quad (3)$$

Donde ρ^k es la radiancia al tope de la atmósfera que en este caso son los valores de radiancia codificados por el sensor MODIS en la imagen utilizada, L_r es la radiancia de Rayleigh con unidades $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$; T_v es el coeficiente de transmisión atmosférica en camino del sensor a la tierra; T_z es el coeficiente de transmisión atmosférica en camino del sol a la tierra; E_0 es la irradiancia solar espectral en una superficie perpendicular a los rayos solares fuera de la atmósfera con unidades $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$; d es la distancia de la tierra al sol en unidades astronómicas (AUs) en función de la fecha y hora de la captura de la imagen y finalmente θ_z es el ángulo cenital de incidencia de los rayos de sol a la superficie terrestre en el momento de la captura de la imagen. La radiancia de Rayleigh se basa en la suposición de una atmósfera que solo contiene partículas de forma esférica (4).

$$L_r = \frac{E_0 \rho_m}{4\pi d^2 \cos \theta_v} * e \left(\frac{-\rho_m}{\cos \theta_v} \right) * e \left(\frac{-\rho_m}{\cos \theta_s} \right) * (P(\psi) + 0.052P(\psi)) \quad (4)$$

Donde ρ_m es el espesor óptico molecular alcanzado por las partículas en una atmósfera tipo Rayleigh (5).

$$\rho_m = \frac{0.008569\lambda^{-4}}{(1 + 0.0113\lambda^{-2} + 0.00013\lambda^{-4})} \quad (5)$$

Donde λ es la longitud de onda efectiva que se está evaluando [22].

Además de la dispersión, las partículas atmosféricas ejercen otro tipo de acciones sobre la energía irradiada por el sol, una de estas es la absorción. Una de las propiedades ópticas de los aerosoles que explica la relación entre la absorción y la dispersión de luz provocada por las partículas es el albedo de dispersión simple, el cual define la extinción de energía provocada por las partículas (6) [23], [24], [25].

$$\omega_0 = \frac{\sigma_d}{(\sigma_d + \sigma_a)} \quad (6)$$

Donde σ_d representa la sección eficaz de dispersión de la columna atmosférica y σ_a representa la sección eficaz de absorción de la misma. Los valores arrojados por esta expresión oscilan entre 0 y 1 donde se define como $x \sim 0$ partículas muy absorbentes y para $x \sim 1$ partículas poco absorbentes. Otra de las propiedades ópticas de los aerosoles es el AOT, el cual indica la extinción de radiación total de energía irradiada por la absorción y dispersión provocada por todas las partículas que se encuentran en la atmósfera, el AOT depende de la longitud de onda y de la naturaleza de las partículas, es un indicador adimensional normalizado en la columna vertical de la atmósfera con valores que oscilan entre 0 y 1, siendo valores próximos a "0" representación de atmósfera limpia y de carga de partículas gruesas y valores próximos a "1" representan una atmósfera con fuertes episodios de contaminación y una relación de carga de partículas finas. Por consiguiente, el AOT es la relación definitiva que existe entre la radiación emitida por el sol, en una determinada posición con respecto a la tierra, con la naturaleza de las partículas presentes en la atmósfera [26], [24], [23], las cuales desempeñan un rol definitivo en la cantidad de energía por unidad de área que recibe la superficie de la tierra y posteriormente captada por el sensor. La Ecuación (7) es la expresión numérica equivalente a AOT.

$$\tau_a = 4\mu_s\mu_v \frac{\rho_a - \rho_m - \rho^{kT}}{\omega_0 P(\psi)} \quad (7)$$

Donde μ_s es el coseno del ángulo cenital solar, μ_v es el coseno del ángulo cenital de observación, T que corresponde a la transmitancia atmosférica la que se refiere a las características que poseen los cuerpos de

absorber y ser atravesados por un haz de luz en determinadas longitudes de onda [27], y ρ_a que es la reflectancia aparente (8).

$$\rho_a(\lambda) = \frac{\pi d^2 L^k}{E_0 \mu_s \mu_v} \quad (8)$$

La reflectancia aparente o planetaria es la conversión de valores digitales codificados en tono de grises denominado brillo, a valores de reflectividad a partir de la radiancia al tope de la atmósfera, en este caso L^k corresponde a la imagen MODIS que se encuentra corregida a nivel de TOA [28].

De acuerdo con la definición de AOT, entonces es posible afirmar que existe una variación en la energía irradiada por los aerosoles a partir de la interacción con la radiación solar, por ello, la dispersión simple de aerosoles o dispersión de Mie (ρ_a), es la cuantificación de energía irradiada por las partículas [29], [30], luego de dispersar o absorber los fotones de luz y se obtiene según (9) [24].

$$\rho_a = \frac{\omega_0 \tau_a P(\psi)}{4\mu_s \mu_v} \quad (9)$$

Donde, τ_a es equivalente a AOT. Finalmente, luego de cuantificar la radiación emitida por las partículas se debe definir la corrección del camino que toma dicha radiación, para ello, es necesario relacionar la carga total de aerosoles con la energía irradiada por las partículas, esta relación se expresa mediante la por medio de (10) que define la reflectancia atmosférica (ρ_{atm}) generada por las partículas suspendidas [24].

$$\rho_{atm} = \tau_a + \rho_a \quad (10)$$

Donde ρ_a es la dispersión simple de aerosoles y τ_a es el espesor óptico de aerosoles AOT. Entonces, basándose en el análisis realizado a las teorías de dispersión de energía provocada por partículas, Mie y Rayleigh para este caso [31], propusieron el desarrollo de un algoritmo multiespectral para la detección de la masa de material particulado con diámetro de $10\mu m$ presente en la atmósfera. Este algoritmo considera dos aspectos teóricos importantes para su aplicación; inicialmente se considera que la zona de estudio es una superficie lambertiana con propiedades homogéneas en toda su área y segundo que exista una equivalencia entre las características de la distribución espacial de AOT y de PM10, condición que sugiere que la mayor cantidad de partículas que son detectadas por sensores remotos en la columna atmosférica son PM10, este planteamiento no sólo es considerado por el autor en discusión, también ha sido utilizada en otras ocasiones [24], [32], [12], [33]. La

Ecuación (11) es necesaria para cuantificar las partículas en suspensión tras dicha equivalencia.

$$AOT = a_0 * R_\lambda \quad (11)$$

Donde a_0 es un coeficiente que se obtiene a partir de la correlación lineal entre la reflectancia atmosférica producida por las partículas y los niveles máximos permisibles de PM10 según sea la zona de estudio, y R_λ representa la reflectancia atmosférica en una única longitud de onda. Sin embargo, la expresión matemática anterior (11) no es aplicable aún, puesto que no considera las longitudes de onda necesarias para este caso de estudio y la fórmula que tiene en cuenta dichas consideraciones se presenta a continuación (12) [31].

$$AOT = a_0 * R_{\lambda 1} + a_1 * R_{\lambda 3} + a_{02} * R_{\lambda 4} \quad (12)$$

La cual es aplicada para la reflectancia atmosférica en las bandas 1, 3 y 4 del sensor MODIS TERRA. De esta manera se obtiene un algoritmo multispectral que permite cuantificar la concentración de niveles permisibles de PM10 en unidades de $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para este caso de estudio en la región sur del Valle del Cauca – Colombia.

E. Modelos de Dispersión Gaussianos

1) Datos Meteorológicos

Para el almacenamiento de información existen dos alternativas, la primera es mediante el uso de un complemento (plug-in) basado en una aplicación de Microsoft Excel, o bien, por medio de un conjunto de archivos ‘ascii’ a nivel del sistema. La manera recomendable depende del tipo de usuario, de la cantidad y tipo de datos que se necesita ingresar.

