

# *Metodología para la localización de estaciones de monitoreo de material particulado a escala local (0.5 a 4.0 Km) en la ciudad de Santa Marta*

Recibido para evaluación: 22 de Mayo de 2005

Aceptación: 22 de Mayo de 2006

Recibido versión final: 31 de Julio de 2006

Francisco Fernando García R.<sup>1</sup>

Rubén Alberto Agudelo G.<sup>2</sup>

Karen Margarita Jiménez J.<sup>3</sup>

## RESUMEN

Con el objetivo de determinar los puntos más representativos donde se pueda medir en forma confiable la variación de la concentración de partículas suspendidas totales (PST) en la ciudad de Santa Marta, se adelantó un estudio que involucró mediciones de campo y el uso de modelos de emisión y dispersión de la concentración de PST en el área urbana de dicha ciudad. Utilizando el método de la esfera de influencia, se determinaron las áreas más representativas que explican la variación de la calidad del aire con respecto a la concentración de PST. Tanto los datos colectados en campo como las simulaciones efectuadas muestran cuatro zonas perfectamente diferenciales donde las concentraciones de PST de una estación dada son representativas o pueden ser extrapolados, con un nivel de confianza conocido. Para entender y monitorear la variación de la calidad del aire debe ubicarse una estación de monitoreo en cada área. Esta metodología además de ser simple en su aplicación produce resultados confiables que disminuyen la incertidumbre en la localización de estaciones de monitoreo de la calidad del aire.

PALABRAS CLAVE:

Calidad del Aire, Monitoreo Ambiental, Registro de Emisiones.

## ABSTRACT

In order to determine the most representative locations for measuring reliably varying concentrations of Total Suspended Particulates (TSP) in Santa Marta city, a field study was conducted. Emission and dispersion models were used in the urban area as well.

Using the 'Sphere of Influence' method, the most representative areas in terms of TSP variation with relation to air quality were determined. The information collected in the field as well as the simulations do show clearly four different zones, where the TSP concentrations at a given station are representative, or can be extrapolated with a known confidence level. In order to measure and understand the variation in air quality, a monitoring station must be located in each area. This methodology is simple, produces reliable results that reduce the uncertainty concerning the location of air quality monitoring stations.

KEY WORDS:

Air Quality, Environmental Monitoring, Emission Register

---

1. M. Sc. Ing. Ambiental, Profesor  
Universidad del Magdalena, Grupo  
de Control de la Contaminación  
Ambiental

*francisco.garcia@une.net.co*

2. M. Sc. Ing. Ambiental, M.Sc  
Planeación Urbano-Regional,  
Profesor Universidad de Antioquia,  
Grupo de Ingeniería y Gestión  
Ambiental

3. Est. Ing. Ambiental Universidad  
del Magdalena, Grupo de Control  
de la Contaminación Ambiental

## 1. INTRODUCCIÓN

El monitoreo atmosférico es el conjunto de metodologías diseñadas para muestrear, analizar y procesar en forma continua las concentraciones de sustancias o de contaminantes presentes en el aire en un lugar establecido y durante un tiempo determinado. Su importancia radica en que es necesario para: a) formular los estándares de calidad de aire. b) llevar a cabo estudios epidemiológicos que relacionen los efectos de las concentraciones de los contaminantes con los daños en la salud. c) especificar tipos y fuentes emisoras. d) llevar a cabo estrategias de control y políticas de desarrollo acordes con los ecosistemas locales; y e) desarrollar programas racionales para el manejo de la calidad del aire (Martínez y Romieu, 1997). Uno de los aspectos más importantes en la ejecución de un programa de monitoreo atmosférico es el diseño de la red de monitoreo que comprende el conjunto de estaciones de muestreo generalmente fijas y continuas que se establecen para medir los parámetros ambientales de forma que cubran en forma representativa toda la extensión de un área determinada. En estas estaciones de muestreo se miden y comparan regularmente concentraciones locales de parámetros ambientales con estándares de calidad del aire (Martínez y Romieu, 1997).

El diseño de redes de monitoreo ambiental ha sido estudiado en hidrología (Andricevic, 1990; Kassim y Kottekoda, 1991; Woldt y Bogardi, 1992; Meyer et al., 1994), meteorología, (Gandia, 1970) y ciencias geológicas (Camisani-Calzolari, 1984; De Marsily et al., 1984; Russo, 1984). Muy pocas de estas investigaciones han sido adaptadas a la calidad del aire. Algunos de los trabajos más recientes, realizados para el diseño de redes de monitoreo, se enfocan en observaciones meteorológicas (Gandia, 1970). Munn (1981) define dos métodos básicos para el diseño de redes de monitoreo, los métodos estadísticos y los métodos de modelación. Los métodos estadísticos asumen que existe datos disponibles para extractar información estadísticamente significativa para el diseño de la red monitoreo (EPA, 1997).

Las aproximaciones estadísticas basadas en la distribución log normal son seguidas por la mayoría de datos de calidad del aire (Larsen, 1969; Noll y Millar, 1977). Los métodos estadísticos tienen la ventaja que la mayoría de mediciones de calidad del aire pueden ser correlacionadas en el tiempo y el espacio con otras redes de monitoreo. La localización de las estaciones de muestreo puede ser optimizada mediante la evaluación de la correlación de series de tiempos de mediciones en períodos largos o correlaciones espaciales entre medidas de muchas estaciones (Munn, 1975; Elsom, 1978; Handscombe y Elsom, 1982). Munn (1981) identificó cuatro tipo de análisis de correlaciones: 1) correlación de tiempo (autocorrelación) en un sitio; 2) correlación cruzada de algunas concentraciones de contaminantes en un sitio; 3) correlación espacial entre medidas simultáneas en diferentes sitios; y 4) correlación espacial entre diferentes sitios con mediciones en tiempos rezagados.

Las técnicas estadísticas de localización de estaciones de monitoreo más usadas son la aleatoria, la de muestreos sistemáticos, la de muestreos estimados y la de muestreos heterogéneos. En la técnica aleatoria se localizan las estaciones de monitoreo sin tener en cuenta las fuentes de contaminantes (Nesbitt y Carter, 1996). Esta se realiza especificando una frontera de dominio rectangular generando dos ejes de coordenadas X y Y, para una distribución aleatoria no uniforme. Borgman et al., (1996) encontraron que con esta técnica se requiere un número muy alto de muestreadores para un intervalo de confianza del 95%, por lo cual esta técnica sólo es aconsejable para áreas urbanas grandes en intervalos de tiempo cortos. La técnica de muestreo estimado (Nesbitt y Carter, 1996) usa fuentes de emisión conocidas y la localización de los receptores acoplados con mecanismos de transporte de contaminantes para localizar los sitios de medición. Noll y Miller (1977) llaman a esta técnica "método de fuente orientada" y consideran éste como el más apropiado para monitorear fuentes puntuales en terrenos complejos. En los muestreos sistemáticos los muestreadores son localizados en un sistemas de cuadrículas asignando un muestreador a cada celda. Noll y Miller (1977) llaman a este tipo de muestreo "método de área", el cual se considera más aplicable a terrenos planos con pocas fuentes puntuales. Los muestreadores son localizados en los centros de las celdas. Nesbitt y Carter (1996) combinan los muestreos estimados y sistemáticos mediante la aplicación de los siguientes pasos: 1) identificación de las fuentes potenciales de contaminación usando mediciones anteriores o modelos; 2) trazado de un sistema de cuadrícula sobre estas áreas; 3) ejecución de una serie de muestreos en los puntos del sistema de coordenadas; y 4) determinación de los puntos en los cuales se encontraron

concentraciones importantes de contaminantes para, al final, usar estos como puntos de muestreos sistemáticos.

