

MEDIOAMBIENTE EN IBEROAMÉRICA

Visión desde la Física y la Química en los albores del Siglo XXI

Juan F. Gallardo Lancho
(Editor y coordinador)



**Sociedad Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**



Tomo I

MEDIO AMBIENTE EN IBEROAMERICA

IV CONGRESO IBEROAMERICANO DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL

(IV C.i.F.yQ.A.)

Cáceres (España)

Mayo (2006)

TOMO I

**Sociedad Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

Juan F. Gallardo Lancho
(Editor y Coordinador)

Juan F. Gallardo Lancho
(compilador)

APOYO TÉCNICO:

Lorena Alonso López

(Becaria CSIC)

Jesús Hernández Pombero

(Técnico CSIC)

© SiFyQA www.sifyqa.org.es.

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS.

PROHIBIDA LA REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL DE ESTA
OBRA POR CUALQUIER PROCEDIMIENTO, INCLUIDA
LA FOTOCOPIA, SIN PERMISO ESCRITO DEL EDITOR

I.S.B.N.: 978-84-611-0352-2.

Impreso en España

Printed in Spain

Complejo Cultural "San Francisco".
Diputación Provincial de Cáceres.
CÁCERES (España)

Imprenta:

Diputación Provincial de Badajoz.

BADAJOZ (España).

Sección I. Procesos en Física y Química atmosférica

ACERO DÍAZ, F. J., V. L. MATEOS MASA, E. M. CABRERA FERNÁNDEZ, y J. A. GARCÍA GARCÍA: Estudio de la concentración de ozono troposférico en un emplazamiento rural de Extremadura (España)	15
ALONSO, M.ª S., M.ª R. FIDALGO y J. L. LABAJO: Evolución temporal de la isla de calor de Salamanca (España)	25
ANTÓN, M., A. SERRANO, M. L. CANCELLO, J. M. VAQUERO y J. A. GARCÍA: Mini-agujeros de ozono sobre Extremadura durante el año 2004: Influencia sobre la radiación UV	35
CALVO BLÁZQUEZ, L., M.ª R. PALOMO, P. VALIENTE, F. VINAGRE y E. PINILLA: Monotorización de plomo en muestras de material atmosférico de Extremadura (España)	45
CASARTELLI, M. R., N. MIRLEAN, M. C. PERALBA, M. X. GÓMEZ y M. MADEIRA: Deposição húmida e seca na área de influência das industrias de Rio Grande do sul, Brasil	53
CASAS, M. C., R. RODRÍGUEZ, J. LORENTE y A. REDAÑO: Análisis de la lluvia extrema en Barcelona mediante una red pluviométrica de microescala	63
DÍAZ, G. C., M. C. CASTAÑÓN, G. BALLESTEROS y J. RAMÍREZ: Caracterización de material particulado en zonas urbanas de Baja California (México)	73
DOMÍNGUEZ MARTÍN, S., C. SIMAL PIERNA y E. L. GARCÍA DÍEZ: El fuego como problema meteorológico	79
DONOSO, L., J. ALVARADO, A. ROJAS y T. PÉREZ: Relaciones entre ozono y monóxido de C en diferentes sitios del litoral central de Venezuela.....	87
ESTELLÉS, V., J. A. MARTÍNEZ-LOZANO y M. P. UTRILLAS: Influencia del transporte regional sobre las propiedades de los aerosoles atmosféricos en Valencia (España)	91
FALCÓN BRISEÑO, Y., E. MARTÍNEZ y L. CORTÉS: Correlación entre la masa de las partículas finas PM _{2,5} recolectadas utilizando un muestreador de bajos volúmenes y la composición química de los aerosoles ácidos PM _{2,5} recolectados con un muestreador de separación anular en el noroeste de la zona metropolitana	

de la ciudad de México.....	101
GRANADOS, J., J. R. VARELA y J. H. GARCÍA: Perfil vertical del viento sobre la ciudad de México en la campaña 2003 MIT CAM (México)	109
HANDT, H., R. FERNÁNDEZ, Z. BENZO, C. GÓMEZ y E. MARCANO: Distribución química de Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Pb y Zn en muestras de polvo en ambientes escolares de la ciudad de Caracas (Venezuela)	117
LORENTE CASTELLO, J., Y. SOLA, E. CAMPMANY, J. RODRÍGUEZ y J. F. OLMO: Influencia de los aerosoles atmosféricos en la irradiancia solar ultravioleta incidente en el suelo	123
MAGALDI, A., J. BECH, J. DELGADO y J. LORENTE: El uso de las imágenes del satélite METEOSAT 8 para corregir las observaciones del radar meteorológico ..	133
MORALES, R. G. E., M. A. LEIVA y R. SEGUEL: Pronóstico de episodios de contaminación atmosférica en la ciudad de Santiago de Chile	143
MORENO, N., A. ALASTUEY, X. QUEROL, M. VIANA, A. GUERRA, J. A. LUACES y J. BASORA: Contribución de fuentes y estimación del impacto de las operaciones con graneles en los niveles de PM10 en el puerto de Tarragona (Proyecto HADA: España)	151
MORENO, T., X. QUEROL, A. ALASTUEY, S. GARCIA DOS SANTOS y W. GIBBONS: Variaciones temporales en las concentraciones y material atmosférico particulado en Puertollano (España).....	161
ORTEGA, S., M. ALARCÓN, M. R. SOLER, D. PINO y J. GRASA: Cálculo y análisis de las emisiones relevantes en la modelización fotoquímica mesoescalar	171
PALOMO MARÍN, M.ª R., L. CALVO, E. PINILLA, T. MORENO y X. QUEROL: Variación estacional de los niveles de partículas en suspensión en la Región de Extremadura (España)	179
PEY, J., A. ALASTUEY y X. QUEROL: Perfil químico del material particulado atmosférico en el mediterráneo durante episodios de recirculación regional e intrusiones de masas de aire de origen norteafricano (Baleares, España)....	185
PINILLA GIL, E., F. J. DELFA, M.ª R. PALOMO, C. MARTÍN y M. BASTOS: Distribución y evolución del ozono troposférico en áreas urbanas y rurales de Extremadura, (España), durante el año 2004	193

QUERALT, S., D. GALLEGO, E. HERNÁNDEZ y I. ITURRIOZ: Análisis de la inestabilidad atmosférica y su relación con la dinámica de precipitación de la región occidental de la península Ibérica.....	203
QUEROL, X., A. ALASTUEY, T. MORENO, M. VIANA, S. CASTILLO, J. PEY, B. ARTIÑANO, S. GARCIA DOS SANTOS, R. FERNÁNDEZ, M. J. SANZ, M. C. MINGUILLÓN, E. MONFORT, R. PALOMO y E. R. PINILLA: Variaciones químicas, temporales y espaciales, del material particulado PM10 y PM2.5 en estaciones urbanas en España.....	209
RICO, A. E., A. CORREA-GARCÍA y M. M. CORONADO: Patrones diurnos del ozono en invierno: Ciudad de México	217
RODRÍGUEZ, R., M. C. CASAS y A. REDAÑO: Análisis fractal de la distribución temporal y espacial de la lluvia en Barcelona (España)	225
RUIZ LEO, M., E. HERNÁNDEZ: Predicción de temperaturas máximas extremas en función de la radiación.....	235
SCHIAPPACASSE, N., F. CERECEDA-BALIC, V. VIDAL y P. OYOLA: Distribución de fases de HAPs en aerosoles atmosféricos de la comuna de Pudahuel, Santiago de Chile: Influencia sobre la evaluación del riesgo en salud.....	243
SIMAL PIERNA, C., S. DOMÍNGUEZ MARTÍN y E. L. GARCÍA DÍEZ: Mesoescala e incendios forestales.....	253
TORMO MOLINA, R., E. PINILLA, I. SILVA, y A. F. MUÑOZ: Relaciones entre la distribución de partículas aerobiológicas aerovagantes (Granos de polen y esporas) y la dispersión de gases y partículas inorgánicas contaminantes en la atmosfera de Badajoz (España)	261
VALENZUELA, H.: Modelos de emisión de contaminantes en zonas urbanas en el Estado de Baja California (México)	269

ESTUDIO DE LA CONCENTRACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO EN UN EMPLAZAMIENTO RURAL DE EXTREMADURA (ESPAÑA)

F. J. Acero, V.L. Mateos, E.M. Cabrera, J.A. García

*Departamento de Física. Universidad de Extremadura. Avd. Elvas s/n. 06071 Badajoz. España.
fjacero@unex.es*

Tropospheric ozone concentration study in a rural location in Extremadura (Spain)

Abstract

Tropospheric ozone is an atmospheric constituent with the category of pollutant when it exceeds certain concentrations. In Europe, 2002/3/CE Directive of ozone in air regulates the objectives of the air quality in long term. In this work, values of tropospheric ozone from a rural location in Extremadura (Spain), far from any anthropogenic centre issuer of ozones's precursors registered in 2003, 2004 and 2005 summer are presented. Sometimes, in these three summers, recommended thresholds have been exceeded. The relation between temperature and ozone concentration was studied; there is a high relation between both magnitudes. From the analysis of the meteorological situation, taking into account the trajectories, maxima ozone concentration fit in time with days in which the meteorological situation produces no renovation of air in the low troposphere.

Keywords: tropospheric ozone, air pollution, Extremadura.

1. Introducción.

El ozono troposférico es un constituyente atmosférico con la categoría de contaminante, al superar ciertas concentraciones. Cada vez se van conociendo mejor sus efectos nocivos sobre la vegetación y la salud humana. Así, en las instalaciones de medida de contaminación atmosférica, se registran datos de ozono, junto con los de otros agentes como óxidos de azufre, de nitrógeno o de carbono. En Europa, la Directiva 2002/3/CE relativa al ozono en el aire de espacios abiertos regula la fijación de objetivos de calidad del aire a largo plazo.

Hasta hace pocas décadas, se creía que todo el ozono troposférico provenía de la estratosfera, que sería la única región de la atmósfera donde se generaba ozono. Sin embargo, hoy día se conoce que más de la mitad del ozono troposférico se genera en la misma troposfera, mediante reacciones químicas, en las que juegan un papel determinante determinados precursores como óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles (Sillman 1999). También influyen la radiación solar y la temperatura. La mayor parte de los precursores tiene su origen en la actividad humana, siendo considerados contaminantes atmosféricos primarios, mientras que el ozono sería un contaminante secundario, pues depende de los anteriores.

El problema de contaminación por ozono se creía, por tanto, que era exclusivo de aquellos emplazamientos con un elevado nivel de contaminantes primarios, como las grandes ciudades. Sin embargo, las corrientes atmosféricas facilitan el desplazamiento a distancia (incluso transoceánica) de los precursores, por lo que es necesario considerar, además, la situación meteorológica, en aspectos tales como la radiación y temperatura y el régimen de vientos que se presenta (Álvarez et al. 2001, Louka et al. 2003). Por tanto, zonas alejadas de los focos de contaminación atmosférica primaria, pero con elevados niveles de radiación y temperatura, pueden presentar unas altas concentraciones de ozono troposférico (Donev et al. 2002). Las elevadas temperaturas propician la formación de ozono troposférico al favorecer la cinética de las reacciones químicas y, de modo indirecto, al aumentar la generación de compuestos orgánicos volátiles de origen natural (Klaus et al. 2001).

2. Descripción del emplazamiento y datos utilizados.

Para determinar la concentración de ozono disponemos de un analizador de ozono DASIBI que emplea el método de absorción ultravioleta. Esta técnica se basa en la característica del ozono de absorber ciertos rangos de longitudes de onda en la fracción ultravioleta de la luz, concretamente alrededor de los 253 nm. El equipo de medida está situado en una dehesa extremeña formada por un bosque de encinas y situada a 39° N, 6° W y 307 metros de altitud. Este emplazamiento se encuentra

próximo a la zona regable de la Comarca de las Vegas Altas del río Guadiana, comarca de agricultura intensiva, que concentra su actividad productiva en los meses de verano.

Los valores de la concentración de ozono han sido registrados en promedios evaluados cada 15 minutos durante los siguientes períodos de estudio:

Año 2003: 1 al 15 de agosto, que se corresponde con el período de la ola de calor registrada en el verano de 2003. Aunque la ola de calor comenzó en los últimos días de julio, un fallo en el analizador de ozono impidió disponer de los datos de esos días.

Año 2004: 30 de abril al 22 de octubre.

Año 2005: 22 de abril al 31 de agosto.

3. Valores de referencia.

El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea adoptaron la medida 2002/3/CE, publicada el 9 de marzo de 2002 en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas, relativa al ozono en el aire de espacios abiertos. Esta Directiva exige el establecimiento de valores objetivos y/o límites para el ozono para proteger la salud de las personas así como la vegetación. Igualmente establece que debe fijarse un umbral de alerta respecto al ozono para la protección de la población en general. Para proteger a sus grupos más vulnerables debe establecerse un umbral de información. Esta Directiva, que entró en vigor en Septiembre de 2003, es la que hemos usado para considerar los valores de referencia de este trabajo.

	Parámetro	Valor objetivo para 2010
Valor objetivo para la protección de la salud humana	Máximo de las medias octohorarias del día de las concentraciones de ozono.	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que no deberá superarse más de 25 ocasiones por cada año civil de promedio en un período de 3 años.
Valor objetivo para la protección de la vegetación	AOT40, calculada a partir de valores horarios de mayo a julio.	18000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ de promedio en un período de 5 años.
Umbral de información	Promedio horario	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Umbral de alerta	Umbral de alerta	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabla 1.- Valores objetivos y umbrales que marca la Directiva 2002/3/CE relativa al ozono en el aire de espacios abiertos.

4. Análisis de los valores obtenidos.

Vamos a estudiar si las concentraciones de ozono registradas en nuestro emplazamiento cumplen dicha normativa. En primer lugar, estudiamos el valor objetivo para la protección de la salud humana. A partir de los datos registrados, calculamos el máximo de los promedios octohorarios correspondiente a cada día.

4.1. Año 2003

Como se ha mencionado anteriormente, el período de medida del año 2003, se corresponde con un período de ola de calor. Considerando los datos de las estaciones de referencia del CMT en Extremadura, destacamos que las temperaturas mínimas fueron superiores al umbral establecido (temperatura mínima igual o superior a 24°C durante dos días o más), durante los 16 días comprendidos entre el 30 de julio y el 14 de agosto. Éste es el episodio de mayor duración de una racha de temperaturas superiores a 40°C registrado en el observatorio de Badajoz. Además, atendiendo al criterio de temperatura máxima superior a 42°C durante dos días o más se superó los días comprendidos entre el 30 de julio y el 5 de agosto, y desde el 9 al 13 de agosto. Durante los días 31 de julio y 2 de agosto se registraron temperaturas máximas superiores a 43°C en el Observatorio de Badajoz, lo cual constituye el único episodio de temperaturas máximas diarias superiores a dicho umbral en el periodo de observación de dicha estación que abarca casi 50 años (1955-2003).

En la figura 1 (izquierda) se muestran los máximos diarios mencionados anteriormente, y con una línea horizontal se indica el valor objetivo para la protección de la salud humana (120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Se comprueba que todos los días, salvo el último, este valor ha sido superado, incluso en algunos días hasta en un 50 % por encima del valor establecido.

También hemos estudiado el umbral de información a la población establecido en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Se detectan 16 ocasiones en que es superado este umbral. Suceden los días 6, 7, 9, 13 y 14, destacando entre ellos el día 13 de agosto en que se produce la superación de este umbral durante 6 horas seguidas. En la figura 1 (derecha) se observa la evolución de la concentración de ozono a lo largo de la quincena y con línea horizontal se indica el umbral de información a la población. Además, con línea discontinua se representa la temperatura registrada en una estación meteorológica situada en el mismo emplazamiento que el analizador. En esta figura se observa con claridad el ciclo diurno tanto de la temperatura como del ozono troposférico.

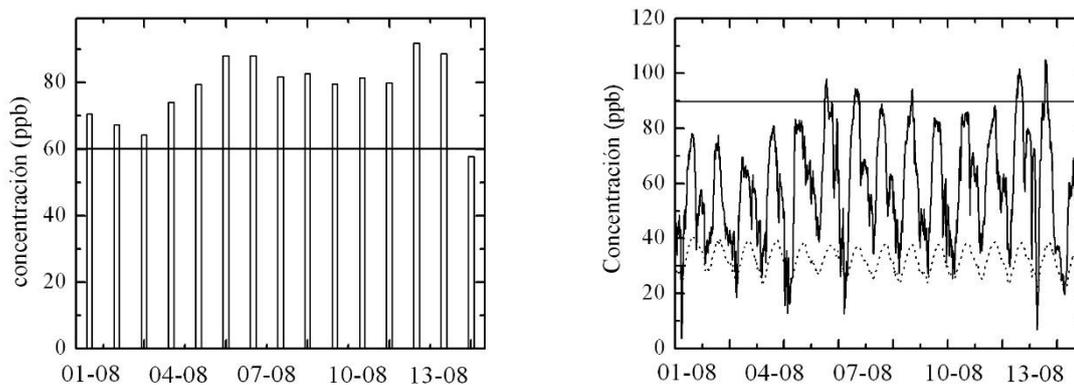


Fig. 1.- Máximo diario de la media octohoraria de la concentración de ozono troposférico durante el año 2003 (figura de la izquierda). En la figura de la derecha se representa la evolución de la concentración horaria de ozono troposférico en el período de medida correspondiente al año 2003 (línea continua) y evolución de la temperatura del aire en el mismo periodo (línea discontinua).

4.2. Año 2004

Comprobamos de nuevo, para el año 2004, si las concentraciones de ozono obtenidas en nuestro emplazamiento cumplen dicha normativa. En primer lugar estudiamos el valor objetivo para la protección de la salud humana. En la figura 2 (izquierda) se muestran los máximos diarios de los promedios octohorarios y con una línea horizontal se representa el valor objetivo para la protección de la salud humana. Se comprueba que en 57 días (de un total de 176) este valor ha sido superado, lo que representa más del 32 % de los días de nuestro período de estudio. Este valor es superado en nuestro emplazamiento ya que la Directiva Europea permite un número de superaciones igual a 25 por cada año civil.

También hemos estudiado el umbral de información a la población establecido en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Se detecta 1 superación de este umbral (día 18 de junio a las 12:00, registrándose $183 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En la figura 2 (derecha) se muestra la evolución de la concentración de ozono a lo largo del período estudiado y con línea horizontal se indica el umbral de información a la población.

Hemos calculado el AOT40, que es el valor objetivo para la protección de la vegetación. Se calcula entre los meses de mayo a julio. En nuestro emplazamiento, este valor ha resultado ser de $28784 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ que es mayor que lo establecido por la normativa ($18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$).

4.3. Año 2005

Hemos comprobado si las concentraciones de ozono obtenidas en nuestro emplazamiento cumplen dicha normativa. En primer lugar, estudiamos el valor objetivo para la protección de la salud humana. A partir de los datos calculamos el máximo de los promedios octohorarios correspondiente a cada día. En la figura 3 (izquierda) se muestran estos máximos diarios y con una línea horizontal se representa el valor objetivo para la protección de la salud humana. Se comprueba que en 18 días (de un total de 131) este valor ha sido superado, lo que representa más del 14 % de los días de nuestro período de estudio. Ahora bien, según la Directiva, el valor objetivo no deberá ser superado en más de 25 días por cada año. Por tanto estamos dentro de los límites establecidos según la legislación.

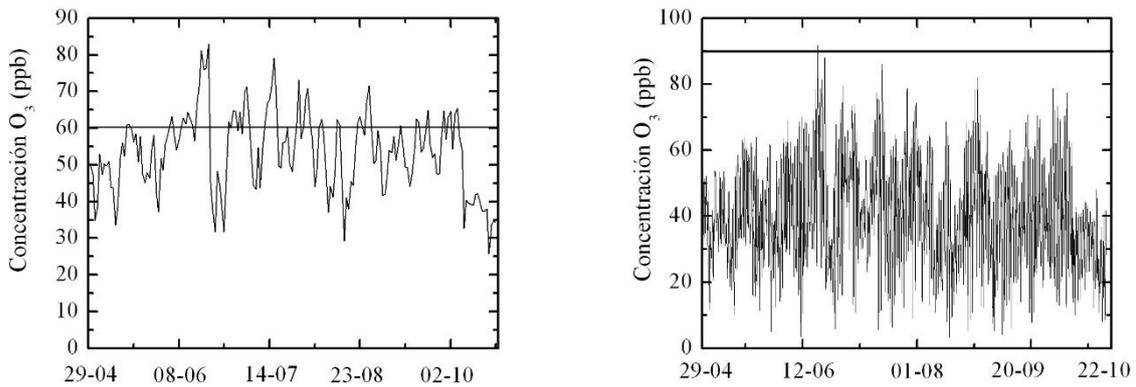


Fig. 2.- Máximo diario de la media octohoraria de la concentración de ozono troposférico durante el año 2004. La línea horizontal indica el valor objetivo para la protección de la salud humana que indica la normativa 2002/3/CE (figura de la izquierda). Evolución de la concentración horaria de ozono troposférico en el período de medida correspondiente al año 2004 (figura de la derecha).

También hemos estudiado el umbral de información a la población establecido en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no detectándose ninguna superación de este límite. En la figura 3 (derecha) se muestra la evolución de la concentración de ozono a lo largo del período estudiado y con línea horizontal se indica el umbral de información a la población.

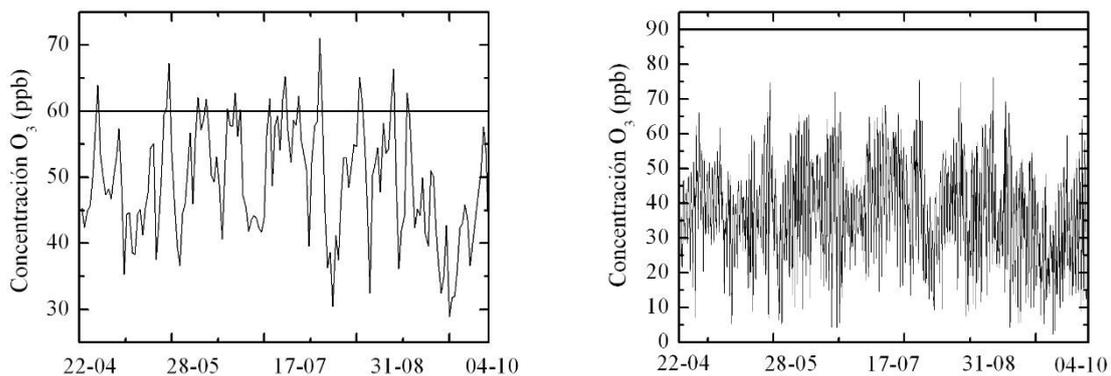


Fig. 3.- Máximo diario de la media octohoraria de la concentración de ozono troposférico durante el año 2005 (figura de la izquierda). Evolución de la concentración horaria de ozono troposférico en el período de medida correspondiente al año 2005 (figura de la derecha).

Analizamos de nuevo el valor objetivo para la protección de la vegetación (AOT40). Para el año 2005, el resultado es de $18230 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$ que está justo por encima de lo establecido por la normativa ($18000 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$). Las concentraciones de ozono troposférico registradas en el año 2005 son ligeramente inferiores a las registradas en el año 2004, siendo los promedios en ambos períodos de 81 y $78.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.

5. Influencia de la radiación solar y la temperatura.

La Europa meridional, en general, y la región extremeña, en particular, tiene unos veranos que favorecen elevados niveles de radiación y temperatura (Pleijel, 2000). Como el ozono se forma bajo la influencia de la luz solar, estos días han sido muy favorables para la formación de ozono. Esto nos ha llevado a estudiar la correlación entre la concentración de ozono y otras dos variables proporcionadas por una estación meteorológica automática instalada en el mismo emplazamiento que el analizador. Las variables consideradas han sido la radiación solar directa y la temperatura (ver figura 4). En primer

lugar, para el período de estudio del año 2003, los coeficientes de correlación obtenidos fueron: $R^2=0,439$ para la radiación solar y $R^2=0,603$ para la temperatura.

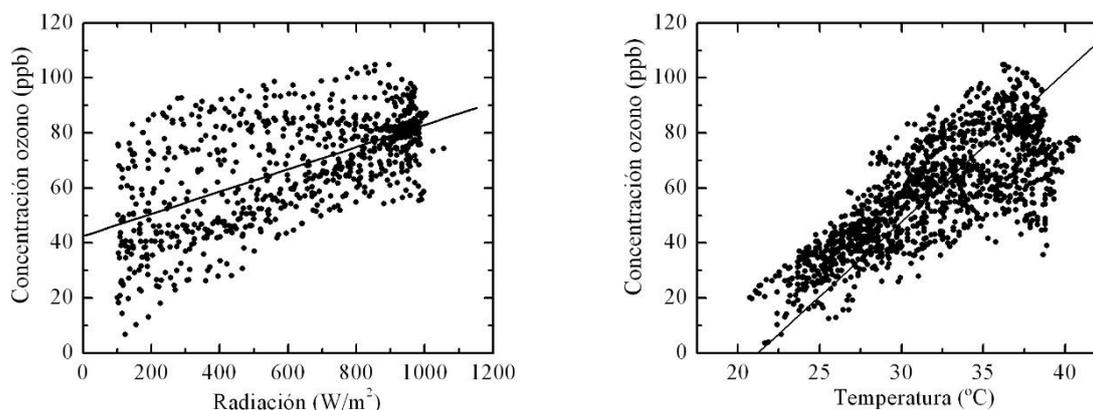


Fig. 4.- Correlación entre la concentración de ozono y la radiación solar en el período de medida durante el año 2003 (figura de la izquierda). Correlación entre la concentración de ozono y la temperatura del aire para el mismo período (figura de la derecha).

Se han calculado también, para el año 2004, los coeficientes de correlación obtenidos entre la concentración de ozono troposférico y la radiación y temperatura que se registraron en la estación meteorológica situada en el mismo emplazamiento. Estos coeficientes son: $R^2=0,349$ para la radiación solar y $R^2=0,528$ para la temperatura.

6. Análisis de la situación meteorológica.

Debido a que las condiciones meteorológicas influyen de forma decisiva en la distribución del ozono vamos a analizar la situación meteorológica del período de medida correspondiente a los años 2003 y 2004.

En general, durante el periodo del 1 al 15 de agosto de 2003, hay que decir que las trayectorias no son muy marcadas pues el periodo se caracterizó por vientos flojos y variables sobre la Península, pero analizando más exhaustivamente durante los días del 1 al 12, la situación general fue de vientos dominantes flojos de sur o suroeste, que propiciaron la invasión de aire norteafricano que, al llegar a la Península Ibérica, provocaron ambiente extremadamente seco y temperaturas elevadas. En la figura 5 (izquierda) se muestra, como ejemplo, la trayectoria del día 3 de agosto. A partir del día 13 y hasta el día 15, la situación se caracterizó por vientos en calma, una situación de estancamiento, con vientos flojos del oeste en ocasiones.

Durante el año 2004 no se produjo ningún fenómeno extremo de ola de calor, además la temperatura máxima alcanzada fue de 41°C, registrada de forma aislada. Ahora bien, si estamos ante una situación de no renovación de aire, la concentración de ozono aumenta ya que los precursores permanecen en la zona y se facilita la formación de ozono troposférico (Donev et al. 2002). Por este motivo, vamos a analizar las trayectorias en los días en que la concentración de ozono troposférico fue máxima durante todo el periodo estudiado del año 2004. Seleccionando los máximos de la concentración de ozono troposférico registrados en nuestro emplazamiento tuvieron lugar los días 17 y 18 de junio. Estudiamos por lo tanto la situación de estos días.

En la figura 5 (derecha) se presenta la trayectoria del día 17 de junio y viene caracterizada por vientos en calma y un estancamiento que provoca el aumento de la concentración de ozono troposférico. Esta trayectoria tiene dos días de duración y por lo tanto, desde el día 15 ya se encuentra dentro de la Península Ibérica.

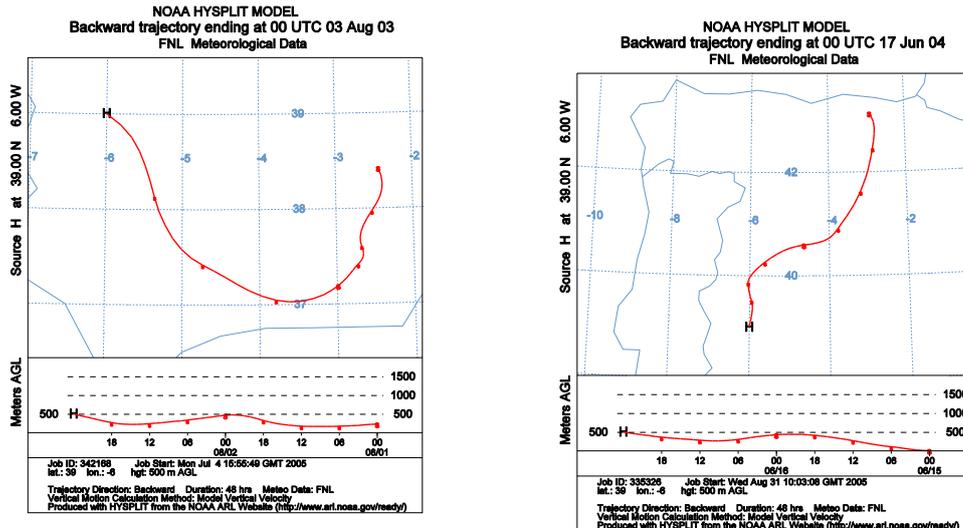


Fig. 5.- Trayectorias del día 03-08-2003 (figura de la izquierda) y del día 17-06-2004 (figura de la derecha).

7. Conclusiones.

En general, las concentraciones de ozono troposférico registradas en nuestro emplazamiento son altas, a excepción de lo que está sucediendo en el año 2005. Distinguimos en cada año:

En el año 2003, se ha comprobado que todos los días, a excepción del último, de la quincena motivo de nuestro estudio, ha sido superado el valor objetivo para la protección de la salud humana establecido en $120 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$. Del mismo modo, también se ha superado el umbral de información a la población durante los días 6, 7, 9, 13 y 14 de agosto. Estos valores tan elevados de concentración de ozono troposférico han tenido gran relación con las altas temperaturas alcanzadas durante esta quincena, coincidiendo con el episodio de ola de calor que se sucedió ese verano.

En el año 2004, se han superado varios de los valores objetivos establecidos en la Directiva.

En el año 2005, los valores de la concentración troposférico han sido menores y sólo se ha superado ligeramente el valor objetivo para la protección de la vegetación.

Se ha concluido que hay una relación directa entre temperatura y producción de ozono. Pero no sólo la temperatura influye en el incremento de la concentración de ozono. También el régimen de vientos y el efecto combinado de estos dos factores son responsables de estos incrementos.

Referencias:

- Pleijel, H. Ground-level ozone. A problem largely ignored in southern Europe. *Air Pollution and Climate Series* 12, 2000.
- Álvarez, E., F. de Pablo, C. Tomás y L. Rivas. Spatial and temporal variability of ground level ozone in Castilla-León (Spain). *International Journal of Biometeorology* 44, 2000.
- Donev, E., K. Zeller y A. Avramov. Preliminary background ozone concentrations in the mountain and coastal areas of Bulgaria. *Environmental Pollution* 117, 2002.
- García, M.A., M.L. Sánchez, I.A. Pérez y B. de Torre. Ground level ozone concentrations at a rural location in northern Spain. *Science of the Total Environment*, en prensa, 2005.
- Klaus, D., A. Poth, M. Voss y E. Jauregui. Ozone distributions in Mexico City using principal component analysis and its relation to meteorological parameters. *Atmósfera* 14, 2001.
- Louka, P., G. Finzi, M. Volta y I. Colbeck. Photochemical smog in South European cities. "Air Quality in cities". Nicolas Moussiopoulos, editor. Ed. Springer-Verlag, 2003.
- Sillman, S. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment* 33, 1821-1845, 1999.

EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA ISLA DE CALOR DE SALAMANCA

M^a Salud Alonso García, M^a del Rosario Fidalgo Martínez y José Luis Labajo Salazar.

Dpto. Física General y de la Atmósfera. Facultad de Ciencias. Universidad de Salamanca. E-37008 Salamanca. España.

