

Análisis de la Calidad del Aire en Tres Grandes Ciudades de América Latina

Daniela M. E. Parra Benavides

Grupo de Estudios en Sostenibilidad Urbana y Regional (SUR), Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia.

RESUMEN: En este estudio se utilizaron registros de contaminantes criterio (PM_{10} , $PM_{2.5}$, O_3 , NO_2 , SO_2 y CO) obtenidos por las redes de monitoreo de Bogotá D.C., México D.F. y Santiago de Chile, con el objetivo de evaluar la situación de la calidad del aire en estas tres ciudades. Se usó información correspondiente a los años 2004 a 2008, validada con criterios uniformes. Se observaron series de tiempo y promedios, y se calculó el Índice Porcentual de Excedencias en diferentes resoluciones temporales. Los resultados indican que el principal problema de las tres ciudades son contaminantes característicamente relacionados con el tráfico pesado: material particulado, óxidos de nitrógeno y ozono. En el período de estudio no se observó una tendencia clara de ciudad al aumento o disminución de excedencias en ninguno de los casos. La contaminación sigue un patrón regular y sinusoidal en el año, en las tres ciudades, pero inverso entre las ciudades con regímenes estacionales opuestos. Se identifican dos momentos en el día, en los que los porcentajes de excedencias de niveles recomendados para PM_{10} y NO_x , son particularmente altos y permanecen sobresalientes a través de los meses del año. En el caso del O_3 , se identifican mayores excedencias hacia el mediodía.

ABSTRACT: In this study, criteria pollutants data obtained by monitoring networks in Bogota, Mexico City and Santiago, Chile, were used to evaluate the air quality state in these cities. Information in the 2004 – 2008 span was used, prior uniform validation. Time-series and averages were observed, and the Percent Exceedance Index, an index of non-attainment data, was calculated for different time resolutions. Results point towards heavy traffic related pollutants to be the main air quality problem: particulate matter, nitrogen oxides and ozone. During the study period, a clear city trend (upwards or downwards) was not observed in any of cases. Pollution follows a regular and sinusoidal pattern during the year, in the three cities, but inverse among cities with opposite weather regimes. Two moments in a day were identified, in which percentages of exceedance regarding recommended guidelines for PM_{10} and NO_x , are particularly high and remain high throughout the year. Regarding O_3 , more exceedances were counted around midday.

1 INTRODUCCIÓN

Se ha comprobado que hay una relación directa entre el desarrollo industrial y el aumento de la contaminación atmosférica en centros poblados (Clean Air Act, 2004). Por esta razón, los grandes esfuerzos que se han realizado en la reducción de este tipo de contaminación han estado articulados con las condiciones específicas de las ciudades; en términos de sus flotas vehiculares, sus dinámicas industriales y las condiciones meteorológicas.

Las ciudades han comenzado este proceso en diferentes momentos, implementando políticas que afronten los problemas más serios de acuerdo con

diagnósticos previos, inventarios de emisiones y monitoreo por medio de Redes de Monitoreo de la Calidad del Aire (RMCA). En todo caso, las políticas apuntan en direcciones similares con el objetivo final de reducir las concentraciones a las que se expone la población, a niveles en los que su salud sea afectada en el menor grado posible.

Por otro lado, la población de una ciudad no es uniforme en su reacción a los factores ambientales. Además de factores fisiológicos relacionados con la edad o el género, se ha establecido que hay factores socioeconómicos que tienen injerencia en las diferencias en los efectos en salud al interior de una población, dentro de aquellos relacionados con la contaminación y otros elementos ambientales

como la temperatura y la humedad relativa. Estos componentes socioeconómicos también pueden determinar el tipo de actividad a la que un grupo de personas se dedica y que las puede hacer más susceptibles a la contaminación ambiental. Por ejemplo, ciertos oficios que se desarrollan primordialmente al aire libre, o que obliguen a la persona a estar en espacios altamente contaminados durante un lapso prolongado. Aún actividades diarias comunes a una gran proporción de la población, como transportarse a lugares de trabajo o estudio en ciertos horarios o utilizando ciertos medios de transporte, pueden representar mayores riesgos a sufrir enfermedades relacionadas con la contaminación del aire. Este también es el caso de poblaciones minoritarias (por ejemplo, las personas con alguna discapacidad) que, debido a sus condiciones particulares, pueden estar más vulnerables a sus efectos (ver Makri et. al, 2008).

Otros componentes que influyen en la vida en una ciudad están dados por aspectos físicos de la misma. En el caso de la contaminación del aire, son elementos determinantes la ubicación geográfica, que les confiere una meteorología y un régimen climático (estaciones rigurosas o temporadas secas/húmedas); el área superficial, que les da una capacidad para albergar habitantes, los que requieren productos y servicios que implican la emisión de contaminantes. Por otro lado, esas mismas actividades les atribuyen similitudes en cuanto al tipo de procesos contaminantes y concentraciones de los mismos en zonas industriales, comerciales y residenciales, entre otras; además del transporte que se requiere para moverse de un lado a otro. En cada zona se espera encontrar tipos y concentraciones de contaminantes diferentes, pero en el mismo tipo de zona se espera encontrar los mismos contaminantes, aún en diferentes ciudades. De esta manera, estudiar la dinámica de la contaminación atmosférica, en relación con las actividades de la ciudad, puede ayudar a la elección de las políticas más apropiadas para disminuir la contaminación ambiental.

Los datos de las RMCA son un fundamento en la evaluación de la situación de la calidad del aire, sin embargo existen diversas metodologías para estudiarlos. Hay numerosas dificultades que salvar, principalmente los datos faltantes. Además, la manera en que se han concebido o se han ido modificando en cada ciudad, hace de los datos de cada red un universo distinto que no es comparable, siquiera en magnitud. Sin embargo, se puede acudir

a indicadores que apunten hacia los problemas y dónde y cuándo son más graves. Estos indicadores son, básicamente, el resultado de metodologías de comparación de lo observado con referentes elegidos. En calidad del aire se suelen utilizar las normas nacionales y locales, basadas en las guías de la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Las recomendaciones de la OMS están dadas por estudios realizados para evaluar el impacto en la salud causado por los diferentes contaminantes atmosféricos y así establecer límites máximos de exposición para sustancias tales como material particulado en fracciones respirable y fina (PM_{10} y $PM_{2.5}$), óxidos de nitrógeno y azufre (NO_x , SO_x), ozono troposférico (O_3) y monóxido de carbono (CO). El objetivo de estas recomendaciones es servir de apoyo a las autoridades ambientales y de salud pública para los procesos de expedición de normas que, según su nivel de desarrollo y capacidad de gestión, puedan ser cumplidas (Organización Mundial de la Salud, 2005).