Otros métodos híbridos para la localización de estaciones de muestreo de material particulado se basan en la geoestadística (Journel, 1980; Russo, 1984; Kassim and Kottekoda, 1991; Trujillo-Ventura, 1991; Rouhani et al, 1992; Borgman et al., 1996). Kriging es el método más comúnmente usado en la interpolación para predecir valores en la evaluación de datos espaciales (Volpi and Gambolati, 1978; Lefohn et al, 1987; Venkatram, 1988). Kriging usa la estructura de correlación para producir un estimador con el error cuadrático medio más pequeño posible, lo cual resulta en una disminución del tamaño de la muestra comparado con otros métodos. Otras herramientas estadísticas para diseñar redes de calidad del aire incluyen los coeficientes geográficos de variación (Stalker and Dickerson, 1962; Stalker et al, 1962); funciones estructura (Goldstein et al, 1974; Goldstein and Landovitz, 1977); análisis de grupo (Sabaton, 1976); análisis de componentes principales (Peterson, 1970; Sabaton, 1976); el principio variacional (Wilkins, 1971); y la programación lineal (Darby et al, 1974; Hougland, 1977).

El otro grupo de técnicas importantes usadas para la localización de estaciones de monitoreo es la utilización de modelos analíticos o numéricos para estimar la concentración de material particulado en el espacio y el tiempo. Usualmente se requieren inventarios de emisiones detallados o semidetallados en el dominio completo cuando se usan estos modelos. Los últimos esfuerzos en la utilización de modelos en la ubicación de estaciones de monitoreo involucran el uso de sistemas de información geográfica. Los modelos numéricos de fuentes se pueden agrupar en cinemáticos, de primer y segundo orden (Bowne and Lundergan, 1983). Los modelos cinemáticos son una simple mezcla de modelos matemáticos y conceptuales. Estos modelos simplifican ecuaciones no lineales del movimiento turbulento generando aproximaciones analíticas que describen el comportamiento de los contaminantes en el aire (Green et al, 1980). Los modelos de primer orden asumen concentraciones de contaminantes isotrópicos. En esta categoría, se incluyen modelos lagrangianos, eulerianos y de trayectoria de pluma. Los modelos de segundo orden contienen una serie de algoritmos de transformación de la ecuación de estado, conservación de la masa, momento y energía utilizando la aproximación de Boussinesque y la teoría de Reynold (Holton, 1992)

Entre marzo de 2004 y julio de 2005, el Grupo de Investigación Control de la Contaminación Ambiental de la Universidad del Magdalena en colaboración con el Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental de la Universidad de Antioquia, desarrolló una investigación dirigida a determinar los niveles de concentración de material particulado en la ciudad de Santa Marta. Una de las primeras actividades ejecutadas en esta investigación fue el estudio de localización de las estaciones de monitoreo, para lo cual se propuso una metodología que combina mediciones preliminares de campo, la utilización de modelos de dispersión de contaminantes y herramientas estadísticas. En este artículo se presenta la metodología seguida para la selección de los sitios de muestreo de la mencionada investigación.

## 2. MATERIALES Y METODOS

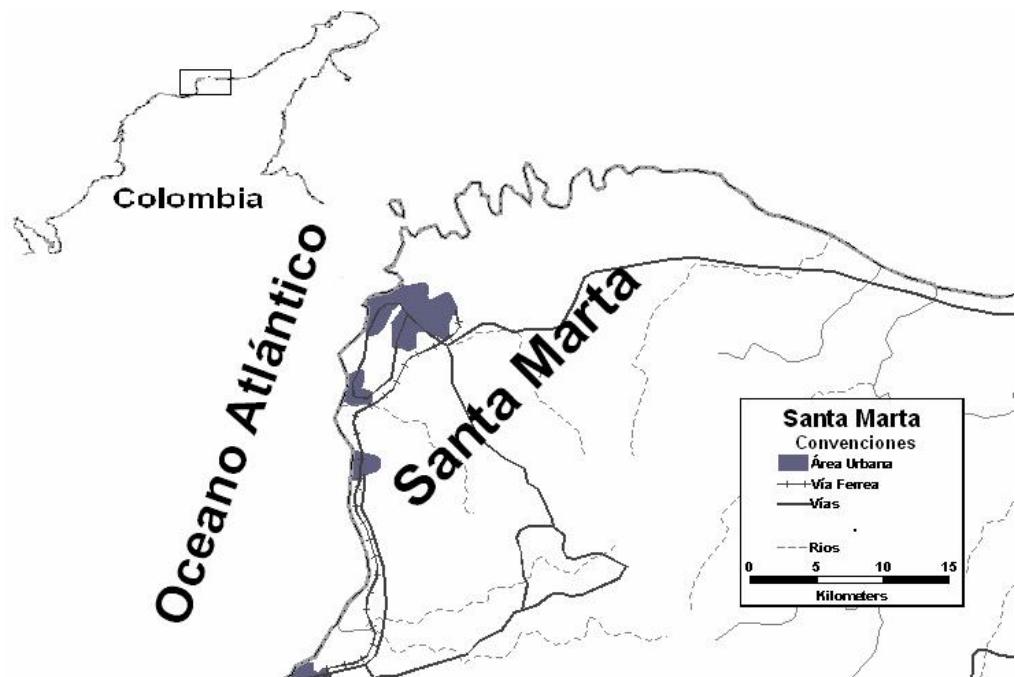
### 2.1. Área de estudio

La ciudad de Santa Marta bordea el sector oriental de la bahía que lleva su nombre en la Costa Atlántica Colombiana. Está situada entre los  $11^{\circ} 14' 50''$  de Latitud Norte y los  $74^{\circ} 12' 06''$  de Longitud Occidental, a una altura promedio de 6 msnm. (ver Figura 1).

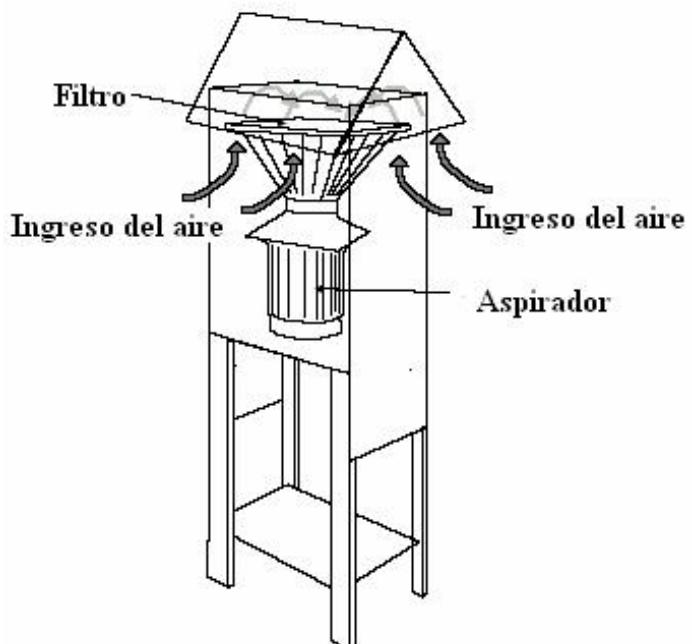


### 2.2. Equipos

En esta investigación se usaron muestreadores de Altos Volúmenes (Hi-Vol), que constan de una bomba de vacío, marco de sujeción del filtro, empaques, un adaptador del marco, un registrador del flujo (o un dispositivo de medición del flujo en general) y un controlador de tiempo. Todo esto se encuentra cubierto con una coraza de protección como se muestra en la Figura 2.