Para el caso específico de esta base de datos se usó el plug-in Excel. Sin embargo, al trabajar con grillas de emisiones muy grandes estas pueden ser demasiado para Excel.

El ingreso de cantidades grandes de datos siempre debe ser ejecutado por el administrador del sistema por eso los datos con los que se generaron las modelación fueron previamente incorporadas. Esto, para asegurar que se mantiene la estructura de la base de datos. Cabe la pena recordar que los datos utilizados fueron recolectados a través de los años por estaciones meteorológicas coordinadas por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC).

2) Georreferenciación Quemadas de Caña

Ya que el modelo a utilizar calcula los niveles de inmisión en un punto del espacio de coordenadas (x,y,z), se hace necesario la georreferenciación de las parcelas o focos de emisión, esto fue realizado según cartografías con sistema de referencia WGS84, esta cartografía titulada “Información de suertes Ingenios azucareros: Incauca, La Cabaña, Central Castilla, Mayaguez, María Luisa, Central Tumaco, Manuelita, Providencia, Pichichi, Sancarlos, Carmelita, Río Paila, Risaralda”, permite espacializar las zonas legalmente permitidas para la cosecha de caña de azúcar a escala 1:10000.

Bases de datos de Reportes de cosecha realizados por Asociación de Cultivadores de Caña de Azúcar de Colombia (ASOCAÑA) para la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), complementan la georreferenciación pues después permite desprejar los escenarios que no coinciden con las fechas de estudio, estos reportes de cosecha aportan al proceso los últimos datos necesarios para la modelación, (Hora Quema Inicio-final, Velocidad del Viento Inicio-final, Dirección del Viento Inicio-final y áreas quemada).

3) Modelación de Emisiones – AIRVIRO

El software AIRVIRO es un sistema de calidad de aire conectado a redes de información meteorológica y de calidad del aire que permite el manejo de información ambiental como datos meteorológicos, calidad del aire, emisiones antropogénicas y emisiones naturales.

Los datos de quema de caña con los que cuenta el proyecto permiten realizar modelos Gaussianos dispuestos en el software AIRVIRO, este modelo se alimenta de información de vientos correspondientes a episodios históricos, proveniente de estaciones de monitoreo.

El modelo también exige requerimientos básicos para la simulación de nubes contaminantes, inicialmente la espacialización de puntos emisores y ya que el software recibe cuatro tipo de fuentes (punto, área o polígono, fuentes de arco o fuentes móviles y fuentes de grilla o georreferenciación de una imagen), se define la ubicación de fuentes emisoras tipo área, teniendo en cuenta que de una parcela sembrada con caña solo una hectárea es quemada.

También es necesaria altura (z) de la fuente de emisión, ya que el modelo de dispersión gaussiana

calcula información según un punto x,y,z . La altura utilizada es la regular para la planta de caña 2 metros, cabe la pena aclarar que el modelo realizado asume el suelo no es sumidero para el contaminante modelado (PM10).

Para la realización de los modelos gaussianos un dato de vital importancia es el factor de emisión, por esto, se utiliza la fuente de emisión correspondiente a quema de caña de azúcar, del documento de B.M Jenkins.

Fueron creadas algunas simulaciones sobre el comportamiento de las tasas de emisión de PM10 generado por quemas de caña en el Valle del Cauca, con el fin de identificar si aporta incrementos significativos al total de PM10 encontrado con las imágenes satelitales, las simulaciones en forma de pluma realizadas se elevan a una altura adicional a h correspondiente al tallo de caña debido a los gases calientes que flotan y al movimiento vertical que realiza al ser expulsado así como se enseña en la Fig. 2, donde la altura efectiva de la fuente emisora es $H = h + \Delta h$, en donde Δh expresa la elevación de la pluma. Un correcto análisis de los datos arrojados por el Software, solo sería posible si las horas de las quemas correspondían a las horas exactas de la captura de la imágenes satelitales MODIS utilizadas para el proyecto, por esa razón se realizó una clasificación para los casos que cumplían esta condición, dejando como resultado 12 simulaciones para el año 2011.

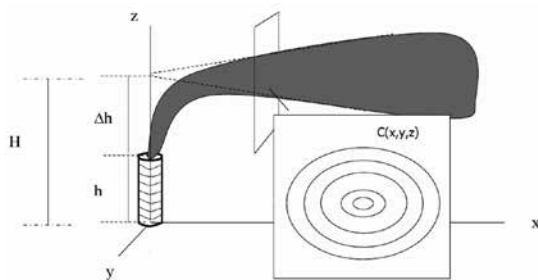


Fig. 2. Un modelo de dispersión de una fuente fija a una altura efectiva H

Ahora bien, la expresión matemática que resume el modelo de dispersión gaussiano aplicado (13), asume condiciones de viento óptimas y también que el suelo de la zona de estudio no es un sumidero de material particulado.

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) + \left(\frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad (13)$$

C : Concentración de contaminantes en el punto (x,y,z)

Q : Emisión de gas en g/s

z : Distancia en el eje z en m

y : Distancia en el eje y en m

σ_y, σ_z : Desviaciones horizontal y vertical respectivamente

IV. RESULTADOS

A. AOT

Con los datos MODIS disponibles se obtuvo AOT para cada una de las bandas empleadas, la Fig. 4 muestra una serie de tiempo compuesta del promedio global de cada imagen de AOT en cada día de ambos años de estudio, este promedio fue obtenido excluyendo pixeles que representan nubosidad pues no es información útil para el propósito del estudio [34].

De la Fig. 3, es posible observar que para ambos años existe una tendencia de valores próximos a “0” y de acuerdo con la definición teórica del AOT [26], [24], [23], esto representa que en los periodos evaluados se registran atmosferas limpias y una carga importante de partículas gruesas, sin embargo, se observan algunas excepciones, por ejemplo, para ambos años el día 60 muestra un gran incremento en la carga total de aerosoles, alcanzando valores de hasta 0.35.

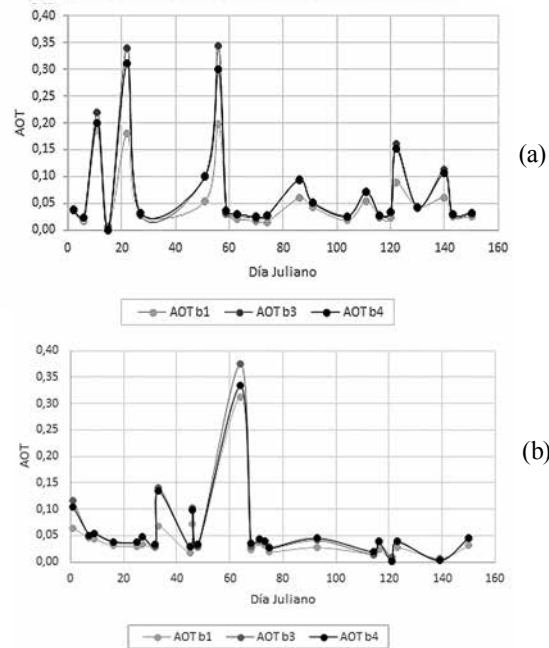


Fig. 3. Serie de tiempo de AOT año 2011 (a) Serie de tiempo de AOT año 2012.

En la primera mitad del año 2011 se observa una variación frecuente con tendencia a atmósferas más contaminadas y con relativa presencia predominante de partículas finas. Por consiguiente, con base en los resultados obtenidos es posible plantear que para los primeros 60 días del año 2011 existe una mayor posibilidad de detectar mayor concentración de PM10, por otra parte, en el año 2012 se identifica un único punto de crecimiento de AOT en el día 64, la información restante permite afirmar que este periodo registró atmósferas limpias por sus valores cercanos a 0.