Teniendo en cuenta la anterior discusión, y las limitaciones de utilizar un solo indicador para estudiar la dinámica de la contaminación, el objetivo principal de este estudio fue la consecución de indicadores que permitieran analizar la calidad del aire en Bogotá, Ciudad de México y Santiago de Chile y su situación con respecto a las guías de la OMS y por medio de datos oficiales de calidad del aire para cada una de estas ciudades.

2 METODOLOGÍA

Los datos registrados en las RMCA fueron obtenidos de las agencias ambientales de cada ciudad en el período entre 2004 y 2008. Se empleó la mayor cantidad de registros de contaminantes posible en cada caso. La información fue organizada en una base de datos en la que se excluyeron datos inválidos, tales como concentraciones menores o iguales a cero¹. Adicionalmente, para todos los análisis tan sólo se tuvo en cuenta los casos en los que se contara con al menos el 75% de los datos. Se calcularon promedios y medias móviles y se calculó el Índice Porcentual de Excedencias (IPE; ver Ecuación 1).

$$IPE = \sum_i \left(\frac{N_E}{N_D} \right) \cdot 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

¹ En todos los casos en que se descartaron datos, se dio una explicación técnica y se generó el correspondiente reporte de control de calidad. La base de datos original no fue modificada.

N_E es el número de veces en el que el promedio excede la guía o norma usada como referencia. Esta última es elegida según los propósitos del análisis. N_D es el número total de datos válidos disponibles en cada una de las estaciones (i) de la red. Este índice se calculó para diferentes resoluciones de tiempo y comparando con varios estándares con el fin de caracterizar las tendencias observadas.

Adicionalmente se observaron series de tiempo, se estudió la distribución de los datos en cada ciudad, buscando identificar los momentos más severos de contaminación en días, meses y años. A partir de estas observaciones, se eligieron casos demostrativos, útiles en ocasiones para ejemplificar resultados de políticas implementadas. Estas políticas fueron resultado de los planes de descontaminación de Ciudad de México (PROAIRE 2002-2010) y de Santiago (Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica – PPDA) y programas de la Secretaría Distrital del Medio Ambiente (SDA) en Bogotá.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Consideraciones sobre los datos de las RMCA

La tabla 1 resume los datos obtenidos de las redes de monitoreo de las ciudades en estudio, en el período 2004-2008.

El número de estaciones en México es considerablemente mayor al de Bogotá y, consistentemente, el número de datos válidos disponible también lo es. Se esperaría que hubiera gran variabilidad entre las distribuciones de las tres ciudades. En el caso del material particulado, se tiene la distribución de datos mostrada en la tabla 2 y los diagramas de caja e histogramas de la figura 1.

A pesar de la gran diferencia en cantidad de datos, las distribuciones son compactas, con rangos similares (el máximo de Santiago es un valor fuera de tendencia). Los diagramas de caja dan una idea de la distribución de los datos, y magnitud de los extremos; éstos son los primeros objetivos en el mejoramiento de la calidad del aire de una ciudad.

	Bogotá	México	Santiago
No. estaciones de monitoreo	13	39	7
No. estaciones de monitoreo: PM ₁₀	12	16	7
Número de datos válidos (diarios)	15,254	20,965	12,158
No. estaciones de monitoreo: PM _{2,5}	*	8	4
Número de datos válidos (diarios)	*	13,528	6,262
No. estaciones de monitoreo: O ₃	11	23	7
Número de datos válidos (horarios)	140,085	807,775	272,194
No. estaciones de monitoreo: NO ₂	11	22	4
Número de datos válidos (diarios)	5,717	32,139	4,087
No. estaciones de monitoreo: SO ₂	13	29	ND
Número de datos válidos (diarios)	10,754	34,780	ND
No. estaciones de monitoreo: CO	7	27	7
Número de datos válidos (horarios)	97,253	2,107,580	162,562

Tabla 1. Información de estaciones de la RMCA utilizadas en el estudio. ND: No disponible. Nota: no todas las estaciones miden todos los contaminantes, ni durante todo el período de estudio. *No se incluyeron datos de PM_{2,5} para Bogotá.

	México	Bogotá	Santiago	
N	20,965	15,254	12,158	
Media	52.5750	69.7799	69.0354	
Mediana	48.5000	65.4390	60.8750	
Moda	42.00	86.00	61.00	
Desv. típ.	24.82622	33.75626	34.10805	
Varianza	616.341	1139.485	1163.359	
Asimetría	1.163	.717	1.379	
Error típ. de asimetría	.017	.020	.022	
Curtosis	2.948	.589	3.187	
Error típ. de curtosis	.034	.040	.044	
Rango	282.54	294.11	437.37	
Mínimo	6.81	4.55	3.38	
Máximo	289.35	298.65	440.75	
Percentiles	25	34.1400	44.0833	45.9375
	50	48.5000	65.4390	60.8750
	75	66.6300	90.5159	83.9648

Tabla 2. Distribución de datos diarios de PM₁₀ disponibles para cada ciudad en el período 2004 – 2008.

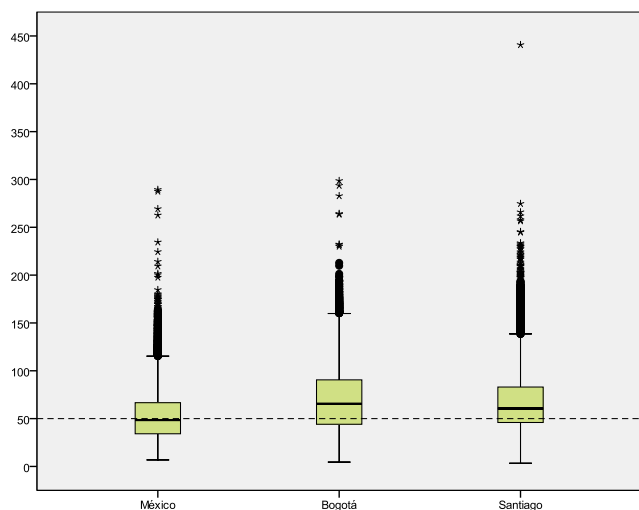


Figura 1. Diagramas de caja de la distribución de datos horarios por ciudad.

Al desagregar la información por estaciones, se evidencia el peso que cada estación tiene en la estimación de indicadores de ciudad. Se encontró que, con las modificaciones hechas a las RMCA, algunas estaciones proveyeron datos suficientes para seguir la tendencia durante el período de estudio, y en otros casos en lapsos más limitados, por ejemplo para uno o dos años. Se utilizará como ejemplo el caso de Bogotá con respecto a sus datos horarios de ozono. La tabla 2 resume el número de casos válidos en el período 2004-2008, y su porcentaje con respecto al número máximo de datos encontrado.