*Figura 1.*  
Localización del área de estudio



*Figura 2.*  
Muestreador de alto volumen  
(Hi-Vol)

### 2.3. Método de muestreo

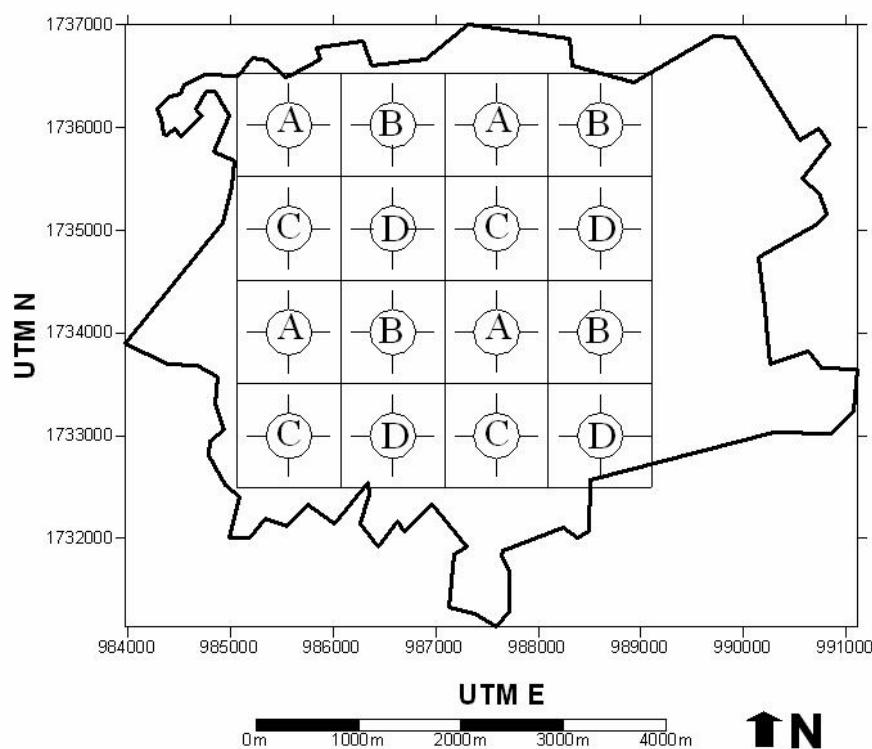
El método de muestreo seguido corresponde al estándar EPA 40 CFR Pt. 50 App. B donde se hace pasar una cantidad medida de aire a través de un filtro de fibra de vidrio durante  $24 \pm 1$  horas, período nominal de muestreo, a una velocidad relativamente alta (caudal de  $1.1$  a  $1.7 \text{ m}^3/\text{s}$ )

min). El caudal del equipo de muestreo y la geometría del protector o cubierta favorecen la colección de partículas, a velocidades del aire entre 1.3 y 4.5 m/seg (3 a 10 mph), con diámetros máximos entre 25 y 50  $\mu\text{m}$  (diámetro aerodinámico), dependiendo de la dirección del viento. Los filtros son especificados para tener una eficiencia de colección mínima del 99 % para partículas de 0.3  $\mu\text{m}$ . El filtro es pesado (después de equilibrar la humedad por desecación) antes y después de la colección de material particulado, cuya masa se obtiene por diferencia. El volumen de aire recogido es determinado a través de la medición del caudal y el tiempo de toma de muestra, corrigiéndolo para las condiciones estándar de 25 °C y 101.3 kPa.

El intervalo de aplicación del método es de 2 a 750  $\mu\text{g} / \text{m}^3$  normal. El límite superior está determinado por el punto al cual el equipo de muestreo no puede mantener el caudal específico debido al aumento de la caída de presión del filtro cargado. El límite inferior está dado por la sensibilidad de la balanza.

#### 2.4. Prelocalización de estaciones

El área urbana de Santa Marta fue dividida en 16 celdas de 1 x 1 Km tomando como centro el punto de coordenadas (987082 UTME, 1734524 UTMN). El centro de cada celda sirvió de referencia para la prelocalización de las estaciones de monitoreo, en ellos se tomaron muestras de PST para posteriormente ser comparadas con los resultados de la simulación con ISCST. Su representatividad para medir las concentraciones de PST en el área de estudio se midió mediante métodos estadísticos para finalmente seleccionar las estaciones de monitoreo a usar en el estudio de la calidad del aire en el área urbana de Santa Marta. Teniendo en cuenta la restricción existente en el número de equipos disponibles, se optó por codificar los cuadrantes como se muestra en la Figura 3. Se estableció un orden de toma de muestras dado por la letra correspondiente; en la primera jornada de muestreo se tomaron muestras de PST en los lugares marcados con la letra A, posteriormente los de la letra B, luego los sitios en C y finalmente en D.



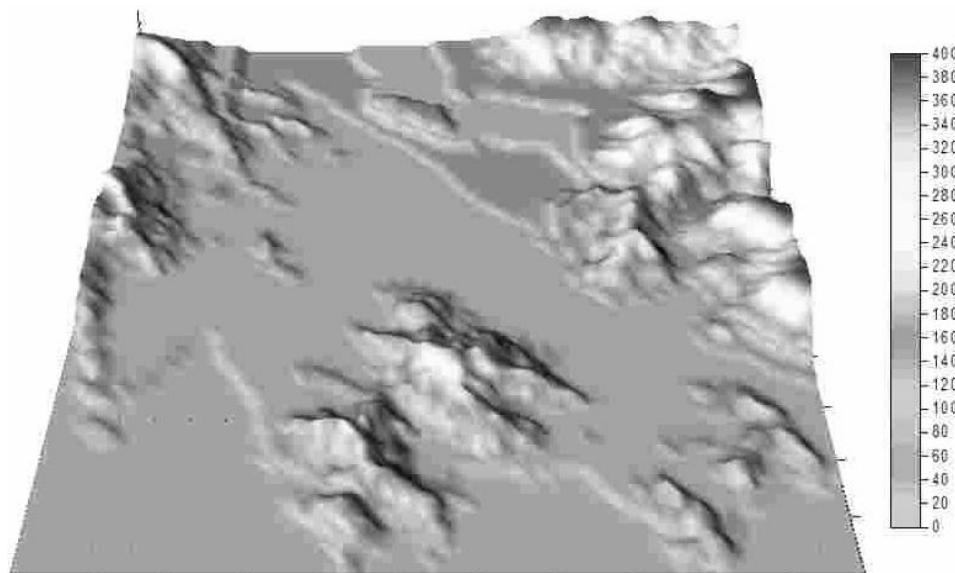
**Figura 3.**  
Codificación de sitios en la prelocalización de estaciones de monitoreo.

