

AEROSOLIOS ATMOSFERICOS DE NATURALEZA INORGANICA. CONTAMINACION EN SANTIAGO DE CHILE

*Margarita Préndez, Jorge Ortiz, Santiago Zolezzi, Cecilia Campos y Nivaldo Apablaza.
Departamento de Química Orgánica, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas.
Universidad de Chile.*

Summary

Atmospheric aerosols of inorganic composition. Air pollution of Santiago, Chile.

This study analyses the physico-chemical characteristics of the atmospheric aerosols with emphasis on urban aerosols and their impact over the human health and the environment.

Original information is given and their analyses includes national and international published information, and unpublished information provided by the Health Office of Chile (Servicio de Salud del Ambiente) concerning particulate matter under 10 μm and under 3 μm .

Concentrations of particulate matter depends on the sites analyzed due to their topoclimatic conditions and they are normally above the official standard in Chile for the particulate matter under 45 μm and often about the EPA standard for the particulate matter under 10 μm , which is not yet official in Chile. The finest particles are associated to heavy metals such as Pb, Cd or Zn and secondary particles such as sulfates. The anthropogenic sources (motor vehicles, industries, and so on) are the main responsables for the primary and secondary particles that affect the visibility and the integral human health.

As a conclusions, the government should urgently approve control roles for the different sources (moving and stationary) and set up the mechanisms necessary to meet them. On the other hand, the population must be integrated to the process of

abatement and control of pollution. For this purpose, it is urgent to establish a clear and thorough policy of environmental education.

Resumen

Se da una visión sucinta de las características fisicoquímicas de los aerosoles atmosféricos en general, enfatizándose las correspondientes a los aerosoles urbanos y su impacto sobre la salud humana y el medio ambiente.

Se entrega información inédita y se analiza en conjunto con información publicada acerca de la contaminación atmosférica de Santiago por material particulado de las fracciones inhalable (menor que 10 μm) y respirables (menor que 3 μm).

Las concentraciones de material particulado son función del sitio analizado debido a sus condiciones topoclimáticas y habitualmente superan la norma oficial en Chile para material particulado menor que 45 μm y muy frecuentemente la norma de 10 μm de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos, no oficial en Chile. Las partículas más finas están asociadas a elementos pesados tales como Pb, Cd o Zn y a partículas secundarias tales como los sulfatos. Las fuentes antropogénicas (vehículos motorizados, industrias, etc) son los principales responsables de las partículas primarias o secundarias que afectan a la visibilidad y a la salud integral de la población.

Se concluye que urge que los organismos gubernamentales dicten normas de control para las diferentes fuentes emisoras y a la vez se establezcan los mecanismos necesarios para hacerlas cumplir. La

población por su parte, debe integrarse al proceso de descontaminación y/o control de la contaminación, para lo cual también urge el establecimiento de una clara e intensa política de educación ambiental.

Introducción

La contaminación atmosférica incluye básicamente gases, directamente emitidos desde sus fuentes (gases primarios) o generados por transformación en la atmósfera (gases secundarios) y material particulado que también puede tener un origen primario o secundario.

Se denomina material particulado, aerosoles atmosféricos o simplemente partículas, a las partículas y a las pequeñas gotitas líquidas suspendidas en el aire (1).

El rango de tamaño de dichas partículas es muy variado abarcando desde las de diámetro inferior a 0,001 micrometros (μm) (microscópicas) hasta las visibles (100 μm o más) de variadas formas y composición química. En la figura 1 se muestra esta variedad de formas, tamaño y composición para aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile. La composición elemental incluye elementos livianos como Al, Si, K, Ca y pesados como Fe, Zn, V, Ti, Pb. Nótese que estos aerosoles pueden contener además compuestos orgánicos de alta toxicidad (2).

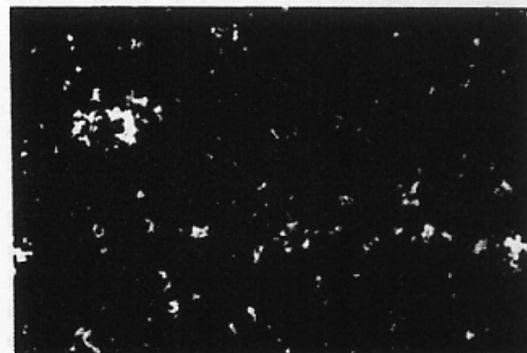


Fig. 1. Aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile fraccionados por tamaño. Se aprecia la variedad de formas, tamaños y composición. Escala de la fotografía (microscopía electrónica): 1 μm = 1mm.

Los orígenes del material particulado son las fuentes naturales continentales tales como polvo de tormenta, de erupciones volcánicas, etc (3) y marinas, producidas por la evaporación de sales marinas y las emisiones generadas por el hombre o fuentes antropogénicas.

Los aerosoles antropogénicos están constituidos por (4):

a. partículas sólidas (humos) formadas por la combustión, por ejemplo del petróleo, la leña o el carbón, ya sea desde fuentes fijas (ej. emisiones industriales) o móviles (vehículos motorizados).

b. las partículas de diámetro menor que 0,2 μm provenientes de reacciones fotoquímicas entre óxidos de nitrógeno (NO_x) e hidrocarburos antropogénicos, que son básicamente las reacciones químicas generadoras del "smog" fotoquímico.

El tiempo de permanencia en el aire y las distancias que alcancen los aerosoles atmosféricos desde sus fuentes emisoras dependen en gran medida de su tamaño y densidad. Las partículas más pequeñas y livianas son capaces de viajar largas distancias y permanecer en el aire por períodos de tiempo que pueden alcanzar varias semanas (5).

La importancia del papel que juegan los aerosoles atmosféricos se refiere en esencia a que: 1. dispersan y absorben tanto la radiación solar como la terrestre y por lo tanto afectan el balance calórico de la tierra; 2. actúan como núcleos de condensación del vapor de agua y por lo tanto juegan un papel importante en la formación de las nubes. A este respecto su rol resulta particularmente notable en el proceso químico que ocurre a nivel de la estratósfera antártica y que actualmente se vincula al fenómeno estacional de disminución de la capa de ozono estratosférico (6); 3. pueden actuar como núcleos de congelación e influir sobre la precipitación de nieve y granizo.

Aerosoles urbanos

La cantidad de aerosoles antropogénicos liberados a la atmósfera depende del desarrollo industrial y de las medidas que se hayan adoptado para controlar las emisiones innecesarias. La situación no es simple y el rol de los aerosoles atmosféricos requiere de un análisis detallado; por una parte, hay que considerar los orígenes y fuentes específicas

de dichos aerosoles (aerosoles primarios) y por otra sus transformaciones en la atmósfera (aerosoles secundarios). La formación y distribución de los compuestos secundarios depende, además de los factores puramente químicos, de diferentes factores climáticos: irradiación solar, viento, temperatura, humedad relativa, entre otros.

La contaminación de una ciudad por partículas puede deberse a: 1) fuentes externas que pueden proyectar aerosoles a grandes distancias. Recordemos por ejemplo, la lluvia ácida sobre Escandinavia derivada de las emisiones de SO_2 de la cuenca del Ruhr; 2) procesos internos derivados de fuentes localizadas al interior de la ciudad (áreas industriales mal localizadas o/y deficientemente controladas y vehículos motorizados mal controlados); 3) condiciones topoclimáticas muy desfavorables a la dispersión de los contaminantes; y, 4) una combinación y/o potenciación de todos los factores anteriores.