Estación	N	Porcentaje
MAVDT	12,984	29.6%
Sony	29,966	68.3%
IDRD	38,632	88.1%
Carrefour	9,118	20.8%
Cazucá	3,948	9.0%
Corpas	12,557	28.6%
Puente Aranda	4,699	10.7%
Fontibón	22,157	50.5%
Bosque	1,672	3.8%
Tunal	2,837	6.5%
Santo Tomas	3,141	7.2%

Tabla 3. Datos horarios de ozono en estaciones de Bogotá, para 2004 – 2008.

Si se utiliza un criterio del 75% de datos válidos para establecer representatividad durante el período, la única estación que cumple con el requisito es

IDRD. Por otro lado, si se desagregan los datos por año, hay más estaciones disponibles (ver tabla 4). Entonces, se ve la conveniencia de utilizar períodos más cortos con más estaciones, con lo que se aumente la representatividad de la ciudad.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, cada cálculo realizado se vio enmarcado en condiciones particulares.

		N	Porcentaje
MAVDT	2005	6,603	75.4%
	2006	6,381	72.8%
SONY	2004	4,631	52.7%
	2005	3,538	40.4%
	2006	6,660	76.0%
	2007	8,438	96.3%
	2008	6,699	76.3%
IDRD	2004	7,937	90.4%
	2005	8,207	93.7%
	2006	6,645	75.9%
	2007	7,254	82.8%
	2008	8,565	97.5%
Carrefour	2005	260	3.0%
	2006	3,189	36.4%
	2008	5,645	64.3%
Cazucá	2005	2,920	33.3%
	2008	1,004	11.4%
Corpas	2004	6,972	79.4%
	2006	927	10.6%
	2008	4,658	53.0%
Puente Aranda	2008	4,675	53.2%
Fontibón	2005	1,286	14.7%
	2006	7,088	80.9%
	2007	6,611	75.5%
	2008	7,172	81.6%
Bosque	2008	1,648	18.8%
Tunal	2008	2,813	32.0%
Santo Tomás	2008	3,117	35.5%

Tabla 4. Datos horarios de ozono en estaciones de Bogotá por año, para el período 2004 – 2008.

3.2 El contexto de las ciudades

Con el objetivo de puntualizar otros elementos que se deben tener en cuenta al estudiar las ciudades, a

continuación se resumen algunos aspectos relacionados con la calidad del aire.

	México (ZMVM)	Bogotá	Santiago Región M.
Población	20 millones ⁽¹⁾	6.8 millones ⁽²⁾	5 millones ⁽⁵⁾
Área	3,540 km ² ⁽¹⁾	1,776 km ² ⁽³⁾	15,554 km ² ⁽⁵⁾ (Urbano~513 km ²)
Altura (m.s.n.m)	2,240 ⁽¹⁾	2,630 ⁽³⁾	400 – 900 ⁽⁵⁾
Frecuencia de inversión térmica	70% de los días ⁽¹⁾	2,251 h/año ⁽⁴⁾ (~26% de días en 2008)	Persistente. 10% días de otoño. ⁽⁶⁾

Tabla 5. Características de las ciudades.

Fuentes: ¹PROAIRE, 2005; ²DANE, 2005; ³Portal Bogotá; ⁴SDA, 2008; ⁵PPDA, 2004; ⁶Grass & Cane, 2008.

Fuentes fijas	PM ₁₀ (Ton año ⁻¹)	NO _x (Ton año ⁻¹)	SO _x (Ton año ⁻¹)
México	3,920	19,740	3,280
Santiago	305	3,142	2,504
Bogotá	1,400 (como PM)	2,600	2,200

Fuentes móviles	PM ₁₀ (Ton año ⁻¹)	NO _x (Ton año ⁻¹)	CO (Ton año ⁻¹)
México	~5,500 ⁽²⁾	100,229	753,848
Santiago	1,750	38,973	185,877
Bogotá	2,200	55,000	450,000

Tabla 6. Inventarios de emisiones para las ciudades en estudio.

Fuentes: A menos que se indique lo contrario, la información proviene de SDA-UNIANDES, 2009. ²Calculado a partir de Davis, 2004.

Una población y área extensas como las de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), concuerda con altas emisiones provenientes de ambos tipos de fuente. La altura, por otro lado, dificulta la combustión y la hace ineficiente redundando en mayores emisiones; en el caso de México y Bogotá. La estabilidad atmosférica, evidenciada en la frecuencia de inversiones térmicas, es mayor en Santiago.

3.3 Índice porcentual de excedencias (IPE)

Para los propósitos de este estudio, el IPE es un indicador de problema, y su magnitud se relaciona con la magnitud del mismo: un IPE de 0% demues-

tra la ausencia de un problema, y uno de 100% indican un problema serio. Al comparar con los estándares de la OMS, las excedencias apuntan hacia el riesgo que tiene una población de sufrir las problemáticas relacionadas con la contaminación atmosférica. El IPE no debe ser usado como un medidor directo de la calidad del aire.

Inicialmente, se utilizaron los IPE para obtener una vista global de las tres ciudades, como criterio de priorización (Figura 2.a). Se observaron porcentajes de excedencia mayores al 90% para PM₁₀ y PM_{2.5} (en México y Santiago); con respecto a la guía anual de la OMS. Esto demuestra una vez más que éste es uno de los principales riesgos para la salud de los habitantes de estas ciudades, para cortos y largos períodos. El segundo lugar en excedencias fue ocupado por el NO₂, (NO_x en el caso de Santiago) con una proporción de 80% para México, 43% para Santiago y 28% para Bogotá. Éste se encuentra estrechamente ligado con la formación de O₃ troposférico, una preocupación creciente de salud pública referente a la calidad del aire de las zonas urbanas.

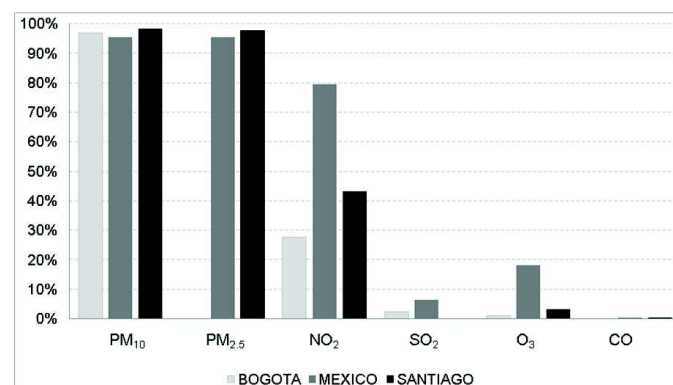


Figura 2.a. IPE de contaminantes criterio: años 2004-2008 (promedios de corta duración vs. guía de larga duración).²

La comparación de excedencias con respecto a las recomendaciones de corta duración de nuevo resalta el problema del material particulado; sin embargo, los demás contaminantes no muestran problemas serios en estos lapsos (Figura 2.b).