B. PM10 – MODIS

Con la reflectancia atmosférica de cada una de las bandas empleadas se realizó una regresión lineal simple con respecto a la normativa de calidad de aire para obtener los coeficientes empíricos que se requieren en el cálculo de PM10 (12). La Fig. 4, presenta series de tiempo de PM10 para ambos años de estudio, donde se puede observar en el año 2011 una tendencia de altas concentraciones hasta el día 70, punto en el que inicia una nueva tendencia de menores concentraciones. Una explicación para este comportamiento puede estar asociado con la variabilidad climática de la zona para el periodo evaluado, pues el día 70 coincide con la transición de estado climático de la zona de estudio [35]. Por otra parte, es posible observar que el año 2012 tuvo un comportamiento más constante pues sólo se presentó una variación fuerte en la concentración de PM10 en el día 33, sin embargo, a partir de la línea de tendencia es posible percibir que las concentraciones tienen un comportamiento decreciente con el paso del tiempo al igual que el año 2011, nuevamente este evento coincide con las variaciones climáticas de la zona. La Fig. 5, muestra la distribución espacial de PM para el día 33 del año 2012 en la región central del departamento del Valle del Cauca, donde se presentaron valores de hasta 148,06 μm^3 que indican altos índices de PM10, esta zona corresponde al conglomerado de municipios con mayor cantidad de asentamientos urbanos y actividad industrial como Santiago de Cali, Palmira Yumbo, entre otros. Por consiguiente, es posible asociar el alto valor de PM10 para este día con las actividades principales de los cascos urbanos [34].

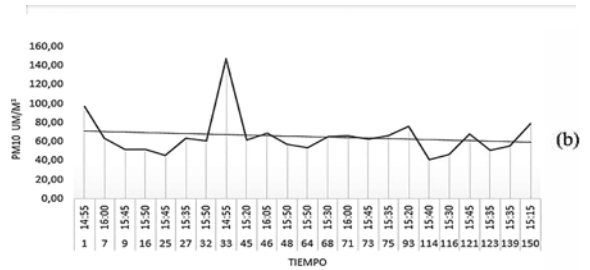


Fig. 4. Serie de tiempo de PM10 año 2011 (a) Serie de tiempo de PM10 año 2012 (b).

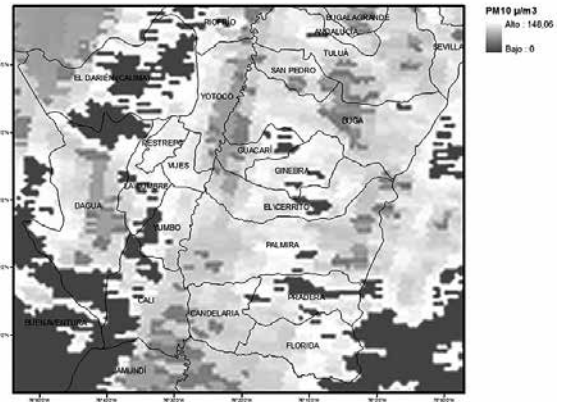
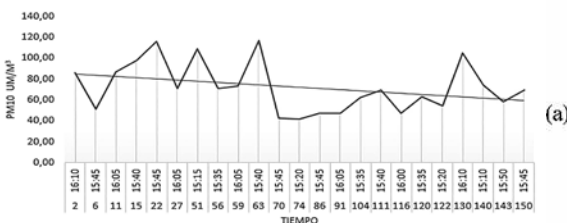


Fig. 5. Distribución espacial de PM10 en el día 33 del año 2012

Ahora bien, Los resultados de AOT y PM10, confirman las hipótesis planteadas por estudios anteriores [31], [34], [36], [37], en los que se afirma que existe una relación de equivalencia entre ambas variables, dado que los promedios cercanos a “1” del AOT representan una mayor existencia de partículas de tipo fino como lo es el PM10. Por consiguiente, con los resultados obtenidos es posible analizar el estado de la calidad del aire con respecto a las normas vigentes que regulan la contaminación atmosférica, para ello en la Grafica 4 se presenta una comparación de los resultados obtenidos con la norma anual (línea horizontal lila) y la norma diaria (línea horizontal verde), ambos con valor máximo permitido, en la cual se observa como la norma anual se rompe en más de una ocasión, violando el límite permisible por la EPA dictado en 1990, el cual permite un exceso al año. Sin embargo, en el caso de la norma diaria es posible observar que no ha sido propasada en ninguna ocasión, lo que indica que de acuerdo a la temporalidad aplicada para este estudio los resultados se ajustan a la normativa, ya que el análisis realizado se encuentra evaluando la concentración de PM10 en condiciones diarias vistas en un conjunto que representa una serie de tiempo.



C. Validación de datos PM10 obtenidos con imágenes satelitales MODIS

Con el cálculo de PM10 realizado, es necesario comprobar si estos resultados corresponden a la realidad, para ello, se llevó a cabo una validación de los datos empleando un grupo de 7 estaciones que miden calidad del aire, descritas en la TABLA I, las cuales se encuentran distribuidas a los largo de la zona de estudio.

De estas 7 estaciones 2 no fueron de utilidad puesto que no registraron funcionamiento continuo, la estación de ACOPI solo presentó datos para 2 días del año 2011, de los 46 días de estudio que abarcan los años 2011 y 2012, esto representa el 4,34% del periodo de tiempo efectivo; mientras que la estación urbana de candelaria no registró dato de utilidad para ninguno de los 46 días de estudio. Referente a las 5 estaciones restantes, la TABLA II relaciona el porcentaje de funcionalidad para cada una de ellas.

TABLA I
UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE LA RED DE CALIDAD DE AIRE DEL VALLE DEL CAUCA

Estación	Días de utilidad 2011	Días de utilidad 2012	% de utilidad 2011	% de utilidad 2012	% de utilidad total
Tuluá	21	20	91,30	86,96	89,13
Candelaria	23	20	100,00	86,96	93,48
Cerrito	19	22	82,61	95,65	89,13
Palmira	12	5	52,17	21,74	36,96
Puerto Tejada	11	4	47,83	17,39	32,61

TABLA II
CONDICIONES DE SERVICIO DE LA RED DE CALIDAD DE AIRE

Red de calidad de aire - CVC	Norte	Este	Oeste	Sur
Tuluá	4,209	-76,086	-76,450	3,840
Cerrito	3,840	-76,157	-76,521	3,475
Palmira	3,696	-76,115	-76,452	3,392
ACOPI	3,681	-76,330	-76,693	3,322
Candelaria Rural	3,603	-76,120	-76,497	3,260
Candelaria Urbana	3,579	-76,176	-76,536	3,231
Puerto Tejada	3,476	-76,255	-76,623	3,108

A pesar de que la anomalía de las estaciones se procedió a realizar regresiones lineales con cada una de las estaciones para cada uno de los días y de esta manera observar cómo se comportan los coeficientes

de correlación en un intervalo de 0 a 1 donde 1 representa una validación o correlación del 100%.

De las regresiones lineales realizadas para el mes de enero del año 2011, resultaron las gráficas de tendencia agrupadas en la Fig.6, donde se tiene que para este mes, 5 de los 6 grupos de datos superó el umbral de $R^2 = 0,5$ lo que representa un 50% de similitud entre los datos; dicha similitud indica que los datos obtenidos aplicando la metodología propuesta son consecuentes con la realidad según los datos de las estaciones de calidad de aire, siendo el resultado más destacable el del día 6 de enero con un $R^2 = 0,86$; lo que representa un 86% de equivalencia entre los datos calculados y los datos de referencia. El día 6 de enero presentó la mayor cantidad de registro de estaciones contando con datos de 6 de los 7 puntos monitoreados. El procedimiento de realizar regresiones lineales para cada zona de influencia de las estaciones con respecto a las imágenes de PM10 se llevó a cabo con cada uno de los días de estudio de los meses de Enero a Mayo de los años 2011 y 2012. Los resultados obtenidos de las regresiones aplicadas se presentan, de manera resumida, en la TABLA III para el año 2011 y en la TABLA IV para el año 2012, las cuales contienen la Ecuación lineal y el R^2 obtenidos para cada día de estudio.