La contaminación de una ciudad puede también ser exportada hacia zonas rurales más o menos próximas, de acuerdo a las condiciones climáticas de la región, generando entonces, a nivel ambiental, aún mayores daños que los inicialmente estimados.

Impacto de los aerosoles atmosféricos urbanos sobre el hombre.

En una gruesa primera aproximación sería posible señalar a lo menos tres grandes áreas de impacto producido por los aerosoles atmosféricos en una ciudad: la pérdida de visibilidad, la generación de enfermedades o las predisposiciones a ellas y el impacto sobre el medio ambiente construido.

La falta de visibilidad crea una sensación de desagrado y falta de confort que se ve incrementada por la falta de belleza estética generada por el impacto de los contaminantes atmosféricos sobre los materiales. A la larga, estos efectos se suman al producido sobre la salud física y mental del individuo provocando un impacto sobre su salud integral y bienestar general, o dicho en la nomenclatura de moda, sobre su calidad de vida.

El efecto de los aerosoles atmosféricos sobre la visibilidad se ilustra en las Figs. 2, 3 y 4 que muestran para la misma área de la ciudad de San-



Fig. 2. Vista parcial de la ciudad de Santiago en la mañana del día anterior a una lluvia. Julio de 1990.



Fig. 3. Vista de la misma área de Santiago dos días después de la lluvia. Julio de 1990. Se aprecia la mejora de la visibilidad en relación a la Fig. 2.

tiago: la mañana del día anterior a una lluvia (Fig. 2), la mañana dos días después (Fig. 3) y el atardecer una semana después (Fig. 4), durante el mes de Julio de 1990.

Comparando las Figs. 2 y 3 se puede demostrar gráficamente como una lluvia, que si bien es absolutamente incapaz de disminuir los niveles reales de contaminación, permite recuperar ciertas condiciones de confort al hacer disminuir temporalmente las cantidades de partículas suspendidas, por efecto gravitacional y por disolución parcial del sulfato de amonio, principal responsable de la falta de visibilidad. Otros contaminantes no se ven afectados por la lluvia y permanecen en el aire.



Fig. 4. Fotografía de la misma área de Santiago, 7 días después de la lluvia, al amanecer. La fotografía corresponde a la misma posición usada en las Figs. 2 y 3. Nótese la falta casi total de visibilidad.

En la Fig. 4 se aprecia como la falta de visibilidad se recupera rápidamente porque las partículas depositadas sobre el suelo, o al menos una fracción importante de ellas, vuelven al aire recicladas como partículas de menor diámetro que las depositadas, por ejemplo por acción de los vehículos motorizados. Otras condiciones como continuas emisiones, factores topoclimáticos, etc, pueden contribuir a generar una situación aún peor, como la observada en esta figura.

En Santiago, los primeros trabajos sobre visibilidad, mediante la utilización de métodos ópticos, han empezado a aparecer en los últimos años (7,8).

Las enfermedades crónicas invalidantes del aparato respiratorio, bronquitis crónica, enfisema y fibrosis pulmonar, y los tumores broncopulmonares ocupan un lugar importante entre las preocupaciones de salud pública. Ello se deriva de resultados estadísticos que muestran, considerando todos los orígenes conjuntamente, que las enfermedades respiratorias son la cuarta causa de mortalidad en el hombre y la quinta en la mujer y el cáncer broncopulmonar, es el cáncer visceral más frecuente y el único en continuo aumento. Estas enfermedades son la consecuencia de agresiones múltiples al aparato respiratorio a lo largo de la vida: infecciones virales y microbianas, especialmente frecuentes en la infancia, riesgos profesionales, tabaquismo, contaminación atmosférica urbana general y contaminación al interior de las casas y los locales comerciales. Además, las encuestas epide-

miológicas han permitido correlacionar la presencia de aerosoles atmosféricos con modificaciones en los síntomas y función respiratoria (3, 9, 10, 11, 12, 13, 14).

Ingreso, forma de depósito y efecto de las partículas sobre el organismo.

Las partículas ingresan al organismo casi exclusivamente a través del aparato respiratorio. La Fig. 5 muestra como la forma y extensión de la penetración ocurre en función del tamaño de las partículas, ingresando en mayor cantidad y a mayor profundidad en la medida que disminuyen de tamaño, explicando así su mayor respirabilidad. Esta dependencia es el resultado de las características anatómicas del sistema respiratorio (12, 13).

La respirabilidad se cuantifica en la Tabla 1, donde se demuestra que las partículas de tamaño menor o igual a 2 μ m son 100% respirables, esto es, se depositan en el epitelio no ciliado de las vías respiratorias.

En el tracto respiratorio superior, las partículas de más de 5 μ m de diámetro son filtradas desde el aire inhalado por la acción conjunta de los cilios del conducto nasal y la mucosa que cubre la cavidad nasal y la tráquea.

Las partículas de diámetro entre 5 y 0,5 μ m de diámetro pueden depositarse hasta en los bronquíolos, pero pocas llegan a los alvéolos pulmonares. Estas partículas generalmente son eliminadas por los cilios de bronquios y bronquíolos al cabo de algunas horas. El continuo movimiento ondu-

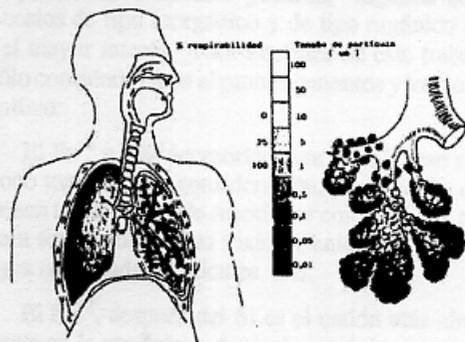


Fig. 5. Nivel de penetración de las partículas inhalables en el sistema respiratorio en función de su tamaño (Ver explicaciones en el texto).

Tabla 1
Porcentaje de respirabilidad de los aerosoles atmosféricos en función del tamaño de partícula, medido en μm (3).

Respirabilidad*	(%)	0	25	50	75	100
Tamaño de partícula #	(μm)	10	5,0	3,5	2,5	2,0

* Respirabilidad definida como la fracción de polvo inhalado que se deposita en el epitelio no ciliado de las vías respiratorias.

Tamaño relativo a diámetro equivalente, esto es, diámetro aerodinámico de una partícula esférica de densidad unitaria.

torio de los cilios permite mover el mucus, de modo que las partículas atrapadas se desplazan hacia la faringe, donde pueden ser eliminadas por deglución o expectoración (3).

Las partículas de diámetro inferior a $0,5 \mu\text{m}$ de diámetro pueden traspasar los mecanismos de defensa del tracto respiratorio superior, penetrar profundamente en las vías respiratorias e instalarse en los alvéolos. Su eliminación no es ni tan rápida ni tan completa como la que ocurre en los conductos más grandes. Aquí no hay sistema mucociliar transportador que ayude al proceso. El tiempo de residencia entonces se prolonga por semanas, meses y años (12, 15).