² Promedio de corta duración: diario para PM, NO₂ y SO₂; horario para O₃ y CO. Guía de larga duración: anual para PM₁₀, NO₂ y SO₂; octonaria para O₃ y CO.

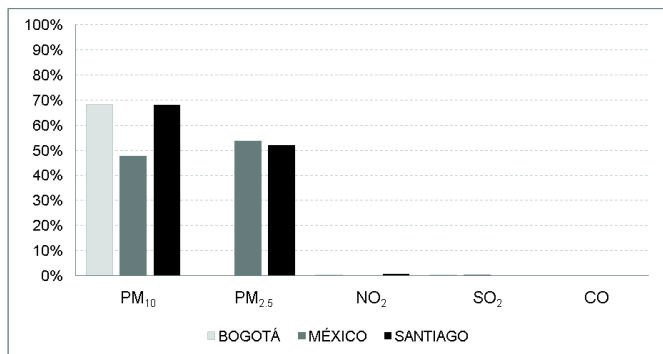


Figura 2.b. IPE de contaminantes criterio: años 2004-2008 (promedios de corta duración vs. guía de corta duración)³

A continuación se profundiza en las distribuciones de datos de estos contaminantes, y se extraen algunas implicaciones en la vida de la ciudad.

3.4 Material particulado

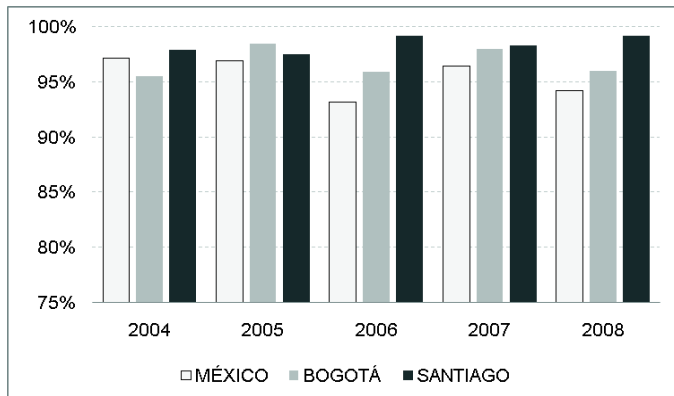


Figura 3.a. IPE PM10: años 2004-2008 (promedios de corta duración vs. guía de larga duración)

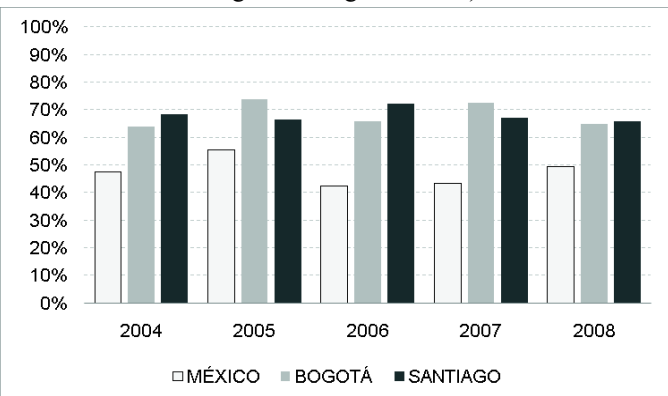


Figura 3.b. IPE PM10: años 2004-2008 (promedios de corta duración vs. guía de corta duración)

La Figura 3 muestra el comportamiento histórico del IPE para PM₁₀ en las tres ciudades estudiadas.

³ Guía de corta duración: diaria para PM y SO₂; horaria para NO₂ y CO. No hay una recomendación para O₃.

Al comparar con la norma de 20 µg/m³, el IPE en ningún caso estuvo por debajo del 90% en este periodo. Se observa que los IPE de Bogotá tienden a ser superiores al 95%, mientras que los IPE anuales de México exhiben los valores más bajos de las tres ciudades. Por el contrario, Santiago muestra en general los valores más altos, sin indicios claros de una disminución. No se observa una tendencia clara al alza o a la baja, en las tres ciudades, en el periodo analizado.

Para el caso del IPE que hace referencia a la norma de 50 µg/m³, las excedencias en México están alrededor del 50% y son notoriamente inferiores a los de Bogotá y Santiago. En contraste, Santiago y Bogotá tienen porcentajes similares de excedencias. Aunque la mayoría de los IPE anuales de Santiago son superiores a los de Bogotá, en 2005 y 2007 ocurre el caso contrario.

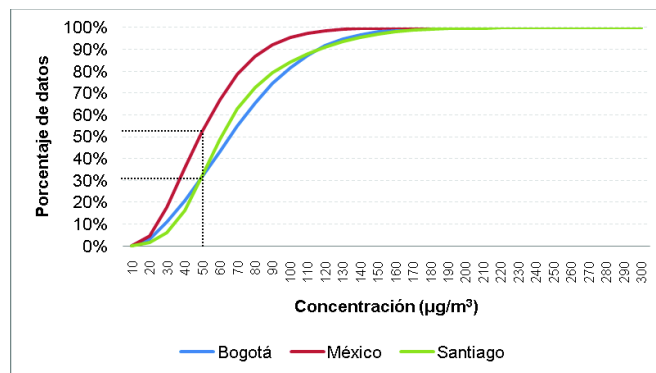
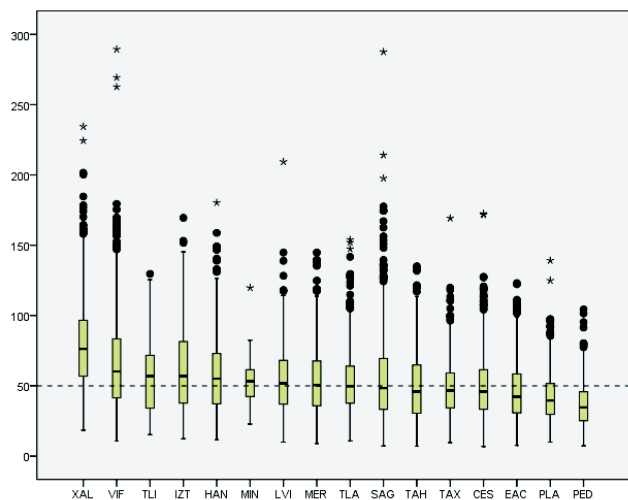


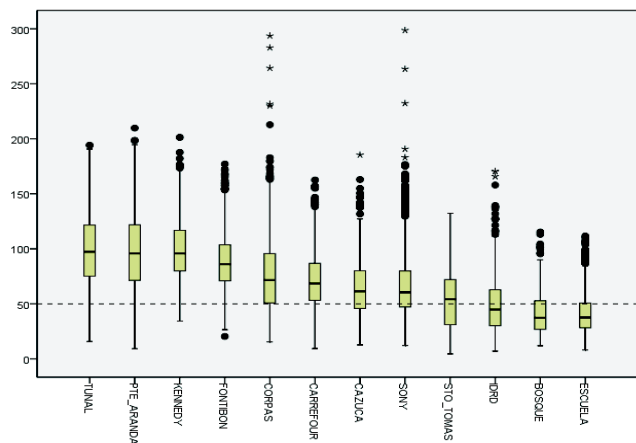
Figura 4. Distribución porcentual de datos diarios de PM₁₀ por ciudad (2004-2008).