TABLA III
PRODUCTOS OBTENIDOS DE REGRESIONES LINEALES PARA EL AÑO 2011.

Día Juliano	Fecha	Ecuación Lineal	R^2
51	feb-19	$Y = 0,82272x + 9,9934$	0,9537
56	feb-24	$Y = 0,4581x + 18,469$	0,7582
59	feb-27	$Y = -0,2256x + 47,545$	0,1361
63	mar-03	$Y = -0,0547x + 45,559$	1
70	mar-10	$Y = 0,1337x + 11,325$	0,7157
74	mar-14	$Y = 0,2097x + 4,8677$	0,4439
86	mar-26	$Y = 0,3738x + 9,9755$	0,7671
91	mar-31	$Y = 0,4513x - 7,898$	0,2504
104	abr-13	$Y = 0,9333x + 4,1333$	0,8379
111	abr-20	$Y = 0,2875x + 25,244$	1
116	abr-25	$Y = 2,0044x + 14,599$	1
120	abr-29	$Y = -7,5714x + 1356,14$	1
122	may-01	$Y = -0,0225x + 11,763$	0,9435
130	may-09	$Y = 0,2088x + 51,266$	0,8615
140	may-19	$Y = 0,3642x + 23,795$	0,7557
143	may-22	$Y = 0,2318x + 25,026$	0,626
150	may-29	$Y = 0,5542x + 18,191$	0,7196

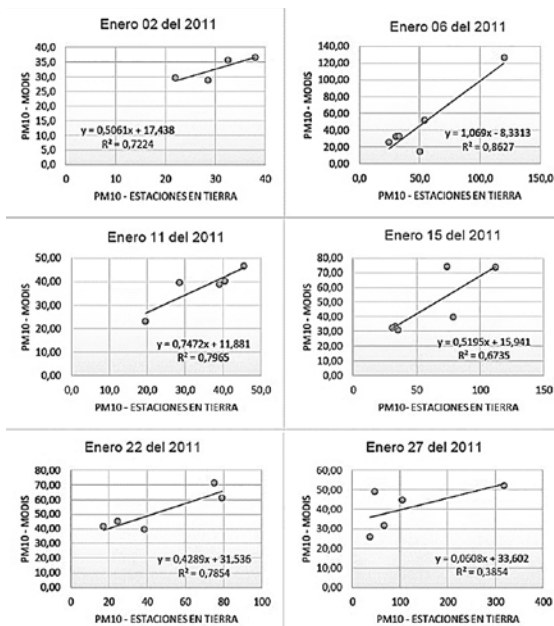


Fig. 6. Regresiones lineales de validación para el mes de enero del año 2011.

De la TABLA III es posible observar que para los días 3 de marzo, 20 de abril, 25 de abril y 29 de abril; se obtuvieron $R^2 = 1$, el mes de abril, se cuenta con cuatro muestras de datos, de las cuales sólo se obtuvo información suficiente para el día 13 de abril que presentó un $R^2 = 0,83$; esto en términos del fenómeno estudiado representa una veracidad del 83% con respecto a los datos de las estaciones de calidad de aire, lo que supone un resultado satisfactorio. El día 31 de marzo arrojó un $R^2 = 0,25$ lo que representa una equivalencia del 25% y el día 27 de febrero arrojó $R^2 = 0,13$ lo que representa una equivalencia del 13% con respecto a los datos de las estaciones de calidad de aire, estos resultados representan que los datos obtenidos no son buenos indicadores de la realidad del estado del aire para estos días, sin embargo, si se comparan con estudios realizados, no se encuentran muy distantes de un umbral que se considere positivo para resultados obtenidos en este tipo de estudios [38], [34].

Respecto a los resultados restantes, que representan al 60,8% de la muestra del año 2011, es posible observar que se obtuvieron datos que superan por mucho el 50% de equivalencia con respecto a los datos medidos por las estaciones, esto indica que los resultados obtenidos son una buena representación de la realidad para estos días de estudio.

De la TABLA IV es posible observar que para el año 2012 se presentó un caso menos de $R^2 = 1$ que en el 2011, recalando que este valor de R^2 es indicador de escasos de datos para validar los resultados

obtenidos a partir de las imágenes MODIS, lo que supone una incertidumbre acerca de la veracidad de dichos datos, por ende, es posible afirmar que los datos obtenidos del año 2012 se encuentran con menor umbral de incertidumbre.

TABLA IV
PRODUCTOS OBTENIDOS DE REGRESIONES LINEALES PARA EL AÑO 2012.

Día Juliano	Fecha	Ecuación Lineal	R2
1	ene-01	$Y = 0,4376x + 23,575$	0,4664
7	ene-07	$Y = -28,714x + 829,29$	1
9	ene-09	$Y = 2,633x + 37,073$	1
16	ene-16	$Y = 0,3133x + 9,5352$	0,8058
25	ene-25	$Y = 0,384x + 24,767$	0,9905
27	ene-27	$Y = 2,1232x - 56,035$	0,9337
32	feb-01	$Y = 0,257x + 23,562$	0,4779
33	feb-02	$Y = 0,9637x + 14,94$	1
45	feb-13	$Y = 0,1757x + 17,688$	0,5254
46	feb-14	$Y = 0,809x + 9,6171$	0,7245
48	feb-16	$Y = 1,1541x - 22,054$	0,3542
64	mar-04	$Y = 0,6412x - 9,9412$	0,5150
68	mar-08	$Y = 0,2072x + 11,074$	0,9235
71	mar-11	$Y = -0,9694x + 78,159$	0,9993
73	mar-13	$Y = 1,1211x - 18,152$	0,5259
75	mar-15	$Y = 0,3569x + 2,7564$	0,9614
93	abr-02	$Y = 4,7336x - 164,96$	0,5244
114	abr-23	$Y = 0,2034x + 5,0188$	0,5840
116	abr-25	$Y = 0,4563x + 2,1101$	0,9646
121	abr-30	$Y = 0,4605x + 14,026$	0,5125
123	may-02	$Y = 0,42x + 7,3034$	0,9788
139	may-18	$Y = 0,1936x + 17,198$	0,6679
150	may-29	$Y = 1,128x - 32,528$	0,7470

Es destacable también que para el año 2012 el indicador de validez más bajo fue un $R^2 = 0,35$ lo que supone un aumento del 10% frente al indicador más bajo obtenido en el año 2011. De los resultados restantes el 69,5% de los datos del cálculo de PM10 con imágenes tuvo una equivalencia por encima del 50% con respecto a los datos medidos de las estaciones en tierra, lo que supone un aumento del 9% frente a los resultados obtenidos para el año 2011.

D. Relación Quema de Caña y Concentración de PM10 (Modelaciones Gaussianas)

Con la validación de los datos realizada, el paso siguiente es estimar la influencia que tiene la quema de caña de azúcar en la calidad de aire de la zona de

estudio, esto a través de la modelación de escenarios que representen el comportamiento que tiene una quema, que para efectos del proyecto coincida en fecha y horario con la captura de las imágenes satelitales utilizadas. Para ello, se utilizó el sistema web para la gestión de la calidad del aire Airviro, con el que se modelaron 12 escenarios diferentes de dispersión.