Temporal Evolution of Urban Heat Island in Salamanca (Spain)

Abstract

We have determined the existence of the urban heat island (UHI) in a medium-sized city, with an extreme climate and few important foci of industrial pollution. By comparing the temperature series in an urban area and those from a nearby rural area, we studied the temporal evolution of the intensity of the UHI for the three-year period between 1996 and 1998. We detected two phenomena: Nocturnal heat island, when the difference of temperature between city and rural zone is positive, and diurnal heat island, when is negative (urban cool island). The most intense nocturnal heat island was seen in autumn, and the most intense diurnal heat island was seen in spring and summer. Statistical study of the annual series corresponding to the night-time heat island, showed that mean island intensity was between 2.0 °C and 4.0 °C (depending on the meteorological conditions and the time of the year).

Key words: urban heat island, urban cool island, urban microclimate, urban morphology, Salamanca.

INTRODUCCIÓN

Las actividades del ser humano influyen en aspectos tan diferentes como pueden ser el clima o la composición del aire, con graves consecuencias que llegan a afectar a su propio bienestar y al entorno y que, en la actualidad, se está procurando atenuar; puede afirmarse que la ciudad es, de hecho, un paisaje modelado por la mano del hombre. A las escalas más pequeñas, los estudios climáticos presentan diferencias espaciales significativas en las características climáticas de zonas colindantes. Indudablemente, a esta escala, la acción humana es de vital importancia en el comportamiento de los factores climáticos, lo cual, conduce a considerar microclimas artificiales generados por esa acción. Estas perturbaciones microclimáticas dan lugar a diferenciaciones claras entre el clima de las distintas ciudades, de su área de acción, y el clima rural. Una de las principales diferencias es el aumento de la temperatura en las ciudades producido por el proceso de urbanización, fenómeno al que se denomina “isla urbana de calor”.

Con este trabajo se pretende comprobar la existencia de la isla de calor urbana en Salamanca (España), una ciudad de tamaño medio con un clima extremado y focos industriales de poca actividad. Así se puede comprobar cómo el calentamiento urbano afecta a ciudades de estas características, pudiendo influir en los seres vivos de la zona.

Además, la isla de calor depende, entre otros factores, de las condiciones meteorológicas, por lo que su intensidad no va a ser una magnitud constante. El periodo de estudio considerado comprende tres años.

METODOLOGÍA Y DATOS

La variable que cuantifica el fenómeno “isla urbana de calor” se denomina intensidad de la isla de calor (2) y se define como: $I = \Delta T_{u-r} = T_u - T_r$ (°C), donde T_u es la temperatura del aire medida en un punto representativo del área urbana y T_r la temperatura del aire medida en un punto representativo del medio rural. En consecuencia, para su determinación es necesario disponer de datos de temperatura de estaciones meteorológicas urbanas y rurales.

Para este estudio los datos del medio rural son los medidos en el observatorio meteorológico de Matacán. Se considera como estación rural ya que está suficientemente alejado de la ciudad (16 km) y emplazado en la margen izquierda del río Tormes, en una región llana dedicada a la agricultura, especialmente al regadío.

En el medio urbano consideramos dos puntos de toma de datos, las estaciones E1 y E2 pertenecientes a la Red de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica de Castilla y León. La estación E1 está

situada en uno de los puntos de más alta contaminación, en pleno casco urbano, en el cruce de dos grandes avenidas. Es una zona caracterizada por mucho tráfico y gran densidad de edificación. La estación E2 está situada próxima a una zona verde. La consideración de esta estación como urbana radica en su ubicación en un barrio residencial, existiendo alguna instalación industrial en sus cercanías.

Los datos de las tres estaciones que se utilizan son las temperaturas a las 00.00 h, 07.00 h, 13.00 h y 18.00 h (horas que corresponden a las de observación climatológica) obteniéndose, de la banda del termógrafo, sus valores extremos, así como las horas a las que se alcanzan (todos los valores citados corresponden a horas UTC).

En cuanto a la metodología, como el estudio consiste en calcular la intensidad de la isla de calor determinando la diferencia de temperaturas entre el medio urbano y el rural, la principal variable va a ser la temperatura (°C). El propósito es determinar la evolución temporal de la intensidad de la isla de calor, para lo cual en este trabajo se opta por el método de comparación de las series de datos obtenidos en estaciones de toma de datos situadas en puntos muy diferentes de la ciudad [2], [4], [6], [7], [8].

RESULTADOS Y CONCLUSIONES

Evolución diaria

En primer lugar, al no existir ningún estudio de este fenómeno en la ciudad antes de los realizados por este equipo de trabajo, se ha preferido analizar de forma pormenorizada la evolución diaria de la isla de calor durante el año 1996. Dado que las condiciones iniciales que determinan la existencia de la isla de calor urbana son diferentes, se ha dividido el día en dos intervalos:

a) Horas diurnas, que incluyen las 13.00 h, las 18.00 h y la hora a la que se dan las temperaturas máximas ($T_{máx}$).

b) Horas nocturnas, que incluyen las 00.00 h, las 07.00 h y la hora a la que tienen lugar las temperaturas mínimas ($T_{mín}$).

La intensidad de la isla de calor a la hora en que se registran las temperaturas máximas se representa por $I_{máx} = T_{umáx} - T_{rmáx}$ y la calculada a partir de las temperaturas mínimas como por $I_{mín} = T_{umin} - T_{rmin}$; se añade el subíndice 1 ó 2 según corresponda a E1 o E2.

Estudio a horas diurnas

Se realiza un estudio de los estadísticos básicos y se obtiene la tabla 1

Tabla 1. Estadística descriptiva de la intensidad de la isla de calor (°C) en horas diurnas

	E1 13 h	E2 13 h	E1 18h	E2 18 h	E1 MÁX	E 2 MÁX
Máximo	2,7	4,9	5,7	4,3	6,5	5,9
Mínimo	-3,7	-7,9	-4,8	-4,9	-9,9	-4,0
Media	-0,1	0,9	-0,3	0,4	-0,9	-0,1
Mediana	-0,1	1,0	-0,5	0,4	-1,0	0,0
Moda	-0,5	0,5	0,0	-0,3	-1,5	-1,1
Rango	6,4	13,0	10,5	9,2	16,4	9,9
Dv. estándar	0,7	1,2	1,2	1,4	1,7	1,2
Varianza	0,5	1,4	1,5	1,9	3,0	1,4

Lo primero que llama la atención al observar los resultados de la tabla 1, es que los valores medios anuales de la intensidad de la isla de calor para las 13.00 h y 18.00 h de la E1, así como para las $T_{máx}$ en ambas estaciones, son negativos cosa que, en principio, puede resultar extraña ya que la intensidad de la isla de calor, ΔT_{u-r} , normalmente es positiva. Esto es lo que se conoce como *inversión de la isla de calor* [3].

La explicación de esta inversión la podemos encontrar en las causas que provocan la isla: la contaminación (menor en el entorno rural), la estructura urbana, (con edificios que absorben radiación y que producen zonas de sombra no existentes en el entorno rural) y las condiciones meteorológicas, especialmente referidas a la mayor inestabilidad en las horas diurnas (una mayor velocidad del viento

haría disminuir la intensidad de la isla, aunque se puede pensar que afecta tanto a la zona urbana como a la rural).

Entonces parece claro que la morfología de las ciudades tiene mucho que ver en el resultado del fenómeno. El Sol hace que el calentamiento de la zona rural durante el día sea mayor que el calentamiento medio de la zona urbana (5).

Los valores medios de la isla de calor diurna oscilan entre $-0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Se observa que los valores medios anuales de la intensidad de la isla a las $T_{\text{máx}}$ son los más bajos alcanzados para las horas diurnas en ambas estaciones de medida E1 y E2 ($I_{\text{máx1}} = -0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $I_{\text{máx2}} = -0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$) por lo que las inversiones de la isla de calor son más fuertes.

Para comprender mejor los resultados de este estudio, debemos tener presente las distintas características del entorno en que se encuentran las dos estaciones urbanas: mientras que la estación E1 es puramente urbana, rodeada de asfalto y edificios, la estación E2 está próxima a una amplia zona verde. Esto hace que los valores medios de $I_{\text{máx}}$ sean “menos negativos” en la isla calculada con E2 que con E1.

b) Estudio a horas nocturnas

Se realiza un estudio de los estadísticos básicos y se obtiene la tabla 2.

Tabla 2. Estadística descriptiva de la intensidad de la isla de calor ($^{\circ}\text{C}$) en horas nocturnas

	E1 00 h	E2 00 h	E1 07h	E2 07 h	E1 MIN	E 2 MIN
Máximo	6,5	9,5	5,9	7,6	7,9	6,3
Mínimo	-4,2	-12,2	-3,3	-2,6	-4,6	-4,4
Media	1,3	2,1	1,6	2,7	1,9	2,8
Mediana	0,8	2,2	1,4	2,6	1,7	2,8
Moda	0,0	-0,2	0,0	1,5	1,0	2,0
Rango	10,7	21,7	9,2	10,2	12,5	10,7
Dv.Estandar	1,7	2,8	1,6	1,3	1,8	1,2
Varianza	3,1	7,8	2,7	1,7	3,4	1,5

A diferencia de los valores de la isla diurna, por la noche obtenemos una intensidad media anual positiva de la isla de calor que se acentúa a las horas en las que las temperaturas son mínimas, tanto en E1 como en E2. Los valores medios de la isla de calor nocturna oscilan entre $1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$.

El valor medio más alto para E1 es de $1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$, mientras que para E2 es de $2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ambos se producen cuando se registran los mínimos valores de temperatura ($I_{\text{mín1}}$ e $I_{\text{mín2}}$).

A la vista de estos resultados, la intensidad de la isla de calor en horas diurnas se caracteriza, en general, por sus inversiones. Por término medio, las inversiones más fuertes se alcanzan a las horas en las que las temperaturas son máximas, es por esto que podemos caracterizar la isla diurna por $I_{\text{máx}}$. En cambio, a horas nocturnas la isla de calor tiene, en promedio, valores positivos, dándose los más altos a las horas en las que se alcanzan, en general, las temperaturas mínimas. Así, la intensidad de la isla nocturna la podemos caracterizar por $I_{\text{mín}}$.

2. Evolución estacional

A continuación, se hace un estudio estacional. Se calculan los valores medios y extremos de la intensidad de la isla de calor para los datos de E1 y E2. El análisis se hace para períodos estacionales, considerando éstos definidos como:

Invierno: Diciembre, Enero y Febrero.

Primavera: Marzo, Abril y Mayo.

Verano: Junio, Julio y Agosto.

Otoño: Septiembre, Octubre y Noviembre.

Calculamos para cada período estacional, para los años 1996, 1997 y 1998, los valores extremos y medios de la intensidad diaria de la isla de calor. Esto se hace tanto para la E1 como para la E2. Se estudian por separado los valores de intensidad calculada a $T_{\text{máx}}$ y a $T_{\text{mín}}$ con el fin de analizar la isla positiva y su inversión.

- Invierno: Los resultados que se obtienen del análisis, para el invierno, teniendo en cuenta los tres años, se muestran en las tablas 3 y 4:

Tabla 3. Valores extremos y medios de $I_{m\acute{a}x}$ (°C) en invierno

	$I_{m\acute{a}x1}$ 96	$I_{m\acute{a}x1}$ 97	$I_{m\acute{a}x1}$ 98	$I_{m\acute{a}x2}$ 96	$I_{m\acute{a}x2}$ 97	$I_{m\acute{a}x2}$ 98
Máximo	4,1	0,5	1,8	2,7	2,4	2,3
Mínimo	-3,3	-3,8	-2,7	-1,7	-2,5	-2,2
Media	-0,6	-0,9	-0,0	0,9	0,8	0,8

Tabla 4. Valores extremos y medios de $I_{m\acute{i}n}$ (°C) en invierno

	$I_{m\acute{i}n1}$ 96	$I_{m\acute{i}n1}$ 97	$I_{m\acute{i}n1}$ 98	$I_{m\acute{i}n2}$ 96	$I_{m\acute{i}n2}$ 97	$I_{m\acute{i}n2}$ 98
Máximo	4,0	5,7	6,6	4,7	6,4	6,3
Mínimo	-0,7	-0,6	1,1	1,4	1,3	-0,3
Media	1,1	2,0	3,7	2,8	3,4	3,9

Los valores de intensidad media de la isla de calor diurna nos indican la existencia de inversión de la isla únicamente en la estación urbana E1 (de forma más significativa para los años 1996 y 1997) ya que en E2 llega incluso a desaparecer (tabla 3).

En invierno, por lo que respecta a los valores medios de la intensidad de la isla nocturna, se observa (tabla 4) que van aumentando desde 1996 a 1998 tanto en E1 como en E2, pero siempre los valores medios de E2 son más altos que los de E1, tanto en general como dentro de cada año en particular. Esto mismo ocurre, en general, con los valores extremos de la isla nocturna, a semejanza de lo que ocurría en la isla diurna.

Las intensidades absolutas más altas de la isla nocturna oscilan entre 4,0 °C (E1) y 6,6 °C (E1) y las más bajas entre -0,7 °C (E1) y 1,4 °C (E2).

A la vista de los resultados, en invierno, las mayores inversiones de la isla diurna se aproximan a -4,0 °C y las de la isla nocturna a -0,7 °C.

- Primavera: Los resultados obtenidos para la primavera se muestran en las tablas 5 y 6:

Tabla 5. Valores extremos y medios de $I_{m\acute{a}x}$ (°C) en primavera

	$I_{m\acute{a}x1}$ 96	$I_{m\acute{a}x1}$ 97	$I_{m\acute{a}x1}$ 98	$I_{m\acute{a}x2}$ 96	$I_{m\acute{a}x2}$ 97	$I_{m\acute{a}x2}$ 98
Máximo	6,2	-0,4	4,8	2,8	0,7	6,4
Mínimo	-9,9	-2,9	-5,5	-4,0	-2,0	-4,9
Media	-1,1	-1,6	0,0	-0,1	-0,5	0,4

Tabla 6. Valores extremos y medios de $I_{m\acute{i}n}$ (°C) en primavera

	$I_{m\acute{i}n1}$ 96	$I_{m\acute{i}n1}$ 97	$I_{m\acute{i}n1}$ 98	$I_{m\acute{i}n2}$ 96	$I_{m\acute{i}n2}$ 97	$I_{m\acute{i}n2}$ 98
Máximo	7,4	6,6	9,3	6,3	7,1	7,9
Mínimo	-6,6	-0,5	-2,6	-4,4	1,1	-1,5
Media	1,4	2,7	3,3	2,6	3,7	3,6

Los años 1996 y 1997 presentan intensidades medias de la isla diurna negativas, tanto en E1 como en E2. Los valores para la E1 están comprendidos entre -1,6 °C y 0,0 °C, y los de E2 entre -0,5 °C y 0,4 °C. La isla nocturna positiva tiene valores medios entre 1,4 °C (E1) y 3,7 °C (E2), y va aumentando a lo largo de los años analizados. El hecho de que el año 1996 presente una intensidad de isla tan baja y que el 1998 la presente tan alta se podría explicar en función de las condiciones atmosféricas, ya que durante el año 1996 la velocidad media del viento fue mayor que en 1998. Teóricamente existe una velocidad crítica del viento para la cual la intensidad de la isla de calor desaparece; en el caso de Salamanca, esta velocidad es 6,1 m s⁻¹ [1].

- Verano: Los resultados obtenidos para el verano se muestran en las tablas 7 y 8:

Tabla 7. Valores extremos y medios de $I_{m\acute{a}x}$ (°C) en verano

	$I_{m\acute{a}x1}$ 96	$I_{m\acute{a}x1}$ 97	$I_{m\acute{a}x1}$ 98	$I_{m\acute{a}x2}$ 96	$I_{m\acute{a}x2}$ 97	$I_{m\acute{a}x2}$ 98
--	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Máximo	4,7	0,9	5,3	1,3	0,9	4,9
Mínimo	-2,5	-2,9	-4,7	-3,1	-3,9	-5,4
Media	-1,0	-0,8	-0,2	-1,4	-1,0	-0,4

Tabla 8. Valores extremos y medios de $I_{\text{mín}}$ (°C) en verano

	$I_{\text{mín1}}$ 96	$I_{\text{mín1}}$ 97	$I_{\text{mín1}}$ 98	$I_{\text{mín2}}$ 96	$I_{\text{mín2}}$ 97	$I_{\text{mín2}}$ 98
Máximo	6,2	6,6	7,8	4,5	5,1	7,3
Mínimo	-0,3	-0,5	-2,1	-3,6	0,6	-1,5
Media	1,9	2,9	3,4	2,4	2,8	3,5

La inversión de la isla diurna en verano es mayor que en los períodos estacionales anteriores, obteniéndose durante el día una intensidad media negativa, tanto en E1 como en E2, para los tres años.

Los valores de la intensidad media de la isla nocturna muestran una oscilación menor que en los períodos estacionales anteriores, estando comprendidos entre 1,9 °C (E1) y 3,5 °C (E2). La intensidad media en E2 sigue siendo algo superior que en E1, aunque no de forma tan clara. La intensidad máxima absoluta es de 7,8 °C (E1) y la mínima de - 3,6 °C (E2).

- Otoño: Los resultados obtenidos para el otoño se muestran en las tablas 9 y 10.

Tabla 9. Valores extremos y medios de $I_{\text{máx}}$ (°C) en otoño

	$I_{\text{máx1}}$ 96	$I_{\text{máx1}}$ 97	$I_{\text{máx1}}$ 98	$I_{\text{máx2}}$ 96	$I_{\text{máx2}}$ 97	$I_{\text{máx2}}$ 98
Máximo	6,5	1,0	5,9	5,9	2,0	6,0
Mínimo	-9,7	-2,1	-5,2	-1,6	-2,1	-4,5
Media	-1,0	-0,4	-0,2	0,1	-0,3	0,5

Tabla 10. Valores extremos y medios de $I_{\text{mín}}$ (°C) en otoño

	$I_{\text{mín1}}$ 96	$I_{\text{mín1}}$ 97	$I_{\text{mín1}}$ 98	$I_{\text{mín2}}$ 96	$I_{\text{mín2}}$ 97	$I_{\text{mín2}}$ 98
Máximo	7,0	7,8	7,8	6,0	6,8	7,9
Mínimo	-0,3	0,6	-3,4	1,1	1,2	-2,0
Media	2,5	3,5	3,6	3,1	3,4	3,6

Sin duda, es la estación que presenta, de forma general, los valores más altos de intensidad media de isla nocturna. En este caso, la isla de calor oscila entre 2,5 °C (E1) y 3,6 °C (E1 y E2). Las diferencias entre E1 y E2 sólo son claras para el año 1996, obteniéndose para E2 una isla media mayor. La intensidad máxima absoluta es de 7,9 °C (E2) y su oscilación, entre 6,0 °C (E2) y 7,9 °C (E2), es relativamente pequeña.

3. Estudio estadístico anual

Finalmente, vamos a analizar el comportamiento de la intensidad de la isla de calor en el año, para cada uno de los tres años de estudio. Para ello utilizamos los datos de intensidad de la isla obtenidos en las estaciones E1 y E2 durante los años 1996, 1997 y 1998. El cálculo de los valores de intensidad se realiza a partir de datos de $T_{\text{máx}}$ ($I_{\text{máx1,2}}$) y de $T_{\text{mín}}$ ($I_{\text{mín1,2}}$). Los resultados que se obtienen de este análisis se muestran en las tablas 11 y 12.

Tabla 11. Valores extremos y medios de la isla diurna (°C) para el trienio 1996-98

	$I_{\text{máx1}}$ 96	$I_{\text{máx2}}$ 96	$I_{\text{máx1}}$ 97	$I_{\text{máx2}}$ 97	$I_{\text{máx1}}$ 98	$I_{\text{máx2}}$ 98
Máximo	6,5	5,9	1,4	2,4	5,9	6,4
Mínimo	-9,9	-4,0	-3,8	-3,9	-5,5	-7,6
Media	-0,9	-0,1	-0,9	-0,3	-0,1	0,3

Tabla 12. Valores extremos y medios de la isla nocturna (°C) para el trienio 1996-98

	I _{mín1} 96	I _{mín2} 96	I _{mín1} 97	I _{mín2} 97	I _{mín1} 98	I _{mín2} 98
Máximo	7,9	6,3	7,8	7,1	9,3	8,3
Mínimo	-4,6	-4,4	-0,6	-0,3	-3,4	-2,0
Media	1,9	2,8	2,9	3,3	3,6	3,7

A la vista de la información que contienen las tablas se puede decir que:

La intensidad media anual de la isla nocturna va aumentando con el año, desde 1,9 °C (E1) en 1996 a 3,7 °C (E2) en 1998. La isla diurna presenta menor variación en sus valores, aunque casi siempre van aumentando, excepto en la E2 en 1997. Como venimos repitiendo, el año 1998 presenta unos valores de intensidad de la isla (diurna y nocturna) superiores a los otros dos años estudiados, en ambas estaciones. La intensidad media anual de la isla es mayor en E2 que en E1, tanto para la diurna como para la nocturna. Esto ocurre también en todos los períodos estacionales, como ya se ha deducido anteriormente. Se llegan a alcanzar intensidades absolutas positivas de hasta 9,3 °C (E2 en 1998) e inversiones de - 9,9 °C (E1 en 1996).

Fijándonos en los valores medios anuales, las inversiones de la isla diurna son pequeñas, y permanecen por debajo de - 1,0 °C. Por su parte, las intensidades medias positivas de la isla nocturna se sitúan entre los 1,9 °C y 3,7 °C.

Aunque, como hemos comprobado, la intensidad de la isla de calor varía en función de la hora del día o la época del año, se puede considerar que estaremos bajo la influencia de una isla de calor débil si su intensidad es inferior a los 2,0 °C, y de una isla de calor intensa si supera los 4,0 °C de intensidad. Situaciones intermedias se pueden calificar como moderadas.

BIBLIOGRAFÍA

- ALONSO, M.S.; LABAJO, J.L. y FIDALGO, M.R. (2003). "Characteristics of the urban heat island in the city of Salamanca, Spain. *Atmósfera*, 16 (3), 137-148.
- ATWATER, M. (1975). "Thermal changes induced by urbanization and pollutants". *Journal of Applied Meteorology*, 1, 1061-1071.
- FIGUEROLA, P. y MAZZEO, N. (1998). "Urban-Rural Temperature differences in Buenos Aires". *International Journal of Climatology*, 18, 1709-1723.
- KARACA, M; TAYANÇ, M. and TOROS, H. (1995). "Effects of urbanization on climate of Istanbul and Ankara". *Atmospheric Environment*, 29 (23), 3411-3421.
- LANDSBERG, H. E. (1981). *The Urban Climate*. Ed. H. E. Landsberg. Nueva York.
- MONTÁVEZ, J.P.; RODRÍGUEZ, A. y JIMÉNEZ, J.I. (2000). "A study of the urban heat island of Granada". *International Journal of Climatology*, 20, 899-911.
- LI, Q.; ZHANG, H.; LIU, X. and HUANG, J. (2004). "Urban heat island effect on annual mean temperature during the last 50 years in China". *Theoretical and Applied Climatology*, 79, 165-174.
- ZURITA, E. and YAGÜE, C. (1991). "Statistical Analysis of the Madrid Urban Heat Island". *Atmospheric Environment*, 25B (3), 327-332.

MINI-AGUJEROS DE OZONO SOBRE EXTREMADURA DURANTE EL AÑO 2004: INFLUENCIA EN LA RADIACIÓN ULTRAVIOLETA

M. Antón¹, A. Serrano¹, M.L. Cancillo¹, J.M. Vaquero² y J.A. García¹

¹Dpto. de Física, F. Ciencias (UEX). Avda. de Elvas s/n, 06071 Badajoz, España. mananton@unex.es

²Dpto. de Física, E. Politécnica (UEX). Avda. de la Universidad s/n, 10071 Cáceres, España

Ozone mini-holes over Extremadura during 2004: Influence on the ultraviolet radiation

Abstract

Recently, events of extremely low ozone in the Northern Hemisphere have been reported. Such events last only for few days. This episode is named ozone mini-hole. Three ozone mini-holes were observed over Extremadura (Spain) during 2004. These extreme events have been recorded using TOMS satellite instrument on January 10, November 18 and December 20. The January episode with ozone values between 189 and 200 DU was the most intense. The observed extreme short-term changes in total ozone amount lead to an important increase of erythemal ultraviolet radiation. In this work, the influence of this extreme events over ultraviolet radiation recorded at three cities is described

Key words: Mini-hole, ozone, ultraviolet radiation.

Introducción

El ozono, uno de los principales gases que absorben la radiación UV, se concentra principalmente entre los 12 y 35 kilómetros de altura, dentro de la capa atmosférica llamada estratosfera. A mediados de los años 1980, la comunidad científica comenzó a informar acerca del alarmante descenso de la concentración de este gas sobre la Antártida. Así, la cantidad de ozono registrada en 1984 fue un 35% menor que la media de la década de los años 1960 (Farman, 1985). Además, durante las últimas dos décadas se ha observado un descenso en la cantidad de este gas de aproximadamente un 3% cada 10 años. Este hecho se ha atribuido a la presencia de átomos de cloro en la atmósfera, procedente de los Clorofluorocarbonos (CFCs). Estos compuestos son sustancias químicas de origen artificial que se han utilizado en pulverizadores y sistemas de refrigeración, principalmente.

Las referencias más frecuentes a estos valores de ozono anormalmente bajos corresponden a los producidos en determinadas semanas sobre la Antártida, durante la primavera. Sin embargo, también en otras latitudes de los dos hemisferios se han contabilizado episodios de corta duración en los que los valores de ozono registrados sufrían un brusco descenso (James, P.M., 1998; Allaart, 2000). Estos episodios han sido denominados mini-agujeros de ozono y su origen parece estar ligado a procesos dinámicos. Estudios recientes recogen un aumento del número de mini-agujeros de ozono sobre el continente europeo durante las dos últimas décadas (Brönnimann, 2003; Bojkov, 2005) y se atribuyen a una mayor frecuencia de entrada de masas de aire de origen subtropical, relacionadas con la fase positiva de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) (Orsolini, 2001; Gil, 2004; Cuevas, 2005).

Debido al importante descenso en la cantidad de ozono registrado en las últimas décadas, la radiación ultravioleta (UV) que incide sobre la superficie terrestre está aumentando considerablemente (Madronich, 1998). Este hecho podría favorecer el desarrollo de cánceres de piel, cataratas, así como una disminución de la respuesta inmunológica del organismo. Por ejemplo, desde 1981, el número de casos de melanoma (cáncer maligno) ha aumentado un 3% cada año (ACS, 2004). Por ello, existe un gran interés por obtener valores de radiación UV en suelo, y así poder ofrecer una información veraz a la población sobre la peligrosidad de la exposición a esta radiación.

El objetivo principal de este trabajo es analizar la influencia de los episodios de mini-agujeros de ozono, ocurridos en Extremadura durante el año 2004, sobre los valores de radiación UV registrados en las ciudades de Badajoz, Cáceres y Plasencia. Para ello, por una parte, se han utilizado los datos de radiación UV eritemática registrados por tres radiómetros de banda ancha (280-400 nm). Por otra parte, los valores de ozono estratosférico correspondientes a los tres emplazamientos se obtienen mediante las estimaciones proporcionadas por el instrumento satelital TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer).

Inicialmente, se describen algunas características climatológicas de la región extremeña, presentando los emplazamientos de medida de radiación UV en dicha región. Posteriormente, se detallan los datos de radiación UV y ozono con los que se va a realizar este estudio, así como las características de la instrumentación que los registra. En la sección de resultados y discusión se reseñan los tres episodios de mini-agujeros de ozono detectados en Extremadura durante el año 2004, analizando su influencia sobre la radiación UV en los tres emplazamientos actualmente disponibles. Finalmente, se resumen las principales conclusiones de este trabajo.



Figura 1 – Emplazamientos actuales (●) y candidatos futuros (○) de las estaciones de la red de medida de radiación solar en Extremadura.

Emplazamiento

De acuerdo con la clasificación climática de Köppen, Extremadura pertenece a la clase tipo Csa (clima templado mediterráneo de veranos cálidos e inviernos templados y lluviosos). Así, en Badajoz la precipitación mensual tiene su máximo en noviembre, con 73.8 l/m^2 y el mínimo en agosto, con 5.5 l/m^2 (Núñez, 1999). Extremadura se caracteriza por un alto número de días despejados al año. Por ejemplo, la media anual durante el periodo 1971-2000, fue de 106 (29% de días despejados) y 116 (32%) para las ciudades de Badajoz y Cáceres, respectivamente. Debido a todo ello, la radiación UV que se alcanza en esta región es muy elevada, resultando de gran importancia su medida sistemática.



Figura 2 – De izquierda a derecha, estaciones de medida de radiación solar en Plasencia, Cáceres y Badajoz.

En la figura 1 se muestra la localización geográfica de las tres estaciones de medida de radiación solar (en las ciudades de Badajoz, Cáceres y Plasencia) que tiene actualmente en funcionamiento el grupo AIRE (Atmósfera, clima y Radiación de Extremadura) del departamento de Física de la Universidad de Extremadura (UEX). Los emplazamientos se han seleccionado tratando de cubrir diferentes entornos dentro de la región extremeña. Las estaciones recogen adecuadamente la variación de la latitud en el territorio extremeño. En Badajoz, los radiómetros están ubicados en la terraza del Departamento de Física de la UEX, en el campus universitario (38.99°N , 7.01°W , altitud=199 m). En Cáceres la ubicación

elegida fue la terraza del edificio de la Escuela Politécnica de la UEx (39.48° N, 6.34° W, 397m). Finalmente, en Plasencia, el lugar donde están situados los instrumentos es la Estación Meteorológica de la Confederación Hidrográfica del Tajo en las proximidades de la ciudad, concretamente en las instalaciones de la Presa del Jerte (40.06° N, 6.04° W, 372m).

Datos e instrumentación

Las medidas de irradiancia UV se obtienen mediante un radiómetro UV-S-E-T de la marca Kipp & Zonnen. Este instrumento, tipo Robertson-Berger (Berger, 1976), utiliza un filtro para reproducir la respuesta que presenta la piel humana a los efectos del Sol (acción eritemática). Los promedios minutarios de los datos de salida de los radiómetros, en milivoltios, son registrados y almacenados en un sistema de adquisición de datos, modelo CR10X de Campbell. Estos voltajes se transforman a magnitudes físicas radiativas (W/m^2) mediante ciertos factores de calibración. Con el objeto de calcular dichos factores (Cancillo, 2005) y, además, garantizar la fiabilidad de las medidas de radiación, se ha participado en tres campañas de intercomparación con un espectrorradiómetro de referencia Brewer perteneciente al Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial (INTA), situado en El Arenosillo (Huelva).

Los datos de cantidad total de ozono son obtenidos mediante el instrumento satelital TOMS. Este instrumento, lanzado al espacio en 1978, se encuentra actualmente a bordo del satélite heliosíncrono Earth-Probe (EP), a 740 km de altura aproximadamente. El TOMS mide la radiancia espectral solar dispersada hacia el espacio por la Tierra en seis canales de 1 nm de anchura en las regiones UV-A y UV-B. Las tres longitudes de onda más cortas son usadas para la estimación de la cantidad total de ozono (McPeters, 1998). Los datos proporcionados por el satélite se encuentran disponibles, para cada día del año, en la dirección web <http://toms.gsfc.nasa.gov>. La resolución espacial del satélite es 1° de latitud por 1.25° de longitud, siendo la hora de paso del satélite sobre la vertical de Extremadura entre las 11:20 y 11:40 AM hora solar local. En general, no existen diferencias significativas entre las estimaciones de ozono del TOMS y las medidas en superficie (Masserot, 2002).

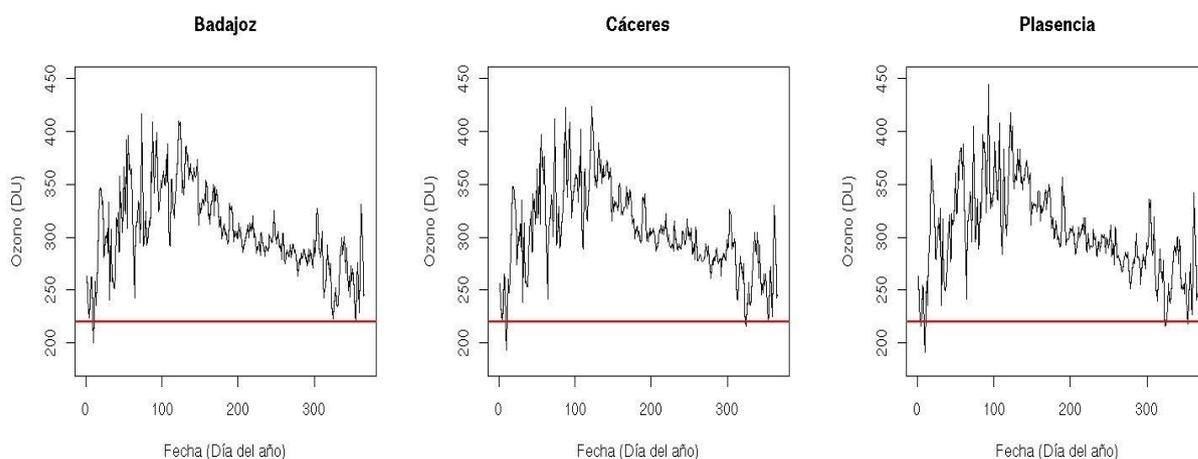


Figura 3 – Evolución durante el año 2004 de la cantidad de ozono estimada por el TOMS en las estaciones de Badajoz, Cáceres y Plasencia.