La distribución de los datos en cada ciudad explica este comportamiento. Se encontró que hay una mayor proporción de registros por debajo de los 50 µg/m³ en México (~50%), contrario a Bogotá y Santiago que cuentan con porcentajes mayores al 70% en el rango de los 50 µg/m³ en adelante (Figura 4).

Como se discutió anteriormente, el hecho de que México cuente con mayor cantidad de estaciones puede significar una sub o sobreestimación del problema. En este caso, es interesante una posible subestimación de las concentraciones a nivel ciudad por una posible ubicación de las estaciones en zonas menos contaminadas. Se estudió, entonces, la distribución de los datos que se muestra en la figura 5, con diagramas de caja por estación.



a)

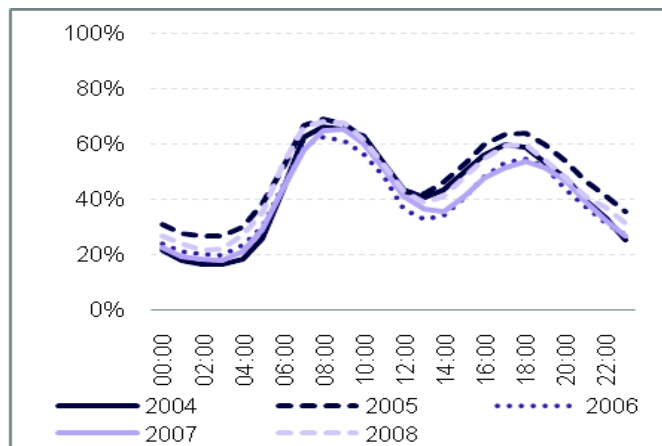


b)

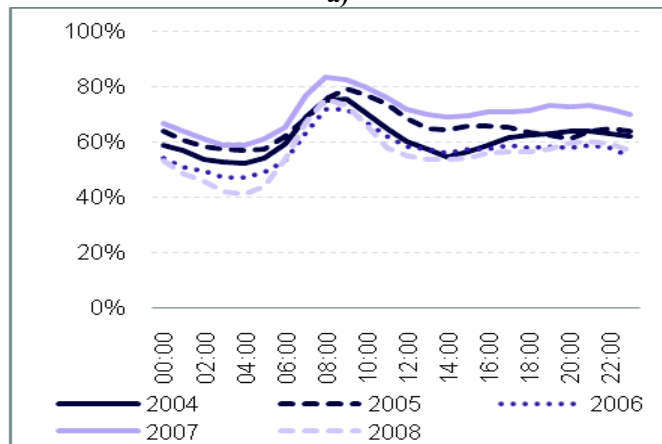
Figura 5. Distribución de datos de PM₁₀ en el período 2004-2008, por estación de: a) México; b) Bogotá

En general, se observan distribuciones alrededor de los 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en la mayoría de las estaciones mexicanas, con dispersiones similares por debajo de los percentiles 25 y 50 (figura 5.a). Esto es un indicador de uniformidad en la distribución de la contaminación por material particulado en la ciudad. Así, los valores del IPE dados en la figura 3.b. son consistentes. En el caso de Bogotá, las estaciones miden valores más dispersos; no se identifica un valor sobre el cual se mueva la ciudad (figura 5.b).

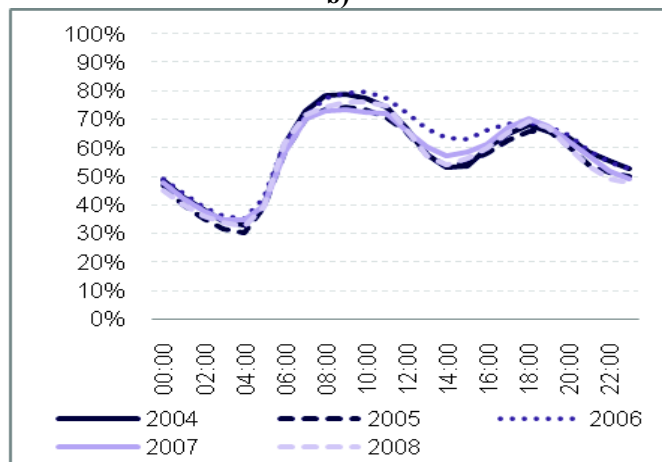
La Figura 6 exhibe los niveles de excedencias para los años en estudio durante el día. Se identifican dos momentos importantes: la inversión térmica de la mañana y un pico tardío que no es evidente a primera vista en Bogotá, porque ocurre en horas más altas y sus excedencias con respecto a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ son similares a las observadas en la tarde.



a)



b)



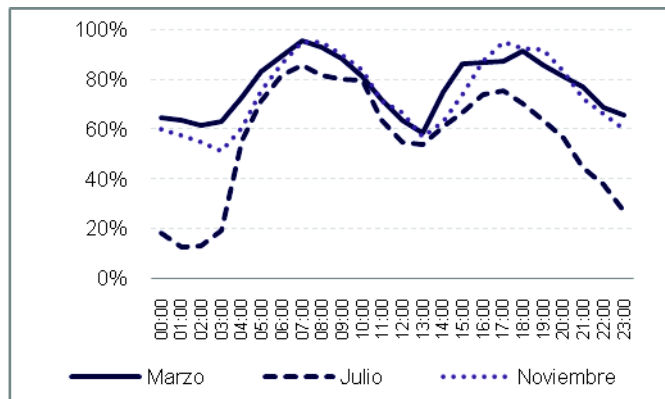
c)

Figura 6. IPE PM₁₀ por hora del día (2004-2008), con respecto a 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. a) México; b) Bogotá; c) Santiago.

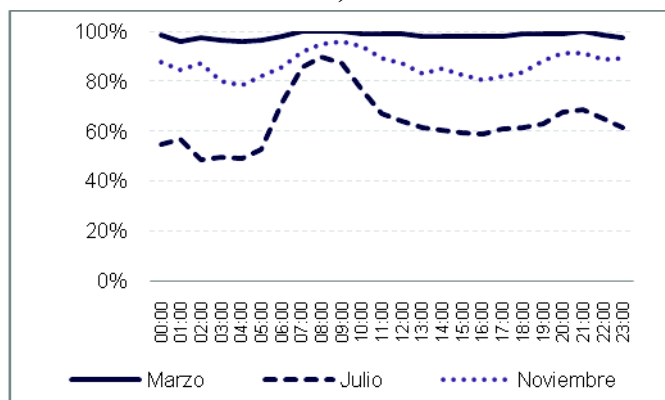
Tanto en México como en Santiago se manifiesta una aglomeración de las excedencias sobre los mismos porcentajes en los años mencionados. Bogotá, sin embargo, muestra una tendencia más dispersa, con un aumento de las violaciones en el año 2007 con respecto a años anteriores.