El material particulado que entra y permanece en los pulmones puede ejercer su efecto tóxico de tres maneras distintas: 1. las partículas que son inocuas por su composición química pueden interferir con los mecanismos de limpieza del tracto respiratorio, impidiendo o retrasando la eliminación de otras partículas más nocivas. Las respuestas fisiológicas observadas incluyen un descenso en los movimientos ciliares, así como del flujo del mucus en las ramificaciones bronquiales (3); 2. las partículas pueden adsorber o absorber gases irritantes y de esta forma posibilitar su acceso a las áreas sensibles de los pulmones. El proceso de fijación ocurre cuando una molécula choca contra la superficie de la partícula y se adhiere o fija a ella. Esta fijación puede producirse de tres formas diferentes. Si la molécula que choca se mantiene en la superficie, hay adsorción; si ocurre una interacción química entre la molécula que choca y la superficie de la partícula, hay quimiosorción y si la molécula se disuelve en la partícula, hay absorción (3). El

proceso de transformación de SO_2 a ácido sulfúrico y a sulfato constituye un ejemplo clásico de estos procesos de fijación y por su importancia e impacto sobre la salud serán desarrollados en mayor detalle más adelante. Muchos investigadores piensan que los sulfatos constituyen el peligro más serio para la salud en la contaminación atmosférica urbana, puesto que su poder como agente irritante es 3 a 4 veces mayor que el del SO_2 . 3. Las partículas pueden estar formadas por compuestos intrínsecamente tóxicos y por ende pueden afectar directamente al organismo. Dichas partículas raras veces se encuentran en el aire en concentraciones elevadas, sin embargo su acción puede desarrollarse estando presentes a nivel de trazas.

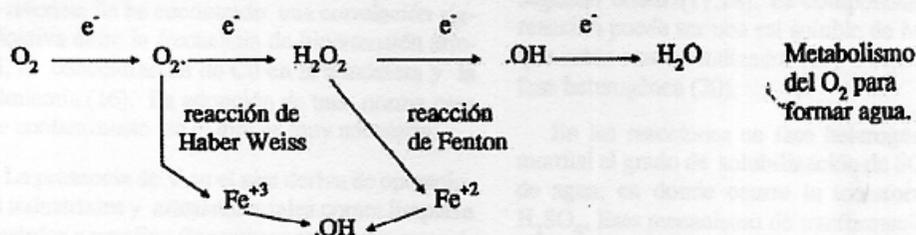
Composición química de las partículas y efecto sobre la salud.

La composición química de las partículas suspendidas en el aire, y muy especialmente la de la fracción 100% respirable, es esencial para evaluar el daño integral que ellas pueden producir. A este respecto, los elementos pesados, algunos compuestos de tipo inorgánico y de tipo orgánico son del mayor interés. Para los fines de este trabajo, sólo consideraremos algunos elementos y los iones sulfato:

El Fe^{+2} y más accesoriamente el Fe^{+3} , han sido poco tomados en consideración, pero resulta que tienen la capacidad de reaccionar con el O_2 del aire para formar derivados tóxicos: anión superóxido, agua oxigenada y radicales OH.

El Fe^{+2} , después del Si es el catión más abundante en la atmósfera. A nivel antrópico proviene básicamente de las grandes industrias siderúrgicas.

En presencia de agua oxigenada interviene en el metabolismo del O_2 por la reacción de Haber Weiss.



El Cr^{+6} también es un oxidante fuerte; su papel tóxico es bien conocido en el medio industrial.

Un gran número de silicatos contiene Fe (silicato de Fe^{+2} o Fe^{+3}) y se pueden comportar como oxidantes, pero este mecanismo no está claramente demostrado. El lugar de ciertos silicatos conteniendo Fe dentro del área de la contaminación sólida oxidante es algo que debe ser considerado, para determinar su papel exacto.

Los efectos patológicos de las exposiciones agudas a los metales "pesados" son bien conocidos, no así los de las exposiciones continuas y repetidas a concentraciones bajas en los medios no vitales, en particular el aire que respiramos. Consideraremos sólo a plomo(Pb), cadmio(Cd) y vanadio(V), elementos los tres que tienen la nefasta propiedad de acumularse en el organismo a lo largo de nuestra vida.

Las fuentes de exposición a Pb son múltiples. La mayoría es de origen alimentario. Las de origen atmosférico están en un segundo plano y son mayoritariamente de origen vehicular en los países que utilizan gasolina plomada; su importancia reside en que se encuentra en partículas de diámetro menor de 0,5 μm .

Sin importar su grado de penetración en el organismo (pulmón o intestino) el Pb mineral se mueve a través de la sangre y es distribuido a razón de 94% en los huesos (en un período de alrededor de 30 años) y el 6% en los otros tejidos, de los cuales el 4% en la sangre, provocando una perturbación de la biosíntesis de la hemoglobina y un aumento de

El Fe^{+3} también es capaz de comportarse como un oxidante siguiendo la reacción de Fenton, como se muestra en el esquema siguiente (11):

la plomemia que se traducen en un aumento precoz del ácido delta-aminolevulínico urinario y plasmático y de las protoporfirinas de Zn eritrocitarias. Estos efectos, se utilizan en el desarrollo de métodos para detectar la influencia de la contaminación atmosférica por Pb (16).

El Pb orgánico se fija preferentemente en el cerebro y de ahí sus manifestaciones tóxicas particulares. Un aumento de la concentración de Pb de 1 $\mu g m^{-3}$ provoca un aumento de la plomemia de 10 a 20 $\mu g L^{-1}$.

En resumen el Pb provoca daños al riñón y al sistema nervioso central y por ende su concentración en el aire debería ser normada.

Para la población en general, la presencia de Cd en el aire puede provenir de la incineración imprudente de las baterías de Ni-Cd, de las cassetes, de las tarjetas de crédito, de las pinturas conteniendo Cd, de la combustión del petróleo y el carbón, del desgaste de los neumáticos, del vaciamiento descuidado de aceites de automóviles, de fertilizantes fosforados, del cigarrillo, etc.

Su vía principal de incorporación al organismo es la pulmonar. Su tasa de absorción a nivel de los alvéolos pulmonares es del 50%. Por la vía digestiva alcanza sólo al 6%. En los líquidos extra e intracelulares, el Cd se fija sobre una proteína, biosintetizada esencialmente en el hígado. En la sangre el nivel de Cd es bajo, normalmente menor de 10 $\mu g L^{-1}$, de los cuales el 70% está presente en los hematíes, ligados en parte a la hemoglobina. En

los fumadores las cadmiemias, son significativamente mayores (12, 16).

El Cd se acumula especialmente en el hígado y los riñones. Se ha encontrado una correlación significativa entre la frecuencia de hipertensión arterial, la concentración de Cd en la atmósfera y la cadmiemia (16). La adopción de una norma para este contaminante en el aire es muy necesaria.

La presencia de V en el aire deriva de operaciones industriales y artesanales tales como: limpieza de estufas a parafina (los polvos contienen aproximadamente 6 a 20% de V), chimeneas, estanques de refinerías de petróleo o estaciones de servicio. La combustión de carbón y petróleo también contamina el aire con V; los petróleos pesados contienen de 40 a 120 ppm.

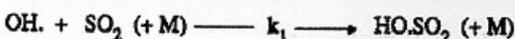
A diferencia del Pb y el Cd, el V está considerado como un elemento esencial para el hombre y numerosas especies animales. Su absorción es sobre todo pulmonar. En la sangre está esencialmente presente en el plasma. Los órganos que lo acumulan son el corazón, el páncreas, el hígado y los riñones y en menor grado los testículos.

El exceso de V provoca efectos a nivel de la membrana celular, perturba otros metabolismos, disminuye la resistencia inmunológica, la actividad alérgica y presenta una cierta toxicidad renal (16).

La adopción de una norma para este contaminante en el aire urbano es también muy necesaria.

La transformación SO_2 a SO_4 es particularmente importante porque puede ocurrir en la atmósfera y generar entonces un contaminante secundario cuya toxicidad es mayor que la del contaminante primario; pero sucede que también puede ocurrir directamente a nivel de los pulmones, cuyo ambiente húmedo proporciona las condiciones apropiadas para la oxidación.