Resultados y discusión

En este trabajo se ha considerado el valor umbral, comúnmente aceptado, de 220 unidades Dobson (DU) por debajo del cual se considera episodio de agujero de ozono. En primer lugar se han localizado las fechas en las que se produjeron los mini-agujeros. Así, en la figura 3 se ha representado la evolución, durante el año 2004, de la cantidad de ozono estimada por el TOMS en cada emplazamiento. A cada una de las tres gráficas de esta figura se le ha añadido una línea horizontal que representa el valor umbral de ozono (220 DU) por debajo del cual se considera que existe episodio de mini-agujero. Se observa claramente cómo en tres ocasiones la cantidad de ozono está por debajo de este límite. El primero ocurrió el 10 de enero, registrándose 200 DU en Badajoz, 190 DU en Cáceres y 189 DU en Plasencia. El segundo

episodio tuvo lugar el 20 de noviembre con 223 DU (Badajoz), 216 DU (Cáceres) y 218 DU (Plasencia). Finalmente, el 18 de diciembre el instrumento satelital TOMS estimó 227 DU (Badajoz), 221 DU (Cáceres) y 218 DU (Plasencia). Es evidente que el primer episodio fue el más intenso, registrándose en las tres ciudades valores muy inferiores al umbral de 220 DU y entre un 40%-50% menores que los registrados para el mismo día del año 2003: 339 DU (Badajoz), 339 DU (Cáceres) y 377 DU (Plasencia). Por ello, se ha elegido ese día para analizar el impacto de los mini-agujeros sobre la radiación UV medida en superficie.

El primer episodio de mini-agujero en 2004 provocó un brusco descenso en la cantidad de ozono. Así, por ejemplo, dos días antes del episodio, día 8 de enero, los valores de ozono estimados por el instrumento TOMS fueron 262 DU (Badajoz), 259 DU (Cáceres) y 250 DU (Plasencia). Es decir, en tan solo dos días, la cantidad de ozono descendió entre 61 y 69 DU. Este hecho originó un importante incremento en los valores de radiación UV eritemática en las tres ciudades. En la figura 4 se comprueba cómo la radiación UV registrada el 10 de enero de 2004 supera ampliamente la medida el mismo día del año 2003. Así, respecto al valor radiativo medido el 10 de enero de 2003 a las 12 horas UTC, se constató, a la misma hora el 10 de enero de 2004, un aumento de radiación UV del 53% en Badajoz, del 93% en Cáceres y del 109% en Plasencia. Además, los valores de radiación UV registrados durante este episodio son equivalentes a los medidos entre seis y ocho semanas después, mostrando este dato lo interesante del evento. No obstante, debido a la época del año en que ocurren este tipo de episodios atípicos, la radiación UV registrada en superficie, en valor absoluto, es pequeña.

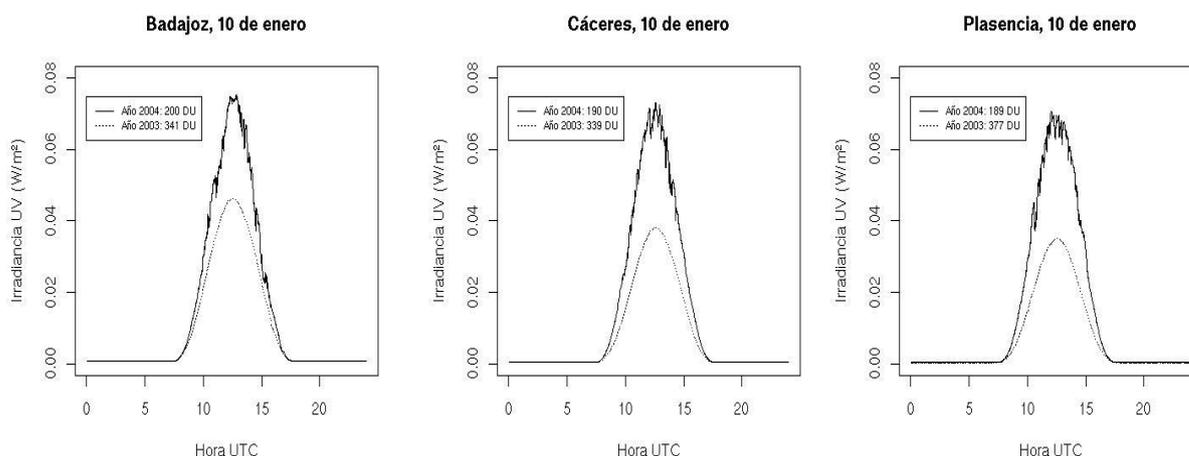


Figura 4 – Evolución de la radiación UV eritemática durante el 10 de enero de los años 2003 y 2004 en las estaciones de Badajoz, Cáceres y Plasencia.

El índice UV (UVI), parámetro ampliamente utilizado para informar a la población sobre los riesgos de una exposición continuada a la radiación UV, medido el 10 de enero de 2004 fue UVI=3. Este valor nos indica un riesgo bajo de padecer quemadura solar (Vanicek, 2000), siendo muy inferior al UVI=11, valor máximo registrado en Badajoz, Cáceres y Plasencia durante el verano del año 2004. Estos episodios de mini-agujero de ozono, que se registran principalmente durante los meses correspondientes a las estaciones de otoño e invierno, no suponen un riesgo importante para la salud humana, sin embargo, este incremento brusco de la radiación UV puede producir efectos muy dañinos en organismos adaptados a niveles radiativos bajos, por ejemplo, las primeras etapas en el crecimiento de determinadas plantas (Schmalwieser, 2004).

En la figura 5 se representa la irradiancia UV medida el 10 de enero de 2004 en Badajoz, junto con la registrada los 5 días anteriores y los 5 posteriores. Se puede observar claramente cómo el 10 de enero existe un notable incremento de los valores radiativos debido al descenso en la cantidad de ozono. Respecto al día 6, la radiación UV medida a las 12 horas UTC del día 10, experimenta un aumento del 35%. Esta figura nos muestra la corta duración de los episodios de mini-agujero de ozono, la cual, en general, suele ser de uno o dos días.

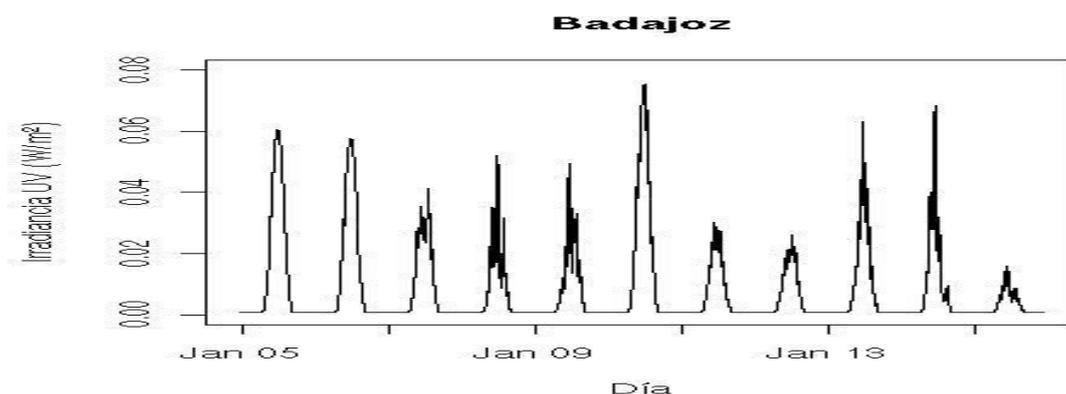


Figura 5.– Evolución de la radiación UV eritemática entre el 5 y el 15 de enero de 2004 en Badajoz.

Los otros dos episodios de mini-agujero de ozono registrados en Extremadura durante el año 2004 (20 de noviembre y 18 de diciembre) fueron de menor intensidad, siendo en Plasencia donde únicamente se registraron valores menores a 220 DU en esos dos días. Estos episodios provocaron, de nuevo, un notable incremento en los valores de radiación UV eritemática registrada en superficie.

Conclusiones

Las principales conclusiones obtenidas en este trabajo son:

Durante el año 2004 ocurrieron tres episodios de mini-agujero de ozono en Extremadura. El registrado el 10 de enero fue el más importante, ya que se registraron en los tres emplazamientos de estudio valores muy inferiores al umbral de 220 DU.

Este tipo de episodios anómalos supone un brusco y alarmante descenso en la cantidad de ozono existente en la estratosfera (entre 60 y 70 DU) durante un corto periodo de tiempo.

Los episodios de mini-agujeros de ozono provocan un notable aumento en la radiación UV recibida en términos relativos (entre un 30% y 40%). No obstante, la cantidad absoluta de radiación recibida es pequeña debido a que estos episodios ocurrieron durante los meses de otoño-invierno.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación CGL2005-05693-C03-03/CLI concedido por el MEC. Manuel Antón Martínez agradece al MEC la concesión de una beca de Formación de Profesorado Universitario (FPU) con expediente AP2001-0845.

Bibliografía

- Allaart, M., Valks, P.; Van der A, R.; Pijters, A.; Kelder, H.; Van Velthoven, P. (2000). "Ozone mini-holes observed over Europe, influence of low stratospheric temperature on observations". *Geophys. Res. Lett.* 27, No. 24, p. 4089.
- ASC (2004). "Cancer Facts and Figures". Technical report, American Cancer Society. Atlanta (USA)
- Berger, D. (1976). "The sunburning ultraviolet meter: design and performance". *Photochem. Photobiol.*, Vol. 24.
- Bojkov, R.D.; Balis, D.S. (2001) "Characteristics of episodes with extremely low ozone values in the northern middle latitudes 1957-2000". *Annales Geophysicae*, 19, 797-807.
- Brönnimann, S.; Hood, L. (2003) "Frequency of low-ozone events over north-western Europe in 1952-1963 and 1990-2000". *Geophys. Res. Lett.*, 30, No 21, 2118, doi 10.1029/2003GL018431
- Cancillo, M.L.; Serrano, A.; Antón, M.; García, J.A.; Vilaplana, J.M.; de la Morena, B. (2005). "An improved outdoor calibration procedure for broadband ultraviolet radiometers". *Photochem. Photobiol.*, Vol. 81, 860-865.

- Cuevas, E.; Labajo, A. (2005) "Mini-agujeros de ozono sobre la Península Ibérica: Fenómenos singulares, indicadores de una atmósfera cambiante". *Ambienta*, No 47, 76-77.
- Farman, J.C.; Gardiner, B.G.; Shanklin, J.D. (1985). "Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClOx/NOx interaction". *Nature*, 315, 207-210.
- Gil, M.; Parrondo, C.; Navarro, M.; Cuevas, E.; Redondas, A.; Camacho, J.L.; Labajo, A.; Balis, B.S.; Zerefos, C.S. (2004) "Extreme Low Ozone events during the 2003/2004 winter". In *Quadrennial Ozone Symposium 2004, Kos (Greece)*.
- James, P.M., (1998), "A climatology of ozone mini-holes over the northern hemisphere", *Int. J. Climatol.*, 18, 1287-1303.
- Madronic, S.; McKenzie R.L.; Bjorn L.O.; Caldwell, M.M. (1998). "Changes in biologically active ultraviolet radiation reaching the Earth's surface". *J. Photochem. and Photobiol. B: Biology*, Vol.46, 5-1
- McPeters, R.; Bhartia, P.; Kruenger, A.; Herman, J.; Wellemeyer, C.; Seflor, C.; Jaross, G.; Torres, O.; Moy, L.; Labow, G.; Byerly, W.; Taylor, S.; Swisler, T.; Cebula, R. (1998). "Earth Probe Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) data products User Guide". Technical Report TP-1998-206895, NASA.
- Masserot, D.; Lenoble, J.; Brogniez, C.; Houet, M.; Krotkov, N.; McPeters, R. (2002). "Retrieval of ozone column from global irradiance measurements and comparison with TOMS data. A year of data in the Alps". *Geophys. Res. Lett.*, 29.
- Núñez, M.; Sosa, J. (1999). "Climatología de Extremadura (1961/1999)". Instituto Nacional de Meteorología.
- Orsolini, Y. J., Limpasuvan, V., (2001) "The North Atlantic Oscillation and the occurrence of ozone mini-holes". *Geophys. Res. Lett.*, 20, 4099-4102.
- Schmalwieser A.W.; Schauburger, G.; Janouch, M.; Skomorowski P. (2004) "Mini ozone holes and extreme day-to-day changes of TOC over Center Europe and their influence to the biologically effective ultraviolet radiation". In *Quadrennial Ozone Symposium 2004, Kos (Greece)*.
- Vanicek, K.; Frei, T.; Lytinska, Z.; Schmalwieser, A. (2000). "UV-Index for the public". COST-713 Action (UV-B forecasting). European Commission.

MONITORIZACIÓN DE PLOMO EN MUESTRAS DE MATERIAL EN SUSPENSIÓN ATMOSFÉRICO DE EXTREMADURA, ESPAÑA

Lorenzo Calvo Blázquez, M^a Rosario Palomo Marín, Pablo Valiente González, Francisco Vinagre Jara, y Eduardo Pinilla Gil.

Departamento de Química Analítica y Electroquímica. Universidad de Extremadura. 06071Badajoz. España.

Lead monitoring in atmospheric particulate matter samples from Extremadura

Abstract

Pb levels have been studied in atmospheric particulate matter from urban locations in Extremadura, Spain, during the period from March to September, 2005. Very low Pb levels were found in both locations, with no significant difference between both data sets. Pb levels are comparable with those measured in background rural locations, and lower than those found in industrial and large urban locations in previous studies carried out in Spain. Linear correlation was found between PM₁₀ and Pb concentration. Higher Pb concentrations seem to be linked with specific air masses origin, namely SMOKE (biomass burning), REG (regional), EU (European) and NAF (North African).

Keywords: atmospheric particulate matter, lead, atmospheric pollution, Extremadura

Introducción

El plomo es un contaminante típico del aire, principalmente debido al empleo generalizado, hasta fechas muy recientes, de aditivos de plomo en las gasolinas en forma de compuestos organometálicos (tetraetil y tetrametilplomo). Aunque este problema tiende a solucionarse con la implantación progresiva de las gasolinas sin plomo en los vehículos a motor, existen otras fuentes de emisión de plomo a la atmósfera, tales como las instalaciones industriales de producción de energía a partir de combustibles fósiles, las explotaciones mineras y las fundiciones, y las incineradoras de residuos. El material atmosférico en suspensión puede contener también cantidades significativas de plomo como resultado de la resuspensión a partir del suelo, donde este elemento puede encontrarse tanto por emisiones humanas como por causas naturales.

Los sistemas corporales más sensibles al plomo son el hematopoyético, el sistema nervioso y el renal. También se ha demostrado que afecta al funcionamiento normal de las funciones reproductivas, endocrinas, hepáticas, cardiovasculares, inmunológicas y gastrointestinales. Los niños son especialmente sensibles a la toxicidad del plomo.

El plomo está contemplado en diversas regulaciones legales de protección medioambiental. En el aire ambiente, el contenido máximo permitido por la legislación europea, de aplicación en España, es 0,5 µg/m³ como valor medio anual (Directiva 1999/30/CE).

La determinación de la concentración de plomo se efectúa en el material en suspensión atmosférico, porque el elemento se encuentra mayoritariamente asociado a esta fracción en el aire ambiente. Los niveles de partículas en suspensión totales (PST) y partículas de menos de 10 µm (PM10) en áreas urbanas, industriales y rurales de España, así como su composición química, han sido estudiados por diversos autores, entre los que cabe destacar los trabajos recientes del grupo de Querol (Rodríguez et al., 2002; Querol et al., 2004). El mismo grupo ha estudiado los niveles, composición y origen del material particulado atmosférico de los sectores norte y este de la península Ibérica y Canarias (Viana, 2003). Por otra parte, Antonio José Fernández Espinosa y colaboradores estudiaron la especiación química de metales en la materia particulada atmosférica de la ciudad de Sevilla, España (Fernández et al., 2002).

Nuestro objetivo en este trabajo ha sido estudiar los niveles de plomo en muestras de material particulado (PM_{10}) en la comunidad autónoma de Extremadura, España, y evaluar su correlación con otras características fisicoquímicas.

Materiales y métodos

Las muestras de PM_{10} se tomaron en dos estaciones fijas de vigilancia atmosférica pertenecientes de la red regional de vigilancia atmosférica, ubicadas en las ciudades más pobladas de la región (Figura 1), Badajoz capital (latitud $38^{\circ} 53' 12''$ N, longitud $6^{\circ} 58' 15''$ W, 140.000 habitantes) y Cáceres capital (latitud $39^{\circ} 28' 22''$ N, longitud $6^{\circ} 21' 37''$ W, 84.000 habitantes). El intervalo temporal de estudio corresponde a los meses de marzo a septiembre de 2005.

Figura 1.- Localización de las ciudades de Cáceres y Badajoz.



El equipo empleado para el muestreo fue un captador de alto volumen ($30 \text{ m}^3/\text{h}$) Digital DAH-90. Se emplearon filtros de fibra de cuarzo *Schleicher & Schuell MicroScience* de 150 mm diámetro. Una vez evaluada la concentración de PM_{10} mediante gravimetría (Norma UNE-12341), se efectuó una digestión ácida de los filtros en crisoles de digestión de teflón de la marca Savillex. Para ello se trató medio filtro con 2.5 mL de HNO_3 y 5 mL de HF durante 4 horas a 90°C . Tras esta etapa, se añadieron 2.5 mL de HClO_4 (para disolver la materia orgánica resistente al HNO_3), se llevó a sequedad, se añadió 1 mL de HNO_3 y se llevó de nuevo a sequedad. Una vez formada una perla, se recuperó con HNO_3 diluido en matraces de 10 mL. Sobre esta disolución se llevó a cabo la determinación de la concentración de plomo mediante espectrofotometría de absorción atómica en cámara de grafito, en un equipo Perkin Elmer modelo 5100 PC. La exactitud de los resultados se aseguró mediante el análisis del material de referencia NIST® 1633b. Trace Elements in Coal Fly Ash.

Resultados y Discusión

En las Figuras 2 y 3 se presenta la evolución temporal de los resultados de concentración de plomo en los dos emplazamientos seleccionados. Para las muestras de la ciudad de Cáceres se obtuvo un valor medio de concentración de plomo de $3,7 \text{ ng}/\text{m}^3$, con una desviación estándar de $2,2 \text{ ng}/\text{m}^3$. Para las muestras de la ciudad de Badajoz se obtuvo un valor medio de concentración de plomo de $4,3 \text{ ng}/\text{m}^3$, con una desviación estándar de $2,8 \text{ ng}/\text{m}^3$. No se encontró diferencia significativa entre los valores de concentración de plomo de ambas ciudades, mediante la prueba de la t de Student ($p > 0,05$). Si se extrapolan los resultados a medias anuales, los valores medios de concentración de plomo en el aire ambiente de Badajoz y Cáceres son muy inferiores al valor máximo legal de $500 \text{ ng}/\text{m}^3$ de media anual estipulado en la UE por la directiva 1999/30/CE para la protección de la salud humana.

Figura 2.- Evolución temporal de la concentración de plomo en PM₁₀. Cáceres.

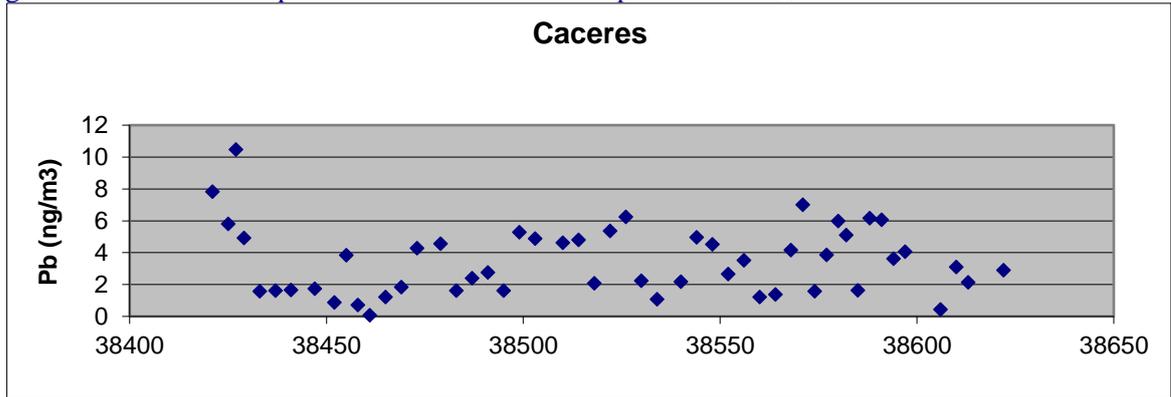
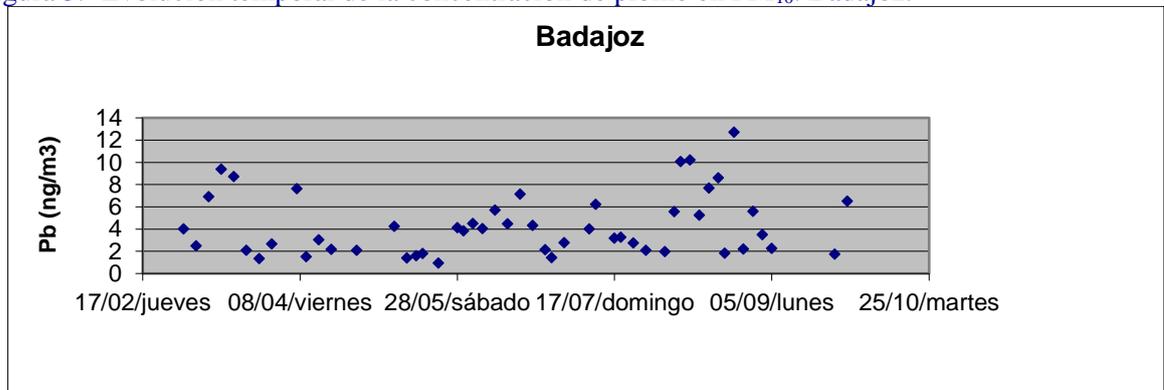
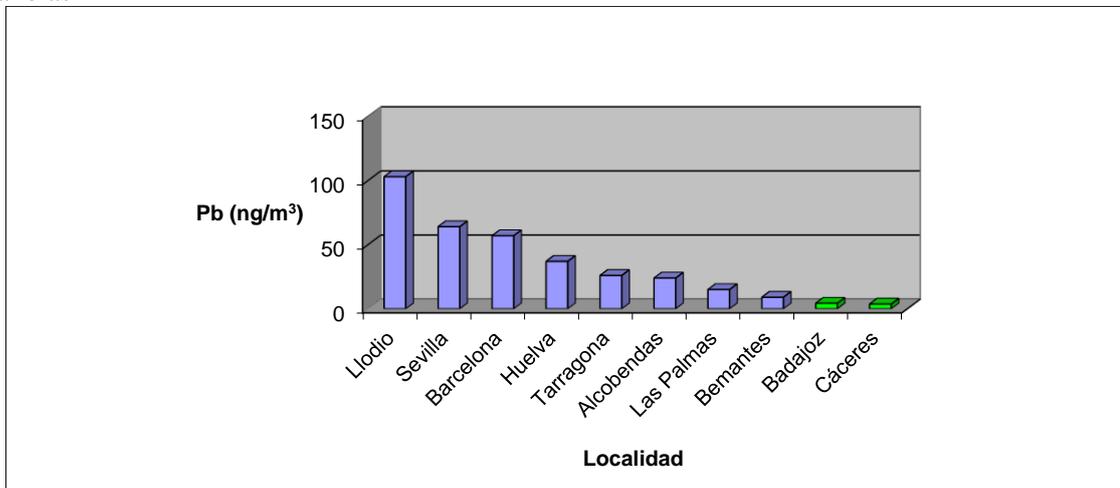


Figura 3.- Evolución temporal de la concentración de plomo en PM₁₀. Badajoz.



Se efectuó una comparación de los resultados de concentración de plomo en Badajoz y Cáceres con los antecedentes en otras zonas de España (Querol et al, 2004, Fernández et al., 2002). Como se observa en la Figura 4, la contaminación por plomo en Badajoz y Cáceres es significativamente inferior a la encontrada en áreas de mayor concentración urbana o industrial como Llodio (entorno de Bilbao), Sevilla, Barcelona, Huelva, Tarragona, Alcobendas (área metropolitana de Madrid), o Las Palmas de Gran Canaria. Los niveles son comparables a los encontrados previamente en la zona de Bemantes (Galicia), en una estación de fondo rural.

Figura 4. Comparación de la concentración de plomo en material particulado PM₁₀ en ciudades españolas



A continuación, se evaluó la existencia de correlación lineal entre los datos de PM₁₀ y la concentración de plomo para cada una de las dos ciudades estudiadas. Se encontró una correlación significativa en ambas ubicaciones (Figuras 5 y 6)

Figura 5.- Concentración de Pb frente a PM₁₀ Badajoz.

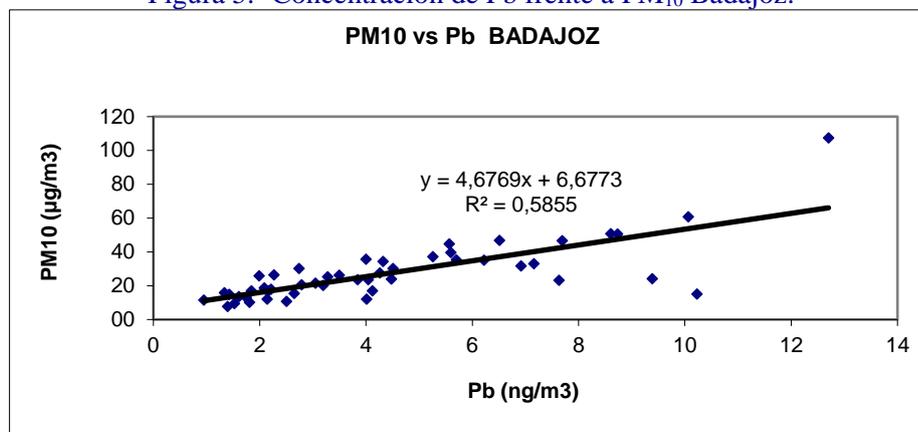
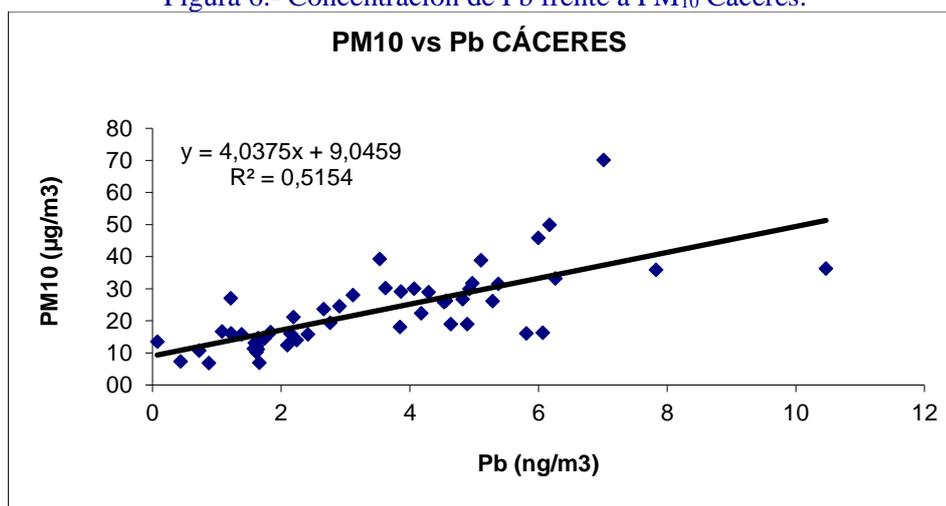


Figura 6.- Concentración de Pb frente a PM₁₀ Cáceres.

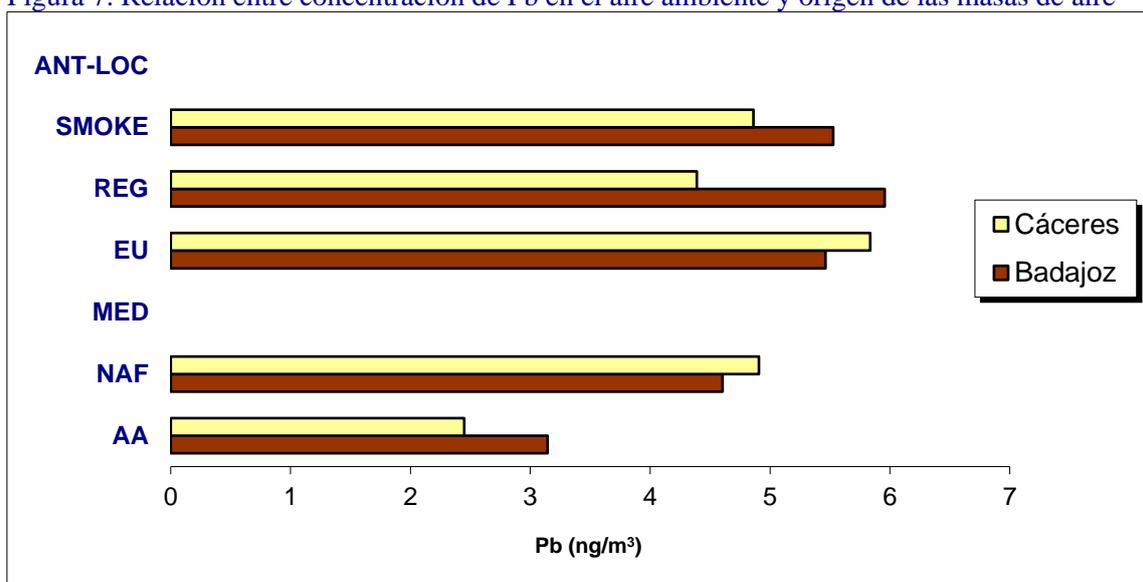


Finalmente, se evaluó la relación entre la concentración de plomo en el material en el aire ambiente y el origen de las masas de aire. Utilizando de forma combinada la interpretación de las series temporales de niveles de partículas, el análisis estadístico de la procedencia de las masas de aire que alcanzan la zona de estudio y la interpretación de mapas de aerosoles e imágenes satélite (Viana, 2003) es posible identificar el origen de estos procesos, y con ello describirlos a escala local y de transporte a larga distancia con influencia en los niveles de PM₁₀ en la zona de estudio. Entre dichos procesos destacan:

- Episodios de recirculación regional de masas de aire (REG)
- Episodios de masas de aire africano (NAF)
- Episodios de contaminación antropogénica local (ANT-LOC)
- Episodios de masas de aire europeas (EU)
- Episodios de masas de aire mediterráneas (MED)
- Episodios de combustión de biomasa (SMOKE)
- Episodios de advección de masas de aire de origen atlántico (AA)

Los resultados de la evaluación se muestran en la Figura 7. A pesar del reducido número de datos considerados, los resultados parecen indicar que los episodios SMOKE, REG, EU y NAF son los que presentan mayores concentraciones en Pb tanto en Cáceres como en Badajoz.

Figura 7. Relación entre concentración de Pb en el aire ambiente y origen de las masas de aire



Conclusiones

Las concentraciones de Pb obtenidas en el material particulado atmosférico de las ciudades de Cáceres y Badajoz, pertenecientes a la comunidad de Extremadura, España, presentan valores muy inferiores al nivel legal de protección a la salud humana estipulado por la normativa europea. No se ha detectado diferencia significativa entre ambas series de datos. Los valores están en el orden de los obtenidos en estudios anteriores para ubicaciones de fondo rural en España. Y son inferiores a los registrados previamente en ubicaciones de mayor concentración urbana y/o industrial.

Existe correlación entre las concentraciones de PM₁₀ y Pb en el periodo estudiado tanto en Cáceres como en Badajoz. La relación existente entre la concentración media de Pb y las trayectorias de los vientos predominantes parece indicar que las mayores concentraciones de Pb se presentan para las trayectorias SMOKE, REG, EU y NA; siendo la trayectoria AA la que menor concentración de Pb presenta.