Se observa un mayor impacto de las excedencias de la mañana (sobre las del día), puesto que hay

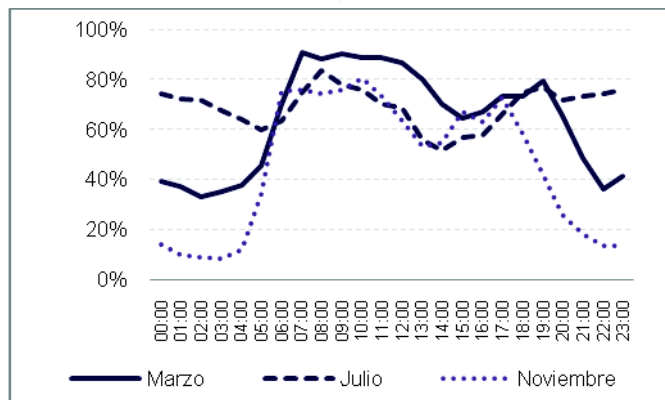
mayor cantidad de datos que superan los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en este lapso. Esto representa un reto de política pública, y también es un indicador de éxito el que las concentraciones en estas horas se reduzcan a niveles más seguros para la salud.



a)



b)



c)

Figura 7. IPE PM_{10} por hora del día y mes (2004-2008), con respecto a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en una zona de alta contaminación. a) Xalostoc (México); b) Puente Aranda (Bogotá); c) Cerrillos (Santiago).

Al estudiar el comportamiento del PM durante los meses el año, es de notar que las horas de mayor contaminación no muestran variaciones de excedencias tan amplias como las que se aprecian en las horas de menores excedencias (Figura 7). Las re-

comendaciones que se puedan hacer al público sobre evitar el aire ambiental en estas horas quedan, desafortunadamente, supeditadas a las necesidades de transporte y actividad.

En la figura 8 se encuentran series de tiempo para una estación en cada ciudad, todas éstas localizadas en sectores reconocidos por su alta contaminación.

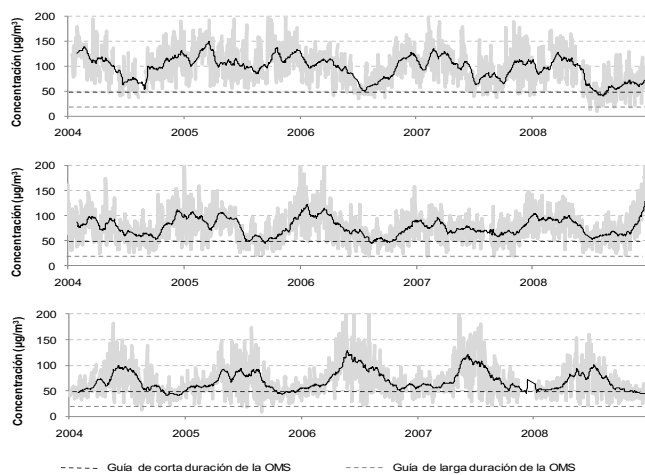


Figura 8. Promedios diarios de PM_{10} y medias móviles ($p = 30$) en una estación (zona de alta contaminación); a) Puente Aranda (Bogotá); b) Xalostoc (México); c) Independencia (Santiago).

En este lapso se observa la alta estacionalidad de la contaminación del aire en el año. Este comportamiento se relaciona con las dinámicas meteorológicas propias de la ciudad y la zona climática en la que se encuentra cada una. Santiago es la ciudad con el régimen climático más riguroso, visible en la clara definición de las estaciones. En los casos de Ciudad de México y Bogotá, los meses de mayor contaminación por PM están a principio de año, entre marzo y mayo, y los de menor, después de mitad de año, entre julio y septiembre. Santiago, opuestamente, tiene sus peores momentos entre junio y agosto, y concentraciones menos agresivas entre noviembre y enero.

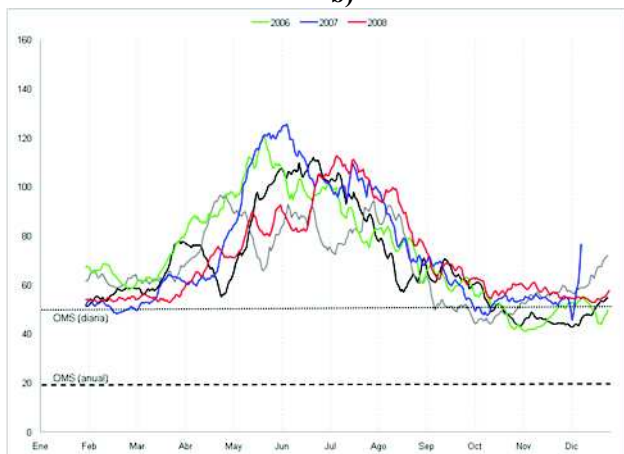
Las estaciones representan zonas industriales en el caso de México y Bogotá, y una zona altamente influenciada por el transporte en Santiago. Dado que tanto en México como en Santiago se han implementado políticas de descontaminación por más de dos décadas, es sorprendente que todavía exhiban niveles similares, excediendo ampliamente las recomendaciones de la OMS.



a)



b)



c)

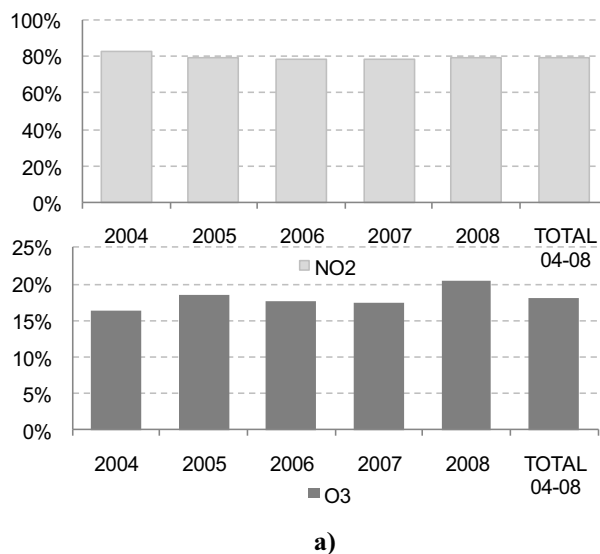
Figura 9. Medias móviles ($p = 30$) de PM_{10} en estaciones ubicadas en zonas de alta contaminación. a) Xalostoc (México); b) Puente Aranda (Bogotá); c) Independencia (Santiago).