De la modelación resultante se obtiene la tasa de emisión de quema de caña, esta tasa de emisión se expresa en unidades de gramos por segundo (g/s), esto indica el peso de PM10 que es emitido por cada segundo durante el tiempo que se realice la quema evaluada.

Con el propósito de estimar si en las zonas donde la tasa de emisión de quema es elevada existe coincidencia con niveles altos de PM10, se exportó cada polígono a formato raster, compatible con los datos obtenidos del producto MODIS. La Fig. 7 representa un polígono de tasa de emisión en formato raster, donde se puede observar claramente la dispersión que alcanza la quema, donde las tonalidades rojas y amarillas corresponden a niveles de emisión diferentes de 0, entonces, con los límites de la dispersión claramente definidos se creó una máscara con el propósito de extraer exactamente esta misma zona del raster de concentración de PM10 obtenido con el producto MODIS.

Adicionalmente, para contrastar frente a la zona en la que se distribuye la emisión de la quema, se seleccionó una zona aledaña en la que no se presenta quema para ese momento; de esta manera se obtienen 3 escenarios, por evento de quema, que permiten evaluar si el comportamiento de la calidad del aire responde a un patrón de comportamiento de la emisión generada por la quema o si se presentan como fenómenos independientes, por esta razón el hecho de que los datos de la modelación presenten unidades de gramos por segundo (g/s) y los datos obtenidos con el producto MODIS presenten unidades de microgramos por metro cúbico (μm^3) no afecta el análisis realizado.

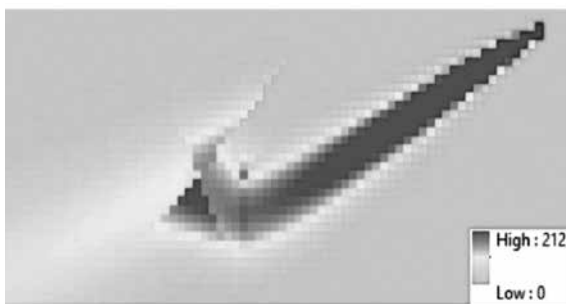


Fig. 7. Dispersión de quema de AIRVIRO en formato raster

Según los reportes de cosecha de caña de azúcar, otorgados por la corporación autónoma regional de Valle del Cauca – CVC. para el día 11 de Enero del 2011, a partir de las 15:35 horas hasta las 16:05 horas, en el municipio de Candelaria se realizó una quema, ya que la imagen correspondiente a este día se capturó a las 16:05, son datos propicios para ser analizados.

A través de los perfiles de muestra se extrajeron los datos de los píxeles correspondientes en los tres escenarios, en la TABLA V se presentan los valores obtenidos según la distancia acumulada en kilómetros la cual corresponde a la distancia en la que se ha dispersado la emisión de la quema según la modelación realizada.

TABLA V
DATOS AIRVIRO Y MODIS DE ENERO 11 DEL 2011.

DISTANCIA (Km)	TASAS DE EMISIÓN AIRVIRO (g/s)	PM10 (MODIS) - AREA DE QUEMA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM10 (MODIS) - AREA DE NO QUEMA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	13,1	45,06	49,27
2	36,7	42	67,03
3	2,12	40,49	63,22
4	2,72	42,8	42,05
5	23,7	40,23	43,79
6	0,21	43,3	50,494
7	7,02	58,56	68,92
8	10,3	66,19	49,35
9	0,14	44,18	42,35
10	2,38	70,215	57,33
11	1,6	50,53	57,02
12	28,7	42,8	54,42
13	7,87	66,59	58,98
14	0,00275	62,66	52,52
15	0,02	51,78	59,9
16	0,44	38,9	53,56
17	2,64	27,54	56,81

La TABLA V está compuesta por los datos de cada uno de los píxeles de los tres escenarios estudiados, de la que se puede observar como los valores de la tasa de emisión de la quema modelada presenta un rango de datos menor que los valores obtenidos con el producto MODIS, sin embargo, en aquellos puntos donde la tasa de emisión de la quema es más baja los valores de PM10 para esta misma zona son los más elevados, un ejemplo claro de esto corresponde al kilómetro 17, en el que el valor más bajo de la tasa de emisión de la quema modelada corresponde a uno de los valores más altos de PM10 extraído de la misma zona del producto MODIS, por otra parte, en la zona de muestra donde no se presentó quema se puede observar como los valores son altos si se le compara frente a los valores de la tasa de

emisión. Además, es posible observar como los datos del producto MODIS correspondientes a zona de quema y a zona de no quema presentan un comportamiento similar, en la Fig. 8 se relaciona el perfil de datos obtenidos de la TABLA V, en la que se representa el comportamiento de los tres escenarios analizados.

En la Fig. 8 es posible observar que el eje horizontal corresponde a la distancia en la que se distribuye la emisión producida por la quema, mientras que el eje vertical corresponde a la tasa de emisión en el caso de las barras de color Azul, y a la concentración de PM10 en el caso de las líneas de color verde y rojo. Los valores para el eje vertical representan la concentración de PM10 para los datos extraídos de los productos MODIS, mientras que las etiquetas de las barras representan los valores de la tasa de emisión generados por la quema. Por consiguiente, se puede observar como estos fenómenos son eventos independientes, con algunas coincidencias de actitud en un intervalo desde el kilómetro 7 al 11. La situación que representa esta figura anterior indica que la tasa de emisión producida por esta quema modelada no es un factor determinante en el comportamiento del PM10 para este evento en particular.

Partiendo del análisis realizado para Enero 11 de 2011 se llevó a cabo el mismo procedimiento para las modelaciones restantes. Inicialmente la Fig. 9 presenta el perfil correspondiente a la modelación realizada para el día 27 de Enero del 2011.

A través de la Fig. 9, es posible observar como el área de quema y el área de no quema presentan una actitud similar, y en estado constante a través de la distancia en la que se ha dispersado la quema realizada el 27 de Enero, según los datos obtenidos con la modelación. A diferencia de los datos de concentración de PM10, la tasa de emisión producida por la quema presenta un comportamiento variable que tiene una tendencia decreciente, diferente si se le compara frente a los datos MODIS de concentración, pues la línea roja que representa el área de quema, tiene una tendencia creciente, mientras la línea verde que representa una zona neutra sin quema, tiene una actitud muy lineal en su distribución espacial. Por consiguiente, es posible plantear la hipótesis de que en esta situación la quema no presentó mayor influencia sobre el contenido de PM10 en el momento del análisis.

De la misma forma, se realizaron perfiles comparativos para mientras que la tasa de emisión producida por la quema presenta variaciones más representativas, esto indica que para esta fecha a pesar de las alzas de la emisión generada por la quema, la concentración de PM10 se mantuvo constante, casi en equilibrio con respecto a los lugares donde no se

presentó quema; por lo tanto, se da lugar para afirmar que la concentración de PM10 no responde a un patrón de comportamiento vinculado a la tasa de emisión generada por la quema modelada. El mes de Febrero, donde se observa como las líneas correspondientes a la concentración de PM10 tiende a un comportamiento constante y similar a través de la distancia de dispersión que se obtuvo según la modelación para este día.

Este procedimiento es realizado para 10 fechas más donde se registraban eventos de quema de caña según el reporte de cosecha, y a excepción de la simulación hecha para el 14 de Abril del 2011 como se muestra en la Fig. 10, donde las tasas de emisión tuvieron influencia sobre la concentración PM10, el 92% de comparaciones restantes resultaron en que estos fenómenos ocurren como eventos independientes.