## 2.5. Técnica diseño de estudio de saturación

Esta técnica cuantitativa determina el número óptimo y la localización de las estaciones de monitoreo de calidad del aire. Su protocolo requiere la aplicación de modelos de dispersión y análisis estadístico de la variación de la concentración de contaminantes esperada en el área de estudio (Baldauf, 2002). Los aspectos teóricos, el desarrollo matemático de la técnica de análisis así como su aplicación pueden revisarse en los trabajos de Liu et al (1986) y Baldauf et al (2002). La técnica propuesta por Liu et al (1986) consiste en la estimación de la concentración del contaminante de interés mediante el uso de modelos de dispersión y mediciones de campo, para posteriormente determinar la localización de las estaciones de monitoreo basándose en la variación espacial de la concentración del contaminante.

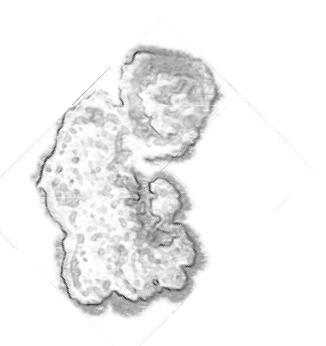
## 2.6. Estimación de la concentración de contaminantes

Para estudiar la variación de los contaminantes en la escala local se empleó el modelo de dispersión ISCST3, el cual fue calibrado y validado previamente a las condiciones locales. En la modelación se utilizó un sistema de coordenadas rectangulares dividiendo el área de estudio en cuadrículas de 100 por 100 metros, representativas de una escala media. Sin embargo, los valores que revisten especial importancia para el estudio corresponden a los receptores que coinciden en sus coordenadas con la malla establecida para el muestreo de campo en los sitios denominados de prelocalización de las estaciones de muestreo. Los datos meteorológicos para la alimentación del modelo fueron tomados de la estación meteorológica del programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad del Magdalena. El ISCST3 se corrió en la opción de terreno complejo para lo cual se creó el modelo digital de elevación (MDE) en un área de 10 km<sup>2</sup>, en escala 1:25000 con cotas de terreno cada 5 m. (ver Figura 4).



**Figura 4.**  
Modelo digital de terreno en el  
área de estudio en Santa Marta

El modelo de dispersión ayudó a proveer información estimada sobre la calidad del aire en el área de estudio. El modelo ISCST3 es un modelo gausiano que puede simular la concentración de una variedad de fuentes. Para ello fue alimentado con datos meteorológicos. Se levantó información pertinente a la localización de las fuentes, se construyó una base de datos con la información obtenida en el inventario previo, destacando la tasa de emisión, altura y diámetros de chimeneas, velocidad y temperatura de salida para las fuentes estacionarias ubicadas en el área de interés. Las fuentes móviles se modelaron como fuentes de volumen, dividiendo las vías en segmentos con una relación 4 a 1 respecto a la longitud y el ancho. La información sobre el promedio de tráfico vehicular diario fue medida en siete puntos en las principales vías del área de estudio. Los factores de emisión vehicular fueron obtenidos del protocolo AP-42 de la EPA.



## 2.7. Esfera de influencia

Para determinar la representatividad de los datos de calidad del aire medidos y/o simulados, se empleó el método de esfera de influencia, SOI por sus siglas en inglés, con el que se puede determinar el área en la cual los datos de calidad del aire de una estación dada son representativos o pueden ser extrapolados, con un nivel de confianza conocido. Para determinar el SOI, se utilizó el modelo de estructura de covarianza de la concentración. Se calculó el coeficiente de Pearson,  $r$ , entre la concentración de contaminantes en un sitio dado y el correspondiente valor de sus vecinos. Para un sitio codificado como A y comparado con un receptor localizado en un sitio codificado como B para  $n$  mediciones, el cálculo se obtiene por la expresión:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_{Ai} - \bar{C}_A)(C_{Bi} - \bar{C}_B)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_{Ai} - \bar{C}_A)^2 \sum_{i=1}^n (C_{Bi} - \bar{C}_B)^2}}$$

Donde  $C_{Ai}$  y  $C_{Bi}$  representan la concentración estimada en los sitios de prelocalización para las  $i$ ésima medición.  $\bar{C}_A$  y  $\bar{C}_B$  representan los promedios de las estimaciones efectuadas durante el período de análisis en cada uno de estos sitios;  $n$  es el número de estimaciones.

## 3. Resultados

### 3.1. Muestreos de campo

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los muestreos de campo de las mediciones de PST en cada una de las prelocalizaciones de las estaciones de monitoreo. Las determinaciones de campo mostraron que en ninguno de los sitios de medición, se sobrepasa el límite de la norma diaria establecido por la normatividad aplicable ( $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ); el valor más alto de las concentraciones encontradas se ubica en la celda cuyo centro tiene coordenadas (985582 UTME, 1736023 UTMN), la cual está muy cercana a varias fuentes de emisión identificadas e inventariadas, como el Terminal Marítimo de Santa Marta donde se almacena y exporta carbón mineral, lo cual presumiblemente puede estar contribuyendo al aumento de los niveles de PST en este sitio. En esta estación de prelocalización, la media geométrica de los datos encontrados es superior a los  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en las restantes estaciones la media geométrica es inferior a este valor.

La Figura 5 muestra las medias geométricas registradas durante las mediciones de campo. Según estos datos, los valores más altos de la concentración de PST en Santa Marta coinciden con la presencia de algunas fuentes como el puerto de Santa Marta y las principales vías de la ciudad, a las cuales se atribuye una alta influencia en los valores niveles de PST en el área urbana.

**Tabla 1.**  
**Resultados mediciones de PST**

Código	Coordenadas X (UTME)	Y (UTMN)	Concentración de PST ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Máximo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Media Geom. ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
A <sup>1</sup>	985582	1736023	130.33	123.20	101.00	130.33	117.48
B <sup>2</sup>	986592	1736023	104.00	94.12	87.34	104.00	94.90
A	987587	1736023	58.00	66.2	47.30	66.20	56.63
B	988582	1736023	55.33	55.12	58.30	58.30	56.23
C <sup>3</sup>	985582	1735014	64.33	51.12	48.56	64.33	54.25
D <sup>4</sup>	986582	1735014	86.67	78.78	91.12	91.12	85.37
C	987582	1735014	74.00	67.34	76.23	76.23	72.42
D	988582	1735014	61.00	62.10	56.13	62.10	59.69
A	985582	1734020	72.00	83.23	62.34	83.23	72.02
B	986582	1734020	55.67	46.35	56.45	56.45	52.61
A	987582	1734020	73.33	82.10	77.87	82.10	77.68
B	988582	1734020	47.67	56.23	52.11	56.23	51.88
C	985582	1733026	69.00	69.12	71.00	71.00	69.70
D	986582	1733026	51.33	52.34	60.10	60.10	54.45
C	987582	1733026	61.33	67.23	56.67	67.23	61.59
D	988582	1733026	53.67	61.20	66.34	66.34	60.17