Una de las reacciones propuestas para la oxidación de SO_2 a sulfato en la atmósfera ocurre en fase homogénea, ha sido realizada a nivel de laboratorio e incluye al radical OH.



Esta reacción de 3er orden, es posible en la tropósfera, especialmente en centros urbanos altamente contaminados, pasando a ser una reacción de segundo orden (17,18). El componente M de la reacción puede ser una sal soluble de Mn, V o Fe, que actúa como catalizador (19) o H_2O líquida en fase heterogénea (20).

En las reacciones en fase heterogénea es primordial el grado de solubilización de SO_2 en gotas de agua, en donde ocurre la transformación en H_2SO_4 . Este mecanismo de transformación es muy dependiente de la humedad relativa y de la presencia de nubes y constituye el mecanismo principal a humedades relativas mayores de 75% (21).

Tanto las reacciones homogéneas como las heterogéneas son proporcionales al aumento de las concentraciones de los reactantes, en este caso SO_2 y se ven favorecidas bajo la condición de inversión térmica.

El catión predominante de las sales en el aerosol es el ión amonio, la razón molar promedio $\text{NH}_4^+/\text{SO}_4^-$ es 1,5 (22). Resultados de análisis químicos en el aerosol antes y después de episodios de niebla han mostrado que los mayores componentes del aerosol son cloruro de amonio, nitrato de amonio y sulfato de amonio (23, 24).

Adopción de normas

La cantidad de partículas suspendidas en el aire, es sin duda un factor importante de considerar desde el punto de vista de salud pública. Sin embargo, hemos demostrado que su sola concentración es insuficiente para evaluar el daño que ellas producen en la salud de la población (12). Es preciso considerar conjuntamente su tamaño, forma y composición química.

Las normas de calidad del aire respecto a partículas totales imperante hace algunos años consideraba una concentración de 260 ug m^{-3} , para 24 h, una sola vez al año y una concentración promedio geométrico anual de 75 ug m^{-3} . Este valor establecido por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA), también ha regido en Chile. En los últimos años USA ha establecido además como norma federal para partículas menores de 10 um , 150 ug m^{-3} , para 24 h y 50 ug m^{-3} como promedio geométrico anual (1).

Otra forma de plantear las condiciones para obtener el ambiente deseado, es la correspondiente a las normas canadienses. El acta de aire puro del Canadá (Canadian Clean Air Act) establece tres rangos: rango tolerable ($120-400 \text{ ug m}^{-3}$, 24 h) que indica que las concentraciones deben ser disminuídas sin dilación; rango aceptable ($0-120 \text{ ug m}^{-3}$, 24 h y $60-70 \text{ ug m}^{-3}$, promedio geométrico anual) que permite una adecuada protección contra los efectos adversos; rango deseable ($0-60 \text{ ug m}^{-3}$) que define las condiciones de calidad del aire que se desean. Este rango provee además las bases para una política de no degradación de los lugares aún no contaminados del país (1).

El valor de la norma para Pb varía entre 1,5 y 50 ug m^{-3} en los diferentes países occidentales; algunos ejemplos: 1,5 (USA), 2 (CEE), 50 (Francia). En los países del Este el valor corresponde a $0,7 \text{ ug m}^{-3}$ (1, 16, 25). En Chile no hay norma.

El valor de la norma para Cd en algunos países es de: 50 ug m^{-3} en los Estados Unidos y 30 ug m^{-3} en la Unión Soviética (16). No hay norma en Chile.

El valor de la norma para V en algunos países es de 50 a 1000 ug m^{-3} en los Estados Unidos y de 100 ug m^{-3} en la Unión Soviética (16). En Chile no hay norma.

Aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile

Es un hecho conocido, inclusive a nivel internacional, que las concentraciones de material particulado en la atmósfera de Santiago son habitualmente superiores a la norma establecida (partículas menores de 45 um) y eso desde hace largos años. En esta aseveración coinciden tanto las mediciones efectuadas por el Ministerio de Salud (26, 27) con sistema de colectores de alto flujo (partículas menores de 45 um), como las realizadas por nuestro grupo de trabajo (28, 29, 30, 31), con colectores de bajo flujo (partículas menores de 45 um) y con impactadores de cascada (partículas menores de 3 o de 10 um), que simulan el ingreso del aire en las vías respiratorias (32, 33).

Por otra parte, la contaminación atmosférica de una ciudad sólo puede ser apropiadamente estudia-

da si se tienen en consideración, además de los factores químicos, las condiciones climáticas y topográficas de dicha ciudad (34, 35).

En Santiago el efecto sobre la contaminación atmosférica de las condiciones meteorológicas, ha sido analizado con cierto detalle por Escudero et al. (27) y por Ortiz et al. (36), y el de las condiciones topoclimáticas por Préndez (37) y por Romero y Aranda (38).

Variabes topoclimáticas.

Algunas consideraciones topoclimáticas que conviene tener presente en Santiago (37, 38, 39, 40), son las siguientes: los vientos de altura son predominantemente SSW. Los vientos de superficie están condicionados de manera importante por la orografía y morfología de la ciudad y la cuenca. En general los vientos son de baja velocidad, hay frecuentes calmas (aproximadamente en un 70% del tiempo) y existe un marcado régimen diario. Durante la noche los vientos convergen desde las laderas, en especial desde la Cordillera de los Andes dada su mayor altura y coherencia. Su alcance hacia el oeste de la ciudad debe estar relacionado con el desarrollo de la isla de calor urbano, existiendo igualmente una zona de viento cero hacia el centro y poniente de la ciudad.

Durante el medio día, los vientos ladera arriba se manifiestan con claridad en especial en el piedemonte andino. Al adquirir una componente del Oeste, se suman a los vientos regionales que soplan desde el SW, contribuyendo a transportar la contaminación hacia el sector oriente.

La humedad relativa (HR) durante el verano alcanza a un 68% con una temperatura promedio de 17°C ; en invierno, la HR promedio es de un 76% y la temperatura promedio de $6,4^{\circ}\text{C}$.

A nivel de capa de inversión se puede apreciar una inversión de subsidencia a alrededor de los 1000 m sobre el nivel del suelo a lo largo de todo el año y una inversión térmica superficial frecuente, que se intensifica en los meses de otoño e invierno (abril a agosto) no superando los 400 m sobre el nivel del suelo. La frecuencia de ocurrencia de inversión térmica es de un 70% en invierno y de un 30% en verano (41).

Otra forma de plantear las condiciones para obtener el ambiente deseado, es la correspondiente a las normas canadienses. El acta de aire puro del Canadá (Canadian Clean Air Act) establece tres rangos: **rango tolerable** (120-400 $\mu\text{g m}^{-3}$, 24 h) que indica que las concentraciones deben ser disminuidas sin dilación; **rango aceptable** (0-120 $\mu\text{g m}^{-3}$, 24 h y 60-70 $\mu\text{g m}^{-3}$, promedio geométrico anual) que permite una adecuada protección contra los efectos adversos; **rango deseable** (0-60 $\mu\text{g m}^{-3}$) que define las condiciones de calidad del aire que se desean. Este rango provee además las bases para una política de no degradación de los lugares aún no contaminados del país (1).

El valor de la norma para Pb varía entre 1,5 y 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ en los diferentes países occidentales; algunos ejemplos: 1,5 (USA), 2 (CEE), 50 (Francia). En los países del Este el valor corresponde a 0,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ (1, 16, 25). En Chile no hay norma.