Agradecimientos

Proyecto financiado parcialmente con cargo a la Red Extremeña de Protección e Investigación de la Calidad de Aire (REPICA), por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, mediante el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Bibliografía:

- Fernández Espinosa A.J., Ternero Rodríguez M., Barragán de la Rosa F.J., Jiménez Sánchez J.C. 2002. A chemical speciation of trace metals for fine urban particles. *Atmospheric Environment* 36, 773
- Rodríguez S., Querol X., Alastuey A. and Mantilla E. (2002) Origin of high PM₁₀ and TSP concentrations in summer in Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 36(19), 3101-3112.
- Viana Rodríguez, M^a del Mar: Tesis Doctoral: "Niveles, Composición y Origen del Material Particulado Atmosférico en los Sectores Norte y Este de la Península Ibérica y Canarias" Barcelona, 2003.
- X. Querol, A. Alastuey, M.M. Viana, S. Rodríguez, B. Artiñano, P. Salvador, S. García do Santos, R. Fernández Patier, C.R. Ruiz, J. de la Rosa, A. Sánchez de la Campa, M. Menéndez, J.I. Gil Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Spain. *Aerosol Science* 35 (2004) 1151-1172.

DEPOSIÇÃO HÚMIDA E SECA NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DAS INDÚSTRIAS DE RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

M.R. Casartelli^{1,3}, N. Mirlean², M.C. Peralba¹, M.X. Gómez-Rey³, M. Madeira³

1,3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. (rcasart@vetoria.net)

2 Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil.

3 Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, Portugal. (mavmadeira@isa.utl.pt)

Dry and wet deposition in industrial areas of Rio Grande do Sul, Brazil.

Abstract

Chemical composition of bulk precipitation and throughfall was assessed in three sites (rural, urban and industrial) around Rio Grande and Porto Alegre (Estado de Rio Grande do Sul, Brazil), with similar forest cover, from January 2002 to January 2003, to evaluate dry and wet deposition. Those sites were chosen according to levels of anthropogenic influence. Values of pH, and concentrations of cations (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+) and anions (Cl^- , F^- , NO_3^- , SO_4^{2-} and PO_4^{3-}) were determined by cromathrography ionic (Dionex 120) Possible sources determining precipitation chemical composition were identified through Principal component analysis. Values of pH varied from 5,0-5,1 in rural to 5,4-6,1 in industrial sites. Annual deposition of Ca and P in the industrial site of Rio Grande was very high (45,4 and 32,4 kg ha^{-1} , respectively). Annual deposition of N in rural sites was much less (8,8-11,8 kg N ha^{-1}) than in industrial areas (20,2 e 30,6 kg N ha^{-1} , respectively in Porto Alegre and Rio Grande). That of S reached 1,7-2,6 kg ha^{-1} in rural and 10,4-10,9 kg ha^{-1} in the industrial sites. Areas close to industrial activity of Rio Grande and Porto Alegre, received higher S and N deposition than rural areas not affected by such activity. Nevertheless, deposition did not induce strong acidification, and in Rio Grande pH values were above 6, suggesting that alkaline species resulted from fertilizers factory are probably neutralizing acid deposition. The high P deposition suggests possible eutrophication and release to the water bodies. Deposition in urban sites may also be balanced by the alkaline cations, and rainwater of the region is only slightly acidic, which does not cause a significant environmental impact.

Key words: Bulk precipitation, Throughfall, Dry deposition, Canopy exchange

Introdução

A deposição de poluentes atmosféricos como resultado dos processos de dispersão de poluição aérea é um dos problemas que mais se acentuaram no último século e tem ampliado as regiões submetidas a riscos ecológicos. Tal é o caso da precipitação ácida devido às emissões de SO_2 e NO_x provenientes da combustão de combustíveis fósseis, determinando o decréscimo do pH da precipitação para valores da ordem de 4,0-4,5. Esses poluentes, para além da qualidade do ar, são contaminantes de sistemas aquáticos e terrestres, com variável expressão tóxica para os organismos vivos, e introduzem fortes alterações na qualidade ambiental.

Muitos estudos respeitantes à química da atmosfera e da poluição têm sido essencialmente desenvolvidos nos países industrializados do Hemisfério Norte, enquanto que nos países das regiões tropical e subtropical esses estudos são muito reduzidos (Lara et al., 2001). Assim, existe pouca informação disponibilizada para as áreas em desenvolvimento dessas regiões, onde os sistemas de uso do solo têm sido alvo de acentuadas mudanças e ocorre rápida concentração urbana associada à expansão industrial. Tal é o caso do Estado de Rio Grande do Sul (RS), em que os estudos sobre a problemática incidiram apenas sobre a precipitação atmosférica (Migliavacca et al., 2005), determinando os níveis e origem da acidificação da chuva, mas não as relacionando com a composição da precipitação influenciada pelos cobertos vegetais, nomeadamente as florestas.

As florestas são consideradas particularmente efectivas na retenção de poluentes atmosféricos em virtude de sua extensa área superficial e resistência aerodinâmica (Moreno et al. 2001). Além disso, a qualidade da precipitação bruta é modificada após a sua interacção com a superfície da planta, tanto pela lavagem de componentes da deposição seca como por reacções de troca que se produzem na

cobertura (Lovett y Lindberg, 1984). Assim, em muitos casos, o fluxo de precipitação bruta não pode ser considerado representativo da deposição total no ecossistema.

Por isso, foi desenvolvido um estudo na faixa litorânea do Rio Grande do Sul com o fito de estudar a geoquímica ambiental da baixa atmosfera, abordando-se tanto a composição química da precipitação bruta como a da precipitação interna em diferentes áreas impactadas (rural, urbana e industrial), com coberto florestal semelhante, e avaliando-se a deposição húmida e seca no sistema.

Metodologia

O estudo efectuou-se no sudeste do Estado de Rio Grande do Sul, nas áreas de Rio Grande (entre 8 a 20 km da linha de costa) e de Porto Alegre (entre 73 a 109 km da linha de costa), dada a concentração industrial que aí ocorre. Na área de Rio Grande destacam-se as indústrias de fertilizantes, refinaria de petróleo e indústrias metalúrgicas e alimentares. Na área metropolitana de Porto Alegre, para além da elevada concentração de veículos automóveis, há uma forte concentração industrial (refinaria, siderurgias, indústria petroquímica, termoeléctricas de carvão e fábricas de cimento e celulose).

O clima dessas áreas (subtropical úmido) é fortemente influenciado pelas massas de ar frio provenientes de regiões polares. A precipitação média anual atinge 1340 mm em Rio Grande e 1500 mm em Porto Alegre, e é uniformemente distribuída ao longo do ano. Em qualquer das áreas foram considerados sítios rurais (RU), urbanos (UR) e industriais (IN), de modo a expressar diferentes níveis de influência antropogénica, cuja escolha se baseou na sua representatividade, facilidade de acesso e ocorrência de semelhante cobertura florestal.

A precipitação bruta (PB) e a precipitação interna (PI) foram amostradas mensalmente, de Janeiro de 2002 a Janeiro de 2003. A PI foi amostrada sob o coberto de *Eucalyptus* spp. e a PB em áreas abertas próximas. Os colectores foram distribuídos sob a copa das árvores e na área aberta, sendo o funil de polietileno (12 cm de diâmetro) fixado em estaca de madeira a 1,5 metros acima do solo e conectado por um tubo de propileno a um frasco de polietileno de 5 L enterrado no solo, utilizando-se o azoteto de sódio como estabilizador da actividade biológica.

Após a colecta e medição do volume das amostras, as mesmas foram filtradas em membrana de acetato de celulose (0,45µm). As determinações do pH foram realizadas por intermédio de pH metro "Accumet". Os teores de cátions (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+) e dos ânions (Cl^- , F^- , NO_3^- , SO_4^{2-} e PO_4^{3-}) foram determinados por cromatografia iónica (Dionex 120), de acordo com os procedimentos descritos por Barrionuevo (2001).

Para discriminar a origem marinha de cada elemento utilizou-se o Cl como íon traçador, assumindo que todo o Cl presente na precipitação provem do mar. A identificação de possíveis fontes que determinam a composição química da precipitação efectuou-se por Análise dos Componentes Principais (PCA), a fim de reconhecer grupos de elementos segundo a sua origem e realizar uma interpretação quantitativa das distintas fontes associadas aos elementos da precipitação. Os dados foram previamente padronizados e foi realizada uma rotação *Varimax* para simplificar a interpretação dos autovalores obtidos.

Os fluxos de elementos correspondentes à PI líquida calcularam-se pela diferença entre os fluxos inerentes à PI e à PB. Considerou-se que a deposição seca de SO_4 é igual ao valor de PI líquida. A deposição seca (DS) de Ca, Mg, K e P- PO_4 calculou-se utilizando a relação entre o Na da PB e da PI, segundo o modelo de "balanço de copa" proposto por Ulrich (1983). De igual forma, utilizou-se o SO_4 como traçador para avaliar a DS de N- NO_3 e N- NH_4 (Marques et al. 1997). A DS desses elementos calculou-se multiplicando a concentração do ião na PB pela relação $(\text{PI}_{\text{Na}} - \text{PB}_{\text{Na}}) / \text{PB}_{\text{Na}}$ ou $(\text{PI}_{\text{SO}_4} - \text{PB}_{\text{SO}_4}) / \text{PB}_{\text{SO}_4}$. A circulação interna (CI) calculou-se como a diferença entre PI-PB-DS, interpretando-se os valores positivos como lixiviação da copa e os negativos correspondem a processos de absorção pela cobertura florestal. A deposição total calculou-se pelo somatório de DS e da inerente à PB. A análise de dados e o processamento estatístico realizou-se por intermédio dos programas "Statistica for Windows 6.0" e "SPSS for Windows 13.0"

Resultados e discussão

A PB dos sítios rurais de Porto Alegre e Rio Grande apresentou baixas concentrações iónicas (Tabela 1) e um pH de 5,0-5,1. As concentrações obtidas são da mesma ordem de grandeza das reportadas para a Amazônia (William et al., 1997; Schroth et al., 2001). As concentrações iónicas nos sítios urbanos (Tabela 1) foram em geral superiores às observadas nos sítios rurais, apresentando um pH mais elevado (5,4-5,7) e semelhante ao que se considera como valor em equilíbrio com o dióxido de carbono

atmosférico (Charlson e Rodhe, 1982). Essas concentrações aproximam-se das observadas para outras áreas urbanas do Brasil (Mirlean et al., 2000).

A PB dos sítios industriais de Porto Alegre e de Rio Grande não mostrou carácter ácido, dado o respectivo pH (entre 5,4 e 6,1) se afastar do que geralmente é reportado para regiões fortemente industrializadas, nas quais têm sido assinalados valores de pH na faixa de 4,0-4,5 (Lovett et al., 1996; Lara et al., 2001). Os sítios industriais de ambas as áreas mostraram um forte acréscimo das concentrações iónicas, o qual foi muito mais acentuado na área de Rio Grande. Nesta área, as concentrações de Ca, Mg, K, NH₄ e PO₄ aumentaram 12, 2, 7, 3 e 17 vezes, respectivamente, quando comparadas com o sítio rural, sendo o acréscimo paralelo com o aumento de pH observado neste sítio (6,1). Os teores de Ca e de PO₄ no sítio industrial de Rio Grande foram muito superiores aos observados no sítio industrial de Porto Alegre, bem como em áreas industrializadas do Estado de São Paulo (Lara et al., 2001) e de Rio Grande do Sul (Migliavacca et al., 2005). Tal fato deverá estar em correspondência com emissões provenientes das indústrias de fertilizantes (Mirlean et al. 2000).

Tabela 1. Valores médios do pH e das concentrações médias ponderadas pelo volume do C orgânico dissolvido (COD) (mg L⁻¹) e de espécies iónicas (µE L⁻¹) na precipitação bruta (PB) e na precipitação interna (PI) de sítios rurais (RU), urbanos (UR) e industriais (IN) de Porto Alegre (POA) e Rio Grande (RG).

		pH	COD	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻
Porto Alegre														
RU	PB	5,0	2,0	12,7	1,4	13,3	45,4	4,4	17,2	22,3	14,3	30,3	6,8	24,6
	PI	4,6	13,4	27,2	10,8	38,2	96,8	32,1	19,9	23,4	14,9	102,2	10,0	26,8
UR	PB	5,7	1,8	2,4	2,8	10,5	31,4	4,4	22,3	22,1	6,4	25,7	8,7	20,1
	PI	5,8	12,7	1,7	31,2	63,1	177,5	116,6	20,0	29,2	21,5	202,9	14,9	12,4
IN	PB	5,4	2,3	5,2	16,5	11,7	26,4	6,5	21,1	21,0	6,5	27,9	19,6	16,3
	PI	5,8	6,7	1,3	63,1	46,8	74,9	64,7	24,6	42,4	7,2	76,9	40,8	12,9
Rio Grande														
RU	PB	5,1	1,2	7,9	6,0	10,0	44,6	3,9	12,9	24,8	5,5	33,3	4,9	15,3
	PI	5,3	5,5	5,3	16,6	37,2	129,4	66,8	22,5	43,0	25,1	143,8	9,9	18,1
UR	PB	5,4	1,4	3,8	3,4	11,0	48,3	5,7	22,6	18,2	12,0	45,5	10,0	13,9
	PI	5,5	5,3	2,6	66,2	76,6	268,1	58,7	27,7	29,7	60,4	306,2	30,6	26,7
IN	PB	6,1	0,9	0,7	73,3	18,0	68,4	28,4	39,2	19,0	97,3	81,0	23,0	20,4
	PI	5,8	3,5	1,5	174,6	47,6	107,9	81,2	53,6	23,5	229,0	152,8	32,9	42,8

Os sítios urbanos e industriais apresentaram uma forte influência dos ventos marinhos, sobretudo os localizados na área de Rio Grande, dada à sua maior proximidade ao oceano (8-20. km). O coeficiente de correlação entre o Cl e o Na nestes sítios variou entre 0,71 e 0,90 (p<0,01), sendo a fracção de Na de origem marinho do 70 ao 100% (Tabela 2). A origem marinha do Mg também foi importante, sobretudo em Rio Grande (41-43%), enquanto que a do Ca, K e SO₄ foi inexpressiva nos seus aportes, principalmente nos sítios industriais.

Tabela 2. Percentagens de aportes de origem marinha (m) e não marinha (nm) de alguns elementos na precipitação bruta

	----- Rio Grande -----						----- Porto Alegre -----					
	Rural		Urbana		Industrial		Rural		Urbana		Industrial	
	m	nm	m	nm	m	nm	m	nm	m	nm	m	nm
Cl ⁻	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100	0
Na ⁺	64	36	81	19	100	0	57	43	70	30	91	9
Ca ²⁺	11	89	27	73	2	98	42	58	18	82	3	97
Mg ²⁺	33	67	41	59	43	57	23	77	24	76	24	76
K ⁺	17	83	16	84	5	95	14	86	12	88	9	91
SO ₄ ²⁻	34	66	23	77	18	82	22	78	15	85	7	93

A influência marinha nos sítios urbanos e industriais também se manifestou na classificação realizada pela análise de componentes principais (Tabela 3), onde os factores definidos pela presença de Cl, Na, e em menor medida Mg, explicaram entre 17 e 36% da variância total. Os agrupamentos observados nos outros factores indicaram a existência nesses sítios de uma grande diversidade de fontes de poluentes. No

sítio industrial de Rio Grande, o fator mais importante explicou mais do 55% da variância e incluiu, entre outros, os iões Ca, PO₄, F, K e NH₄ que se consideram relacionados com a presença de indústrias de fertilizantes na área. No terceiro fator reconhece-se a existência de possível contaminação ácida pela combinação do íon hidrogénio e ânions ácidos (SO₄ y PO₄).

Os sítios rurais de ambas as áreas caracterizaram-se pela existência de fontes antrópicas de natureza agrícola. Na de Rio Grande, o fator mais importante explicou mais do 30% da variância e definiu-se pela presença de NO₃, F, SO₄ e NH₄, sugerindo que o SO₄ e NO₃ em esta zona podem ter a sua origem na ionização de sais como o (NH₄)₂SO₄ ou o NH₄NO₃, processo descrito para outras zonas rurais. O segundo fator foi composto por K, PO₄ e Na. Na área de Porto Alegre, o fator principal reuniu os iões Na, K, NO₃ e PO₄. A presença conjunta de PO₄ e K no mesmo grupo pode estar relacionada com a existência de práticas agrícolas, pois estes iões aparecem com frequência nos fertilizantes.

Tabela 3: Resultados da Análise de Componentes Principais (extração com rotação de varimax) realizada entre as concentrações dos principais íons presentes na precipitação bruta (PB) dos diferentes sítios da área de Rio Grande.

Variável	Rural				Urbana				Industrial		
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3
H ⁺	0,336	0,010	0,834	0,091	-0,331	0,118	0,879	0,028	0,478	0,077	0,706
Na ⁺	0,485	0,681	0,198	0,341	0,939	0,085	-0,169	0,075	0,107	0,907	0,376
NH ₄ ⁺	0,740	-0,088	0,512	-0,101	-0,089	0,774	0,188	0,551	0,847	0,087	0,228
K ⁺	0,008	0,917	-0,142	-0,022	0,321	0,904	0,099	0,109	0,903	0,348	0,033
Mg ²⁺	-0,260	-0,233	0,011	0,873	0,969	0,154	0,091	-0,077	0,722	0,657	0,036
Ca ²⁺	0,034	0,249	0,497	0,762	-0,076	-0,048	-0,183	0,929	0,927	0,143	0,223
F ⁻	0,895	0,046	0,245	0,061	0,096	0,174	0,891	-0,010	0,862	0,116	-0,360
Cl ⁻	0,236	0,397	-0,763	-0,395	0,947	0,208	-0,093	-0,121	0,233	0,950	0,044
NO ₃ ⁻	0,915	-0,026	0,045	-0,320	0,006	0,212	0,445	0,739	0,619	0,415	0,172
PO ₄ ³⁻	-0,419	0,771	-0,112	-0,378	0,382	0,777	0,297	-0,048	0,748	0,139	0,614
SO ₄ ²⁻	0,851	0,031	-0,493	-0,064	-0,030	0,606	-0,548	-0,254	-0,141	0,249	0,864
auto valor	3,71	3,05	2,00	1,03	3,79	2,93	1,65	1,37	6,25	1,91	1,36
variância total %	33,74	27,74	18,17	9,41	34,50	26,59	15,04	12,48	56,84	17,36	12,36

Tabela 3 (continuação): área de Porto Alegre.

Variável	Rural				Urbana				Industrial		
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3
H ⁺	-0,277	-0,137	0,048	0,941	-0,275	0,202	0,553	0,534	-0,346	-0,065	0,854
Na ⁺	0,894	0,055	-0,110	-0,340	0,888	-0,184	-0,247	0,097	0,888	-0,170	0,131
NH ₄ ⁺	0,170	-0,353	0,702	0,224	-0,167	0,871	0,315	0,264	0,068	0,859	0,268
K ⁺	0,713	0,376	0,310	-0,013	-0,050	0,891	0,270	-0,273	-0,074	0,847	-0,228
Mg ²⁺	0,183	0,081	0,881	-0,191	0,244	-0,194	0,070	0,859	0,728	-0,272	-0,341
Ca ²⁺	-0,133	0,071	0,886	0,057	0,750	-0,039	-0,263	-0,085	0,657	-0,440	-0,363
F ⁻	0,042	0,893	0,105	0,399	-0,149	0,190	0,867	-0,180	0,147	0,073	0,966
Cl ⁻	0,395	0,721	-0,274	-0,355	0,862	-0,245	0,265	-0,031	0,871	0,262	0,104
NO ₃ ⁻	0,633	0,117	-0,115	0,702	0,776	0,481	-0,103	-0,004	0,847	0,159	-0,121
PO ₄ ³⁻	0,811	-0,281	0,139	0,084	0,014	0,547	0,768	0,253	-0,083	0,779	0,245
SO ₄ ²⁻	-0,139	0,854	-0,008	-0,208	0,425	-0,296	0,248	-0,646	0,049	0,749	-0,429
auto valor	3,02	2,58	1,98	1,77	3,94	2,51	1,63	1,16	3,75	2,89	2,09
variância total %	27,41	23,44	18,00	16,07	35,78	22,81	14,85	10,55	34,11	26,26	19,01

As soluções de PI não apresentaram um aumento da acidificação, tal como é comum em soluções colectadas sob cobertos de Eucalyptus spp. (Cortez, 1996; Barker e Attiwill, 1987). Além disso, as concentrações dos principais iões aumentaram relativamente às da PB (Tabela 1). Tais enriquecimentos

estão na linha dos observados em estudos realizados com várias espécies florestais (Marques, 1996; Moreno et al., 2001; Schroth et al., 2001), particularmente em plantações de eucaliptos (Cortez, 1997). Os factores de enriquecimento mais expressivos foram obtidos para o K (3-27) e o Ca (2-19). O enriquecimento de K é normalmente atribuído à forte mobilidade que este catião apresenta nos tecidos das folhagens donde é facilmente lixiviado, facto corroborado pelos altos valores de K lixiviado estimados (995-4810 mg m⁻²). Os resultados também mostraram lixiviação, em geral, de Ca (97-2703 mg m⁻²) e de Mg (40-503 mg m⁻²) a partir do coberto arbóreo. Pelo contrário, verificou-se absorção de N sob forma de NO₃ (30-541 mg m⁻²) e NH₄ (91-803 mg m⁻²). Não obstante, a contribuição de N para a deposição seca foi significativa, de tal forma que a deposição total sob coberto resultou semelhante ou superior às entradas por precipitação bruta. A deposição seca de Ca, Mg, K, PO₄ e SO₄ foi muito inferior nas áreas rurais do que nas industriais e urbanas.

Tabela 4. Estimativa de fluxos (mg m⁻² ano⁻¹) de deposição seca e circulação interna (absorção [-] e lixiviado da copa [+]).

	-----Deposição seca-----							-----Circulação interna-----					
	Ca	Mg	K	P- PO ₄	N- NO ₃	N- NH ₄	S- SO ₄	Ca	Mg	K	P- PO ₄	N- NO ₃	N- NH ₄
Rio Grande													
RU	418	460	465	192	209	103	107	-110	+40	+3473	+119	+103	+63
UR	407	846	1304	740	561	766	420	+1452	+292	+1714	-45	-451	-803
IN	1277	210	834	1007	375	884	268	+2703	+503	+3282	+1659	-289	-548
Porto Alegre													
RU	19	126	148	121	72	52	19	+172	+144	+955	-162	-137	-91
UR	385	989	1492	531	331	260	142	+433	-70	+4810	-306	-174	-304
IN	1282	539	1193	367	440	479	435	+97	+95	+2348	-376	-30	-496

A deposição total de elementos, que inclui a deposição por precipitação bruta e a deposição seca, foi em geral superior nas zonas urbanas e industriais do que nas rurais (Tabela 5). Os fluxos de Cl e Na resultaram superiores na área de Rio Grande (3932 e 2544 mg m⁻², respectivamente) do que em Porto Alegre (1561 e 1215 mg m⁻², respectivamente), evidenciando a maior influência marinha na primeira do que na segunda. Os valores de deposição total anual de N (20,2-30,6 kg ha⁻¹) nos sítios industriais foram semelhantes aos observados na região de Candiota (Migliavacca et al. 2005) e superiores aos da bacia de Piracicaba (Lara et al., 2001). Os níveis de deposição anual de S (10,4-10,9 kg ha⁻¹) resultaram muito inferiores aos reportados para zonas industrializadas afectadas por poluição atmosférica ácida do Brasil (Migliavacca, et al. 2005) e do norte de Europa (Ulrich, 1983). O sítio industrial de Rio Grande diferencia-se do de Porto Alegre e dos demais pela elevadíssima deposição anual de Ca (45,4 kg ha⁻¹) e de P (32,4 kg ha⁻¹).

Tabela 5. Deposição total de nutrientes (mg m⁻² ano⁻¹) nos sítios de estudo das áreas de Rio Grande e de Porto Alegre.

	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	Cl ⁻	S-SO ₄ ²⁻	F ⁻
Rio Grande											
RU	15	645	690	1950	752	476	734	300	2245	257	543
UR	7	541	1108	2179	1741	1387	1032	982	3158	737	512
IN	2	4540	697	3504	3308	2106	953	3240	6392	1091	862
Porto Alegre											
RU	18	59	352	1458	388	404	486	327	1497	171	640
UR	3	446	1132	1029	1721	706	762	625	1300	343	274
IN	10	1911	767	1157	1681	1043	975	494	1886	1038	304

Conclusões

A concentração industrial de Rio Grande e de Porto Alegre determina uma deposição de S e de N nas áreas de influência muito mais elevada do que nas rurais. Contudo, essa deposição não é acompanhada de acidificação da precipitação. Aliás, nas áreas industriais de Rio Grande até se verifica o aumento do

respectivo pH para valores da ordem de 6, sugerindo que as emissões das espécies iônicas alcalinas, devido a emissões da indústria de fertilizantes, neutralizam a ação da deposição ácida. A elevada deposição de P sugere a possível ocorrência de eutrofização das áreas por ela influenciada. A deposição nas áreas de concentração urbana, não obstante originar deposição significativa, também não parece causar significativo impacto ambiental sob o ponto de vista da acidificação.

Referências

- Barrionuevo, S. 2001. Otimização de Métodos em Cromatografia Iônica para a Caracterização da Precipitação Atmosférica e de Águas Superficiais e Subterrânea. Dissertação de Mestrado. PUC, Porto Alegre, RS.115p.
- Charlson, R.J.; Rodhe, H. 1982. *Factors controlling the acidity of natural rainwater*. Nature vol. 295: 683-685.
- Lara, L.B.L.S., Artaxo,P., Martinelli, L.A., Victoria, R.L., Camargo, P.B., Krusche, A., Ayers, G.P., Ferraz, E.S.B., Ballester, M.V. 2001. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil Atmospheric Environment, 35: 4937-4945.
- Lovet, G.M.S.; Nolan, S.S., Driscoll, C.T. 1996. Factors regulating throughfall flux in a New Hampshire forested landscape. *Can.J. For.Res.*, 12: 2145-2151.
- Marques, R. 1996. Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) dans les monts du Beaujolais (France). Tese Doutorado. ENGREF, Institut National de la Recherche Agronomique.
- Migliavacca, D.M., Teixeira, E.C., Pires, M.R. Fachel, J. 2005. Study of chemical elements in atmospheric precipitation in South Brazil. Atmospheric Environment, 38: 1641-1656.
- Mirlean, N., A. Vanz , Baisch, P.. 2000. Níveis e origem da acidificação das chuvas na região de Rio Grande, RS. Química Nova. 23(5): 590-593.
- Moreno, M., Gallardo, J.F., Bussotti, F. 2001. Canopy modification of atmospheric deposition in oligotrophic Quercus pyrenaica forests of an unpolluted region (central-western Spain). Forest Ecology and Management 149:47-60.
- Schroth, G., Elias, M.E.A., Uguen, K., Seixas, R., Zech, W. 2001. Nutrient fluxes in rainfall, throughfall and stemflow in tree-based land use systems and spontaneous tree vegetation of central Amazonia. Agriculture, Ecosystems and Environment 87: 37-49.
- Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. Em: B. Ulrich and J. Pankrath (Eds.), Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, Reidel, Dordrecht (Holanda), 33-45.
- Williams, M.R., Fisher, T.R., Melach, J.M. 1997. Chemical composition and deposition of rain in the Central Amazon, Brazil. Atmospheric Environment, 31(2): 207-217.

ANÁLISIS DE LA LLUVIA EXTREMA EN BARCELONA MEDIANTE UNA RED PLUVIOMÉTRICA DE MICROESCALA

M.C. Casas¹, R. Rodríguez¹, J. Lorente² y A. Redaño²

¹Departamento de Física e Ingeniería Nuclear, EPSEVG, Universitat Politècnica de Catalunya, Víctor Balaguer s/n, 08800 Vilanova i la Geltrú, España. m.carmen.casas@upc.edu

²Departamento de Astronomía y Meteorología. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 647, 08028 Barcelona, España.

Analysis of extreme rain in Barcelona using a microscale pluviometric network

Abstract

The study of the relationship between the maximum rainfall amounts registered by a pluviometric network in different time intervals has provided important information about the fine structure of intense storms in Barcelona, their spatial and time organization, and the meteorological processes involved in their origin. From data registered by the urban pluviometric network supported by CLABSA (1994-2001), 45 rainfall events showing amounts with return period equal or higher than 5 years for some of the different durations considered between 5 minutes and 24 hours have been selected. These 45 events registered by the microscale network actually correspond to 11 storms exceeding the considered threshold for some of the 23 pluviometers constituting the net. Similarly to the results obtained in a former work (Casas et al., 2004) from data registered by a single gauge, using a cluster analysis the selected rainfall events have been characterized and classified into three groups corresponding to local scale, mesoscale and synoptic scale, and a fourth group of extremely intense storms showing different scales processes acting together. Into this group, mesoscale convective systems embedded in synoptic formations, as well as microscale rain cells inside more extended organized structures have been identified. An intensity index showing the contribution of the different scales in the origin of the rain has been calculated for every selected rainfall event. The sample of indexes found shows the same distribution obtained in Casas et al. (2004).

Key words: station-year approach, pluviometric network, microscale, extreme rain

Introducción

Un aspecto importante para estudiar en un episodio de lluvia es la relación existente entre las cantidades de precipitación máxima registradas por una red pluviométrica, en intervalos de tiempo de distinta duración. Su conocimiento aporta información sobre la estructura fina y la organización temporal y espacial de la lluvia y, en consecuencia, sobre su origen. Son diversos los trabajos que se han dedicado a este estudio (Sumner, 1978; Eicher, 1991; Lorente y Redaño, 1991), dada su importancia de cara a la investigación del origen y evolución de la situación meteorológica que provoca la precipitación. Para obtener una clasificación de los episodios lluviosos extremadamente intensos registrados en Barcelona entre 1927 y 1992, en Casas et al. (2004) se estudió, para cada chubasco, la relación entre los valores máximos de precipitación registrados por un único pluviómetro en diferentes intervalos de tiempo. En este trabajo, el estudio anterior se ha extendido y ampliado a partir de los chubascos intensos registrados entre 1994 y 2001 por la red de pluviómetros de intensidad que la empresa Clavegueram de Barcelona S. A. (CLABSA) tiene instalada en el área urbana de Barcelona.

Estudio previo de la lluvia extrema en Barcelona

Con el fin de caracterizar los episodios lluviosos particularmente intensos registrados en Barcelona y obtener su clasificación objetiva en función de la escala a la que pertenecen y del proceso meteorológico que los ha originado, en el trabajo de Casas et al. (2004) se analizaron las series de cantidad de precipitación máxima caída en diferentes intervalos de tiempo entre 5 minutos y 24 horas obtenidas a partir de los registros del pluviógrafo Jardí del Observatori Fabra de Barcelona en el periodo 1927-1992 (66 años). De entre los episodios de lluvia registrados se realizó una selección de los más extremos,

resultando un conjunto de 44 chubascos que cumplieran la condición de mostrar un período de retorno igual o superior a 5 años en alguna de las duraciones consideradas entre 5 minutos y 24 horas. Haciendo uso de la técnica de análisis de conglomerados (Anderberg, 1973), los episodios de lluvia seleccionados fueron caracterizados y clasificados en 4 grupos claramente diferenciados. El primero (grupo I) lo constituían las tormentas con alta intensidad de precipitación de corta duración (igual o inferior a 15 minutos), siendo un grupo representativo de las lluvias de carácter muy local, con una clara influencia estacional y un efecto evidente del calentamiento diurno de la superficie terrestre en el desarrollo de la convección. El segundo grupo (II) correspondía a las duraciones típicas de la mesoescala, siendo las situaciones meteorológicas que más frecuentemente originan este tipo de precipitación en la zona mediterránea los frentes muy activos que se desplazan lentamente y en los que se desarrollan sistemas de precipitación intensa de mesoescala (Browning, 1990), o bien, los complejos convectivos de mesoescala. La influencia estacional en el origen de estas lluvias es también notable. Las lluvias de carácter sinóptico, con intensidades de precipitación superando los 5 años de período de retorno sólo para las duraciones de 12 y 24 horas, constituían el tercer grupo (III). Finalmente, se encontró un cuarto grupo (IV) cuya característica común era presentar elevadas intensidades de precipitación ($T > 5$ años) para un amplio rango de duraciones entre 20 minutos y 24 horas. Se trata de lluvias en cuyo origen han influido conjuntamente procesos meteorológicos de media y gran escala. Estas situaciones sinópticas productoras de precipitaciones a gran escala, que permiten además la formación de sistemas convectivos de mesoescala con lluvias muy intensas, son poco frecuentes y constituyen la principal causa de las inundaciones en Barcelona.