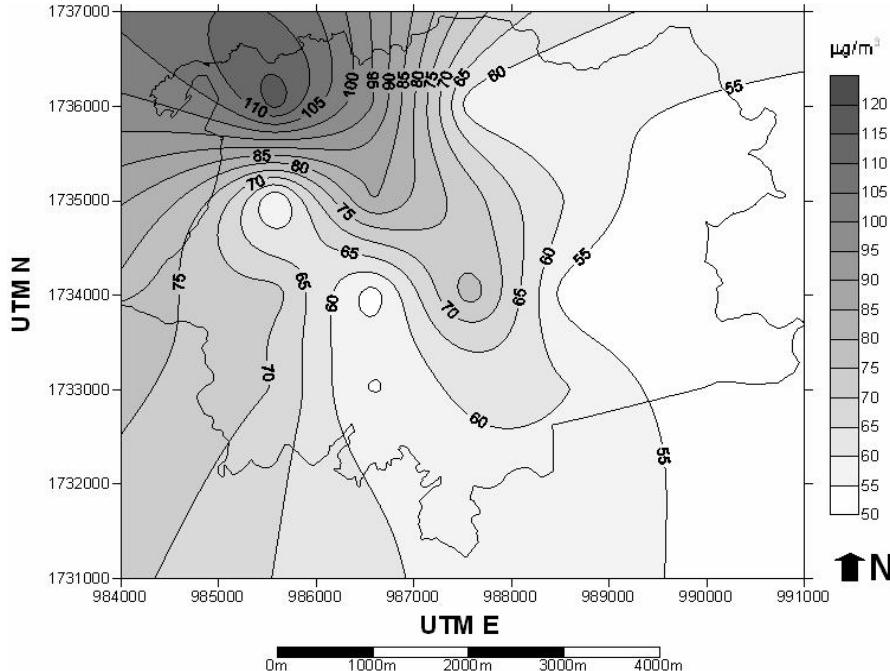
1. Los datos correspondientes a los puntos de código A se recolectaron entre el 10 y el 12 de febrero de 2004.

2. Datos recolectados entre el 14 y el 16 de febrero del 2004.

3. Datos recolectados entre el 18 y el 20 de febrero del 2004.

4. Datos recolectados entre el 22 y el 24 de febrero del 2004.

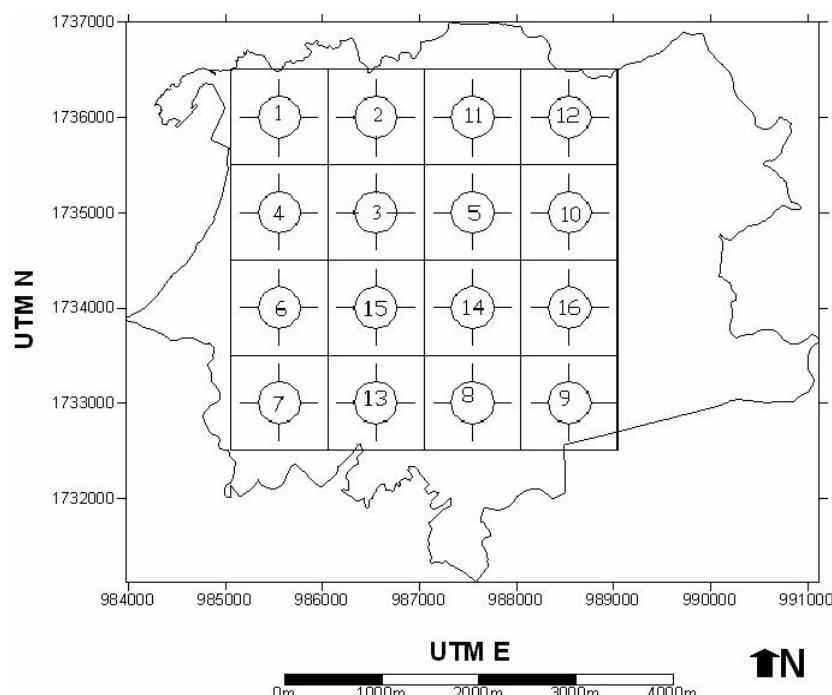
Con base en los resultados de los muestreos de campo se establece ARS (Average Rank from fiel Study) que da el orden de mayor a menor en el valor de la concentración de PST de los datos con respecto a la media geométrica encontrada. Este ranking se presenta en la Figura 6.



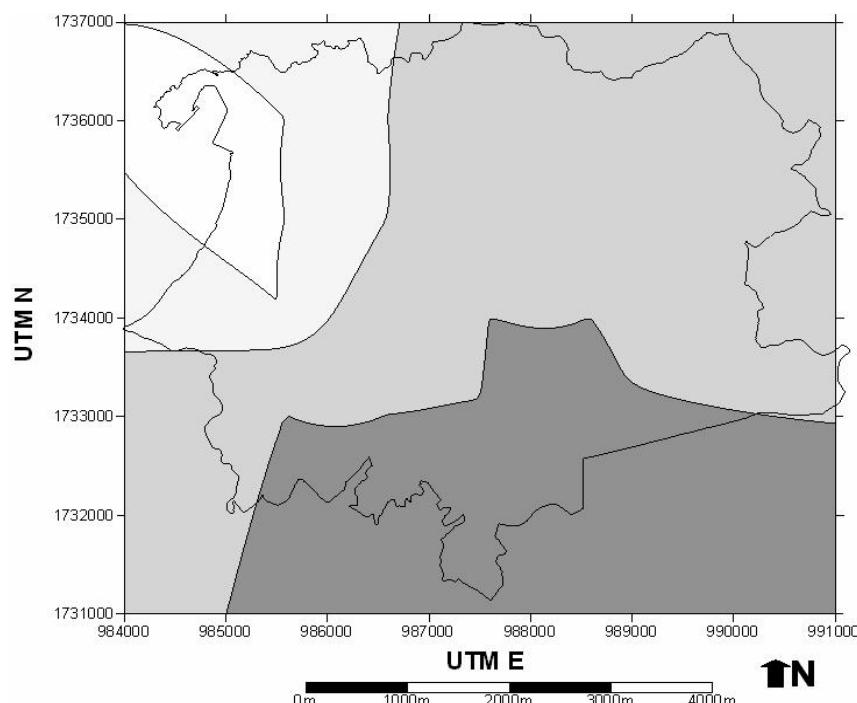
**Figura 5.**  
**Medias geométricas de la concentración de PST ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en Santa Marta. Feb. 15 al 22 de 2004**

El análisis SOI entrega cuatro grupos de esfera de influencias (ver Figura 7): el primer grupo está conformado por las estaciones identificadas con los números 1, 4 y 6 en el ranking establecido por los resultados de los muestreos en campo. En el segundo grupo están las estaciones

2 y 3 mientras que el tercer grupo de esfera de influencia lo integran las estaciones 11, 12, 5 y 10. En el grupo final están las estaciones 14, 16, 7, 13, 8 y 9. De acuerdo a este análisis el número óptimo de estaciones para colectar la información de la calidad del aire referida a los niveles de PST en el área urbana de Santa Marta en la escala de 0.5 a 4 Km (Neighborhood scale) es de cuatro (4).