El valor de la norma para Cd en algunos países es de: 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ en los Estados Unidos y 30 $\mu\text{g m}^{-3}$ en la Unión Soviética (16). No hay norma en Chile.

El valor de la norma para V en algunos países es de 50 a 1000 $\mu\text{g m}^{-3}$ en los Estados Unidos y de 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ en la Unión Soviética (16). En Chile no hay norma.

Aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile

Es un hecho conocido, inclusive a nivel internacional, que las concentraciones de material particulado en la atmósfera de Santiago son habitualmente superiores a la norma establecida (partículas menores de 45 μm) y eso desde hace largos años. En esta aseveración coinciden tanto las mediciones efectuadas por el Ministerio de Salud (26, 27) con sistema de colectores de alto flujo (partículas menores de 45 μm), como las realizadas por nuestro grupo de trabajo (28, 29, 30, 31), con colectores de bajo flujo (partículas menores de 45 μm) y con impactadores de cascada (partículas menores de 3 o de 10 μm), que simulan el ingreso del aire en las vías respiratorias (32, 33).

Por otra parte, la contaminación atmosférica de una ciudad sólo puede ser apropiadamente estudia-

da si se tienen en consideración, además de los factores químicos, las condiciones climáticas y topográficas de dicha ciudad (34, 35).

En Santiago el efecto sobre la contaminación atmosférica de las condiciones meteorológicas, ha sido analizado con cierto detalle por Escudero et al. (27) y por Ortiz et al. (36), y el de las condiciones topoclimáticas por Préndez (37) y por Romero y Aranda (38).

Variabes topoclimáticas.

Algunas consideraciones topoclimáticas que conviene tener presente en Santiago (37, 38, 39, 40), son las siguientes: los vientos de altura son predominantemente SSW. Los vientos de superficie están condicionados de manera importante por la orografía y morfología de la ciudad y la cuenca. En general los vientos son de baja velocidad, hay frecuentes calmas (aproximadamente en un 70% del tiempo) y existe un marcado régimen diario. Durante la noche los vientos convergen desde las laderas, en especial desde la Cordillera de los Andes dada su mayor altura y coherencia. Su alcance hacia el oeste de la ciudad debe estar relacionado con el desarrollo de la isla de calor urbano, existiendo igualmente una zona de viento cero hacia el centro y poniente de la ciudad.

Durante el medio día, los vientos ladera arriba se manifiestan con claridad en especial en el piedemonte andino. Al adquirir una componente del Oeste, se suman a los vientos regionales que soplan desde el SW, contribuyendo a transportar la contaminación hacia el sector oriente.

La humedad relativa (HR) durante el verano alcanza a un 68% con una temperatura promedio de 17°C; en invierno, la HR promedio es de un 76% y la temperatura promedio de 6,4°C.

A nivel de capa de inversión se puede apreciar una inversión de subsidencia a alrededor de los 1000 m sobre el nivel del suelo a lo largo de todo el año y una inversión térmica superficial frecuente, que se intensifica en los meses de otoño e invierno (abril a agosto) no superando los 400 m sobre el nivel del suelo. La frecuencia de ocurrencia de inversión térmica es de un 70% en invierno y de un 30% en verano (41).

Concentraciones de aerosoles atmosféricos de Santiago.

Debido a las condiciones climáticas básicamente, en Santiago las concentraciones promedio anuales no son representativas de la contaminación de la ciudad, en cambio sí lo son las concentraciones diarias y eventualmente las concentraciones mensuales, que muestran una gran variabilidad, observándose una clara diferencia entre las distintas épocas del año (26, 42).

Las concentraciones de la fracción inhalable son muy altas de acuerdo a las recomendaciones internacionales (no hay norma oficial en Chile), en particular las correspondientes a partículas respirables menores de 3 μm (42).

Las concentraciones promedio obtenidas por el Servicio de Salud del Ambiente para el período de primavera de los años 1988 y 1989 en dos de sus estaciones de la red de monitoreo de la calidad del aire de Santiago (red MACAM) para material particulado menor de 10 μm y menor de 2,5 μm , muestran que las concentraciones son sistemáticamente mayores en el centro de la ciudad, disminuyen hacia los meses de verano y, al menos para las partículas menores de 10 μm , son siempre mayores que 50 $\mu\text{g m}^{-3}$. Para partículas menores de 2,5 μm los valores menores que 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ aparecen sólo desde el mes de octubre.

La variación estacional se aprecia claramente en la Fig. 6, donde se representa con el detalle para 3 fracciones de diámetro de partícula bajo los 2,84 μm (impactor Andersen) las concentraciones

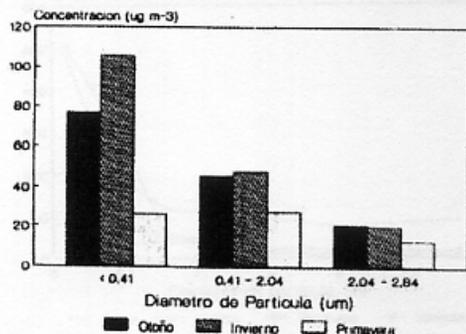


Fig. 6. Variación estacional de las concentraciones promedio semanal para tres rangos de diámetro de partículas respirables en un sitio del centro en el año 1983.

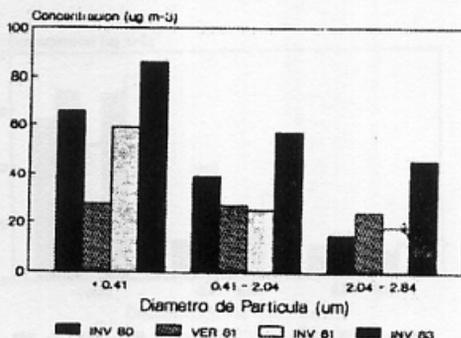


Fig. 7. Variación estacional de las concentraciones promedio para tres rangos de diámetro de partículas respirables para distintos años en el sitio Olivos. Se aprecia la existencia de un solo máximo de concentración desplazado hacia las partículas más finas.

promedio semanal para la estación centro durante 1983. Esta figura muestra además que las partículas más abundantes del gran conjunto bajo 2,5 μm (para poder vincularse a los datos de la red MACAM) son las partículas más finas, esto es de diámetro menor de 0,41 μm , las cuales alcanzan los alvéolos pulmonares, disminuyendo las concentraciones en la medida que aumenta el diámetro de partícula (distribución log-normal o distribución en la cual sólo se aprecia un máximo de concentración, en este caso, para las partículas más finas). Nótese también que las concentraciones de las partículas menores de 2 μm , excepto en primavera, son siempre mayores de 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ (norma EPA para 10 μm) y en invierno las menores de 0,41 μm más que duplican dicho valor.

La Fig. 7 muestra que la distribución log-normal se repite sistemáticamente de año a año, también en otro punto de la ciudad, Olivos (a unos 2 km al N del centro de la ciudad). La excepción la constituye el verano de 1981 en que esta distribución no se evidencia. Nuevamente los valores de invierno son mayores de 50 $\mu\text{g m}^{-3}$, en especial para las partículas menores de 0,41 μm .