Para poner de manifiesto la contribución de las diferentes escalas en el origen de la lluvia, Casas et al (2004) propusieron un índice de intensidad ponderado $IP(T)$ (1) que tiene en cuenta las intensidades máximas I_t registradas en 4 duraciones características de cada escala: 5 minutos para la microescala, 1 y 2 horas para la pequeña y gran mesoescala (Austin and Houze, 1972), y 24 horas para la sinóptica:

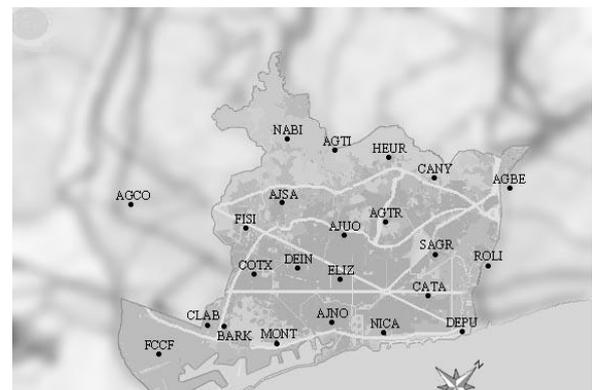
$$IP(T) = \frac{1}{4} \left\{ \frac{I_5}{I(5,T)} + \frac{I_{60}}{I(60,T)} + \frac{I_{120}}{I(120,T)} + \frac{I_{1440}}{I(1440,T)} \right\} \quad (1)$$

En (1) $I(t,T)$ es la intensidad que correspondiente a la duración t y el período de retorno T según la ecuación generalizada de Intensidad-Duración-Frecuencia del lugar. El índice IP es útil como medida objetiva del carácter extremo y severo de los chubascos.

Lluvia extrema registrada por la red pluviométrica de Barcelona

El área urbana de Barcelona (100 km² aprox.) dispone de una red densa de 23 pluviómetros de alta resolución de tipo balancín (figura 1), gestionada por CLABSA (Clavegueram de Barcelona S.A.), la empresa que controla el sistema de alcantarillado de la ciudad. A partir de sus registros de lluvia, se han calculado las cantidades de precipitación máxima caída en intervalos de tiempo entre 5 minutos y 24 horas en el período 1994-2001, y se han seleccionado aquellos episodios lluviosos registrados por uno o más pluviómetros que muestren un período de retorno igual o superior a 5 años para alguna de las duraciones consideradas. Se trata de 45 casos (figura 2), correspondientes a 11 chubascos reales que han sido registrados por más de un pluviómetro mostrando cantidades superiores al umbral impuesto de período de retorno 5 años. Atendiendo a sus características espaciales y temporales, 3 de las 11 lluvias presentan un claro comportamiento sinóptico (290994, 141096 y 031298 en la figura 2), por lo que es de esperar que el método objetivo de clasificación las identifique como pertenecientes al grupo III. Asimismo, 070896 es claramente una tormenta local y debería ser identificada como del grupo I. La

Figura 1: Red pluviométrica urbana de Barcelona

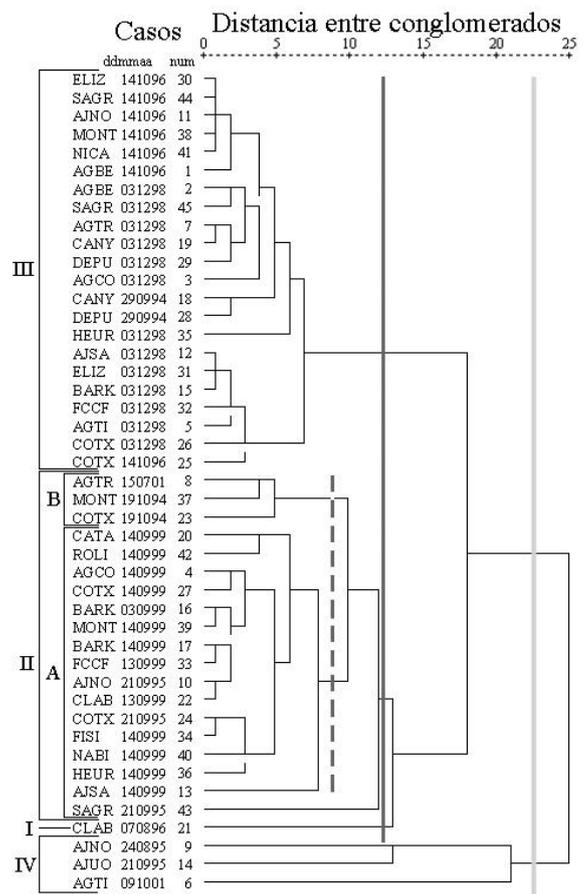


lluvia correspondiente a 150701 y a 091001 muestra intensidades por encima del umbral impuesto sólo para uno de los pluviómetros. El primer caso, 150701, presenta valores altos de la intensidad para 5 minutos, 1 hora y 2 horas, por lo que queda descartado como de escala local. En el caso 091001 se registraron intensidades muy altas para 5 minutos y 1 hora, resultando el valor más alto del índice IP, 1.31, calculado según (1) para T=5 años. Este valor nos sugiere que dicho chubasco debería resultar clasificado dentro del grupo IV correspondiente a las lluvias de carácter más severo. De manera similar, el grupo IV debería incluir el caso 240895 dado su alto índice IP, 1.29. La clasificación no resulta tan clara para los 4 casos restantes. Por ejemplo, mientras que la lluvia correspondiente a 210995 muestra comportamiento mesoescalar (grupo II) para los pluviómetros AJNO, COTX y SAGR, para AJUO el índice IP calculado es muy alto, 1.30, dadas las altísimas intensidades registradas para las 4 duraciones representativas: 19.9 mm en 5 minutos (período de retorno T≈25 años), 79.7 mm en 1 hora (T≈50 años), 91.2 mm en 2 horas (T≈40 años) y 94.2 mm en 24 horas (ligeramente por debajo de T=5 años). Para este pluviómetro, el comportamiento del chubasco sugiere su pertenencia al grupo IV de clasificación. El caso 140999 muestra también características mesoescales para la mayoría de los pluviómetros, mientras que el índice IP para AJSA resulta 1.04 ya que la intensidad es alta para 3 de las 4 duraciones representativas.

La clasificación objetiva de los 45 casos seleccionados se ha realizado haciendo uso de la técnica de análisis de conglomerados. El dendrograma resultante se muestra en la figura 2. La primera línea vertical dibujada que intersecta el árbol jerárquico (gris claro en la figura 2) separa el grupo IV del resto de casos. Como se esperaba, este grupo lo constituyen AJNO 240895, AJUO 210995 y AGTI 091001, los episodios lluviosos que presentan los más altos valores del índice ponderado de intensidad IP: 1.29, 1.30 y 1.31, con altas intensidades para más de una escala. El caso AJNO 240895 ha presentado intensidades superiores al umbral de 5 años de período de retorno para un amplio rango de duraciones entre 20 minutos y 24 horas, lo que indica que en su origen han intervenido procesos de media y gran escala actuando conjuntamente (como en los casos del grupo IV de clasificación obtenido por Casas et al. (2004)). En cambio, el caso 091001, registrado sólo por el pluviómetro AGTI, muestra altas intensidades para duraciones entre 5 y 120 minutos. En este caso, el origen de la lluvia parece ser debido a la acción conjunta de procesos de microescala y mesoescala. El caso 210995, ya comentado, muestra una compleja estructura con altas intensidades de precipitación para todas las duraciones entre 5 minutos y 24 horas, dependiendo del pluviómetro. En particular, AJUO 210995 supera el umbral impuesto para un amplísimo rango entre 5 minutos y 12 horas, estando sus 94.2 mm en 24 horas muy ligeramente por debajo del período de retorno de 5 años. El grupo IV, por tanto, está constituido por los chubascos más complejos, que muestran la acción conjunta de procesos de diferente escala meteorológica.

Trazando una segunda línea vertical (gris oscuro y continua en la figura 2), se obtienen los grupos I, II y III. El grupo I lo constituye un único chubasco, CLAB 070896, como ya se esperaba dada su clara escala temporal. Todos los casos correspondientes a los episodios 290994, 141096 y 031298 (22 registros) han sido clasificados en un grupo común. Como se comentó anteriormente, esas lluvias tienen un claro origen sinóptico (grupo III). Los 19 casos restantes constituyen el grupo II, casi todos ellos con

Figura 2: Dendrograma de las 45 lluvias extremas



altas intensidades para las duraciones de la mesoescala, menores a 6 horas. En cuanto a la subdivisión del grupo II (gris oscuro y discontinua en la figura 2), nos aparecen el subgrupo IIA (que identifica la pequeña mesoescala) con los chubascos AJNO y COTX 210995 y todos los registros correspondientes

Tabla 1: Clasificación de los 45 episodios lluviosos extremos

Grupo I	Grupo II		Grupo III	Grupo IV
	IIA	IIB		
CLAB 070896	AJNO 210995	MONT 191094	CANY 290994	AJNO 240895
	COTX 210995	COTX 191094	DEPU 290994	AJUO 210995
	SAGR 210995	AGTR 150701	AGBE 141096	AGTI 091001
	BARK 030999		AJNO 141096	
	AGCO 140999		COTX 141096	
	AJSA 140999		ELIZ 141096	
	BARK 140999		MONT 141096	
	CLAB 140999		NICA 141096	

al día 030999 y al día 140999, y el subgrupo IIB. Este subgrupo, correspondiente a la gran mesoescala, está formado por todos los casos del 191094 y del 150701. El caso SAGR 210995 queda aislado y fuera de esta subclasificación. El método lo ha clasificado como perteneciente al grupo II, a corta distancia del subgrupo IIA, por lo que lo hemos incluido en dicho subgrupo en la clasificación final de la tabla 1. También podría haber sido incluido en el grupo IV dado su alto valor del índice IP, 1.10, y sus características temporales con altas intensidades en la media y gran escala (desde 35 minutos hasta 24 horas). Recordemos que este complejo chubasco (210995) quedó registrado por el pluviómetro AJUO como un caso del grupo IV.

Como era de esperar, mientras que la tormenta de microescala detectada

(CLAB 070896) sólo fue registrada por un único pluviómetro con cantidades superiores al umbral impuesto ($T \geq 5$ años), el resto de lluvias, especialmente las correspondientes a la escala sinóptica (grupo III), aparecen con intensidades altas en los registros de muchos pluviómetros dada su mayor escala espacial. La lluvia sinóptica del 290994 sólo aparece en los registros de dos de los pluviómetros (CANY y DEPU 290994) debido a que en esa fecha los otros pluviómetros no estaban en funcionamiento.

La distribución por grupos obtenida para los 45 episodios de lluvia extrema registrados por la red pluviométrica urbana difiere de la calculada por Casas et al. (2004) para los chubascos registrados por un único pluviómetro (el Jardí del Observatori Fabra de Barcelona), dada la influencia de la escala espacial para cada grupo. Así, por ejemplo, las 8 tormentas locales del grupo I registradas en 66 años por el pluviómetro Jardí representan una proporción muy similar a la única tormenta en 8 años (con $T \geq 5$ años) registrada por la red, pero mientras que en la muestra del Jardí el número de episodios del grupo I era un 18 % del total de 44 casos, en la muestra de la red este porcentaje cae al 2 %. Por el contrario, los casos sinópticos clasificados en el grupo III son el 21 % de la muestra del Jardí, mientras que para la muestra de la red representan prácticamente la mitad, 49 %, como consecuencia del gran número de repeticiones registradas para varios de los pluviómetros para la misma lluvia. Las lluvias mesoescalares (grupo II) son un 50% de la selección del Jardí, y un 42% de la de la red. Los porcentajes correspondientes al grupo IV son de un 11 % para el Jardí y de un 7 % para la red.

A pesar de la discrepancia anterior, la muestra de índices ponderados de intensidad IP calculados para la selección de episodios de lluvia extrema registrados por la red, IP (1994-2001) presenta una distribución muy similar a la obtenida por Casas et al. (2004), IP (1927-1992). Para ambas muestras se ha ensayado un ajuste mediante la función de distribución lognormal estándar:

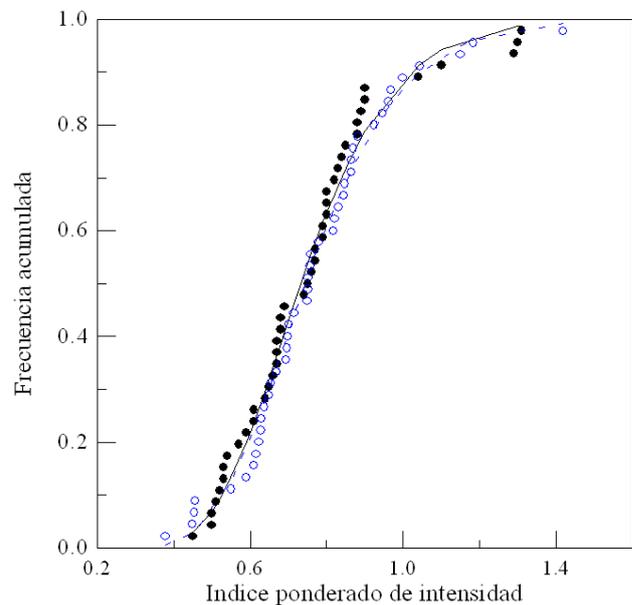
$$f(x) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln x - m}{\sigma}\right)^2} \quad (2)$$

siendo x la variable estadística que representa los índices IP, y m y σ son la media y la desviación estándar de las distribuciones ($\ln x$) obtenidas a partir de los logaritmos de los índices. La media m es el parámetro de escala de la distribución lognormal y σ el parámetro de forma. Sus valores estimados para los dos ajustes ensayados se muestran en la tabla 2. En la figura 3 se muestra dichos ajustes. La muestra de índices de la red, IP (1994-2001), es la representada en negro en la figura.

Tabla 2: Parámetros de ajuste por la distribución lognormal de las dos muestras de índices IP

	m	σ
IP (1927-1992)	0.7444	0.2651
IP (1994-2001)	0.7323	0.2574

Figura 3: Ajuste de las muestras de índices IP por la función de distribución lognormal estándar



Conclusiones

La técnica de análisis de conglomerados ha resultado un método útil para conseguir la clasificación objetiva, en función de las escalas meteorológicas implicadas en su origen, de un conjunto de 45 episodios lluviosos de carácter extremo registrados por la red pluviométrica urbana de microescala de Barcelona. Los 45 casos corresponden a 11 chubascos reales, que han sido registrados en la mayoría de casos por más de un pluviómetro de la red. Como se esperaba, los grupos de clasificación obtenidos ponen de manifiesto la escala espacial y temporal de los procesos meteorológicos que han dado lugar a cada lluvia. Así, se ha obtenido un grupo I correspondiente a la microescala, un grupo II de características mesoescales, que puede subdividirse en IIA y IIB para representar la pequeña y la gran mesoescala, y un grupo III constituido por las lluvias de comportamiento sinóptico. Además, se ha obtenido un cuarto grupo de clasificación que contiene los episodios lluviosos más severos y con mayores índices ponderados de intensidad IP, que resultan ser los de estructura más compleja dado que en su origen han intervenido procesos de varias escalas actuando conjuntamente. Si en el grupo IV obtenido por Casas et al. (2004) se identificaron únicamente chubascos causados por la acción conjunta de procesos de media y gran escala, en este trabajo se ha detectado también la presencia de formaciones de microescala contenidas en sistemas de mayor escala. Uno de los chubascos seleccionados presenta altas intensidades para todo el rango de duraciones considerado entre 5 minutos y 24 horas, y su elevada complejidad queda de manifiesto al presentar un comportamiento mesoescalar general para la mayoría de los pluviómetros, observándose también la influencia de la microescala en otros, sin que sean desdeñables los valores de intensidad observados para las duraciones sinópticas. Este evento ha sido clasificado como del grupo IV para uno de los pluviómetros.

La distribución por grupos obtenida difiere porcentualmente de la calculada por Casas et al (2004) dada la influencia de la escala temporal de cada chubasco en el número de repeticiones de sus registros por varios pluviómetros de la red. A pesar de este hecho esperado, la muestra de índices IP obtenida tiene un comportamiento muy similar a la muestra de índices calculada por Casas et al. (2004) con el pluviómetro Jardí, lo que indica que en cuanto a la medida y distribución de la severidad de los episodios de carácter extremo de la zona, el conjunto de 45 episodios lluviosos registrados por la red en 8 años (1994-2001) es prácticamente equivalente a la muestra de 44 casos registrados por el pluviómetro Jardí en 66 años (1927-1992). Este resultado es un indicativo de la posibilidad, para algunas aplicaciones, de

alargar las series de datos de lluvia mediante la técnica conocida por la expresión *sustituir tiempo por espacio* (NRC, 1988; Koutsoyiannis, 2003), o método estación-año.

Bibliografía

Anderberg, M.R., 1973: *Cluster Analysis for Applications*. Academic Press, New York

Austin, P.M., Houze, R.A., 1972: *Analysis of the structure of precipitation patterns in New England*. Journal of Applied Meteorology, 11, 926-935

Browning, K.A., 1990: *Extratropical Cyclones*. Ed. Chester Newton and Eero O. Holopainen, American Meteorological Society, Boston

Casas, M.C., Codina, B., Redaño, A., Lorente, J., 2004. A methodology to classify extreme rainfall events in the western Mediterranean area. *Theoretical and Applied Climatology*, **77**: 139-150.

Eicher, C., 1991: *Selection of design storms-time resolution considerations*. Atmospheric Research, 27, 23-43

Koutsoyiannis, D., 2003: *On the appropriateness of the Gumbel distribution for modelling extreme rainfall*. Proceedings of the European Science Foundation, Life and Environmental Sciences meeting, Bologna

National Research Council, 1988: *Estimating probabilities of extreme floods. Methods and recommended research*. National Academy Press, Washington, D.C.

Lorente J., Redaño, A., 1991: *Relation between maximal rainfall rates for different time intervals in the course of a storm*. Atmospheric Research, 27, 61-66

Sumner G.N., 1978: *The prediction of short duration storm rainfall intensity maxima*. Journal of Hydrology, 37, 91-100

CARACTERIZACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN ZONAS URBANAS DE BAJA CALIFORNIA (MÉXICO).

Díaz, G.C.¹; Castañón, Ma. C.¹; Ballesteros, G.²; Ramírez, J.³

¹ Fac. de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California

² Fac. de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California <(México)

³ Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California (México)

Calzada Tecnológico 14418, Mesa de Otay, Tijuana, B.C., c.p. 22390, Tel. (664) 682-1033, Fax (664) 682-2790, gerardodiaz@uabc.mx

Characteristics of the particle materials polluting urban areas (Baja California, Mexico)

Abstract

The region of Baja California is conformed by five municipalities: Ensenada, Mexicali, Playas de Rosarito, Tecate and Tijuana, each city is based in diverse topography that gives a characteristic them specifies different one from the other, with regard to particles material, does not know morphology and chemical composition, the present paper present the first results obtained in four urban areas highly populated in Baja California, specifically in the zones Southeast, Southwest and the Northwest, of such form that when concluding the work has knowledge of the morphology that keeps the particles material and to know the quality the air. Key words: Atmospheric particles, urban Zones, Contamination, Baja California.

Key words: Atmospheric particles, Urban areas, Contamination, Baja California.

Introducción.

La atmósfera y un contaminante de referencia significativo: material particulado.

La atmósfera es un medio gaseoso formada por elementos y compuestos; en constante movimiento en el tiempo y espacio, con capacidad limitada para asimilar y dispersar los contaminantes emitidos por fuentes naturales y antropogénicas; cuya concentración en el ambiente, dependerá del punto de emisión y de los procesos atmosféricos de transporte (Siskos et al; 2003). En 1986 la Comunidad Europea declaro bajo control y como agentes tradicionales causantes de la contaminación atmosférica el humo y las partículas. En este sentido, actualmente, las partículas son consideradas como uno de los contaminantes primarios más importantes y como contaminante criterio; debido al conocimiento que existe sobre éstas con respecto a la salud y al ambiente. La contaminación por partículas incluye partículas sólidas y líquidas directamente emitidas al aire por procesos naturales y antropogénicos, tales como procesos de combustión, actividades agrícolas, procesos industriales, reacciones fotoquímicas de los contaminantes atmosféricos (óxidos de azufre y nitrógeno); entre otros. Por algunos años, las investigaciones se enfocaron en el estudio de las partículas suspendidas totales (PST), hasta que éstas mismas mostraron el grado de riesgo para la salud generado por partículas finas (Freitas et al; 2003). La cantidad, tamaño y composición del material particulado es de interés; ya que se les atribuyen efectos a en la salud debido a la exposición de partículas entre los 10 y 2.5 µm. en la fracción respirable (Buckley et al; 2004). Es importante mencionar, que las partículas mayores a 10 µm se ven afectadas por la gravedad, mientras que los procesos de difusión atmosférica impactan en el material particulado menor a 10 µm (Fang et al; 2003). En este artículo, presentamos resultados a la fecha del monitoreo de partículas PM 2.5µm (PM 2.5), realizado en siete sitios localizados en cuatro de los cinco municipios del estado de Baja California, México.

Área de estudio y sitios de muestreo.

El Estado de Baja California se encuentra ubicado en el noroeste de México y ocupa la porción norte de la península del mismo nombre. Sus coordenadas extremas son: 32°43' y 28°00' de latitud norte, 112°47' y 117°07' de longitud oeste. Limita al norte con los Estados Unidos de América (U. S. A.) Sonora y el Golfo de California; al este con el Golfo de California; al sur con Baja California Sur y el

Océano Pacífico y al oeste con el Océano Pacífico. El Estado de Baja California está integrado por cinco municipios y representa el 3.7% de la superficie del país. Ensenada se ubica a 31° 52' de latitud norte y a 116° 36' de longitud oeste, se asienta a una altura de 20 msnm. Mexicali, es la capital del estado y cabecera del mismo nombre, se ubica al noreste del estado a los 32° 39' de latitud norte y a los 115° 28' de longitud oeste a una altura de 10 msnm. Tecate se encuentra al norte del estado a los 32°34' de latitud norte y a los 116°38' de longitud oeste, su altitud es de 540 msnm. Tijuana es una de las ciudades fronterizas más importantes del país. Las coordenadas geográficas del municipio de Tijuana se ubican entre los 32° 34' y 32° 22' de latitud norte y los 116° 35' y 117° 07' de longitud oeste. Los climas predominantes en la entidad son secos y extremos. Las lluvias son escasas en la mayor parte del estado. En las costas del Golfo de California se presenta la menor incidencia de precipitación del país, en particular en la zona del delta del río Colorado, con registros medios anuales cercanos a los 40 mm. La presencia de altitudes importantes a lo largo de la cadena montañosa de Juárez y San Pedro Mártir condiciona climas templados y semifríos, ambos subhúmedos en las cimas y mesetas altas. Una característica relevante de la climatología peninsular es la presencia en toda su porción central y occidental y al oeste de las laderas orientales de las mencionadas sierras, de climas secos cuyos regímenes de lluvias son invernales. Tal distribución de lluvias afecta también a los climas templados y de las cumbres serranas y a los muy secos, excepto los de la costa del Golfo de California (INEGI, 2006). Los factores geográficos, en especial la topografía y los parámetros meteorológicos tales como las condiciones del viento: velocidad, dirección, temperatura, variación de la temperatura con la altura; son principalmente los factores que condicionan la dispersión de la contaminación atmosférica. Esta situación puede ser más compleja si el sitio de interés es una zona costera, debido a los contrastes de temperatura tierra/océano generados por la brisa marina (Jonsson et al; 2004, Querol et al; 2004). En este sentido, es importante mencionar que en el caso de la ciudad de Tijuana, de acuerdo a Jáuregui (1981) señala que una vez que anochece (brisa-viento es débil) y en las primeras horas de la mañana los contaminantes arrojados en la atmósfera de Tijuana tienden a ser acarreados hacia el noroeste de la ciudad, en dirección a San Isidro, California; después del mediodía, una vez que se establece el movimiento de brisas del oeste, los contaminantes comienzan a ser transportados por el flujo inverso, en dirección a Tijuana.

Análisis morfológico; primeros resultados.

Muestreo. El equipo utilizado para la toma de muestras es un equipo portátil de bajo volumen (Airmetrics Mini-Vol Air Sampler) el cual toma muestras a un flujo de 5 L/min, cuenta con un impactor para separar las PM_{2.5}, la técnica para la colectar las muestras en este equipo se encuentra acorde a los criterios para PM₁₀ del Código Federal de Regulaciones de Estados Unidos (U.S. Code of Federal Regulations, 40 CFR part 50 Appendix J). Los filtros utilizados para la captura de las muestras son de teflón anillados. Los sitios de estudio se encuentran localizados en zonas habitacionales, el muestreo se llevó a cabo durante 24 horas, cinco días a la semana en las estaciones de primavera y verano del año 2005. Asimismo, se registró la temperatura ocurrida en el sitio, durante los días de muestreo. Es pertinente mencionar que es la primera vez que es posible realizar una serie de monitoreos a nivel regional en lo que respecta a material particulado presente en el aire y el que se realice una caracterización a nivel morfológico.

LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO				
		Latitud Norte	Longitud Oeste	Altura msnm
	a. Col. Bustamante	31° 87'	116° 64'	33
Ensenada	b. Col. Moderna	31° 87'	116° 64'	33
Playas de Rosarito	c. Col. Lucio Blanco	32° 37'	117° 05'	46
Tecate	d. Col. Benito Juárez	32° 55'	116° 63'	555
	e. Camino Verde	32° 48'	116° 97'	176
	f. Mariano Matamoros	32° 49'	116° 88'	196
Tijuana	g. Las Cumbres	32° 48'	116° 86'	200

Morfología. La caracterización de partículas con base en su morfología y composición química, puede ser un método apropiado para el estudio de las partículas en la atmósfera (A. Umbría, et al; 2004). En este caso, para el análisis morfológico de las partículas, se emplearon las técnicas de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM, Leyca Cambridge) y Microscopía de Fuerza Atómica modo Taping (AFM, Jeol, *Saning Probe Microscopy* Modelo JSPM-4210). En cuanto a la composición química de las muestras, se realizará a través de SEM acoplada con Energía de Dispersión (EDX). En principio, se puede apreciar por medio de SEM el hábito que presentan el material particulado, que tiende a predominar el aglomerado, sin descartar la vista de micropartículas entrelazadas a las fibras del papel filtro se aprecia una menor cantidad en muestras colectados en sitios cercanos a la costa, lo cual se atribuye a que, debido al clima húmedo de la zona, se tiende a generar una serie de aglomerados que adquieren tamaño tal que tienden a depositarse en la superficie por gravedad. El hábito que presentan en su morfología es poliédrico, ya sea en partículas aisladas o en forma de aglomerados. En la figura 1 se presenta una relación de micrografías correspondiendo una a cada zona muestreada que permite observar que en general el material particulado tiende a presentar la misma característica; partículas ultrafinas entrelazadas con las fibras del papel filtro y poca presencia de aglomerados. Con apoyo de AFM es posible llevar a cabo un análisis de morfología de material particulado de forma mas precisa, la técnica permite el poder analizar a mejores escalas de resolución, logrando visualizar el hábito de la micropartícula, al igual que de la conformación de los aglomerados, siendo posible observar las diferentes fronteras de grano que permiten el analizar el tamaño medio de partículas incluidas que van desde los 99 hasta los 112 nm, sin descartar la presencia de menores tamaños como se puede apreciar en la Figura 4 en donde se permite el visualizar al material tridimensional (a) con el propósito de analizar el grado de empaquetamiento de las micropartículas que conforman el aglomerado y el que permite de igual forma el poder estimar su grado de disgregación y a nivel superficial dimensional (b) en donde es posible observar y analizar de manera directa el tamaño de la partícula. Es pertinente mencionar que en general, la serie de muestras analizadas presentaron un similar aspecto.

Fig. 1. Micrografías de SEM de material particulado que corresponden a las zonas de estudio: Colonia Camino Verde y Colonia Mariano Matamoros

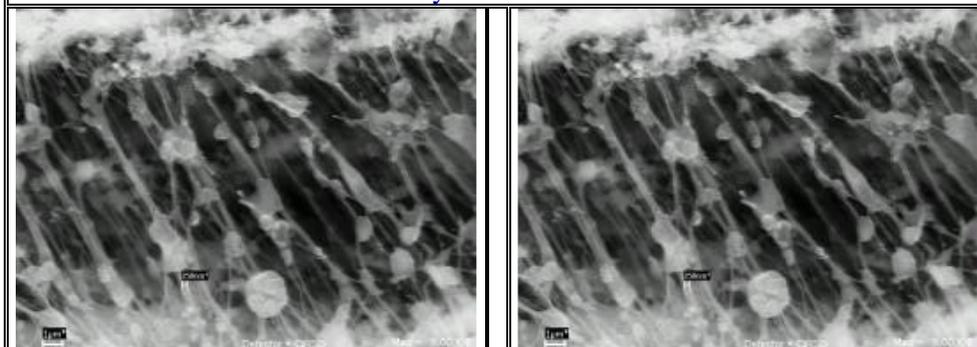
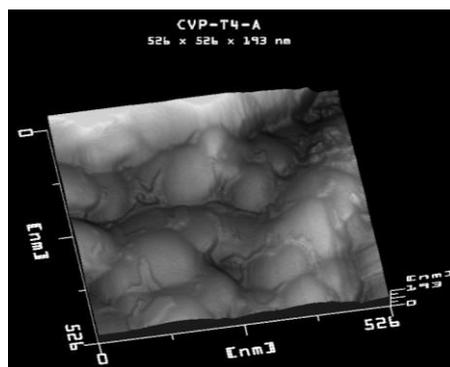


Fig 2. Imágenes de AFM de material particulado de muestra de Camino.



Conclusiones.

Con base en la bibliografía consultada y resultados morfológicos de material particulado aplicando Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Microscopía de Fuerza Atómica (AFM) de las distintas muestras en las zonas de estudio, podemos concluir en principio que Aplicando MFA es posible lograr más resolución, se observaron partículas menores a $2.5 \mu\text{m}$; se ven en si partículas ultrafinas entre 99 y 112 nm, de forma aislada se observa material con tamaño menor de 50 nm, que conforman los aglomerados. La morfología del material particulado analizado por MEB, presenta una variedad de hábitos que se pueden considerar poliédricos y los aglomerados tienden a ser esféricos. En general la serie de muestras presentan un aspecto similar, si bien, se ve una menor cantidad de material particulado en muestras colectados en sitios cercanos a la costa, lo cual se atribuye a que, debido al clima húmedo de la zona, se tiende a generar una serie de aglomerados que adquieren tamaño tal que tienden a depositarse por gravedad. En base a los resultados observados y de acuerdo a varios autores, es posible efectos negativos en la salud debido a la exposición de partículas en la fracción respirable, entre los 10 y $2.5 \mu\text{m}$ (Buckley et al; 2004), entre los 10 y $2.5 \mu\text{m}$, por lo cual ahora se está en proceso de caracterización química y de esta forma el poder realizar una evaluación total del dicho material.

Referencias.

- Buckley, S. G., Lithgow, G. A., Robinson, A. L. Ambient measurements of metal-containing $\text{PM}_{2.5}$ in an urban environment using laser-induced breakdown spectroscopy. *Atmospheric Environment* 38:3319-3328 (2004).
- Fang, G-C., Chang, Ch-N., Chu, Ch-Ch., Wu, Y-S., Fu, P. Pi-Ch., Yang, I-L., Chen, M-H. Characterization of particulate, metallic elements of TSP, $\text{PM}_{2.5}$ and $\text{PM}_{2.5-10}$ aerosols at a farm sampling site in Taiwan, Taichung. *The Science of the Total Environment* 308: 157-166 (2003).
- Freitas, M. C., Almeida, M. S., Reis, M. A., Oliveira, R. O. Monitoring trace elements by nuclear techniques in PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 505: 430-434 (2003).
- Johnston, M. V., Wexler, M. V., Tolocka, M. P., Lake D. A. Number concentrations of fine and ultrafine particles containing metals. *Atmospheric Environment* 38:3263-3273 (2004).
- Jonsson, P., Bennet, C., Eliasson, I., Lindgren, E. S. Suspended particulate matter and its relations to the urban climate in Dar es Salaam, Tanzania. *Atmospheric Environment* 38:4175-4181(2004).
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H.C., Harrison, R. M., Burngh, E., Brink, H. M., Lutz, M., Bruckmann, P., Straehl, P., Schneider, J. Speciation and origin of PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38:6547-6555 (2004).
- Siskos, P. A., Thomaidis, N. S., Bakeas, E. B. Characterization of lead, cadmium, arsenic and nickel in $\text{PM}_{2.5}$ particles in the Athens atmosphere, Greece. *Chemosphere* 52:959-966 (2003).
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. www.inegi.gob.mx, 2006.
- Jáuregui, O. E. Climatología de Difusión de la ciudad de Tijuana, B. C. Universidad Nacional Autónoma de México. *Boletín del Instituto de Geografía* 11. (1981).