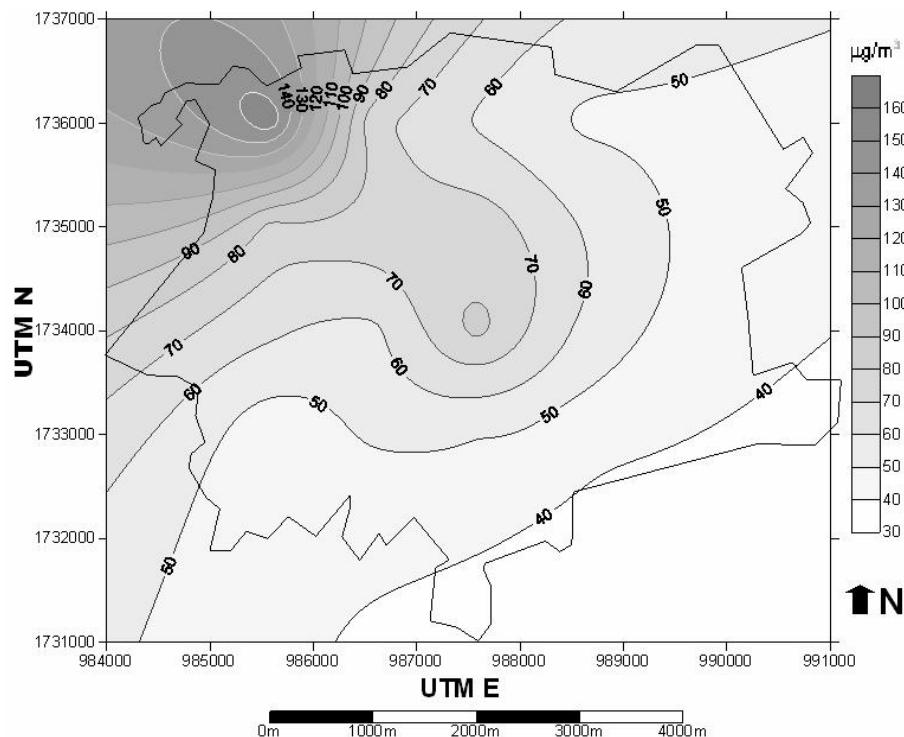
**Figura 6.**  
ARS de los valores de campo (feb,  
10-24 de 2004)



**Figura 7.**  
Áreas de influencia del análisis SOI  
con mediciones de campo.

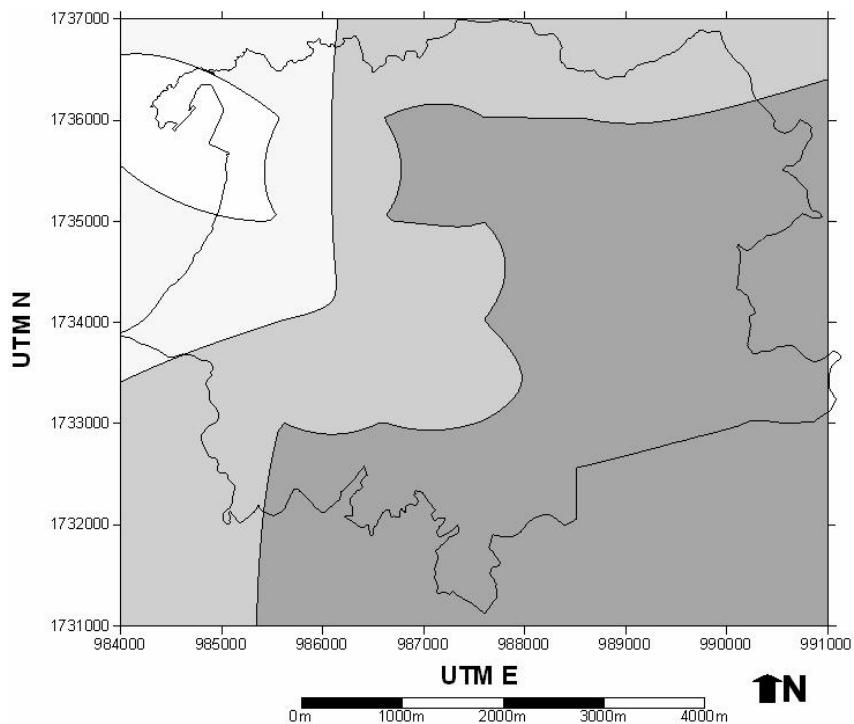
### 3.2. Simulación con ISCLT

El modelo de dispersión ISCST3 fue corrido para encontrar la concentración de PST en el área de estudio cada 24 horas. A diferencia de los muestreos de campo, los cuales están limitados por el número de equipos disponibles pudiendo contar solo con tres (3) datos para cada estación de prelocalización, el modelo otorga para cada una de estas estaciones 15 datos (uno para cada día), lo cual ofrece un panorama más amplio para el análisis SOI. Los datos arrojados por el modelo confirman la presencia de concentraciones altas en las cercanías a las vías más transitadas en la ciudad y en las cercanías del Terminal Marítimo. En la Figura 8 se presenta la distribución espacial de las medias geométricas de las concentraciones determinadas por el modelo de dispersión. Estos datos muestran que en ninguna de las estaciones se sobrepasa el límite de 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  establecido por la normatividad para valores máximos diarios.



**Figura 8.**  
Distribución espacial de la media geométrica de las concentraciones arrojadas por el modelo ISCST3

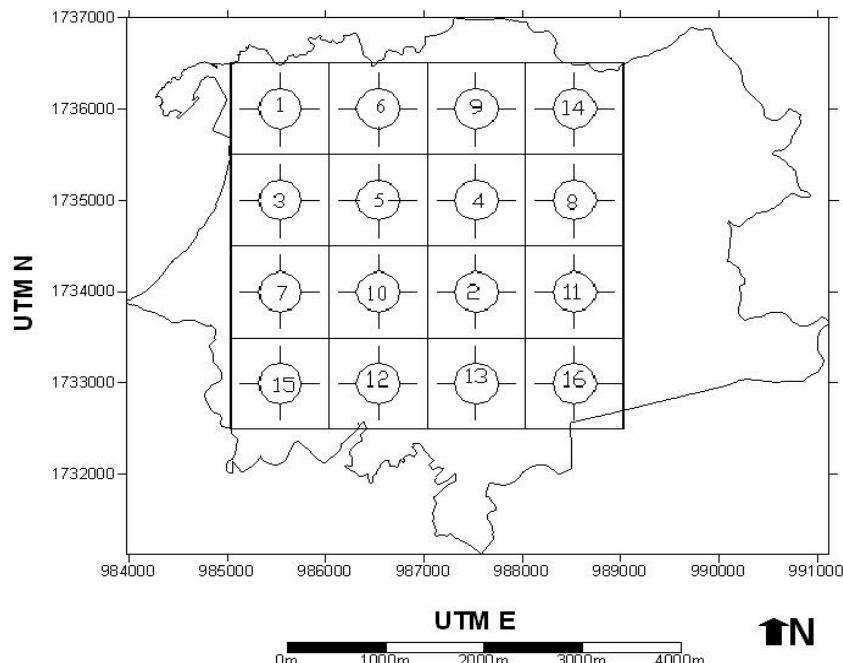
El análisis SOI para los datos simulados con el modelo de dispersión confirma la presencia de cuatro (4) zonas de influencia en la concentración de PST (ver Figura 9). La conformación de las zonas que resultan del análisis de los datos simulados es un poco diferente a la encontrada en el análisis SOI para los datos medidos. La primera zona, donde se presentan las concentraciones más fuertes, esta conformada por las estaciones de prelocalización 1 y 4 según el ranking establecido con los datos medidos. La zona número dos está conformada por la estaciones 2, 3 y 6; en la zona tres se localizan las estaciones de prelocalización 11, 12, 7, 15 y 5; las restantes estaciones están en la zona 4. El análisis SOI para los datos simulados muestra que el número de estaciones necesarias para medir la calidad del aire respecto a las concentraciones de PST en el área de estudio es de cuatro estaciones.