La Fig. 8 muestra la situación de los últimos 2 años. La distribución de concentración versus tamaño sigue siendo en líneas generales del tipo log-normal. Las concentraciones en primavera son menores que en invierno, pero ahora se observa incluso en aquélla valores mayores de 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ para las partículas menores de 0,41 μm , así como también valores mayores de 150 $\mu\text{g m}^{-3}$ (primera

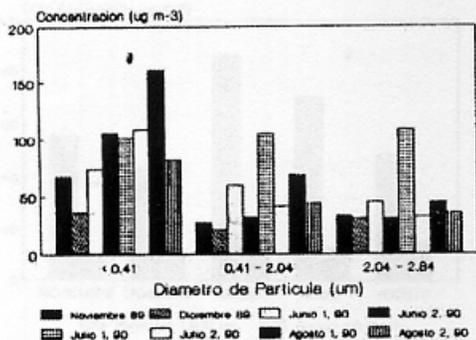


Fig. 8. Variación de las concentraciones promedio semanal para tres rangos de diámetro de partículas respirables para la primavera de 1989 y el invierno de 1990, en el sitio Olivos.

semana de Agosto de 1990). Recordemos que $150 \mu\text{g m}^{-3}$ es el valor para 24 h y que los valores corresponden a promedios semanales, lo cual implica que ciertamente hubo más de un día con valores mayores que la norma.

La Fig. 9 muestra las curvas de distribución de la concentración de Pb versus el tamaño de la partícula. Todas son del tipo log-normal, tanto para los aerosoles atmosféricos del centro de Santiago (períodos de otoño, invierno y primavera) como para las emisiones de los tubos de escape de los vehículos que utilizan gasolina plomada, definiendo así claramente el origen de este elemento en el aire de Santiago (43, 44, 45). Pueden apreciarse además las diferencias en las concentraciones estacionales, siempre mayores en otoño e invierno. La diferencia estacional también ocurre para otros elementos traza (45).

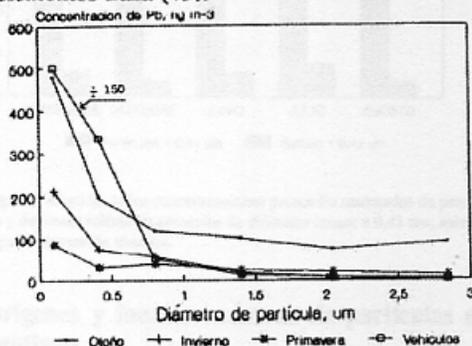


Fig. 9. Variación estacional de la concentración promedio de Pb en función del diámetro de partícula para aerosoles atmosféricos respirables y variación de la concentración de Pb para los gases del tubo de escape de un vehículo a gasolina plomada. Nótese la similitud en la forma de la curva de distribución masa-tamaño. Los diámetros de partícula son: $< 0,41$, $0,41$, $0,8$, $1,4$, $2,04$ y $2,84$.

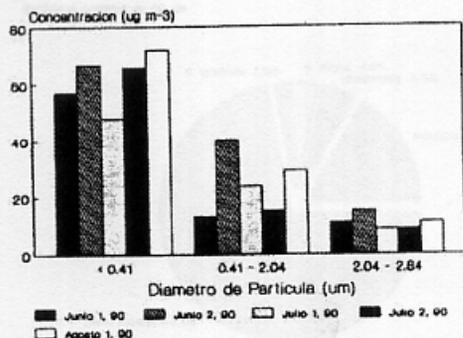


Fig. 10. Variación de las concentraciones promedio semanal para tres rangos de diámetro de partículas respirables para el invierno de 1990, en el sitio Olivos, sobre la capa de inversión térmica.

Como comparación a la información presentada en las Figs 6,7,8 y 9 correspondientes a los aerosoles colectados con un sistema de impactación fraccionada a una altura de unos 2 m, esto es a nivel de lo que respira el santiaguino, la Fig. 10 muestra información para los aerosoles situados sobre la capa de inversión térmica (CIT), esto es, a unos 890m sobre el nivel del mar y unos 300 m sobre el nivel del suelo. Se ve que la distribución sigue siendo log-normal para las tres fracciones consideradas y, para las partículas menores de $0,41 \mu\text{m}$ las concentraciones son siempre mayores de $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Esto indica que la CIT permite el paso de los contaminantes sobre ella. Más aún, la comparación entre las Figs. 8 y 10 muestra que las partículas menores de $0,41 \mu\text{m}$ sobre la CIT siguen la misma tendencia (sólo las concentraciones son menores) que las bajo ella.

La Fig. 11 muestra las concentraciones mensuales de partículas menores de $0,41 \mu\text{m}$ y sus contenidos de sulfato, bajo la CIT. Se aprecia que los valores son más altos en invierno. Durante el mes de Agosto, la proporción de sulfato aumenta si bien mantiene casi el mismo valor absoluto de Julio. Si este sulfato se encuentra mayoritariamente al estado de sulfato de amonio, como sería lo lógico de esperar, esto puede explicar, al menos en parte la mayor falta de visibilidad que ocurre en estos dos meses, aún cuando las concentraciones de partículas sean un poco menores que las del mes de Junio. Esto podría explicar la discrepancia que ocurre algunas veces durante el invierno, entre el nivel de contaminantes que informa el Servicio de Salud del

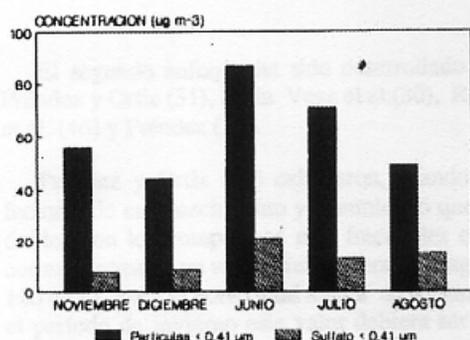


Fig. 11: Variación de las concentraciones promedio mensuales de partículas y de iones sulfato en aerosoles de diámetro menor a 0,41 μm , bajo la capa de inversión térmica.

Ambiente y la falta de visibilidad y por ende de confort que aprecia el santiaguino.

La Fig. 12 muestra la información mensual para partículas menores de 0,41 μm y su contenido de sulfatos para los aerosoles atmosféricos sobre la CIT. Se puede observar que, si bien las partículas siguen la tendencia de las presentes bajo la CIT, las concentraciones de sulfato no lo hacen y es así que en Julio muestran sus % mayores. Por otra parte, las concentraciones absolutas de sulfato son bastante menores (también lo son las partículas).

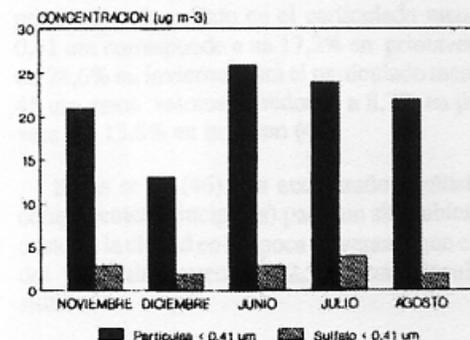


Fig. 12. Variación de las concentraciones promedio mensuales de partículas y de iones sulfato en aerosoles de diámetro menor a 0,41 μm , sobre la capa de inversión térmica.

Orígenes y fuentes emisoras de partículas en Santiago.