EL FUEGO COMO PROBLEMA METEOROLÓGICO

S. Domínguez Martín, C. Simal Pierna, E.L. García Díez.

Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Avda. Filiberto Villalobos, 119-129. 37007 Salamanca. <elga@usal.es>.

Fire as a Meteorological Problem

Abstract

In this paper two very significant episodes of fire are analysed: forest fire in Guadalajara and urban fire in Madrid (Windsor building). They happened in Spain in 2005 and in both parameters of stability and saturation deficit, defined by GD model, are evaluated from the nearest available radiosounding data (Madrid Airport, TEMP 08221). The fire in Windsor building cannot be considered as a forest fire, although we have thought that it is an important event because in fact, atmospheric conditions were similar in both days with very high forest fire risk. Atmospheric conditions determinate a fire risk wherever you are. Windsor building fire was characterized by quasi-neutral adiabatic gradient between 822 metres (just over top building) and 1068 metres over-sea level. Guadalajara forest fire was the most important severe event of fire in Spain in 2005 because 11 people died. In this case also an energetic diagram presents a quasi-neutral adiabatic configuration at the lowest atmospheric layer. Results show that both fires were recorded in days type I of the GD Model. This type is associated with a low stability and a high saturation deficit.

Key words: Fire weather, Meteorology and Fires, Fire Meteorological Risk.

Introducción

Según nuestros análisis del número de incendios acontecidos en el noroeste de la Península Ibérica el fuego de cubierta vegetal acontece cuando las condiciones meteorológicas, de escala espaciotemporal más pequeña (entre las escalas meso β y macro γ según Thunis y Bornstein (1996)), entran en oposición a las climatológicas, de escala más grande. Por esta razón, y sólo por ésta, pueden acontecer incendios en cualquier época del año. A nuestro juicio el fenómeno del fuego se desarrolla en un contexto meteorológico de escala mesoescalar.

Metodología:

Este grupo de investigación ha desarrollado desde hace más de una década el modelo GD que evalúa las condiciones meteorológicas particulares del lugar que influyen en la aparición y desarrollo del fuego, y que trabaja a una escala mesoescalar. La autoconsistencia de los resultados obtenidos así lo avalan para la región mesoescalar del noroeste peninsular. Los dos parámetros analizados por nuestro modelo que condicionan la aparición del fuego son la estabilidad atmosférica y el déficit de saturación.

$$e = S_{700} - S_{850}$$

$$D = h_{850}^* - h_{850}$$

La estabilidad viene expresada en términos de variación vertical de la energía estática seca S y el déficit de saturación D se expresa en términos de energías estática húmeda y saturante. Todos los valores diarios de e para todos los días de verano del periodo 1981-1985 sirvieron para calcular un valor promedio que sirviera de umbral para distinguir los días estables de los días inestables. El valor promedio fue 6 kJ/kg. De tal manera que los días de $e \leq 6$ kJ/kg se definen como días inestables y los días de $e > 6$ kJ/kg días estables. Del mismo modo se hizo con los valores diarios de D para ese periodo de estudio, resultando un valor umbral de 12 kJ/kg. Los días con $D \geq 12$ kJ/kg se definen como días secos y los días con $D < 12$ kJ/kg como días húmedos. Así el modelo GD clasifica los días en cuatro tipos:

Tabla I : Tipos de día según Modelo GD.Fuente: Elaboración Propia.

Tipo de día	Denominación	e (kJ/ kg)	D (kJ/ kg)
I	Inestable Seco	≤ 6	≥ 12
II	Inestable Húmedo	≤ 6	< 12
III	Estable Seco	> 6	≥ 12
IV	Estable Húmedo	> 6	< 12

Resultados y Discusión:

Para justificar nuestra tesis se presentan dos eventos meteorológicos de interés: El primero de ellos fue el terrible incendio de Guadalajara iniciado el 16 de julio de 2005, que se prolongó varios días, y que conllevó desgraciadas pérdidas; y el segundo el llamativo incendio acontecido en la Torre Windsor de Madrid la noche del 12 al 13 de febrero de 2005.

El incendio en la provincia de Guadalajara ocupó todo el interés mediático en aquellos días debido a las enormes consecuencias, sobre todo en pérdidas humanas, ya que en sus tareas de extinción murieron 11 personas. Pero en estas fechas tuvieron lugar otros muchos incendios en la zona centro y que no tuvieron tanta repercusión en los medios de comunicación. Desde nuestro punto de vista el fenómeno del fuego debe de ser estudiado desde una escala tal, que pueda explicar porque todos aquellos incendios acontecieron a la vez en aquellas fechas y no en otras. Particularizar en un incendio en concreto no haría más que dificultar la búsqueda de las circunstancias verdaderamente excepcionales que debieron acontecer en aquellas jornadas para que tuviera lugar una ola de fuego generalizada en el centro peninsular.

Analizando notas de prensa de aquellas fechas encontramos que no sólo acontecieron incendios en la provincia de Guadalajara, también se produjeron importantes siniestros en Teruel, Zaragoza, Ciudad Real, Zamora, Valladolid, Palencia, Segovia, y también en Barcelona y Gerona. El sincronismo geográfico que abarca el fenómeno es el correspondiente a una escala meteorológica mesoescalar, de unos cientos de km, y de escala diaria en lo que se refiere al tiempo. Por lo tanto, a la hora de estudiar este fenómeno debe utilizarse una escala meteorológica mesoescalar similar a la que acontece en la naturaleza. A nuestro juicio no se debe analizar el problema a escalas menores. El modelo GD trabaja precisamente a esa escala mesoescalar.

Como ejemplo de día representativo de todo el episodio expondremos el caso del día 17 de julio de 2005. La representación a escala sinóptica en superficie del campo de presiones (Figura 1) del día 17 a las 00:00 UTC nos muestra una baja relativa al E de la Península, y las masas de aire que llegan al centro son del NE, escasa influencia marítima. Ya hemos tratado en otros trabajos de este equipo como las masas de aire que llegan a la zona centro de la península, no difieren mucho en su contenido de humedad según su procedencia. Todas las masas son de carácter más o menos terral debido a la lejanía del mar. Justo lo contrario de las zonas costeras que en función de la procedencia de las masas que llegan a ellas pueden sufrir variaciones muy drásticas en el contenido de humedad en el aire, a escala incluso diaria. Esta situación es la dominante en los días del episodio hasta el día 20.

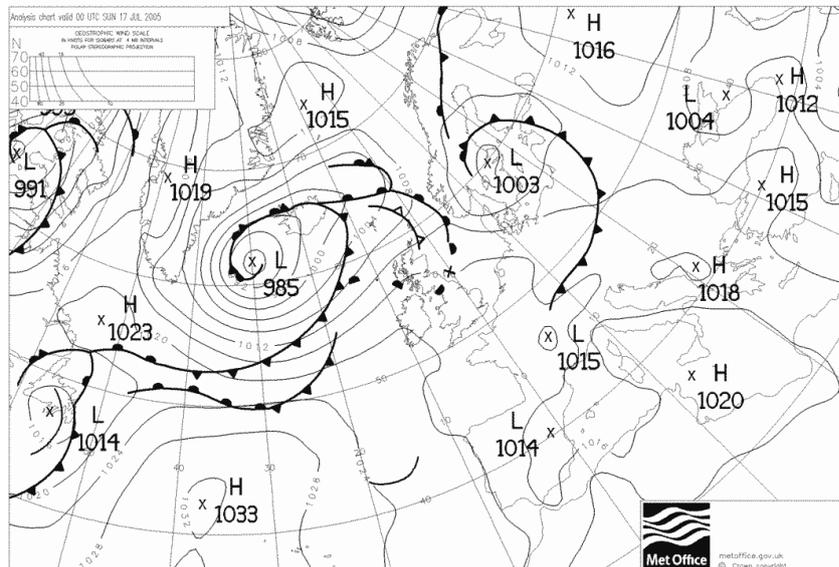
Uno de los índices que se calculan diariamente a partir de datos de Radiosondeo es el índice K. Éste nos puede orientar de una manera indirecta sobre el riesgo de incendios. De tal forma que:

Valores de K muy altos...	Riesgo Muy bajo de Incendios
Valores de K altos.....	Riesgo Muy alto de Incendios
Valores de K bajos.....	Riesgo Medio de Incendios
Valores de K muy Bajos...	Riesgo Alto de Incendios

A partir de los valores del índice K se puede definir fácilmente si se trata de un día de riesgo Alto o muy bajo. Pero los valores de K 2 (altos) y 3 (bajos) están muy próximos en la estadística y K no nos ayuda a distinguir si habrá riesgo muy alto o riesgo medio de incendio.

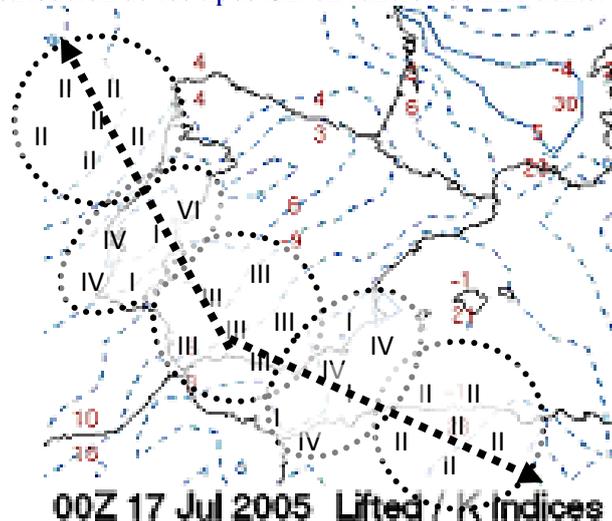
En los mapas a escala sinóptica de los valores de K calculados a las 00:00 y a las 12:00 UTC diariamente podemos observar zonas de altos valores de K (riesgo muy bajo de incendios, el correspondiente al tipo II del GD) y zonas de bajos valores de K (riesgo alto de incendio el correspondiente al tipo III del GD).

Fig. 1 Presiones en superficie del día 17 de Julio de 2005. Fuente: *MetOffice*.



En las zonas intermedias de K están mezclados áreas con riesgo muy alto de incendios (tipo I GD) y áreas con riesgo medio (tipo IV). Es decir tomando como ejemplo un mapa del día 17 de julio de 2005, la distribución zonal de los diferentes tipos caracterizados por el modelo GD sería la siguiente (figura 2):

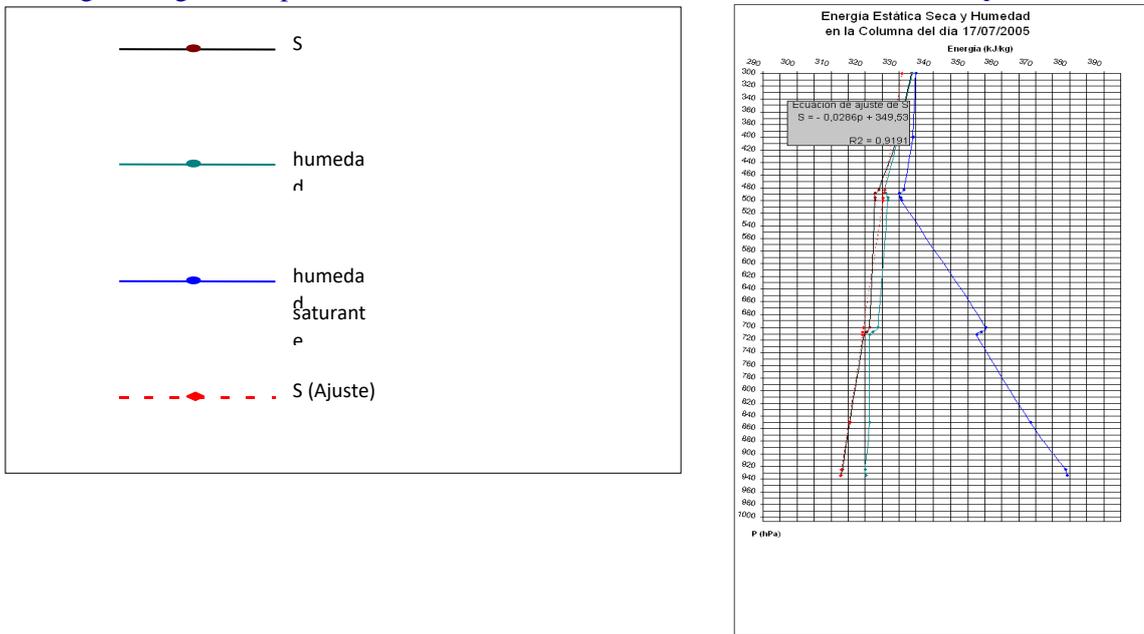
Fig. 2 Mapa de la distribución de los tipos GD en función de K. Fuente: University of Wyoming.



En un estudio aerológico con representaciones de la energía estática seca o Potencial de Montgomery (S), energía estática húmeda (h) y energía estática húmeda saturante (h*), para los diferentes niveles de la columna. Previamente deben de calcularse dichos parámetros a partir de los datos de radiosondeo diario de Madrid Barajas a las 00:00 UTC. Se calculan estos tres parámetros para cada uno de los niveles de la columna atmosférica y se representa gráficamente su distribución vertical. Analizando dichas representaciones podemos saber cuál es el estado de la columna y determinar la estabilidad y contenido de humedad que existe en los diferentes estratos de la columna.

En la figura 3 podemos ver la representación del día 17 de julio de 2005. El día 17 el tramo con indiferencia adiabática está entre 700 y 500 hPa. La baja estabilidad se hace patente en este tipo de diagramas de forma similar a como se muestra en los de Stüve. Esta baja estabilidad en los límites de la indiferencia adiabática es la explicación de que se observaran en el lugar dos hechos: las llamas alcanzaran alturas tan extraordinarias debido a la fuerte convección de calor; y que el fuego adquiriera un desarrollo errático al surgir una corriente horizontal en superficie tan fuerte como la corriente vertical, y aparecer así fuertes vientos en superficie muchas veces con cambios de dirección muy repentinos, debidos a turbulencias originadas por la topografía. También se observan los altos valores del déficit de saturación en bajos niveles, que indican la sequedad existente. Es día de alto riesgo de incendio en toda el área mesoescalar de estudio. Estas conclusiones nos demuestran que los diagramas de Potencial de Montgomery (S), energía estática húmeda (h) y energía estática húmeda saturante (h*) también sirven para un estudio aerológico del estado de la columna, pero a diferencia de los diagramas de Stüve en estos hablamos de energías en kJ/kg.

Fig. 3 Diagrama S/p. 17 de Julio de 2005.00:00 UTC. Fuente: Elaboración Propia.



Aplicando el modelo GD para aquellos días del episodio de incendios de julio de 2005 los resultados fueron:

Tabla II. Aplicación del modelo GD para el episodio de Julio de 2005. Fuente: Elaboración Propia.

Tipo GD	e	D	Día
II	1	7	14
I	2	38	15
I	2	49	16
I	6	47	17
I	5	23	18
III	7	22	19
I	3	40	20

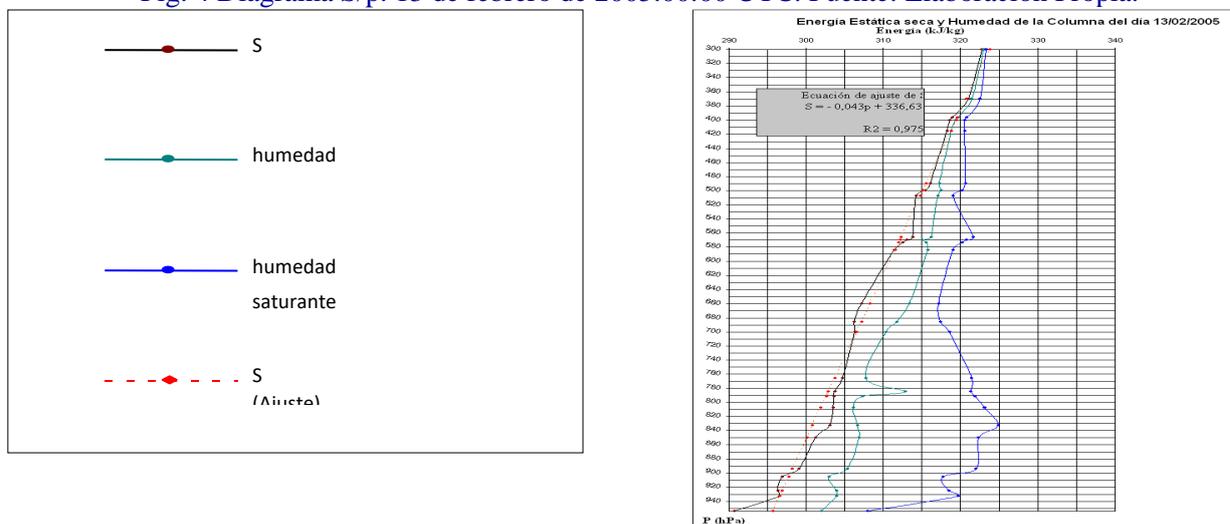
Aunque no figura en esta tabla de resultados la secuencia de días tipo I se alarga hasta el día 27 de Julio, convirtiéndose en una secuencia extraordinariamente larga, constituyendo un hecho muy poco común en esta región. De ahí que el mayor problema de este episodio del incendio de Guadalajara no fue tanto el mismo día del inicio del incendio sino también la prolongada situación de riesgo de los días posteriores, lo cual dificultó las tareas de extinción.

Los resultados obtenidos casan con los análisis aerológicos realizados, y con el análisis a escala sinóptica tanto de mapas de presión en superficie como de las representaciones del índice K. El modelo GD es posible que posea ciertas carencias discutibles en alguno de sus aspectos. Lo que sí que está claro es que responde de manera muy contundente a la hora de definir el riesgo de incendio para áreas mesoescalares. A la luz de este estudio realizado del episodio de incendios de julio de 2005 podemos concluir que los incendios aparecen a una escala mesoescalar bajo unas determinadas condiciones de la columna atmosférica. Y sólo si se dan esas condiciones el fuego hará acto de presencia. Considerar otras escalas menores, particularizando casos, incendios individualizados de aquí o de allá, no hace más que ocultar la verdadera explicación a la aparición del fuego. Los fuegos aparecen a oleadas y sobre áreas muy próximas poseedoras de condiciones meteorológicas comunes. Cuando esas condiciones desaparecen, la oleada desaparece en toda la región de representación. El incendio de Guadalajara curiosamente no aconteció en los días de más temperatura (escasos días antes las temperaturas fueron muy superiores), lo que viene a probar que la temperatura de superficie en sí misma no es significativa de riesgo de fuego, sino que juega un papel más determinante el estado de la estructura vertical de la columna atmosférica. El incendio urbano de la Torre Windsor del día 13 de febrero de 2005 en Madrid, posee unas características muy similares a las vistas para el incendio de Guadalajara en lo que a la estructura de la columna atmosférica del lugar se refiere. Se ha elaborado un estudio aerológico S/p para el día 13 a partir de datos de radiosondeo a las 00:00 UTC de Madrid Barajas (ver figura 4), y hemos concluido que como sucedió más tarde el 17 de julio de 2005 existieron estratos cercanos a la superficie caracterizados por una baja estabilidad cercana a la indiferencia adiabática (entre 930 y 905 hPa). La convección de calor fue fuerte y por ello se presentó un penacho absolutamente vertical hasta casi 905 hPa (1068 m) (ver figura 5). Fue por ello que sin duda el incendio se desarrolló a tal velocidad. Bien distinto del presentado por el incendio de las Torres Gemelas de Nueva York el 11 de septiembre de 2001, apenas se registró movimiento ascendente, debido a que en aquel caso no existió una estrato de baja estabilidad que favoreciera la convección de calor y éste quedara contenido en el interior del edificio (ver figura 6). En ese caso existió una atmósfera estable en el momento del incendio.

Figura 5. Penacho originado en el Windsor. Figura 6. Penacho originado en las Torres Gemelas.



Fig. 4 Diagrama S/p. 13 de febrero de 2005.00:00 UTC. Fuente: Elaboración Propia.



En el diagrama se observa que los estratos inferiores de la columna del día 13 muestran un alto déficit de saturación que indica el bajo contenido de humedad. Factor clave para favorecer el fuego.

El modelo GD clasificó el día 13 de febrero como día tipo I de máximo riesgo de incendios. Luego los resultados del estudio aerológico S/p casan con las conclusiones de nuestro modelo. Como sucedió en el caso de Guadalajara. Lo cual viene a confirmarnos que el modelo GD resulta adecuado para definir el riesgo de fuego incluso en zonas urbanas debido al carácter mesoescalar del fenómeno.

Referencias:

- Brotak, E.A. y W.E. Reifsnnyder, 1977: An investigation of the synoptic situations associated with major wildland fires. *J. Appl. Meteor.* 16 (9), 867-870.
- Delgado Martín, L.; García Díez, A.; Rivas Soriano, L.J. and E.L. García Díez, 1997: Meteorology and forest fires: Conditions for ignition and conditions for development. *J. Appl. Meteor.* 36 (6), 705-710.
- García Díez, E.L.; Rivas Soriano, L.J.; de Pablo Dávila, F. y A. García Díez, 1994: An objective model for the daily outbreak of forest fires based on meteorological considerations. *J. Appl. Meteor.* 33, 519-526.
- Haines, D.A. 1988: A lower atmospheric severity index for wildland fires. *Natl. Wea. Dig.* 13 (2), 23-27.
- Rivas Soriano, L.J.; De Pablo Dávila, F. y E.L. García Díez, 2001: Meteorological and geo-orographical relationships with lightning activity in Castilla-León (Spain). *Meteorol. Appl.* 8, 169-175.

RELACIONES ENTRE OZONO Y MONOXIDO DE CARBONO EN DIFERENTES SITIOS DEL LITORAL CENTRAL DE VENEZUELA.

Loreto Donoso, Alcides Rojas y Tibisay Pérez.

Laboratorio de Química Atmosférica, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Altos de Pipe, Edo. Miranda, (Venezuela). <edonoso@ivic.ve>, <tperez@ivic.ve>.

Palabras Claves: Ozono troposférico, CO, Relación [$\Delta O_3/\Delta CO$], Litoral tropical, Venezuela.

Ozone and carbon monoxide tropospheric concentrations from the Venezuelan Central Coast

Abstract

Ozone (O_3) and carbon monoxide (CO) concentrations were measured in three sites at the Venezuelan Central Coast between May 2004 and Sept 2005. The boundary layer O_3 average concentrations, in ppb, were 38 ± 1 ($n=2287$), 33 ± 4 ($n=60$), 48 ± 3 ($n=431$) and 21 ± 1 ($n=26$) for Catia La Mar (coastal urban site), Osma during May 2005 (suburban coastal site), Osma during September 2005 and Las Aves Island (pristine island of the Caribbean Sea), respectively. The O_3 values found in Las Aves Island are similar to those found in a continental pristine Venezuelan site. On the other hand the O_3 values found in Catia La Mar and Osma are similar to those found in urban regions. The boundary layer CO average concentrations, in ppb, were 280 ± 10 ($n=844$), 170 ± 20 ($n=147$), 270 ± 20 ($n=193$) and 130 ± 20 ($n=16$) for Catia La Mar, Osma (May), Osma (September) and Las Aves Island, respectively. Interestingly, Las Aves Island CO concentrations were higher than those found in pristine continental areas of Venezuela. This might suggest that this very remote area could be influenced by long range air transport that could be carrying polluted air. The CO concentrations in Catia La Mar and Osma, were typical of those found in urban areas. It is interesting to point out that Osma was chosen as a suburban area because it practically does not have influence of local CO and O_3 anthropogenic sources. The fact that we found high CO and O_3 concentrations in this site, suggest that it might also be influenced by long range air transport.

Key words: Tropospheric Ozone, Carbon monoxide, $\Delta O_3/\Delta CO$ ratio, urban coast, tropics, Venezuela.

Resumen

El monóxido de carbono (CO) es un gas considerado como contaminante, cuyas fuentes naturales son la oxidación troposférica de hidrocarburos (CH_4 , isopreno, etc) y emisión directa de los océanos, bosques y suelos. Sus fuentes de origen antrópico son la oxidación de hidrocarburos proveniente de quema incompleta de maderas y combustibles fósiles; emisiones directas en procesos industriales y del parque automotor. Por otra parte, el mayor sumidero de este gas es su reacción troposférica con el radical hidroxilo (OH). El consumo de este gas por esta reacción genera radicales que permitirían la formación de contaminantes secundarios como el ozono (O_3) siempre y cuando la concentración de óxidos de nitrógeno (NO_x) en la troposfera estén en la concentración apropiada (>30 ppbv). Por otro lado, el O_3 troposférico es uno de los compuestos claves en la química de la troposfera pues es el precursor fotoquímico del radical OH, el más importante oxidante de la atmósfera. La evaluación de estos gases permite determinar las características de la química troposférica y la influencia de la actividad antrópica de un lugar en particular. Por ello en este estudio, se midieron las concentraciones ambientales de CO y O_3 en tres sitios del Litoral Central de Venezuela en diferentes períodos del año 2005.

El clima del Litoral Central se clasifica como Tropical-Cálido y presenta un régimen pluvial bimodal, con una época seca desde diciembre a mayo y una época de lluvia de junio a noviembre. La precipitación anual promedio es de 1.500 mm, la temperatura anual promedio es de 26°C. Los vientos predominantes son los alisios del norte (ENE). Este litoral es una estrecha área costera sobre el Mar Caribe de unos 160 km de largo, que cae abruptamente al mar ya que limita

al sur con la cordillera de la costa, la cual presenta en su pico más alto una altura de 2765 m.s.n.m. Los lugares de muestreo seleccionados fueron: 1) Catia La Mar (10° 32' N y 67°00' W): área urbana costera muestreada de julio a agosto, con una población aproximada de 100.000 habitantes; y con influencias del aeropuerto más importante del país, una planta termoeléctrica y la segunda área portuaria del país. 2) Osma (10° 32' N y 67°28' W): área costera turística con muy poca actividad de origen antrópico muestreada en mayo y en septiembre; rodeada de montañas las cuales en las partes bajas tienen una vegetación de bosque seco-tropical y sobre la cota de 100 m.s.n.m. aparece el bosque húmedo premontañoso. 3) Isla de Aves (muestreo en abril-mayo): área prístina oceánica, Dependencia Federal que representa el área emergida más septentrional de Venezuela. (15° 40' 18" N, y 63° 36' 59" W) y con 570 m de largo, en dirección norte-sur. Ancho max. 150 m y ancho min. 30 m, en dirección este-oeste.

Las muestras se captaron con tubos de Teflón de un ¼ de diámetro externo, a una altura aproximada de 3,5 m, para evitar cualquier influencia de contaminación local. Las mediciones se realizaron de manera continua cada 10 min. durante cada período de muestreo. El ozono se determinó usando un analizador fotométrico de UV (Dasibi modelo 1008-PC). El CO se analizó utilizando un cromatógrafo de gases (*Trace Analytical*, modelo RG3) equipado con una columna empacada con tamiz molecular de 5A y con un detector de reducción de óxido de mercurio. Los datos fueron almacenados en un *DataLogger* en el caso del ozono y manejados con un integrador en el caso del CO. Los resultados fueron analizados estadísticamente realizando un ensayo de ANOVA con 95 % de confianza.

Las concentraciones de O₃ a las horas de máxima insolación (11:00 a 15:00), en ppbv, fueron de 38 ±1 (n=2287), 33 ±4 (n=60), 48 ±3 (n=431) y 21 ±1 (n=26) en Catia La Mar, Osma en mayo, Osma en septiembre e Isla de Aves, respectivamente. Estos promedios son estadísticamente diferentes ($p < 0,05$). El promedio de las concentraciones medidas en Isla de Aves es similar a aquellos encontrados en la capa de mezcla regional medida en otros lugares prístinos de Venezuela. Por el contrario, las determinaciones realizadas en Osma y Catia La Mar corresponden a valores de zonas urbanas. Cabe destacar que Osma fue elegido como un sitio poco contaminado; sin embargo, los resultados permiten inferir que estaría llegando a este lugar una masa de aire contaminada.

En cuanto al CO los valores promedios obtenidos, en ppbv, son 280 ±10 (n=844), 170 ±20 (n=147), 270 ±20 (n= 193) y 130 ±20 (n=16) en Catia La Mar, Osma en Mayo, Osma en Septiembre e Isla de Aves, respectivamente. Estos valores son estadísticamente diferentes ($p < 0,05$). La Isla de Aves presenta valores mayores que los encontrados en la Gran Sabana (~70 ppbv), área continental prístina de Venezuela (Sanhueza y col, 2005) lo cual hace inferir que esta isla pudiera estar bajo la influencia de aire contaminado. Al igual que para el ozono Osma presenta concentraciones de CO semejantes a las de las áreas urbanas.

Para identificar la posible influencia de una masa de aire contaminado proveniente de otro lugar que estaría influyendo sobre Osma y tal vez Isla de Aves utilizamos como herramienta la relación $[\Delta O_3 / \Delta CO]$, la cual permite identificar si una masa de aire es de origen local o remoto. Debido a que el tiempo de vida troposférico del ozono (~1 semana) es mucho menor que el del CO (~3 meses), a medida que el recorrido de la masa de aire aumenta, la relación disminuye. Los valores típicos para relación $[\Delta O_3 / \Delta CO]$ de zonas con fuentes de combustión cercanas están en el orden de 0,39 (Jaffe y col, 1996) mientras que los evaluados para zonas alejadas de las fuentes son de 0,12 ± 0,01 (Sanhueza y col, 2005). La relación $[\Delta O_3 / \Delta CO]$ calculada en Osma fue de 0,110 ± 0,006 (Figura 1) lo cual permitiría afirmar que el aire de Osma estaría influenciado por una masa de aire que ha recorrido larga distancia hasta alcanzar esa localidad. Estos resultados indican que las concentraciones de CO y O₃ en la atmósfera del Litoral Central de Venezuela están influenciadas por fuentes remotas de origen hasta el presente desconocido. Futuras evaluaciones de estos compuestos en la Isla de Aves permitirán discernir si el CO y O₃ vienen de masas de aire arrastradas por los vientos alisios.

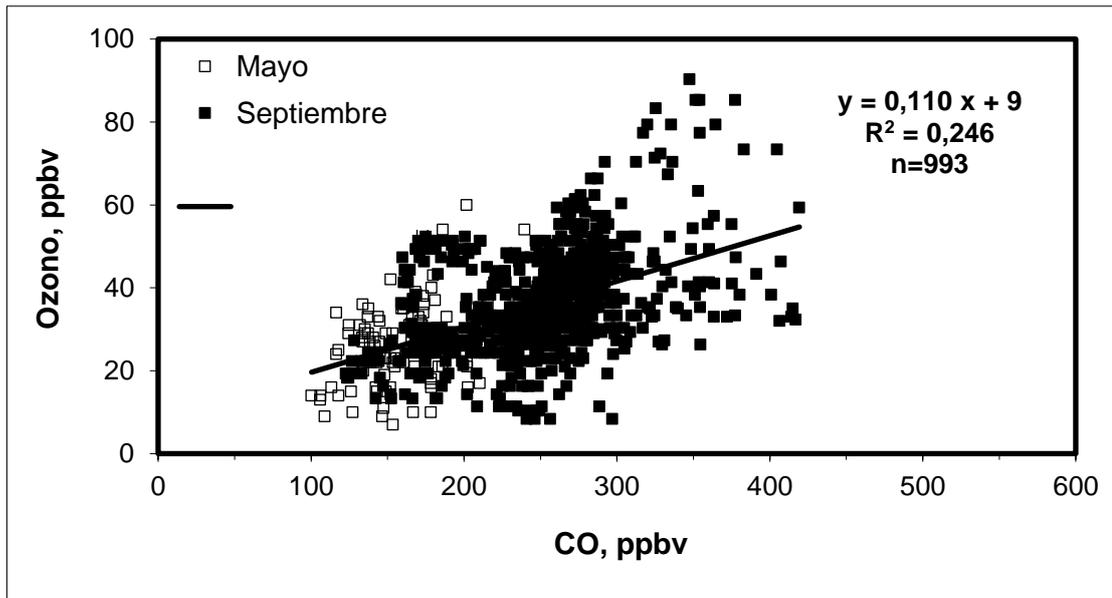


Figura 1: Concentración de Ozono en función de la concentración de CO para la localidad de Osma durante los meses de Mayo y Septiembre de 2005. La pendiente corresponde a la relación $[\Delta O_3/\Delta CO]$.