Al superponer las medias móviles, se evidencia no sólo la tendencia antes mencionada, sino también si ha habido aumentos o reducciones visibles a través del tiempo (figura 9).

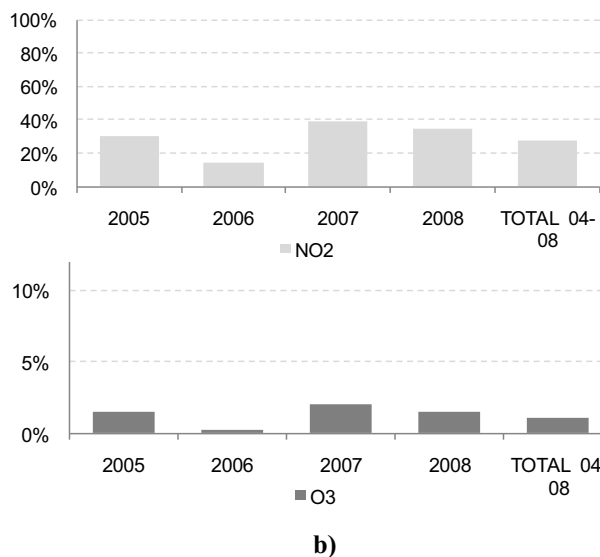
La estación utilizada para ejemplificar Bogotá, Puente Aranda, está en el sector industrial de la ciudad. La notoria baja de los niveles de PM_{10} vista en la segunda mitad del año 2008 se relaciona con la mejora de la calidad del combustible diésel que a partir de julio del mismo año se comenzó a surtir en la ciudad. No se encontró evidencia de baja en la producción industrial en ésta área ni en el consumo de combustibles, que pudiera explicar de otro modo este comportamiento.

Esta reducción, sin embargo, no fue visible en otras estaciones de monitoreo de la ciudad. Esto último puede explicarse por el hecho de que en la zona industrial es donde se encuentran más vehículos que operan con diésel, por lo que el efecto sería masivo en comparación con otros sectores de la ciudad.

3.5 Óxidos de Nitrógeno y Ozono



a)



b)

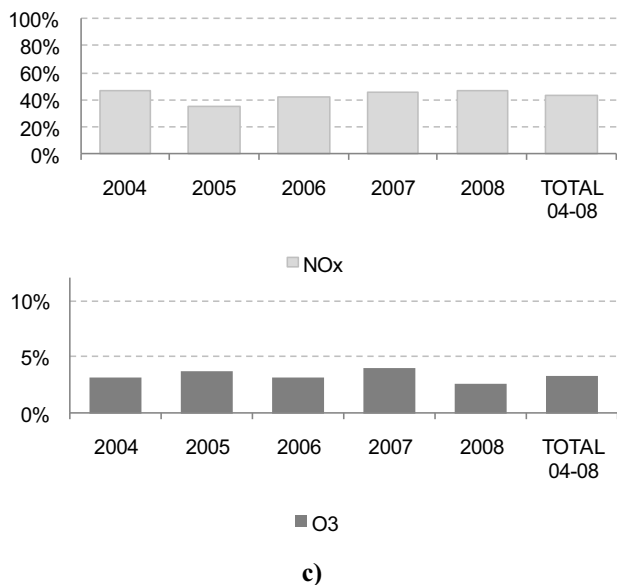


Figura 10. IPE anual O₃ y NO₂ (NO_x para Santiago) para el período 2004-2008, con respecto a la recomendación anual de la OMS. a) México; b) Bogotá; c) Santiago.

La seriedad del problema de ozono es evidente en Ciudad de México, con excedencias alrededor del 80% (figura 10). Consistentemente, las excedencias de ozono también están en niveles muy altos. Se esperaban estos valores debido a la masiva flota vehicular que una ciudad con alrededor de 20 millones de habitantes debe poseer. Por otro lado, los casos de Bogotá y Santiago, con emisiones similares muestran excedencias similares en NO_x, mas no en O₃, con mayores violaciones en Santiago. La alta estabilidad atmosférica en esta ciudad es una explicación de este resultado; de igual modo, explica la tendencia a presentar máximos en excedencias hacia las horas de la tarde (figura 11).

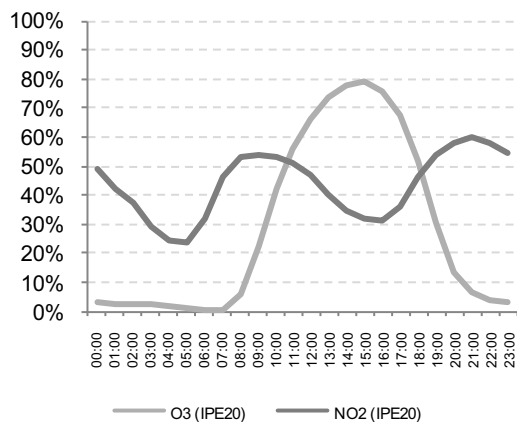


Figura 11. IPE de O₃ con respecto a 50 ppb, por hora y día de la semana (2004 – 2008). Santiago.

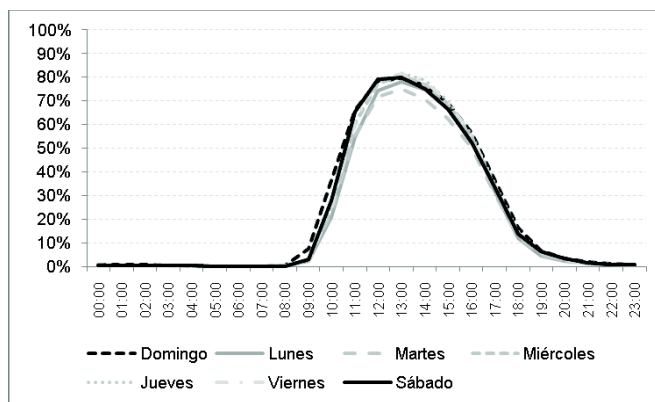
El comportamiento de este contaminante para los años de estudio fue similar al observado en el total de excedencias por hora. En una misma semana, los mayores niveles de concentración se observaron en diferentes horas (figura 12), recordando la dependencia de la formación de ozono de diversos factores tales como el nivel de irradiación y la presencia o ausencia de sus precursores.