Los porcentajes de contribución de las distintas fuentes emisoras de material particulado pueden determinarse desde dos enfoques diferentes: a par-

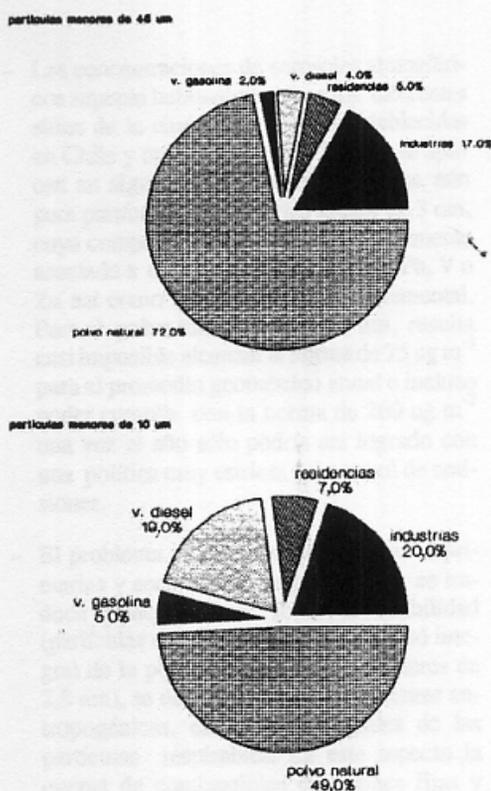


Fig. 13. Contribución de las fuentes emisoras de material particulado a los aerosoles atmosféricos de Santiago, menores de 45 μm y menores de 10 μm . (Referencia Programa de Descontaminación Ambiental. Comisión de Descontaminación Región Metropolitana, Abril 1990).

tir del número, tipo, tasas de emisión, etc (modelos de dispersión de emisiones) de las distintas fuentes y, a partir del análisis de forma, tamaño, composición química de los aerosoles presentes en la atmósfera urbana (modelos orientados al receptor).

En Santiago, el primer enfoque ha sido desarrollado por la Intendencia Región Metropolitana y los resultados se muestran en la Fig. 13 para el material particulado menor de 45 μm y para la fracción menor de 10 μm , para la información proporcionada por la Comisión Especial de Descontaminación, Región Metropolitana, desde el inventario de fuentes emisoras, para toda el área metropolitana. Se puede apreciar la redistribución de los aportes cuando el diámetro de las partículas disminuye. Nótese en particular la mayor participación de los vehículos diesel.

El segundo enfoque ha sido desarrollado por Préndez y Ortiz (31), De la Vega et al.(30), Rojas et al. (46) y Préndez (37).

Préndez y Ortiz (31) calcularon, usando los factores de enriquecimiento y asumiendo que los óxidos son los compuestos más frecuentes en la corteza terrestre, un valor mínimo para Santiago de $100 \mu\text{g m}^{-3}$ para el polvo total menor de $45 \mu\text{m}$. En el período de invierno este valor debiera ser aún superior.

De la Vega et al.(30) han estimado (usando factores de enriquecimiento y balance de masa) en un 31% el aporte de las fuentes naturales al particulado menor de $45 \mu\text{m}$, en el centro de la ciudad y en un 62% dicho aporte en las afueras de ella, de tal modo que el material particulado presente dentro de la ciudad provendría esencialmente de fuentes antropogénicas. Con respecto a sulfatos, sostienen que un 22,5% tiene origen antrópico en las estaciones céntricas, en tanto que un 26,9% lo tiene en las periféricas.

Trabajos en curso nos permiten afirmar que los sulfatos en el sitio Olivos, se encuentran mayoritariamente en las partículas 100% respirables. El porcentaje de sulfato en el particulado menor de $0,41 \mu\text{m}$ corresponde a un 17,2% en primavera y a un 24,6% en invierno. Para el particulado menor de $45 \mu\text{m}$ estos valores se reducen a 8,7% en primavera y a 13,8% en invierno (47).

Rojas et al. (46) han encontrado (análisis por componentes principales) para un sitio ubicado al oeste de la ciudad en la época de verano, que el 49% del particulado menor de $2,5 \mu\text{m}$ está vinculado a sulfato.

Conclusiones.

Los resultados presentados y discutidos son consistentes entre sí y evidencian que:

- No es posible dar valores generales para las concentraciones o los porcentajes de participación, de un contaminante u otro, sino que ellos varían de un lugar a otro de la ciudad. En esto influyen sin duda las características topoclimáticas del sitio considerado.

- Las concentraciones de aerosoles atmosféricos superan habitualmente, en los diferentes sitios de la ciudad, las normas establecidas en Chile y con mayor razón las que se aplican en algunos países industrializados, aún para partículas de diámetro menor de $3 \mu\text{m}$, cuya composición química está fuertemente asociada a elementos pesados como Pb, V o Zn así como también a carbono elemental. Para el polvo total menor de $45 \mu\text{m}$, resulta casi imposible alcanzar la norma de $75 \mu\text{g m}^{-3}$ para el promedio geométrico anual e incluso poder cumplir con la norma de $260 \mu\text{g m}^{-3}$ una vez al año sólo podría ser logrado con una política muy estricta del control de emisiones.

- El problema de Santiago por partículas primarias y secundarias, cuyo impacto se traduce principalmente sobre la visibilidad (partículas en torno a $1 \mu\text{m}$) y la salud integral de la población (partículas menores de $2,5 \mu\text{m}$), se debe básicamente a fuentes antropogénicas, emisores principales de las partículas respirables. En este aspecto la quema de combustibles en fuentes fijas y móviles tienen un alto grado de participación y responsabilidad.

- Las partículas secundarias provenientes de la transformación de SO_2 a sulfato y a ácido sulfúrico y asociadas a las menores de $0,41 \mu\text{m}$ destacan como irritantes químicos y son fundamentales en la disminución de la visibilidad y el deterioro ambiental.

Sobre esta base, resulta urgente que los organismos gubernamentales no sólo dicten normas para las diferentes fuentes emisoras, sino que establezcan los mecanismos para hacerlas cumplir. Para este efecto, la población en general, no puede ni debe quedar excluida; pero, para que esta acción resulte eficiente y eficaz, urge una clara e intensa política de educación ambiental y de difusión a la opinión pública de la información existente.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos Fondecyt 0167/88 y DTI, U. de Chile, Q-2745.