**Figura 9.**  
Áreas de influencia del análisis SOI para datos simulados con el ISCST3.

### 3.3. Localización de Estaciones de Monitoreo

Para definir la localización final de las estaciones de monitoreo se encuentra el ARM (Average Rank from Model Data), el cual establece el ranking de importancia de las concentraciones de PST determinadas mediante el modelo de dispersión; éste fija el orden de importancia frente a la magnitud de la concentración promediada geométricamente para cada estación de prelocalización (ver Figura 10).



**Figura 10.**  
ARM de los valores simulados mediante el modelo ISCST3 (feb, 10-24 de 2004)

La localización final de las estaciones de muestreo se busca ubicando una estación en cada una de las cuatro (4) zonas de influencia, determinadas mediante los datos medidos y confirmadas a su vez mediante los datos simulados. Cuando no se encuentra concordancia entre la conformación de las zonas determinadas por uno y otro método, se revisa el dato de la correlación entre las estaciones de prelocalización asignando el sitio a la zona que presente mayor correlación entre dos datos vecinos. Con esta metodología se unifican los criterios de composición para las zonas. Se busca que en cada zona quede localizada una sola estación de monitoreo. Como criterio específico para ubicar las estaciones en las zonas, se construye un nomograma que compara el ARS y el ARM; para cada zona se especifica una estación localizada en el sitio de prelocalización que más se acerque a la diagonal de la gráfica (ver Figura 11) que captura las posibles variaciones de los datos frente a las condiciones atmosféricas que son los resultados arrojados por el modelo y las variables e interferencias propias de los muestreos en campo mediante el uso de equipos Hi-Vol. Cuando en una misma zona ocurren dos sitios con datos muy cercanos a la diagonal de la figura, se fija la estación en el sitio de mayor valor promedio entre las medias geométricas de los datos medidos y simulados.

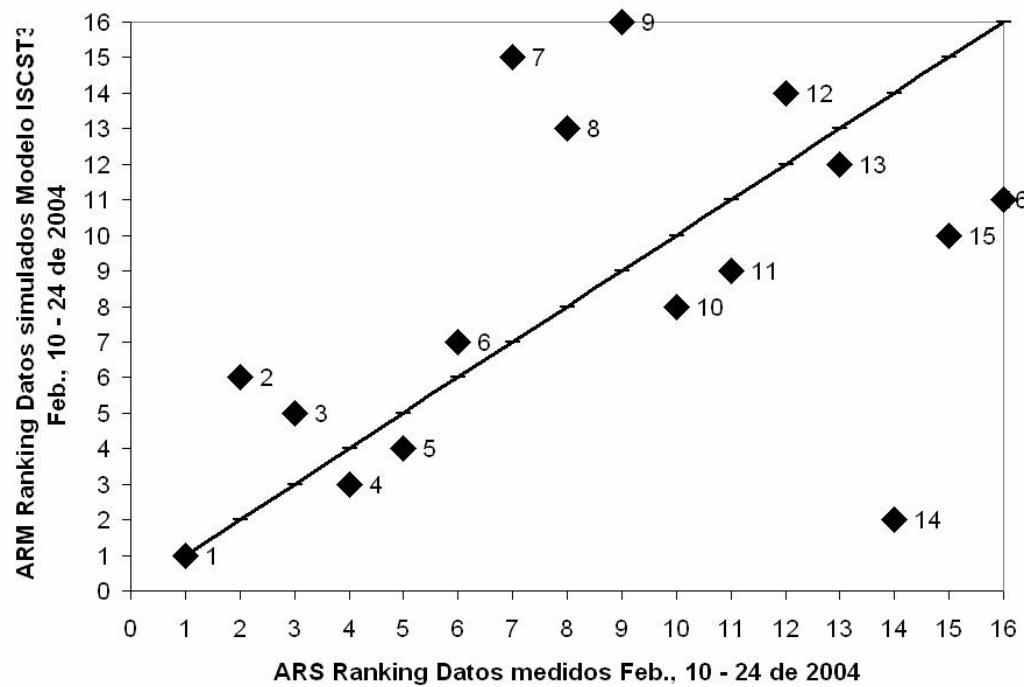


Figura 11.  
Nomograma para la ubicación de  
las estaciones de monitoreo

Según este procedimiento, para medir la calidad del aire en el área urbana de Santa Marta bajo una escala de 0,5 a 4,0 Km, se ubican cuatro (4) estaciones de monitoreo, cuyas coordenadas se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2.  
Localización final estaciones de  
monitoreo de la calidad del aire  
en Santa Marta en la escala 0,5  
- 4,0 Km.

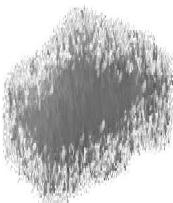
Zona	Coordenadas		Media Geométrica PST ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		ARS	ARM
	X (UTME)	Y (UTMN)	Medida	Simulada		
1	985582	1736023	117.49	157.00	1	1
2	986582	1735014	85.37	75.33	3	5
3	987582	1735014	72.42	76.67	5	4
4	986582	1733026	54.45	52.00	13	12

## 4. DISCUSIÓN

La técnica estudio de saturación empleada en la localización de estaciones de monitoreo de calidad del aire combina la utilización de datos simulados y datos medidos, lo cual reduce la incertidumbre para la localización final las estaciones. En este estudio se utilizaron datos meteorológicos horarios, lo cual aumenta el rango de incertidumbre frente a la probabilidad de ocurrencia de otras condiciones meteorológicas diferentes a las ocurridas en el período de observación. Para estudios más detallados se podría utilizar datos promedios o medias multianuales de datos climatológicos, que promedien las condiciones atmosféricas durante el año, lo cual se hará próximamente, con el fin de encontrar la dispersión frente a los datos simulados en estos dos escenarios. Dado el buen acercamiento obtenido entre los datos simulados y los datos medidos, se consideró que la utilización de datos horarios produce una confiabilidad aceptable para encontrar el ARM.

La metodología para la localización de estaciones de monitoreo empleada en esta investigación es muy simple de aplicar y aunque requiere algunas inversiones iniciales para la realización de las mediciones de campo, el inventario de emisiones y la calibración y validación del modelo de dispersión, produce resultados confiables que disminuyen la incertidumbre en esta compleja tarea.

La metodología utilizada es recomendable solo en la escala de 0,5 a 4,0 Km o escalas inferiores ya que al aumentar la escala del área de estudio habría que efectuar muchas más mediciones o tener un sistema de celdas más gruesas, lo cual aumentaría la incertidumbre en los resultados obtenidos.