V. RECOMENDACIONES

A pesar de la gran cantidad de imágenes utilizadas para este estudio, el uso de una galería de imágenes más amplia que permita tener una mayor cobertura mensual genera resultados mucho más aproximados a la realidad, además se tiene la flexibilidad de poder realizar análisis mucho más detallados a nivel temporal y de esta forma tener mayor detalle acerca de todas las variables que implica calcular concentraciones de PM10.

Según los resultados que se obtuvieron en este estudio, un factor que puede ser decisivo para analizar PM10 u otro tipo de contaminante atmosférico, es la resolución espacial de las imágenes utilizadas, por ello, experimentar sinergias entre sensores con mayor resolución espacial como Landsat o Quickbird, puede tener una repercusión positiva en el detalle espacial a los resultados si es que la necesidad del estudio así lo demanda.

En vista de la relación que existe entre la meteorología y la contaminación atmosférica, en este caso PM10, para futuros estudios el uso de variables meteorológicas como humedad relativa, altura de capa de mezcla, temperatura de aire, entre otros; tiene una incidencia positiva en los resultados, ya que los aerosoles existen bajo condiciones determinadas por las variables mencionadas, el uso de estas variables puede brindar mayor detalle no solo de las cantidades existentes sino también de su distribución espacial.

Finalmente para la valoración de datos obtenidos por medio del sistema de modelación de calidad de aire Airviro, se evidencia la importancia de una excelente base de datos, ya que la calidad de esta influye de forma directa en el resultado. Para las simulaciones

hechas en este estudio solo los parámetros básicos de modelación fueron utilizados, ya que solo se pretendía paralelizar resultados igualmente verídicos. Ya que las imágenes de satélite poseen poca resolución espacial (1 kilómetro cuadrado) a diferencia de los modelos Airviro (6 metros cuadrados), mucha de información generada por el modelo gaussiano desapareció, pues fue necesario reducir su resolución espacial a 1 kilómetro cuadrado, para generar gráficos de influencia entre ambos, se recomienda para próximos estudios la utilización de insumos con mayor resolución espacial pues esto es una gran limitante en cuanto a veracidad de los datos se refiere.

VI. CONCLUSIONES

De acuerdo a la confrontación de la metodología aplicada con otros estudios que han aplicado técnicas similares, se tiene que la resolución espacial de las imágenes utilizadas juegan un papel importante a la hora de verificar la validez de los resultados obtenidos con estos métodos, esto se debe a que el tamaño del pixel es un concepto que parte de la generalización de información por unidad de área, es decir, simplificar rasgos característicos de una zona en un único valor que en este caso es el valor digital del pixel.