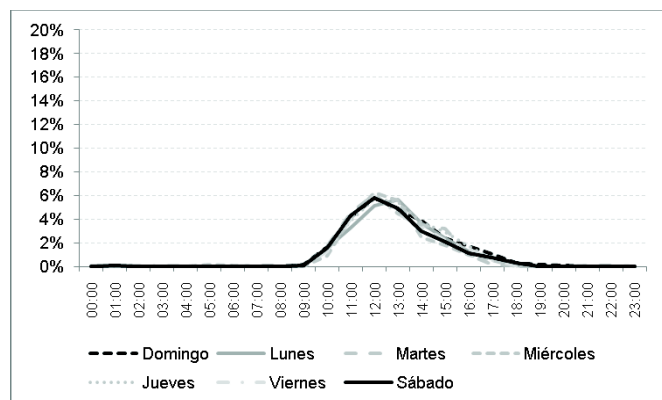
Figura 12. Serie de tiempo de O₃ en una semana de enero de 2008. Estación IDRD (Bogotá).

De igual manera, los NO_x siguieron un comportamiento parecido entre años y entre ciudades, con dos momentos de alta concentración en el día, que se oponen a las mayores concentraciones de O₃. La tendencia seguida por este contaminante es similar a la encontrada en el monóxido de carbono, relacionado con emisiones de fuentes móviles.

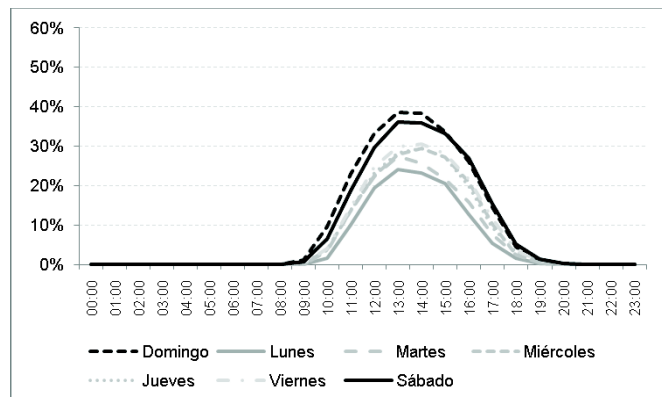
Se observaron las tendencias de las excedencias por día de la semana. En este caso, se contabilizaron con respecto a la norma octoraria de 50 ppb.



a)



b)



c)

Figura 12. IPE de O₃ con respecto a 50 ppb, por hora y día de la semana (2004 – 2008). a) México; b) Bogotá; c) Santiago.

A diferencia de lo observado en México y Bogotá, en Santiago se exceden los 50 ppb con más frecuencia en el fin de semana que en cualquier otro día de la semana. Este fenómeno se conoce como efecto de fin de semana, observado cuando hay variaciones de concentraciones de los precursores del O₃. Esta situación es común en centros urbanos durante el fin de semana, cuando se tiene una proporción diferente de fuentes emisoras, por cambio de las actividades típicas de los días hábiles (ver García-Reynoso et. al, 2009).

4 CONCLUSIONES

Consistentemente con las tendencias observadas en la última década, en las tres ciudades se encontraron altos niveles de contaminantes mayormente asociados con el transporte, más específicamente con los vehículos de carga pesada: material particulado, ozono y óxidos de nitrógeno. Los contaminantes tradicionalmente relacionados con la indus-

tria (SO₂) y la flota liviana (CO) no mostraron niveles preocupantes para la salud.

La distribución de datos de concentración de toda la red así como la de cada estación de cada RMCA, mostraron una tendencia estable en cuanto al material particulado. Esto puede significar, por un lado, que el problema no ha empeorado a pesar del continuo crecimiento económico y por otro, que es posible estarse acercando a un punto en el que se necesitan políticas más sofisticadas (y costosas) desde el punto de vista tecnológico, para lograr reducciones visibles en la calidad del aire.

Durante el día se tienen dos momentos de alta contaminación por material particulado, y este es un comportamiento que se mantiene durante todo el año. Los niveles debido a la inversión térmica de la mañana representan un reto de política pública, puesto que ocurren en horas de alto tráfico y porque son las concentraciones más difíciles de controlar.

En cuanto a las políticas de prevención y descontaminación, las ciudades de México y Santiago ya han pasado por las que tienen efectos más visibles, mientras que en Bogotá recién se están instaurando. Así, con respecto al material particulado, la mejora en la calidad del combustible diésel fue visto en la zona industrial de la ciudad. En el caso de Santiago, a pesar de tener las menores emisiones y de haber implementado planes de descontaminación, todavía sufre de severos problemas de contaminación. México muestra una distribución de datos más concentrada en niveles menores a la recomendación diaria de la OMS, pero hay estabilidad en la tendencia.

Finalmente, cabe anotar que Bogotá, con un camino más largo por recorrer, comienza la implementación de un primer plan integral de descontaminación en un punto intermedio, por lo que se esperan resultados visibles en el mediano plazo.

5 BIBLIOGRAFÍA

Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente. (2009). Informe anual de calidad del aire de Bogotá; Año 2008. Bogotá D.C.

Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaría Distrital de Ambiente; Universidad de los Andes, Centro de Investigaciones en In-

geniería Ambiental (Investigador principal: E. Behrentz.), (2009). Elementos técnicos del plan decenal de descontaminación de Bogotá; Parte 2: Inventario de emisiones provenientes de fuentes fijas y móviles. Bogotá D.C.

Clean Air Act (CAA). (2004) 42 U.S.C. 7401–7626, [como se modificó según la ley pública 108–201, de febrero 24 de 2004].

Comisión Ambiental Metropolitana (2002). Programa para mejorar la calidad del aire en el Valle de México (PROAIRE) 2002-2010.

Davis, N., Lents, J., (Marzo 15, 2004). Mexico City mobile sources emissions inventory analysis. Recuperado el 28 de enero de 2010 de:
www.theicct.org/documents/0000/0413/Davis_Inv_Mex_2004.pdf

Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) – República de Colombia. Censo General de Población, 2005.

García-Reynoso, A.; Jazcilevich A.; Ruíz-Suárez, L.G.; Torres-Jardon, R.; Suárez Lastra, M.; Reséndiz Juárez, N.A. (2009). Ozone weekend effect analysis in Mexico City. *Atmòsfera* 22(3) 281-297.

Grass, D. & Cane, M. (2008). The effects of weather and air pollution on cardiovascular and respiratory mortality in Santiago, Chile, during the winters of 1988-1996. *Int. J. Climatol.* 28: 1113-1126.

Makri, A., Stilianakis, N. (2008). Vulnerability to air pollution health effects. *Int J Hyg Environ Health*; 211 (3-4):326-36.

Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República (MINSEGPRES) – República de Chile. Decreto No. 58 de 2003.

Organización Mundial de la Salud. (2006) Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre; actualización mundial 2005; resumen de evaluación de los riesgos.

Portal Bogotá. Alcaldía Mayor de Bogotá. Geografía bogotana. [Colombia] [En línea] [Consultado Enero 28 de 2010]. Disponible en Internet:
<http://www.bogota.gov.co/portel/libreria/php/01.270701.html>