Referencias:

Jaffe, D.A. y col., 1996. "Measurements NO, NOy, CO and O₃ and Estimation of Ozone Production rate at Oki island, Japan, during PEM-West". *J. Geophys. Res.*, 101D: 2037-2048.

Sanhueza, E. y col., 2005. "Química Atmosférica de la Gran Sabana I: Composición y Fotoquímica de Gases Inorgánicos y Orgánicos", *Interciencia*, 30(10): 602-609.

INFLUENCIA DEL TRANSPORTE REGIONAL SOBRE LAS PROPIEDADES DE LOS AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN VALENCIA (ESPAÑA)

V. Estellés, J.A. Martínez Lozano y M.P. Utrillas

Grupo de Radiación Solar, Dept. Física de la Terra i Termodinámica, Universitat de València.

C/Dr. Moliner, 50. 46100 Burjassot, Valencia (España). victor.estelles@uv.es

Influence of the regional transport on the atmospheric aerosol properties at Valencia (Spain)

Abstract

In this study we have experimentally characterised the physical and radiative properties of the atmospheric aerosols, in relation to the air mass origin, in a site located in the suburban area of Valencia city (in the eastern coast of the Iberian Peninsula). The objective was to identify the effect of the regional transport of aerosols from source regions. The results show differences in the nature of the detected air masses.

Keywords: Climatology, aerosols, sunphotometry, air masses, Mediterranean.

1.- Introducción

El estudio de los aerosoles atmosféricos ha cobrado gran interés en los últimos años debido a la evidencia del papel desempeñado por estos en el forzamiento radiativo del clima. A pesar de que los aerosoles merecen la misma consideración que los gases de efecto invernadero a los que se refieren las actuales directivas internacionales, se ha avanzado relativamente poco en su conocimiento. Es fundamental por ello realizar un seguimiento global de sus propiedades.

Una aproximación experimental consiste en la creación de redes de estaciones de medida fotométrica a nivel de suelo. Ejemplos de ellas son las redes internacionales AERONET (Aerosol Robotic Network) y Skynet. A partir de la caracterización local de las propiedades de los aerosoles en cada una de las estaciones se puede componer una imagen global útil en la mejora de las predicciones de los actuales modelos climáticos.

En este trabajo se aborda la caracterización de los aerosoles en relación con las masas de aire que afectan la localidad de Valencia, situada en el levante peninsular español y sometida a la influencia de diversos tipos de partículas: sales de origen marino, partículas de carbón de origen antropogénico y partículas minerales de origen local o remoto. En concreto se estudia la relación existente entre las masas de aire que afectan la región y las propiedades de los aerosoles, aprovechando una base de datos experimental de cuatro años. Esta base de datos consta de medidas obtenidas mediante un fotómetro solar Cimel CE318-2. Este tipo de estudio permite comprender mejor la dinámica del transporte regional de las partículas atmosféricas, y el efecto del origen de las masas de aire dominantes sobre las propiedades ópticas de la atmósfera.

Existen trabajos anteriores en los cuales se estudia este efecto en otras regiones europeas. Sin embargo, la mayoría de ellos realizan una clasificación y análisis visual de las masas de aire. En nuestro caso se propone una metodología muy sencilla de clasificación de las masas de aire, para el caso del Mediterráneo occidental, que permite automatizar objetivamente el proceso de clasificación y analizar cuantitativamente el carácter de las masas de aire dominantes, facilitando el estudio de su influencia sobre los aerosoles.

2.- Instrumentación

El instrumento empleado en este trabajo es un fotómetro solar Cimel CE318 en su versión polarizada, diseñado para la medida autónoma y automática de la radiancia solar directa y de cielo, tanto en el plano almucántara como principal solar.

Este fotómetro posee una rueda de filtros interferenciales centrados en las longitudes de onda 440, 670, 870, 940 y 1020 nm. El canal 940 nm se emplea para la medida del contenido de vapor de agua en la columna vertical atmosférica. En general el instrumento realiza una medida de componente directa solar cada 15 minutos y una medida de radiancia de cielo cada hora. La programación incluye medidas extras realizadas al inicio y final del día, donde la variación de la masa óptica es más rápida. Más detalles del funcionamiento de este instrumento y su calibración pueden encontrarse en [Estellés, 2006]. A partir de las medidas de radiancia directa solar y difusa de cielo pueden obtenerse las principales propiedades de los aerosoles atmosféricos promediadas en la columna, que serán detalladas en el siguiente apartado.

El instrumento se instaló en Enero del 2002 en la terraza de la Facultad de Física del Campus de Burjassot de la Universidad de Valencia y sigue en funcionamiento en la actualidad. Los datos analizados en este trabajo se refieren hasta Julio del 2005. Burjassot es una localidad de 35.000 habitantes situada en la zona metropolitana de Valencia, a 5 km en dirección Noroeste. Su proximidad a la ciudad y al mar Mediterráneo (10 km en dirección Este) la convierten en una estación compleja de estudiar, sometida no solo a la influencia de las masas de aire de origen Atlántico, Europeo o Africano, sino también a la dinámica de brisas marinas y a la polución local de origen antrópico.

3.- Metodología

a) Propiedades de los aerosoles

A partir de las medidas de extinción solar directa es posible obtener un conjunto de parámetros de gran interés, como son el espesor óptico espectral de aerosoles (δ_a o AOT) que ofrece una medida de la turbiedad atmosférica en cada canal del instrumento. A partir del comportamiento espectral del espesor óptico se ajusta una curva potencial dada por la expresión $\delta_a = \beta \lambda^{-\alpha}$, donde β es conocido como coeficiente de turbiedad de Ångström, y α como el exponente de Ångström. El coeficiente de turbiedad coincide con el espesor óptico a 1 μm y α posee un valor habitualmente entre 0 y 1.5, aunque excepcionalmente puede obtener valores negativos o mayores de 2. Su valor es indicativo del tamaño de los aerosoles dominantes en la distribución, siendo grandes si α es cercano a cero y pequeños si α es mayor de 1.

A partir del espesor óptico espectral es posible derivar la distribución de tamaños de los aerosoles, mediante el uso de algoritmos de inversión [King et al., 1978]. Habitualmente en la distribución de tamaños, expresada en volumen, se identifican dos modos: el modo fino, compuesto por lo general de partículas pequeñas de origen antrópico (hollín), y el modo grueso, del que forman parte partículas minerales naturales originadas en la interacción entre la atmósfera y el suelo. Esta composición no es exclusiva, ya que el polvo también puede encontrarse dentro de los límites del modo fino, y partículas de hollín envejecidas y agregadas pueden contribuir al modo grueso.

Con las medidas de radiancia difusa de cielo, y opcionalmente de las medidas de extinción, pueden recomponerse otras variables físicas y radiativas. Para ello se ha adoptado el método de inversión denominado SKYRAD (versión 4) [Di Carmine et al., 2005]. La inversión de la radiancia permite obtener el índice real e imaginario de refracción, el albedo de dispersión simple, el parámetro de asimetría y una distribución de tamaños mejorada, de la que se deriva el radio efectivo de la distribución. De forma independiente, la medida de irradiancia en el canal 940 nm, comparada con aquella medida en el resto de los canales, permite obtener una estimación de la cantidad de vapor de agua precipitable que se encuentra en la columna atmosférica [Bruegge et al., 1987]. Su valor es útil para comprender los mecanismos de crecimiento higroscópico de cierto tipo de aerosoles.

b) Caracterización de las masas de aire

Una masa de aire se define tradicionalmente como un volumen de aire cuyas propiedades físicas, especialmente la temperatura y humedad, permanecen relativamente constantes en superficies de cientos a miles de kilómetros cuadrados. Con esta definición, las masas de aire se clasifican y subclasifican en atención a la región fuente de origen y su recorrido posterior. Respecto de la región fuente, se clasifican en función de dos factores básicos: la temperatura y el tipo de superficie. La consideración de la temperatura permite distinguir entre masas de aire árticas (A), polares (P) y tropicales (T). Según el tipo

de superficie de la región fuente, se habla de masas continentales (c) y marítimas (m). En la Figura 1 se representan las masas de aire que suelen afectar la Península Ibérica, según Font Tullot (2000).

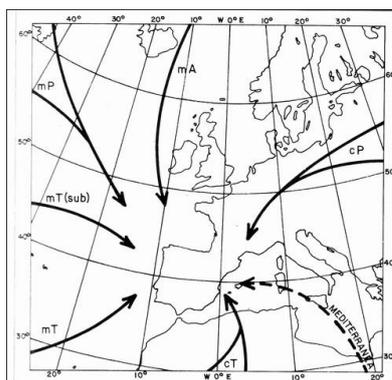


Figura 1: Principales masas de aire que afectan la Península Ibérica. Fuente: Font Tullot (2000).

Aunque en la definición de masas de aire tradicional no se tienen en cuenta las propiedades de las partículas suspendidas en ella, resulta razonable a priori suponer que la interacción continuada entre la superficie de la región fuente y la masa de aire no sólo determinará las características termodinámicas sino también la naturaleza y concentración de las partículas. Esto es especialmente cierto si tenemos en cuenta que la vida media de las partículas en la troposfera se estima de 5 a 10 días. Por tanto, para la clasificación de las masas de aire dominantes en nuestra región, emplearemos una sectorización muy similar a la mencionada por Font Tullot (2000).

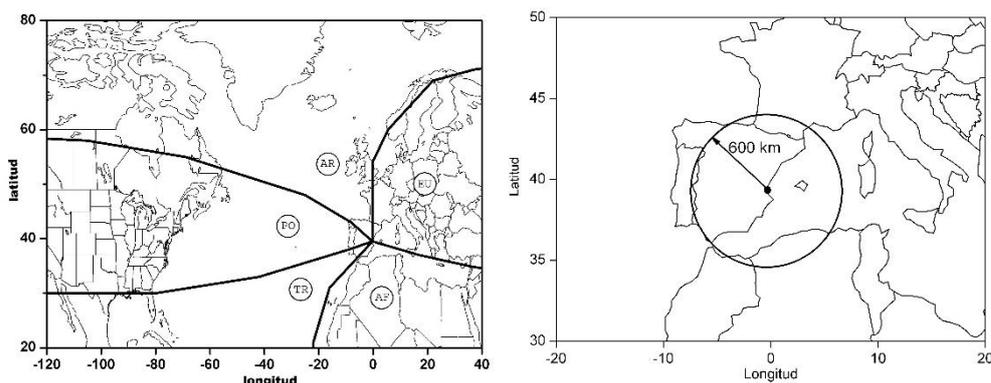


Figura 2: a) Sectores principales definidos para la clasificación de las masas de aire, b) Sector auxiliar 'O', representativo de masas de aire locales. Ver el texto para la comprensión de las 5 zonas principales.

En la Figura 2 se representan los sectores adoptados en este trabajo para la clasificación automática de las masas de aire. Las masas de influencia continental son las desplazadas sobre Europa (EU) y sobre el norte de África (AF) dominadas previsiblemente por partículas de origen urbano, industrial y mineral en el primer caso, y desérticas en el segundo. Las masas marítimas se dividen en tres regiones diferentes: en latitudes altas las masas de origen ártico (AR), en latitudes medias las masas polares (PO) y en latitudes bajas las masas tropicales (TR). No se contempla la posibilidad de una masa mediterránea con características propias. Aunque en ocasiones se puedan desarrollar este tipo de masas templadas y de carácter marítimo, lo cierto es que la circulación general del Oeste impide que su influencia sea importante a nivel regional. Sin embargo, su proximidad a la localidad de estudio hace que sea importante su estudio desde el punto de vista meteorológico y en las capas bajas atmosféricas. En la Figura 2b se representa una clase auxiliar de diferente jerarquía. Con ella se pretende identificar masas remanentes sobre la región, y que no serían realmente características de ninguna de las clases definidas en la Figura 2a.

Para la identificación del carácter de la masa de aire dominante, se ha recurrido al cálculo de la trayectoria histórica seguida por la parcela de aire que en un determinado instante se encuentra sobre nuestra estación. Este recorrido se denomina *retrotrayectoria* y permite tener un conocimiento aproximado de las regiones con las que ha interactuado una masa de aire.

El cálculo de las retrotrayectorias se ha realizado mediante el modelo *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model* (HYSPLIT) en su versión 4, desarrollado por el NOAA (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). El modelo emplea como entrada datos meteorológicos globales de diferente origen, interpolados en mallas para la aplicación de las ecuaciones de transporte. En este caso se ha empleado la base de datos FNL. El modelo de transporte vertical adoptado ha sido el obtenido directamente a partir de los campos de velocidad vertical. El tiempo de vuelo de las retrotrayectorias es de 5 días, en un compromiso entre el exceso de error numérico acumulado y la representatividad de los aerosoles más antiguos.

La identificación automática del carácter de la masa de aire se realiza a partir de la definición de un conjunto de cinco índices porcentuales, uno por cada sector. Estos índices contabilizan el tiempo acumulado que la masa de aire a lo largo de su viaje ha invertido en cada uno de los sectores. Operativamente, los índices vienen dados por la ecuación siguiente:

$$\zeta_i(\%) = \frac{t_i}{T} 100$$

donde i identifica cada una de las clases definidas. T hace referencia al tiempo total de vuelo, mientras que t_i hace referencia al sumatorio de tiempo transcurrido en cada sector i . El anterior índice se modificó para tener en cuenta dos factores importantes: la altura de la parcela de aire y su edad. Para introducir el efecto de la altura, se calcularon tres retrotrayectorias a diferentes alturas: 500, 1500 y 3000 m sobre el nivel del suelo. Su contribución al índice ζ_i se pondera según una ley exponencial que otorga mayor peso a la parcela más próxima al suelo, ya que esperamos que por su mayor interacción con el suelo posea mayor cantidad de aerosoles. Por otro lado, la edad de la parcela se pondera asimismo por otra ley exponencial, para reflejar el hecho de que la vida media de las partículas en la atmósfera es de unos 5 – 10 días. La consideración combinada de ambas ponderaciones lleva a la definición de un índice modificado ζ_i'' dado por:

$$\zeta_i''(\%) = \frac{\tilde{t}_i}{\tilde{T}} 100 \quad (1)$$

donde ahora \tilde{t}_i y \tilde{T} vienen dados por:

$$\begin{aligned} \tilde{t}_i &= \sum_{k=1}^3 \sum_{j=1}^N \omega(h_{kj}) \omega(t_{kj}) \Delta t_i \\ \tilde{T} &= \sum_{k=1}^3 \sum_{j=1}^N \Delta t_i \end{aligned} \quad (2)$$

y las funciones de ponderación de altura $\omega(h_{kj})$ y temporal $\omega(t_{kj})$ se definen como:

$$\begin{aligned} \omega(h_{kj}) &= \exp(-h_{kj} / 2000) \\ \omega(t_{kj}) &= \exp(-t_{kj} / 120) \end{aligned} \quad (3)$$

donde h_{kj} es la altura de la parcela en metros y t_{kj} la antigüedad de la parcela, en horas. Más detalles sobre la formulación del modelo pueden encontrarse en [Estellés, 2006].

Por último, para asignar un carácter definitivo a la masa de aire, en la práctica diremos que una masa de aire es *pura* de clase i si el índice ζ_i'' posee un valor mayor del 80% en una clase i . En caso contrario, la masa será tratada como *mixta* y en su composición se incluirán todas aquellas cuyo índice sea mayor del 20%.

4.- Resultados

En la Figura 4 se muestra la dependencia del espesor óptico a 500 nm con la masa de aire, considerando no sólo las clases principales sino también las subclases producto de las mezclas. Resulta evidente cómo las masas más limpias corresponden a aquellas de origen oceánico ártico y polar, mientras que las más turbias corresponden a las de tipo africano (o mezclas con masas vecinas). Las de tipo continental

europeo muestran una turbiedad media. Las masas tropicales, a pesar de ser marítimas, parecen afectadas por mezcla con aerosoles de origen desértico. Esto es fácil de comprender si tenemos en cuenta que la circulación general por debajo de 30° de latitud, es de Este a Oeste, y por tanto el polvo originado en el Sáhara se ve arrastrado hacia la región marítima tropical.

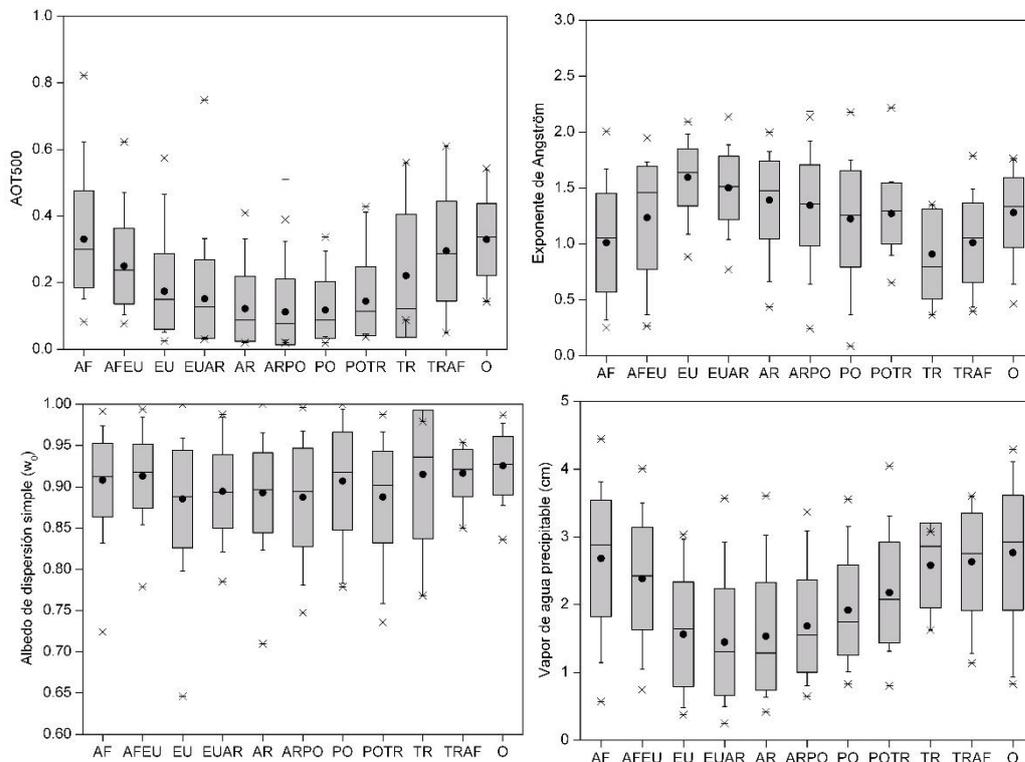


Figura 4: Dependencia de (a) espesor óptico a 500 nm, (b) exponente de Ångström, (c) parámetro de asimetría y (d) vapor de agua en la columna, con la masa de aire dominante.

En cuanto al exponente de Ångström representado en la Figura 4b, su distribución indica que son las masas de aire de origen europeo las que poseen el máximo valor, mayor de 1.5, y por tanto son indicativas de partículas de pequeño tamaño (hollines de origen urbano – industrial). Los mínimos exponentes, y por tanto las partículas más gruesas, se encuentran en las masas venidas de África y el Trópico, así como sus mezclas. La dependencia del parámetro de asimetría y el radio efectivo (no mostrados aquí) confirman la relación entre masas y aerosoles puesta de manifiesto con el exponente de Ångström.

En la Figura 4c, el albedo de dispersión simple no muestra una dependencia clara con el origen de las masas, aunque se intuyen valores más bajos (es decir, mayor absorción) en las de origen europeo. Las masas de origen ártico y polar también poseen valores igualmente bajos, pero la incertidumbre de la magnitud en estos casos es mayor (la incertidumbre crece cuando el espesor óptico es muy bajo, caso de las masas marítimas). Por el contrario, las masas de origen africano poseen los valores más altos, indicativos de partículas poco absorbentes y relacionadas por tanto con las partículas minerales.

Por último, en la Figura 4d se muestra el comportamiento del vapor de agua en la columna atmosférica. Los mayores valores se encuentran en las masas de origen africano, mientras que los mínimos se obtienen en las masas europeas o de marítimas de origen ártico. Esta aparente contradicción se resuelve considerando que las masas africanas, más cálidas, se cargan fácilmente de vapor a su paso por el mar. Dado que la magnitud medida aquí es el contenido total de agua (y no la humedad relativa) es razonable encontrar mayores valores en las masas cálidas que no en las frías de origen nórdico, tanto continental como marítimo, ya que poseen una mayor capacidad de retención de vapor de agua.

5.- Conclusiones

Los resultados de este trabajo han permitido comprobar cómo la zona metropolitana de Valencia se encuentra sometida a diferentes clases bien diferenciadas de masas de aire que afectan las propiedades ópticas atmosféricas. Según la definición manejada en el trabajo, las masas de carácter norteafricano (aquellas que se desplazan sobre la región fuente del Sáhara y alrededores) muestran características evidentes de polvo mineral desértico: altas concentraciones, parámetros de Ångström pequeños, con un mayor aporte de partículas de tipo grueso, con un índice real ligeramente mayor que el resto de las masas y un índice imaginario y albedo de dispersión simple indicativo de partículas poco absorbentes. Por el contrario, las masas de aire desplazadas sobre el continente europeo muestran el efecto de la polución urbana e industrial, con una concentración media de partículas, valores máximos del exponente de Ångström, mayor influencia del modo de partículas finas y un índice imaginario de refracción y albedo de dispersión simple típico de aerosoles absorbentes. Por último, las masas originadas en el Atlántico Norte muestran una concentración muy baja de aerosoles, con valores medios del parámetro de Ångström, una parte imaginaria del índice de refracción casi nula que apunta al dominio de partículas no absorbentes. Adicionalmente se definen otras clases de masas de aire que poseen características intermedias entre las anteriores. Las clases marítimas se muestran especialmente sensibles a las mezclas con las masas europeas y norteafricanas, ya que intrínsecamente son masas de aire limpias que adquieren rápidamente características de las masas de aire más turbias.

6.- Referencias

- Estellés, V., *Caracterización de los aerosoles atmosféricos en Valencia mediante fotometría solar*, Tesis Doctoral, Universitat de València, 2006.
- King, M.D., D.M. Byrne, B.M. Herman, y J.A. Reagan, *Aerosol size distributions obtained by inversion of spectral optical depth measurements*. J. Atmos. Sci., 35, 2153 – 2167, 1978.
- Di Carmine, C., M. Campanelli, T. Nakajima, C. Tomasi, y V. Vitale, *Retrievals of Antarctic aerosol characteristics using a sun-sky radiometer during the 2001-2002 austral summer campaign*. J. Geophys. Res., 110, D13, doi: 10.1029/2004JD005280, 2005.
- Bruegge, C.J., J.E. Conel, R.O. Green, J.S. Margolis, R.G. Holm, and G. Toon, *Water vapor column abundance retrievals during FIFE*. J. Geophys. Res., 97, D17, 18,759 – 18,768, 1992.
- Font Tullot, I. *Climatología de España y Portugal*. Universidad de Salamanca, Salamanca, 2000.

CORRELACIÓN ENTRE LA MASA DE LAS PARTÍCULAS FINAS $PM_{2,5}$ COLECTADAS UTILIZANDO UN MUESTREADOR DE BAJOS VOLÚMENES Y LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LOS AEROSOLES ÁCIDOS $PM_{2,5}$ COLECTADOS CON UN MUESTREADOR DE SEPARACIÓN ANULAR EN EL NOROESTE DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Yolanda Falcón Briseño, Esther Martínez Gómez, Leticia Cortés López

Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. Av. San Pablo No. 180, Col. Reynosa Tamaulipas, C.P. 02200, México D. F. e-mail: fby@correo.azc.uam.mx

Correlation between the mass of $PM_{2,5}$ collected using a low volume sampler and the chemical composition of acid aerosols $PM_{2,5}$ collected with an annular denuder at the North-west of the metropolitan zone of Mexico city

Abstract.

México City is located at 2,200 m above sea level, it has a tropical climate (latitude $19^{\circ} 03' N$) and a rainy season from early June to late September. The Metropolitan Area of Mexico City, with an approximate surface area of 2,500 square kilometers, is located in the Valley of Mexico and its boundaries are made by four mountainous masses which form a basin with hollows and plains.

Samplings of acid aerosols were done using an Annular Denuder System. $PM_{2,5}$ were collected in a filter cartridge using nylon and teflon filters, the gaseous species HNO_3 and SO_2 were collected in coated annular tubes. Colorimetric and turbidimetric methods were used for the analytical determinations. Respirable particles $PM_{2,5}$ were collected using a portable Minivol Sampler with integrated impactors and 47 mm glass fiber filters with 2 μm pore, mass of respirable particles were determined gravimetrically.

Both samplers were collecting samples simultaneously during 24 hours, from Monday to Tuesday and from Thursday to Friday during seven months from January to July. Solar radiation (UV), RH and wind velocity were also included in the data. The correlation between the mass and chemical species is presented in Figure 1, there is a bigger correlation between Sulfates/Mass during the months of February and March and Nitrates/Mass during the months of June and July due to the meteorological conditions presented during those months, like UV radiation, wind velocity and R.H. Figure 2. shows the effect of UV radiation in the formation of sulfates due to SO_2 pollution. The concentration of sulfates was very low due to the dispersion of pollutants because of the high wind velocity during that month.

For nitrates and nitric acid, the Figure 3 presents the effects of R.H. in nitrates and acid formation, the R. H. during the months of January and February was the lowest registered during the whole monitoring campaign, and the concentrations of nitric acid were also lower, nitrates show highest concentrations. Finally Figure 4 shows the effect of R. H. and wind velocity on the mass of $PM_{2,5}$. The mass concentration was higher during the months of January, February and March, when the wind velocity was of 7,8 Kph, lower than 8,6 Kph during the following months (April to July). This is a result of wind dispersion of the pollutants.

Key words: $PM_{2,5}$, Acid aerosols, Denuder System

Objetivo del proyecto:

Correlacionar los datos de concentraciones de aerosoles ácidos obtenidos con el muestreador de Separación Anular, con la masa de partículas $PM_{2,5}$ colectadas con el muestreador de bajos volúmenes.

Introducción

La localización geográfica de la Ciudad de México es $19^{\circ}03'$ de latitud norte y $99^{\circ}22'$ de longitud oeste, se encuentra a 2200 metros sobre el nivel del mar (INEGI).

Una de las ciudades más contaminadas del mundo es la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, con más de 20 millones de habitantes, aproximadamente 3 millones de vehículos y más de 4 000 industrias (Borja-Aburto, 1998). Monitorear la contaminación atmosférica y realizar una vigilancia de enfermedades respiratorias y cardiovasculares es esencial para medir los efectos de las partículas en la salud (SESMA, 2001).

Las partículas presentan un riesgo para la salud de la población; incrementan las reacciones químicas en la atmósfera; reducen la visibilidad; aumentan la posibilidad de la precipitación ácida; la neblina y la formación de nubes; reducen la radiación solar, con los posibles cambios en la temperatura ambiental y en las tasas biológicas de crecimiento de las plantas (Wark, 1990).

Se realizó un estudio epidemiológico en el Suroeste de la ciudad durante el periodo de 1993-1995 y se correlacionó la concentración de partículas finas con la mortalidad, detectándose que al aumentar la concentración de las $PM_{2.5}$ en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se incrementó un 1,4% la mortalidad (Borja-Aburto, 1998).

El sitio donde se llevó a cabo el estudio se ubica dentro de las instalaciones de la UAM-Azacapotzalco en el Noroeste de la Ciudad de México, se localiza en una zona cuyo uso de suelo es mixto, es decir, industrial y habitacional.

Metodología

El muestreo de aerosoles ácidos (gases y partículas) se realizó con un Sistema de Separadores Anulares (Denuders) el cual consta de un cabezal con filtros selectivos (teflón y nylon) para coleccionar partículas $PM_{2.5}$ y tubos separadores de difusión para coleccionar moléculas gaseosas. Las moléculas del gas se difunden rápidamente hacia las paredes del tubo separador mientras que las partículas finas, continúan sin ser afectadas a través del tubo separador y son captadas finalmente en los filtros (Denuder Tutorial). La técnica analítica utilizada para determinar la concentración de sulfatos fue turbidimétrica y para determinar la concentración de nitratos fue colorimétrica.

Las partículas respirables $PM_{2.5}$ se coleccionaron con un muestreador de aire portátil, de bajos volúmenes que opera con una batería recargable, el equipo se controla mediante una bomba y se programa con un reloj (*timer*). La separación de las partículas se realiza mediante un cabezal que tiene integrado dos impactores (PM_{10} y $PM_{2.5}$), para separar las partículas por tamaño y coleccionarlas en un filtro de fibra de vidrio de 47 mm y poro de $2 \mu\text{m}$.

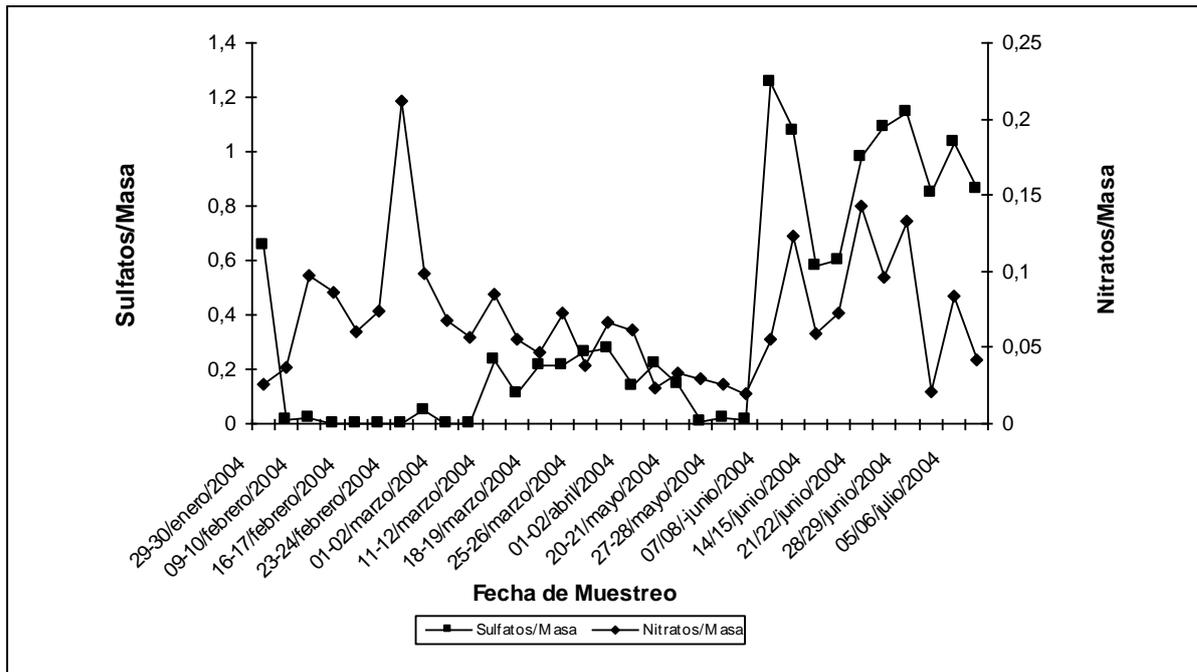
La técnica analítica para la determinación de la masa de las partículas fue gravimétrica, la duración de cada muestreo fue de 24 horas, realizado simultáneamente con el Muestreador de Bajos Volúmenes y el Sistema de Separadores Anulares.