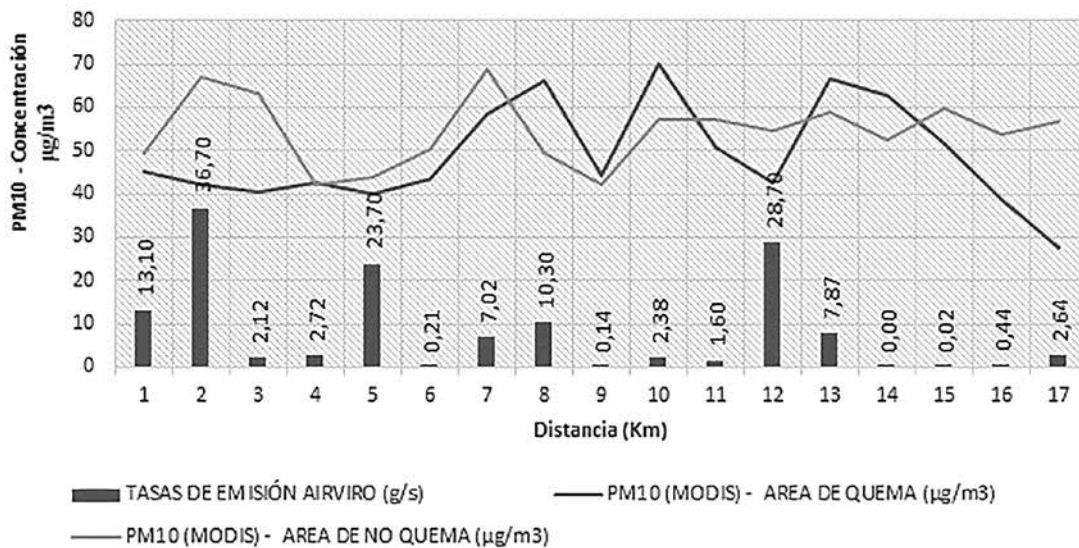


Fig. 8. Perfil comparativo para Enero 11 del 2011

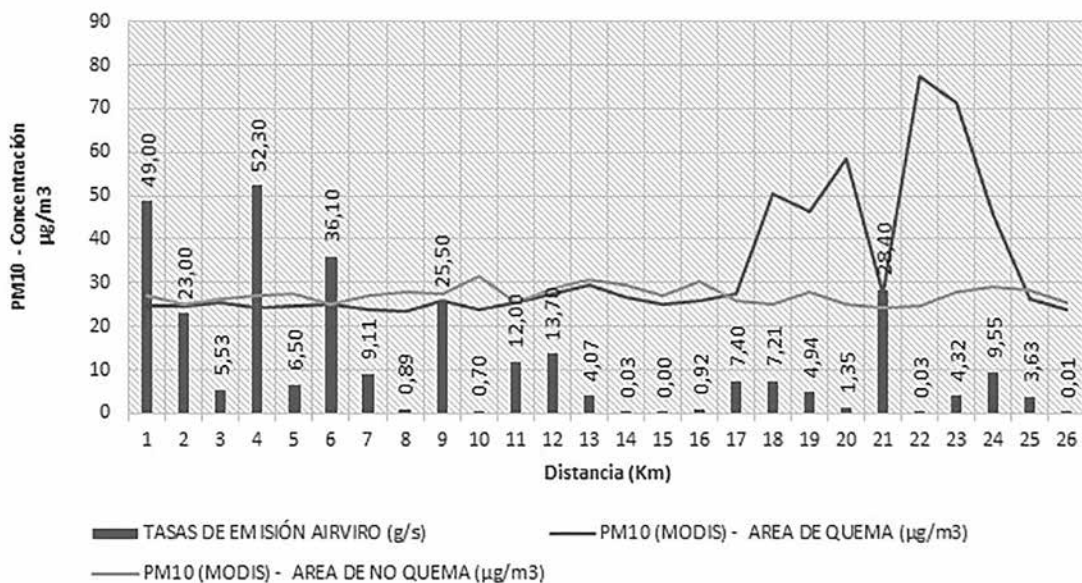


Fig. 9. Perfil comparativo para Enero 27 del 2011

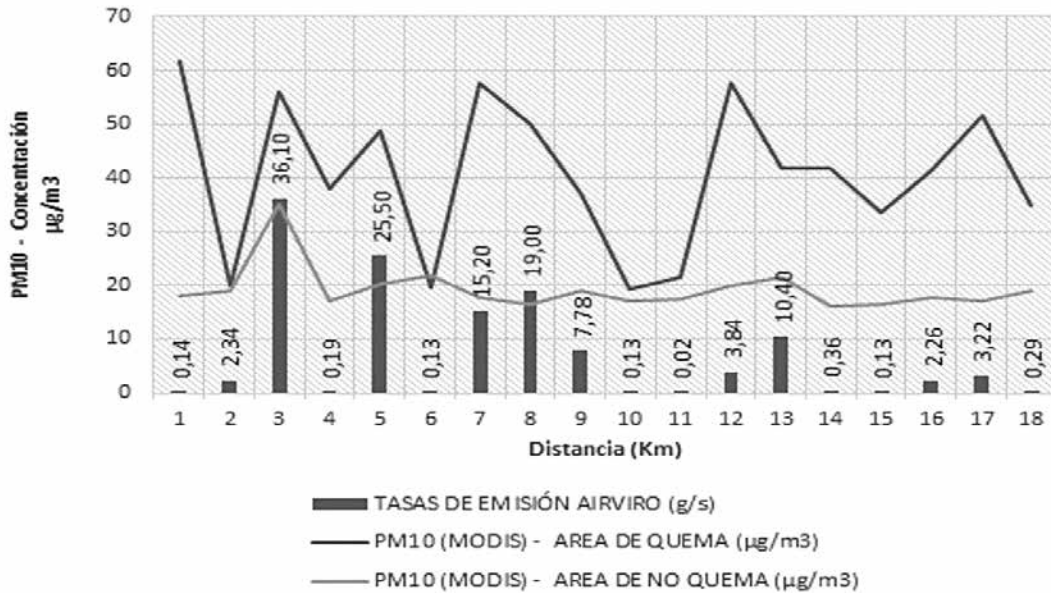


Fig. 10. Perfil comparativo para Abril 14 del 2011

Siendo que la principal metodología aplicada en el Valle del Cauca para la medición de la calidad de aire es a través de la implementación de una red de estaciones en tierra, en este estudio se utilizaron los datos de dicha red para validar los resultados obtenidos, sin embargo, sólo para un 49,38% de los días de estudio se pudo obtener información de utilidad, y según los resultados, en los días con mayor cantidad de datos se puede observar que la calidad de la correlación mejora, por ende los resultados obtenidos de las imágenes que no contaron con información suficiente, estarán sujetos a incertidumbre.

Según se presentó en los resultados, la red de calidad de aire presentó fallas para algunas estaciones, situación que generó falta de información para algunos días de estudio, sin embargo, cuando se obtuvieron datos de al menos 5 de las 7 estaciones empleadas, para el año 2011 el 61% de los días seleccionados para el estudio presentaron una equivalencia aproximada al 80% y para el año 2012 los datos presentaron una equivalencia aproximada al 70%, es decir, existe una compatibilidad de resultados entre la metodología empleada en esta investigación y la metodología empleada actualmente para monitorear la calidad de aire, lo que implica que los resultados obtenidos con el producto MODIS ofrecen información confiable por cada uno de los píxeles que componen la imagen, reduciendo la incertidumbre por la interpolación que llevan a cabo las estaciones.

Con los resultados obtenidos se logró generar una serie de tiempo para modelar la dinámica de PM10 en una fracción del corredor plano del río Cauca, de la que se puede determinar un promedio diario de 68,80 microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para los días de estudio seleccionados, los cuales se comprenden entre enero y mayo para el año 2011 y para el año 2012. Estos valores se encuentran muy cerca de los límites permitidos, que según la normativa que regula la calidad de aire el límite diario permisible para la presencia de este contaminante es de 150 microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Así mismo, se tiene que el límite diario permisible se excedió un total de 14 veces entre los dos años de estudio, aun cuando según los estándares de la EPA sugieren que estos límites pueden ser excedidos tan solo una vez por año. El año que presentó un comportamiento más crítico fue el 2011, donde el límite fue excedido durante 10 veces en tan solo 5 meses.

Según la serie de tiempo de PM10, los meses de Enero y Febrero tanto del 2011 como del 2012 presentaron comportamientos similares, para ambos años esta similitud coincide con la aparición del fenómeno de la niña, el cual para esta región se manifiesta con incremento en las lluvias, entonces, esto indica que en la zona estudiada y según los días analizados la variabilidad del PM10 tiene relación directa en

aumento con el alza en las lluvias y una disminución notaria en la aparición del fenómeno del niño, el cual se manifiesta con periodos de sol intensos y un alza en las temperaturas.

En lo que respecta a los detalles técnicos de esta investigación, el uso de una herramienta que permita llevar a cabo procedimientos de forma rápida y automática es esencial debido a la gran cantidad de datos que intervienen en este proceso, en este caso el uso del lenguaje de programación Python fue clave en el desarrollo de la propuesta metodológica.

Según los análisis realizados a los datos de tasa de emisión de la quema de caña, esta no representa un factor clave del incremento en la concentración total en la zona del valle geográfico del río Cauca, pues los gráficos de influencia demuestran que los datos obtenidos por medio de las imágenes MODIS no sufren incrementos o decrementos relevantes en sus niveles de concentración PM10, esto quiere decir que aunque la quema de caña contribuye a la acumulación de material particulado en la zona de estudio, no es un evento que determine un patrón de comportamiento para la calidad de aire.

AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen las contribuciones Germán Restrepo y Leonardo Aponte, de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca.

REFERENCIAS

- [1] B. Larsen, «Cost of Environmental Damage: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment,» 04 06 2004. [En línea]. Available: www.minambiente.gov.co/.../1745_anexo_2_evaluacion_economica.pdf. [Último acceso: 13 09 2013].
- [2] J. McCarty, «Estimaciones basadas en sensores remotos de las emisiones anuales y de temporada de la quema de residuos de cosecha en los Estados Unidos contiguos,» *Journal Air & Waste Manage*, vol. 61, pp. 22-34, 2011.
- [3] F. Fernández y V. Ruiz, «Los alcances de la internalización de las externalidades en la solución de la problemática ambiental, en el sector cañero,» Tesis en Agroecología, Universidad Nacional Sede Palmira, 1998.
- [4] C. A. R. d. V. d. C. -. CVC, «Informe Anual de Calidad de Aire,» Cali, 2011.
- [5] E. D. Álvarez, «La caña de azúcar: ¿una amarga externalidad?,» *Desarrollo y Sociedad*, vol. 59, pp. 117-164, 2007.
- [6] I. Aguado, E. Chuvieco y J. Salas, «Comparación Estadística de Métodos Tradicionales de Interpolación e Imágenes NOAA-AVHRR para valorar peligro de Incendios,» *Tecnologías Geográficas para el desarrollo Sostenible*, pp. 185-199, 2000.
- [7] C. Arciniégas, «Diagnóstico y Control de Material Particulado: Partículas Suspensas Totales y Fracción Respirable PM10,» *Luna Azul*, n° 34, pp. 195-213, 2012.
- [8] MAVDT, Territorial, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo, 2010.
- [9] S. Q. X. A. A. K. G. & K. O. Rodríguez, «Saharan Dust Contributions to PM10 and TSP Levels in Southern and Eastern Spain,» *Atmospheric Environment*, vol. 35, pp. 2433-2447, 2001.
- [10] P. P. O. & H. K. Aldunate, «Los efectos de la contaminación atmosférica por PM10 sobre la salud ciudad de La Paz – Bolivia,» *Acta Nova*, vol. 3, n° 2, pp. 422 - 442, 2006.
- [11] D. K. H. N. P. & K. P. Kaskaoutis, «Study on an intense dust storm over Greece,» *Atmospheric Environment*, vol. 42, p. 6884-6896, 2008.
- [12] R. Levy, L. Remer, D. Tanré, S. Mattoo y Y. Kaufman, «Algorithm for Remote Sensing of Tropospheric Aerosol Over Dark Targets From MODIS,» 2009.
- [13] E. P. S. A. E. W. H. & L. B. Velasco, «Measurements of CO2 fluxes from the Mexico City urban landscape,» *Atmospheric Environment*, vol. 39, p. 7433-7446, 2005.
- [14] Sánchez-Ccoyllo y F. Andrade, «The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in Sao Paulo, Brazil,» *Environmental Pollution*, vol. 116, pp. 257-263, 2002.
- [15] PNUMA, «Perspectivas del medio ambiente: AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE,» Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2010.
- [16] B. De la pava y O. Fernández, «Modelación matemática de la relación partículas pm10- enfermedades pulmonares en la ciudad de Cali,» *Scientia et Technica Año XIV*, n° 38, pp. 347- 352, 2008.
- [17] R. Levy, L. A. Remer, S. Mattoo, E. F. Vermote y Y. J. Kaufman, «Second-generation operational algorithm: Retrieval of aerosol properties over land from inversion of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer spectral reflectance,» *Journal of Geophysical Research*, vol. 112, pp. 1-21, 2007.
- [18] M. A. Blesa, C. Navntoft y L. Dawidowski, «Modelado de la radiación solar UV para aplicaciones en tratamiento de aguas,» *SOLARSAFEWATER*, pp. 99-118, 2005.
- [19] L. Remer, Y. Kaufman, D. Tanré, S. Mattoo, A. Chu, J. Martins, R. Li, C. Ichoku, R. Levy, R. Kleidman, T. Eck, E. Vermote y B. Holben, «The MODIS Aerosol Algorithm, Products, and Validation. Laboratory for Atmospheres,» *NASA Goddard Space Flight Center*, pp. 947-973, 2005.
- [20] A. Young, «Revised depolarization corrections for atmospheric extinction,» *Optical Society of America*, pp. 3427-3428, 1980.
- [21] S. Liang, H. Fang y M. Chen, «Atmospheric Correction of Landsat ETM+ Land Surface Imagery—Part I: Methods,» *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*, vol. 39, n° 11, pp. 2490-2498, 2001.
- [22] Y. Kaufman, «The atmosphere effect on remote sensing and its correction,» de *Optical Remote Sensing, Technology and Application*, 1989.
- [23] Y. J. Kaufman, D. Tanré, H. R. Gordon, T. Nakajima, J. Lenoble, R. Frouins, H. Grassl, B. M. Herman, K. M. D. y P. M. Teillet, «Passive remote sensing of tropospheric aerosol and atmospheric correction for the aerosol effect,» *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, vol. 102, n° D14, pp. 16,815-16,830, 1997.
- [24] Y. J. Kaufman y D. Tanré, «ALGORITHM FOR REMOTE SENSING OF TROPOSPHERIC AEROSOL FROM MODIS,» *NASA*, 1998.