Referencias

1. Stern AC, Boubel RW, Turner DB, Fox DL, "Fundamentals of air pollution". Academic Press, Inc. 2nd Ed, 1984.
2. Préndez M, "Contaminación del aire por material particulado". Bol. Soc. Chil. Quim. 1984; 29: 258-296.
3. Stocker SH, Seager S L, "Contaminación ambiental: Contaminación del aire y del agua". Barcelona: Edit. Blume, 1981.
4. Liu BYH, "Fine particles: aerosols generation, measurement, sampling & analysis". USA: Academic Press Inc., 1976.
5. Friedlander SK, "Smoke, dust and haze: Fundamentals of aerosol behavior". USA: John Wiley & Sons, Inc., 1977.
6. Scientific Assessment of Stratospheric Ozone: 1989. Edit. WMO. Global ozone research and monitoring project. Report # 20; 1, Ch. 1: 1-142.
7. Trier A, Horvath HJ, Aerosol Sci. (1989-08); 20: 1197.
8. Trier A, Horvath H, "Atmospheric extinction in the visible" 1991; Abstr. I Congreso Ibero-Americano del Medio Ambiente Atmosférico. Enero 7- 11, Santiago, Chile.
9. Vossler TL, Macias ES, "Contribution of fine particle sulfate to light scattering in St. Louis summer aerosol". Environ. Sci & Technol. 1986; 20: 1235-1243.
10. Baumgärtner M, Remde A, Bock E, Conrad R, "Release of nitric oxide from building stone into the atmosphere" Atmosph. Environ. 1990; 24B: 87-92.
11. Bignon J, "La pollution oxydante. Effets sur la santé" Pollution Atmosphérique 1988; 120: 378-382.
12. Brochard P, Pairon JP, Bignon J, "Aérosol et Santé: déposition et épuración des particules inhalées". Poll. Atm. 1990; 126: 178-184.
13. Morgan WK, "The deposition and clearance of dusts from lungs; their role in the etiology of occupational lung disease". In: Morgan, W.K. & A. Seaton. Occupational lung diseases Philadelphia: Saunders Company, 1984; 77-96.
14. Wadden RA, Scheff PA, "Indoor air pollution: characterization, prediction & control" USA: Academic Press Inc., 1983.
15. Tanner RL, Leaderer BP, Spengler JD, "Acidity of the atmospheric aerosols". Environ. Sci. & Technol. 1981; 15: 1150-1152.
16. Viala A, Gouezo F, "Action, sur la santé de l'homme, des métaux lourds (Pb, Cd, V, Hg) en suspension aérienne aux faibles concentrations" Poll. Atm. 1988; 120: 389-394.
17. Stockwell WR, Calvert JG, "The mechanism of the HO-SO₂ reactions". Atmosph. Environ. 1983; 17: 2231-2235.
18. Izume, KI, Mizouchi M, Yoshloka M, Murano K, Fuku T, "Redetermination of the rate constant for the reaction of HO. radicals with SO₂". Environ. Sci. & Technol. 1984; 18: 116-118.
19. Amdur MO, Sarofim, AF, Neville M, Quan RJ, McCarthy JF, Elliot JF, "Coal combustion aerosol and SO₂: an interdisciplinary analysis". Environ. Sci & Technol. 1986; 20: 138-145.
20. Gaffney JS, Streit GE, Spall WD, Hall JH, "Beyond acid rain. Do soluble oxidants and organic toxins interact with SO₂ and NO_x to increase ecosystem effects?" Environ. Sci. and Technol. 1987; 21: 519-524.
21. Kadowaki S, "On the nature of atmospheric oxidation process of SO₂ to sulfate and of NO₂ to nitrate on the basis of diurnal variations of sulfate, nitrate and other pollutants in an urban area". Environ. Sci. & Technol. 1986; 20: 1249-1253.
22. Liplert FW, Morris SC, Wyzga RE, "Acid aerosol the next criteria air pollutant" Environ. Sci. & Technol. 1989; 23: 1316-1322.
23. Ruprecht H, Siggs L, "Interaction of aerosol (ammonium sulfate and ammonium nitrate) and gases (HCl, HNO₃, NH₄Cl) with fog water" Atmosph. Environ. 1990; 24A: 573-584.
24. Sinclair JD, Psota-Kolty CA, Weschler CS, Shields HC, "Measurements and modeling of airborne concentration and indoor surface accumulation rates of ionic substances at Neenah, Wisconsin" Atmosph. Environ. 1990; 21A: 627-638.
25. Engel RE, Hammer DI, Horton RJ, Lane NM, Plumlee LA, (1971) "Environmental Pb and public health. Pollution Control Office Publication N° AP-90. EPA Edit., Research Triangle Park N.C., U.S.A.
26. Silo C, "Informes anuales del Servicio de Salud del Ambiente" entre 1976 y 1986. Edit. Ministerio de Salud, Servicio de Salud del Ambiente. 1976-1986.

27. Escudero J, Sandoval H, Ulriksen P, "Diagnostico de la contaminación atmosférica en Santiago". *Rev. Ing. Sistemas*, 1983; 3: 28-52.
28. Préndez M, Ortiz J, Cortés E, Cassorla V, "Elemental composition airborne particulate matter from Santiago City, Chile, 1976". *J. Air Pollution Control Association, JAPCA*, 1984; 34: 54-56.
29. Préndez M, Ortiz J De la Vega V, Fuentes H Del Carpio L, Urrutia N, "Avances sobre la calidad del aire en Santiago". *Actas II Encuentro Científico sobre el Medio Ambiente Chileno*, 1986; 2: 305-314.
30. De la Vega V, Fuentes H, Ortiz J, Préndez M, "Balance de masa en aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile". *Bol. Soc. Chil. Quím.* 1987; 32: 187-197.
31. Préndez M, Ortiz J, "Estimación de la fracción natural en los aerosoles atmosféricos de Santiago de Chile", *Bol. Soc. Chil. Quím.* 1982; 27: 282-285.
32. Lee Jr, RE, Goranson SS, *Environ. Sci. & Technol.* 1972; 6: 1019-1024.
33. Lee Jr, RE, Goranson SS, Enrione RE, Morgan GB, *Environ. Sci. & Technol.* 1972; 6: 1025-1030.
34. Givoni B, "Urban design in different climates". Suisse, Edit. WMO, World Climate Programme Applications 10.1989; TD N° 346.
35. Warner H, Fillinger P, "Orographic influence on Urban Climate", *Weather & Climate*, 1989; 9: 22-28.
36. Ortiz J, Préndez M, Zolezzi S, "Influencia de las condiciones meteorológicas sobre las concentraciones de aerosoles atmosféricos de Santiago". I Encuentro Científico sobre el Medio Ambiente Chileno, La Serena, Agosto. 1983 Actas 2, Sección ATM: 10-14.
37. Préndez M, "Contaminación atmosférica urbana: estudio de casos". I Congreso Iberoamericano del Medio Ambiente Atmosférico. 7-11 Enero, 1991 Santiago, Chile. Universidad de Santiago de Chile.
38. Romero H, Aranda C, "Topoclimatology of the Santiago basin and its effects on air pollution and health". *Proceed. of the Symp. of the topoclimatological investigation and mapping study group.* August 10-13, 1988 Christchurch, New Zealand.
39. Romero H, "The topoclimatology of Santiago basin as a bases for its urban climatic problems". *International Symposium of Urban and Local Climatology.* Freiburg(Br), February 20-21. Germany, in *Freiburger Geographische Hefte*, 1986; 26: 120-130.
40. Ulriksen P, Aceituno P, "Estudios de contaminación atmosférica de Santiago desarrollados en el Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile" *Revista Geofísica (Inst. Panam. de Geografía e Historia)*, 1975; 3: 37-42.
41. Ulriksen P, Aceituno P, "Campaña de mediciones meteorológicas en Santiago, Noviembre de 1976" 1977 Edit. Departamento de Geofísica, Universidad de Chile.
42. Préndez M, Ortiz J, "Atmospheric pollution by fractionated particulate matter of Santiago, Chile". *Man & his Ecosystem. Proceed. 8th WOCLEAN*, Eds. L.J. Brasser and W.C. Mulder, Amsterdam, 1989; 3: 575-580.
43. Préndez MM, Ortiz JL, Cortés E, Huerta R, (1980) "Plomo y bromo en aerosoles atmosféricos de Santiago: Parte I" *Bol. Extr. Soc. Chil. Quím.* 1980; 25: 243-245.
44. Trier A, Silva C, "Inhalable urban atmospheric particulate matter in a semi-arid climate. The case of Santiago of Chile". *Atmosph. Environ.* 1987; 27: 977.
45. Préndez M, Ortiz J, (1982) "Elementary composition of airborne particulate matter of Santiago de Chile". *Proceed. of Vth Internl. Clean Air Congress.* Buenos Aires. Argentina, 1, 273-277.
46. Rojas CR, Artaxo P, Van Grieken R, "Aerosols in Santiago de Chile: A study using receptor modelling with X-ray fluorescence and single particle analysis" *Atmosph. Environ.* 1990; 24B: 227-241.
47. Campos CI, Tesis para optar al Título de Químico de la Universidad de Chile (Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas), 1991.

Trabajo recibido: 3 de mayo de 1991

Aceptado en versión corregida: 2 de septiembre de 1991.