## 5. BIBLIOGRAFÍA

- Andricevic, R., 1990. Cost-effective network design for groundwater flow monitoring, Stochastic Hydrol. Hydraul., pp 27-41.
- Baldauf, R. W., Wiener R.W. y Heist, D.K., 2002. Methodology for siting ambient air monitors at the neighborhood scale, J. Air y Wasted Manage, Assoc., 52, pp 1433-42.
- Borgman, L. E., Gerow, K. y Flatman, G. T., 1996. Cost-effective sampling for spatially distributed phenomena, principles of environmental sampling, 2nd Ed., L.H. Keith, Ed. Lewis Publishers. Washington. D. C.
- Bowne, N. E., Lundergan, R. J., 1983. Overview, results, and conclusions for the EPRI Plume model validation and development project: plains site. EPRI Report No. EA- 3074, Project 1616-1, Final Report. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.
- Camisani-Calzolari, M., 1984. Geostatistical appraisal of a tabular uranium depositin South Africa. Eds. D. Reidel Publishing Co. Washington. D. C.
- Darby, W. P., Ossenbruggen, P. J. y Gregory, C.J., 1974. Optimization of urban air monitoring networks, J. Environ. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civil Eng., 100, pp 577- 591.
- Elsom, D. M., 1978. Spatial correlation analysis of air pollution data in an urban area, Atmos. Environ., 12, pp 1103-1107.
- EPA, 1997. Guidance for network design and optimum site exposure for PM<sub>2.5</sub> And PM<sub>10</sub>. Office of Air Quality Planning and Standards U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC 27711. 109 P.
- Gandin, L. S., 1970. The planning of meteorological station networks, WMO No. 265, TP149. World Meteorological Organization, Geneva.
- Goldstein, I. F. y Landovitz, L., 1977. Analysis of air pollution patterns in New Cork City, II. Can One Aerometric Station Represent the Area Surrounding It?, Atmos. Environ., 11, pp 53-57.
- Goldstein, I. F., Landovitz, L. y Block, G., 1974. Air pollution patterns in New York City, J. Air Pollut. Control Assoc., 24, pp 148-152.



- Green, A. S., Singhai, R. P. y Venkateswar, R., 1980. Analytic extensions to the gaussian Plume model, *J. Air Poll. Control Assoc.*, 30(7), pp 773-776.
- Handscombe, C. M., Elsom, D. M., 1982. Rationalization of the national survey of air pollution monitoring network of the United Kingdom using spatial correlation analysis: A Case-Study of the greater London area, *Atmos. Environ.*, 16, pp 1061-1070.
- Holton, J. R., 1992. An introduction to dynamic meteorology. International Geophysics Series. 3<sup>rd</sup>. Academic ed. New York. 120 P.
- Houglund, E. S., 1977. Air pollution monitor network design using mathematical programming. Virginia Polytechnic Institute and State University, Ph.D. Dissertation in Environmental Sciences. Xerox University Microfilms, Ann Arbor, MI.
- Journel, A. G., 1980. The lognormal approach to predicting local distributions of selective mining unit grades, *J. Math. Geol.*, 12(4), pp 285-303.
- Kassim, M., Kottekoda, N., 1991. Rainfall network design through comparative kriging methods, *Hydrological Sciences Journal*, 36, pp 26-32.
- Larsen, I., 1969. A new mathematical model of air pollutant concentration averaging time and frequency, *J. Air Poll. Control Assoc.*, pp 19, 24-30.
- Lefohn, A. S., Knudsen, H. P., Logan, J. A., Simpson, J. y Bhumralkan, C., 1987. An evaluation of the kriging method to predict 7-h seasonal mean ozone concentrations for estimating crop losses, *J. Air Poll. Control Assoc.*, 37(5), pp 595-602.
- Liu, M.K., Avrin, J., Pollack, R. I., Behar, J.V. y McElroy, J.L. 1986. Methodology for designing air quality monitoring networks: Theoretical aspects, *Environmental monitoring asses*, 6, pp 1-11.
- Marsily, G., Lavedan, G., Boucher, M., y Fasanino, G., 1984. Interpretation of Interference tests in a well field using geostatistical techniques to fit the permeability distribution in a reservoir model. *Geostatistics for natural resources characterization, Part 2*, G. Verly et al., Eds. D. Reidel Publishing Co., pp 831-849.
- Martínez, A. P. y Romieu, I., 1997. Introducción al monitoreo atmosférico. ECO Metepc. Mexico. 130 P.
- Meyer, M., Lijek, J. y Ono, D., 1992. Continuous PM<sub>10</sub> measurements in a woodsmoke environment. Eds. Air y Waste Management Assoc., Pittsburgh, pp 24-39.
- Munn, R. E., 1975. Suspended particulate concentrations: Spatial correlations in the Detroit-Windsor Area, *Tellus*, 27, pp 397-405.
- Munn, R. E., 1981. The design of air quality monitoring networks. Macmillan Ltd. London. 213 P.
- Nesbitt, K. J. y Carter, R. K., 1996. Immunoassay field analytical techniques. In principles of environmental sampling, 2 Ed., L.H. Keith, Ed. Lewis Publishers, 735 P.
- Noll, E. y Miller L., 1977. Air monitoring survey design. Ann Arbor. Washington, DC, 114 P.
- Peterson, J. T., 1970. Distribution of SO<sub>2</sub> over metropolitan St. Louis as described by empirical eigenvectors and its relation to meteorological Parameters, *Atmos. Environ.*, 4, pp 501-518.
- Rouhani, S., Ebrahimpour M. R., Yaqub, I. y Gianella, E., 1992. Multivariate geostatistical trend detection and network evaluation of space-time acid deposition data – I. Methodology, *Atmos. Environ.*, 26A(14), pp 2603-2614.
- Russo, D., 1984. Design of an optimal sampling network for estimating the variogram, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, pp 708 -716.
- Sabaton, C., 1976. Etude d'optimisation d'un reseau de surveillance de la pollution atmospherique dans la region parissienne atmospheric pollution. Elsevier, Amsterdam. 171 P.
- Stalker, W. W., y Dickerson, R. C., 1962. Sampling station and time requirements for urban air

- pollution surveys, Part III: Two- and Four-Hour Soiling Index, J. Air Poll. Control Assoc., 12, pp 1 70-178.
- Stalker, W. W., Dickerson, R. C., y Kramer, G. D., 1962. Sampling station and time requirements for urban air pollution surveys, Part IV: 2- and 24-hour sulfur dioxide and summary of other pollutants, J. Air Poll. Control Assoc., 12: pp 361-375.
- Trujillo-Ventura, A. y Ellis, J. H., 1991. Multiobjective air pollution monitoring network design, Atmos. Environ., 25A(2), pp 469-479.
- U.S. EPA, 1987. Revisions to the national ambient air quality standards for particulate matter. 40 CFR Part 50. Federal Register, 52:24634 P.
- U.S. EPA, 1996. National ambient air quality standards for particulate matter – proposed rule. 40 CFR Part 50. Federal Register.
- U.S. EPA, 1997. National ambient air quality standards for particulate matter – final rule. 40 CFR Part 50. Federal Register, 62(138):pp 38651-38760.
- U.S. EPA, 1997. Revised requirements for designation of reference and equivalent methods for PM<sub>2.5</sub> and ambient air quality surveillance for particulate matter – final rule. 40 CFR Parts 53 and 58. Federal Register, 62(138): pp38763-38854.
- Venkatram, A., 1988. On the use of kriging in the spatial analysis of acid precipitation data: Atmos Environ., 22(9), pp 1963-1975.
- Volpi, G. y Gambolati, G., 1978. On the use of a main trend for the kriging technique hydrology, Adv. Water Res., I, pp 345-349.
- Wilkins, E. M., 1971. Variational principle applied to numerical objective analysis of urban air pollution distributions, J. Applied Meteorology ,10, pp 974-98.
- Woldt, W. y Bogardi, I., 1992. Ground water monitoring network design using multiple criteria decision making and geostatistics, Water Res. Bull, 28(1), pp 45-62.