- [25] L. Q. García, «Optical properties of aerosols: southern México City.» *Atmósfera*, vol. 23, n° 4, pp. 403-408, 2010.
- [26] A. R. Esteve, «ESTUDIO DE LOS AEROSOLLES ATMOSFÉRICOS EN VALENCIA MEDIANTE MEDIDAS DEL NEFELÓMETRO DE INTEGRACIÓN.» 2011.
- [27] Y. Tanabu, T. Sasaki, T. Takasugi y S. Fujita, «Detection of Sulfur-Containing Gases by MODIS.» *International Joint Conference*, pp. 5435-5438, 2009.
- [28] A. B. Brizuela, C. A. Aguirre y I. Velasco, «Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal.» *TELEDETECCIÓN - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*, pp. 207-214, 2007.
- [29] M. D. King, Y. Kaufman, D. Tanré y T. Nakajima, «Remote Sensing of Tropospheric Aerosol from Space: Past, Present and Future.» *TELEDETECCIÓN - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*, pp. 2229-2259, 1999.
- [30] H. Fukushima, A. HIGURASHI, Y. MITOMI, T. NAKAJIMA, T. NOGUCHI, T. TANAKA y M. TORATANI, «Correction of Atmospheric Effect on ADEOS/OCTS Ocean Color Data: Algorithm Description and Evaluation of Its Performance.» *Journal of Oceanography*, vol. 54, pp. 417-430, 1998.
- [31] N. Othman, M. Z. M. Jafri y L. H. San, «Estimating Particulate Matter Concentration over Arid Region Using Satellite Remote Sensing: A Case Study in Makkah, Saudi Arabia.» *Canadian Center of Science and Education*, vol. 4, n° 11, pp. 131-142, 2010.
- [32] N. Kumar, N. Chu y A. Foster, « Remote sensing of ambient particles in Delhi and its environs: estimation and validation.» *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, n° 12, pp. 3383-3405., 2008.
- [33] C.-K. Song, C.-H. Ho, R. Park, Y.-S. Choi, J. Kim, D.-Y. Gong y D.-Y. i. Lee, «Song, Chang-Keun; Ho, Chang-Hoy; PSpatial and Seasonal Variations of Surface PM10 Concentration and MODIS Aerosol Optical Depth over China.» *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, vol. 45, n° 1, pp. 33-43, 2009.
- [34] L. Can, C. N y T. Si-Chee, «A study on the potential applications of satellite data in air quality monitoring and forecasting.» *Atmospheric Environment*, vol. 45, p. 3663e3675, 2011.
- [35] C. OSSO, «La ruralidad, la fragilidad y el fenómeno de La Niña en Colombia, 1970 - 2011.» 2012.
- [36] A. v. M. R. V. L. R. C. D. S. A. M. K. M. C. N. E. Donkelaar, «Satellite-based estimates of ground-level fine particulate matter during extreme events: A case of the Moscow fires in 2010.» *Atmospheric Environment*, pp. 6225-6232, 2011.
- [37] E. Emili, C. Popp, S. Wunderle, M. Zebisch y M. Petitta, « Mapping particulate matter in alpine regions with satellite and ground-based measurements: An exploratory study for data assimilation.» *Atmospheric Environment*, vol. 45, p. 4344 - 4353., 2011.
- [38] Z. Wang, L. Chen, J. Tao, Y. Zhang y L. Su, «Satellite-based estimation of regional particulate matter (PM) in Beijing using vertical-and-RH correcting method.» *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, pp. 50-63., 2010(b).

BIOGRAFÍA



Jonnathan Céspedes Rojas. Cursó el programa de ingeniería Topográfica de la Universidad del Valle de la ciudad de Santiago de Cali. En el año 2009 inició en labores de topografía realizando diferentes tipos de levantamientos topográficos en la ciudad. A inicio del año 2014 ingresó a la compañía constructora de origen brasilero A.R.G Ltda – Sucursal Guinea Ecuatorial, como técnico en carretera de la sección técnica participó de la ejecución del proyecto Ciudad Djibloho la cual será la capital administrativa de Guinea Ecuatorial.



Jaime Andrés Cuero Duque. Profundizó sus estudios en el idioma extranjero ingles en el instituto LEARN English, también realiza estudios de Administración en Instituciones del Estado en el SENA (Servicio Nacional de Aprendizaje), posteriormente ingresa a la carrera de Ingeniería Topográfica en la Universidad del Valle, de donde se encuentra próximo a recibir su título profesional, durante sus años de estudio a ha hecho parte de proyectos ingenieriles en convenio con corporaciones como la CVC (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca), ACODAL (Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental), Fundación PACHAMAMA, BIOMA (Corporación Internacional para el Desarrollo Ambiental y Social) y EVOLUTION (Service & Consulting), y actualmente se encuentra vinculado a empresa GEOSULUCIONES DJA S.A.S. en la ciudad de Cali, Colombia.



Francisco Luis Hernández Torres. Se graduó del Colegio de Santa Librada y Estudió en la Universidad del Valle. Ejerció profesionalmente en Incol Ltda de Cali, la Corporación Autónoma de Valle CVC, la Geophysical Service Incorporated y el Instituto de Crédito Territorial ICT y actualmente se desempeña como Docente en la Universidad del Valle. Entre sus campos de interés se encuentran el estudio de fenómenos naturales a partir de imágenes de satélite.

El Profesor Hernández recibió títulos de Especialista la Universidad del Quindío y Especialista de la Universidad del Valle. Actualmente dirige el Grupo de Investigación en Percepción Remota GIPER y asesora buen número de trabajos de grado en el área de percepción remota.