Resultados

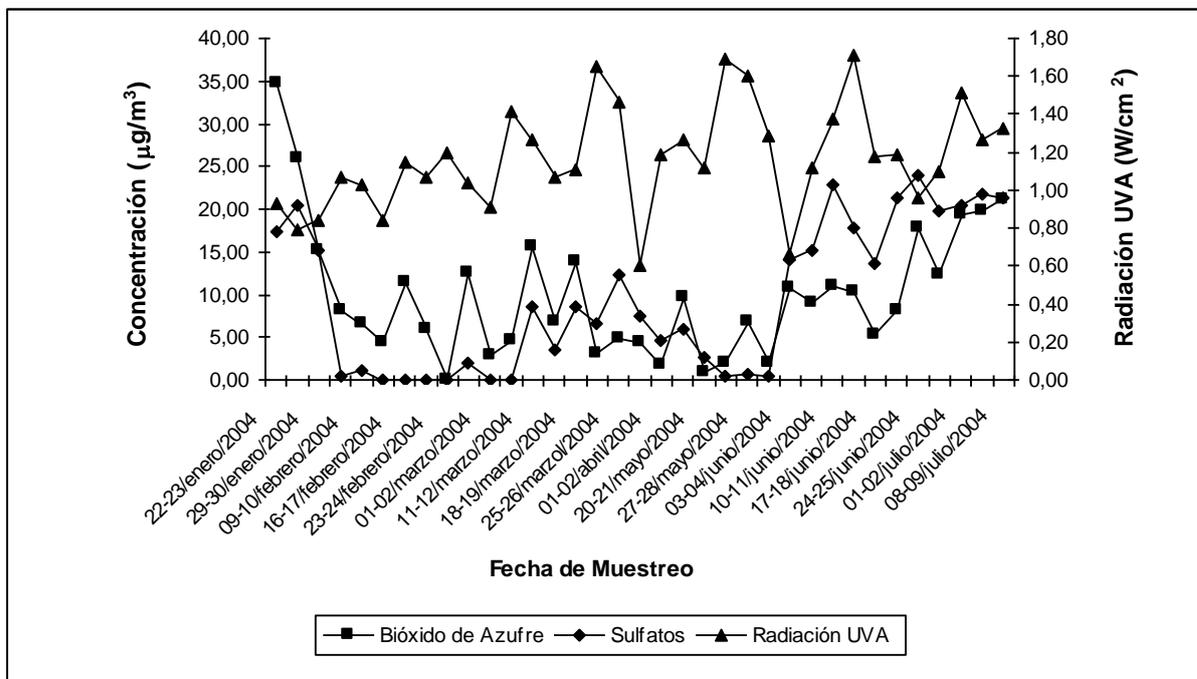
La campaña de monitoreo de las $PM_{2.5}$ abarcó el período de enero a julio del 2004. Se recabaron datos de humedad relativa y radiación solar, ya que las condiciones climáticas afectan directamente la formación de los aerosoles ácidos, asimismo la velocidad del viento está relacionada con la dispersión de los contaminantes, por lo cual este dato también se consideró.

Las determinaciones realizadas en las $PM_{2.5}$ coleccionadas durante la campaña de monitoreo fueron de tipo gravimétrico y analítico, debido a que la composición de los aerosoles ácidos se conforma de dos especies: gaseosa y en forma de partícula. El bióxido de azufre y el ácido nítrico pertenecen a la especie gaseosa mientras que sulfatos y nitratos corresponden a la especie en forma de partícula. La correlación se efectuó entre la especie química (fracción partícula) y la masa total de los aerosoles ácidos.

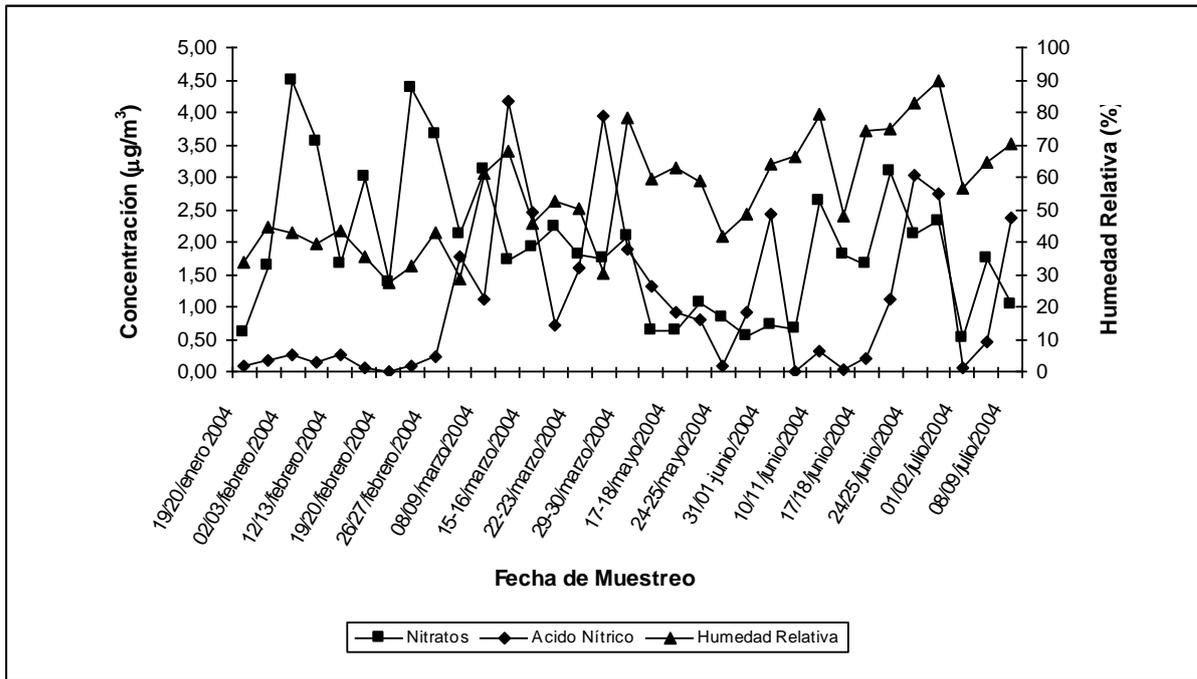
Gráfica 1. Correlación (Especie Química/Masa)



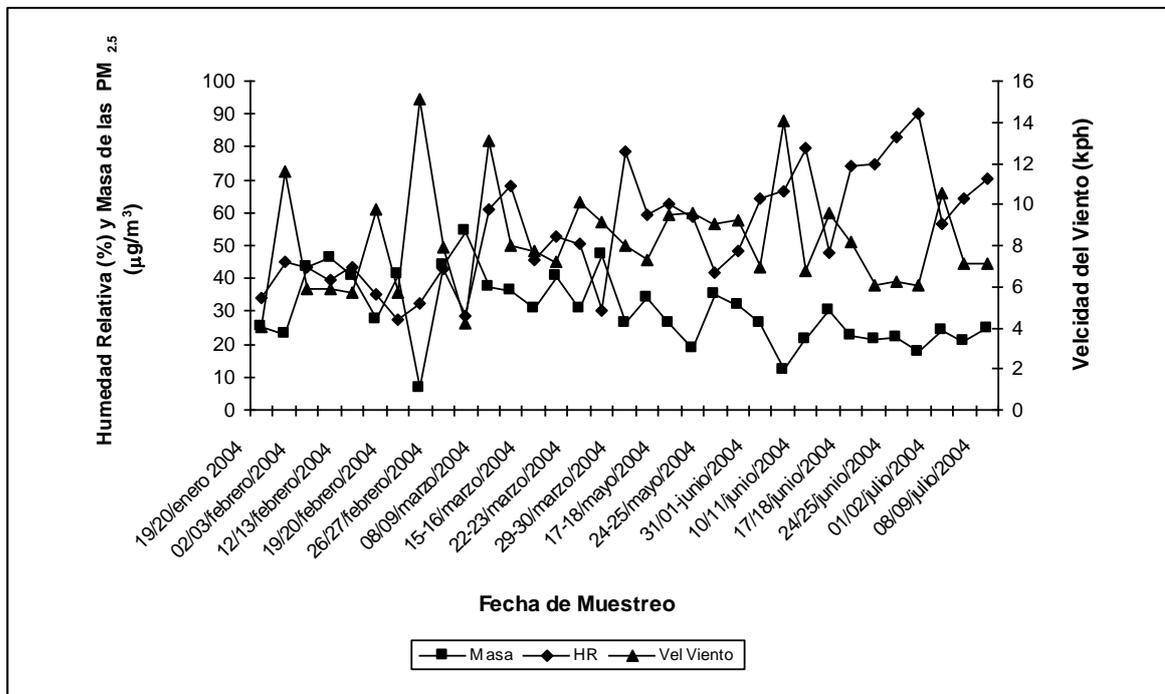
Gráfica 2. Efecto de la Radiación Ultravioleta (RUV) en la formación de SO₄ a partir de SO₂



Gráfica 3. Efecto de la Humedad Relativa (HR) en los NO_3 y HNO_3



Gráfica 4. Efecto de la Humedad Relativa (HR) y la Velocidad del Viento en la Masa de las $\text{PM}_{2.5}$



Conclusiones y Discusión

Sulfatos y Bióxido de azufre

Durante los meses de enero y febrero la concentración de bióxido de azufre fue mayor respecto a la concentración de sulfatos. La ZMCM en estos meses presentó condiciones meteorológicas que favorecieron la dispersión de los contaminantes, cabe mencionar que la velocidad del viento en el mes de febrero fue superior a la registrada en enero. En la Gráfica 2 se puede apreciar que la concentración de sulfatos no se detectó durante el mes de febrero.

En marzo las condiciones meteorológicas siguieron la tendencia de los meses anteriores, la concentración de bióxido de azufre se mantuvo por encima de la concentración de sulfatos.

La radiación solar en estos meses fue mayor a la registrada en los meses de enero y febrero lo cual favoreció la formación de sulfatos. Así, en marzo la concentración de sulfatos ya pudo detectarse.

La radiación solar registrada durante abril y mayo fue mayor a la de los meses anteriores y la concentración de sulfatos presentó un aumento perceptible, en algunas fechas incluso fue mayor a la concentración de bióxido de azufre. Gráfica 2

La concentración de sulfatos en los meses de junio y julio fue mayor a la concentración de bióxido de azufre lo cual indica que las condiciones meteorológicas de alta humedad relativa y baja velocidad del viento favorecieron la formación de sulfatos. Gráfica 2.

Nitratos y Ácido Nítrico

En los meses de enero y febrero la humedad relativa promedio más baja registrada durante toda la campaña de monitoreo fue de 39,5%, lo cual favoreció la presencia de nitratos. Como consecuencia, en estos meses la concentración de nitratos se mantuvo por encima de la concentración de ácido nítrico. En este período de monitoreo se registraron las máximas concentraciones de nitratos, así como las concentraciones más bajas de ácido nítrico de toda la campaña de monitoreo. Gráfica 3.

El resto de la campaña de monitoreo mostró un comportamiento irregular en las concentraciones. En este período no se observó una influencia directa de la humedad relativa en cuanto a la formación del ácido nítrico. Gráfica 3.

Correlación Especie química/Masa

En los resultados obtenidos de la correlación Especie Química/Masa: Nitratos/Masa y Sulfatos/Masa, la relación que presenta mayores valores es Sulfatos/Masa, por lo que la especie química predominante en la masa de las partículas colectadas fueron los sulfatos. Gráfica 1.

Los combustibles utilizados en México tienen alto contenido de azufre, por lo tanto, los gases producidos debido a la combustión tienen un alto contenido de bióxido de azufre, lo que se vio reflejado en los resultados obtenidos.

Masa

Para este parámetro se presentaron dos períodos de concentración uniforme, en el periodo que abarco de enero a marzo se colectó una mayor cantidad de masa, esto puede atribuirse a la velocidad del viento en este período de muestreo que en promedio fue de 7,8 kph. Gráfica 4.

En el periodo que comprendió de abril a julio, la concentración de la masa disminuyó respecto al período anterior, en este caso la velocidad del viento promedio fue de 8,6 kph, por ello podemos deducir que la velocidad del viento afecta de manera directa la dispersión de los contaminantes, lo cual se reflejó en la masa obtenida de las PM_{2,5} durante toda la campaña de monitoreo. Gráfica 4.

El valor de 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio 24 h) referido en el proyecto de norma para las partículas atmosféricas PM_{2,5} no fue rebasado durante toda la campaña de monitoreo.

Bibliografía

- Borja-Aburto V.H., Castillejos M., et al. 1998. Mortality and Ambient Fine Particles in Southwest Mexico City, 1993-1995, Environmental Health Perspectives, 106-12, 849-855.
- Contaminación Atmosférica y sus Consecuencias en la Salud, Servicio de Salud del Ambiente Región Metropolitana, SESMA, Chile 2001.
- Denuder Tutorial, Air Pollution Training Institute, Environmental Protection Agency, U.S.A.
- Wark K, Warner C.F, 1990, Contaminación del Aire, Limusa-Noriega Editores, México DF, 193-218.

<http://www.inegi.gob.mx/geo/default.asp?c=124&e=09>.

PERFIL VERTICAL DEL VIENTO SOBRE LA CIUDAD DE MÉXICO EN LA CAMPAÑA 2003 MIT CAM.

J. Granados S.¹, J.R. Varela H.², J.H. García O.¹

*Universidad Autónoma Metropolitana. Laboratorio de Optica. Depto. Ciencias Básicas, CBI.
Av. San Pablo 180, Col. Reynosa 02200, Azcapotzalco, D.F. jalgras@netscape.net*

*¹Depto. Ingeniería de Procesos e Hidráulica, CBI Av. Michoacán y Purísima, Col. Vicentina 09340,
Iztapalapa, D.F: MEXICO*

Vertical Profile of Wind over Mexico city in the 2003 MIT-CAM Field Campaign

Abstract

Into 2003 MIT-CAM Field Campaign, at april 2003, we realized in Mexico, city, during 33 days, an experiment with Pilot Balloon Method. The aim was to look for wind behavior on this city. With the analysis of these results we obtained Vertical Profile of Wind Velocity as a function of height. In this paper we show statistical analysis of wind speed and direction, based on results obtained from launchings each two hours a day and with results obtained from consecutive 33 days.

Key words: Vertical Profile of Wind Velocity, Pilot Balloon, Mexico City.

Introducción

Con el propósito de determinar cómo se mueve el Viento sobre la ciudad de México, utilizando el Método conocido como Globo Piloto[1], en abril de 2003, se realizó en la ciudad de México D.F., dentro de la Campaña 2003 MIT-CAM, un experimento para determinar el Perfil de Velocidad del Viento en función de la altura. Este experimento fue llevado a cabo durante 33 días, diariamente. En esta campaña se realizaron lanzamientos cada dos horas, todos los días, desde tres estaciones de trabajo, localizadas en puntos aproximadamente equidistantes, a 15 km. de separación, y situados en las instalaciones de la Universidad Autónoma Metropolitana en Azcapotzalco (Azc), Iztapalapa (Izt) y Rectoría General (Rec), campos localizados dentro de la ciudad. En cada estación se lanzó a la atmósfera, un globo tipo G20, lleno con gas Helio, hasta balancear un contrapeso de 117 g. [3]. Para seguir el movimiento del globo se utilizó un Sistema de Adquisición de Datos compuesto por un Teodolito Electrónico *Tamaya* TD-3 y un *Datalogger* impresora *Tamaya* TD105. El sistema se programó para tomar mediciones de los ángulos azimutal y de elevación cada diez segundos. Los datos fueron almacenados en una memoria RAM y al mismo tiempo mostrados en una pantalla LCD e impresos a una cinta de papel. Posteriormente a través del puerto serie de una computadora, se transmitieron a un archivo de *Hyperterminal*. Por cada minuto de observación hubo 6 renglones de datos, indicando tiempo y ángulos de Azimut y elevación. La cantidad total de datos obtenidos en cada lanzamiento fue diferente, ya que el tiempo de observación dependió de las condiciones ambientales, la dirección de movimiento del globo y la altura hasta la cual el globo se reventó o lo perdió el observador. Los datos experimentales fueron procesados en un Programa de análisis numérico, elaborado por los autores de este trabajo, para obtener la información de la posición del globo en función de la altura, el perfil de las componentes XY de la velocidad en función de la altura, el perfil de la rapidez del viento como una función de la altura y la dirección del viento como una función de la altura.

Así mismo, se identificaron: Capas de viento, el grosor de cada capa, la altura a la que está situada cada capa de viento, la dirección y rapidez del viento en cada capa y la evolución temporal de las capas de viento.

En este trabajo presentamos un análisis estadístico de los resultados obtenidos de:
 Los lanzamientos cada 2 horas en un día en una estación.
 Los lanzamientos realizados a la misma hora, en una estación, en treinta y tres días sucesivos.

Análisis de los Datos

Del Programa de Computadora elaborado para hacer la reducción de los datos se obtienen entre otras cosas, la rapidez y la dirección del viento en función de la altura, por lo que para visualizar rápidamente los resultados, elaboramos una gráfica superpuesta de la dirección vs la altura y la rapidez vs la altura para cada uno de los lanzamientos efectuados cada dos horas en un mismo día. Las líneas horizontales nos indican capas de viento, de las cuales se puede situar su altura y su grosor aproximado, y los puntos gruesos nos indican el valor de la rapidez del viento. En el eje vertical de cada gráfica están marcados los números de las zonas desde las cuales proviene el viento y también los valores de la rapidez del viento.

La rosa de los vientos la hemos dividido en 16 zonas, y de acuerdo con la dirección desde la cual provienen los vientos, hemos adoptado la numeración mostrada en la tabla 1.

Tabla 1. Números asignados a las direcciones de donde provienen los vientos.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S

Resultados Obtenidos

En las figuras 1, 3, 5, 7 y 9, se muestran las gráficas superpuestas para los lanzamientos realizados cada dos horas el día 7 de abril del 2003, elaboradas con los datos tomados en la estación Azc. En ellas podemos comparar la rapidez, la dirección del viento y la formación de capas en horarios consecutivos en un solo día. Por ejemplo, en la gráfica correspondiente al lanzamiento de las 10 h. podemos observar que se pueden distinguir varias capas; desde la superficie hasta los 600 m, aproximadamente, hay una capa de vientos que provienen del ESE o dirección 13. De 900 a los 1250 m hay otra capa, ahora en dirección 4. De los 1300 a los 1800 m. de altura hay una capa con dirección 6. A los 2000 m. la capa cambió a la dirección 7. A los 3300 m. en dirección 2, hay una capa de 700m. de grosor aproximado, y arriba de los 4000m. el viento cambió a la dirección 3. Valores altos de la rapidez del viento se presentan arriba de los 2750 m. de altura. Observando ahora la gráfica del lanzamiento a las 12 h., vemos que las grandes capas de viento en las direcciones 2 y 3 vuelven a aparecer, pero a alturas más bajas, a los 2600 m., y también permanece la primera capa a bajas alturas ahora en la dirección 11. A las 14 h. la capa en la dirección 2 ha incrementado notablemente su grosor empezando alrededor de los 2200 m. de altura y terminando a los 3950 m. Es decir los vientos están alineados proviniendo del SW dirigiéndose al NE con rapidez variable desde 4 hasta 14 m/s. De las 16 h. en adelante parece haber mucha inestabilidad en el comportamiento de los vientos ya que no aparecen capas bien definidas. También es notorio que la rapidez del viento es muy baja, menor o igual a 2 m/s.

En las figuras 2, 4, 6, 8 y 10 se muestran los Histogramas de la Rapidez del Viento correspondientes a cada uno de los lanzamientos efectuados el mismo día, 7 de abril. En ellos se pueden observar con claridad los valores de rapidez que predominan en cada horario.

En las figuras 11 a 15 mostramos los Histogramas de la Dirección del Viento cada 2 horas, indicando las direcciones predominantes.

Fig. 1 Rapidez y Dirección del Viento en México D.F. 7 IV 2003 10 hrs. UAM A

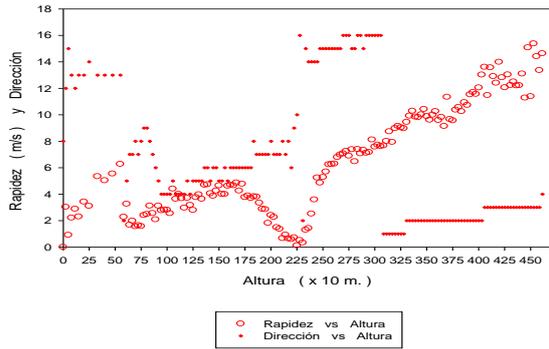


Fig. 2 Histograma de la Rapidez 7 IV 03 10 hrs.

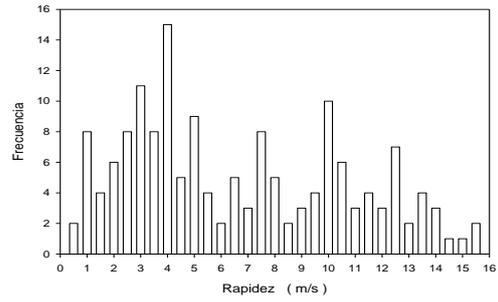


Fig. 3 Rapidez y Dirección del Viento en México D.F. 7 IV 2003 12 hrs. UAM A

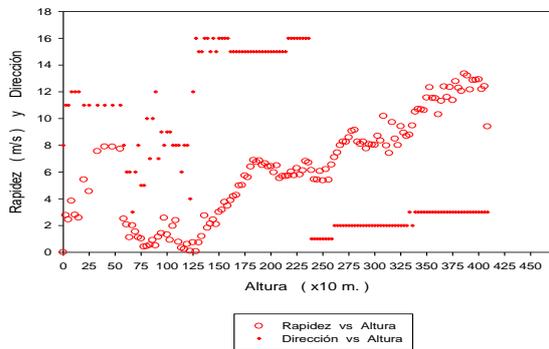


Fig. 4 Histograma de la Rapidez del Viento 7 IV 03 12 hrs.

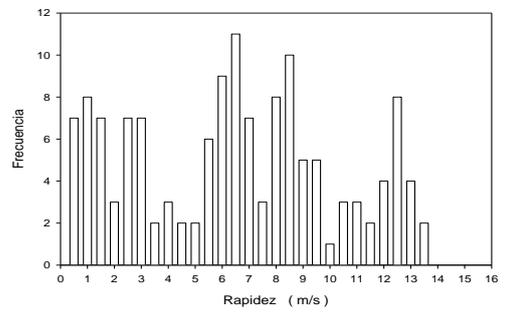


Fig. 5 Rapidez y Dirección del Viento en México D.F. 7 IV 2003 14 hrs. UAM A

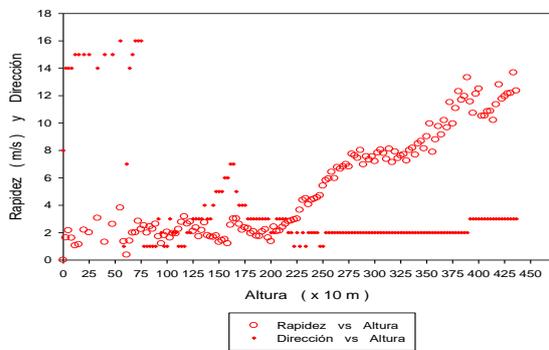


Fig. 6 Histograma de la Rapidez del Viento 7 IV 03 14 hrs.

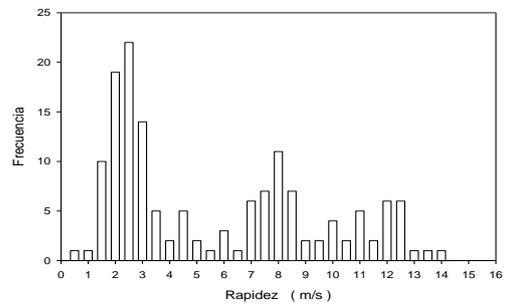


Fig. 7 Rapidez y Dirección del Viento en México D.F. 7 IV 2003 16 hrs. UAM A

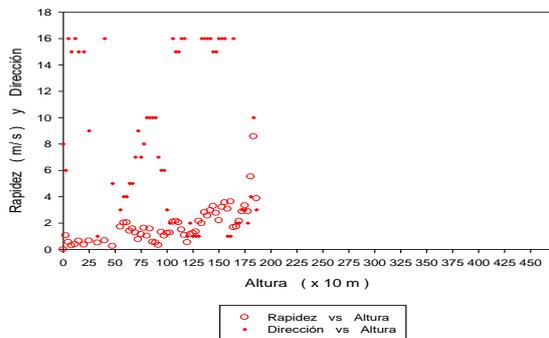


Fig. 8 Histograma de la Rapidez del Viento 7 IV 03 16 hrs.

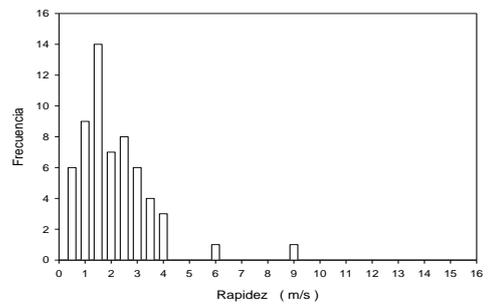


Fig. 9 Rapidez y Dirección del Viento en México D.F.
7 IV 2003 18 hrs. UAM A

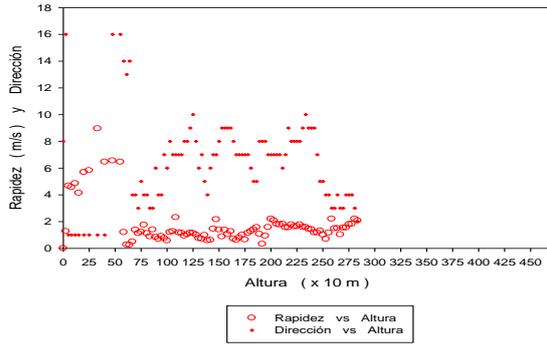


Fig. 10 Histograma de la Rapidez del Viento
7 IV 03 18 hrs.

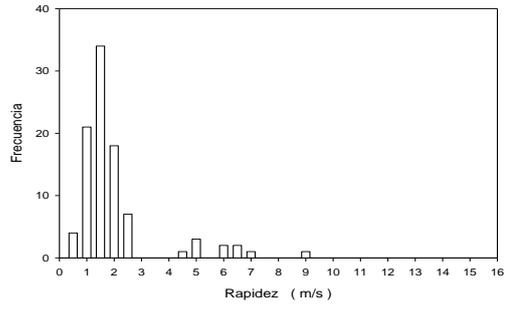


Fig. 11 Histograma de la Dirección del Viento
7 IV 03 10 hrs.

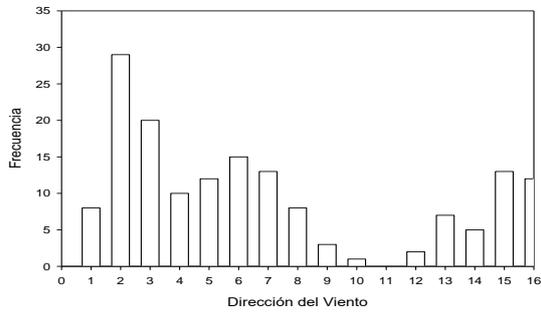


Fig. 12 Histograma de la Dirección del Viento
7 IV 03 12 hrs.

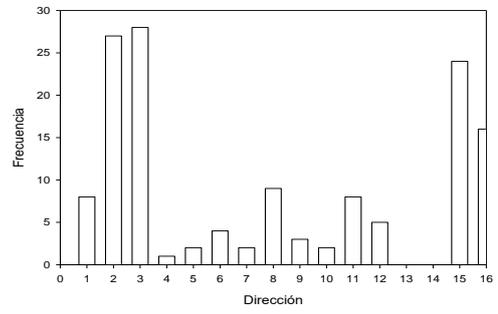


Fig. 13 Histograma de la Dirección del Viento
7 IV 03 14 hrs.

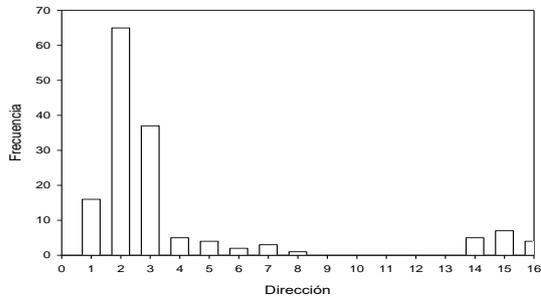


Fig. 14 Histograma de la Dirección del Viento
7 IV 03 16 hrs.

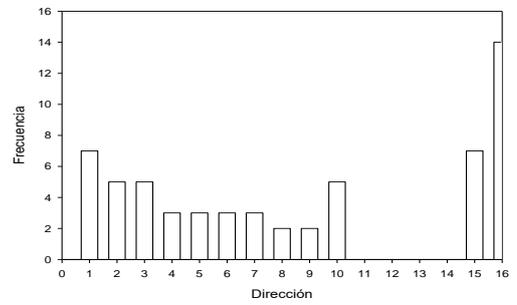
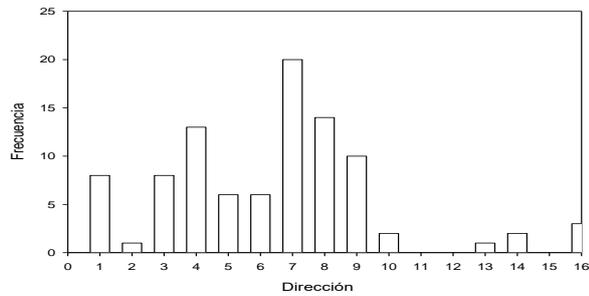


Fig. 15 Histograma de la Dirección del Viento
7 IV 03 18 hrs.



En ellas se puede observar que a las 10, 12 y 14 h. las direcciones dominantes fueron la 2 y la 3. A las 16 h., la dirección dominante fue la 16 y a las 18 h., la dirección 7.

Ya que la velocidad del viento durante el día es distinta en diferentes alturas, se decidió hacer un análisis estadístico de los resultados de la rapidez de Viento durante los 33 días, pero considerando sólo la altura de 2000 m, la cual es aproximadamente la altura de mezclado, y en dos horarios, las 10 de la mañana y las 18 horas en la tarde. Estos valores son de interés porque nos indican si en el transcurso de la mañana habrá dispersión de contaminantes y si en la tarde o noche habrá acumulación.

De esta manera, se logró obtener una función de distribución probabilística para el comportamiento de la rapidez del viento, la cual para el horario de las 10 am. resultó ser una distribución de tipo Lognormal, la gráfica de la cual se muestra en la figura 16, cuya ecuación es:

$$f(x) = \frac{0.6185 \exp\{-.5[(\ln x - 1.3445)/0.645]^2\}}{x}$$

Para el horario de las 18:00 h obtuvimos que el comportamiento fue de acuerdo con una distribución de tipo Normal, la gráfica se muestra en la figura 17, cuya ecuación es:

$$F(x) = 0.3213 \exp \{-.5[(x-3.1666)/1.2116]^2\}$$

Fig.16 Rapidez del Viento a 2000m. Función Distribución LogNormal

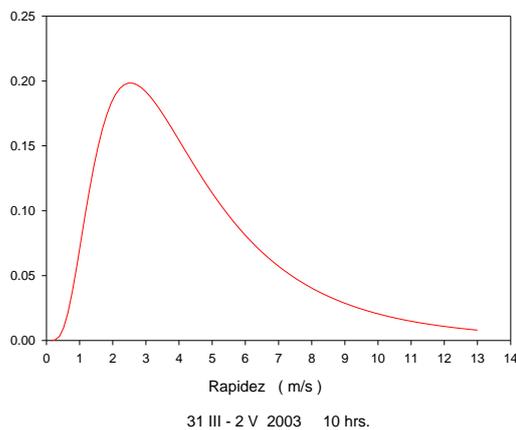
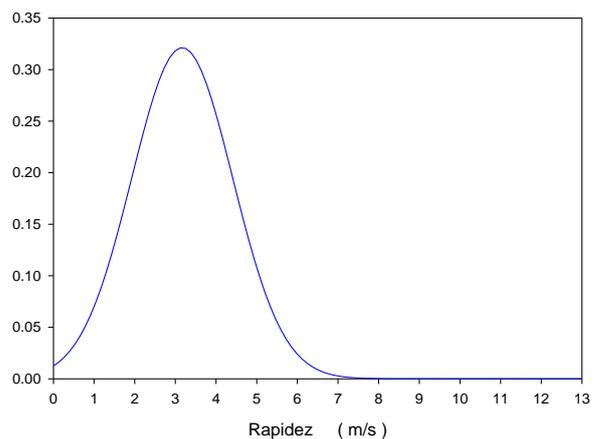


Fig. 17 Rapidez del Viento a 2000m. Función Distribución Normal
31 III - 2 V del 2003 18 hrs.



Conclusiones

Al utilizar el Método experimental del Globo Piloto durante 33 días sucesivos, pudimos obtener una gran cantidad de información experimental que nos permitió calcular valores de la Rapidez

y Dirección del Viento sobre la ciudad de México en función de la altura, cada 25 metros aproximadamente. También, identificamos capas de Viento y sus principales características. Los resultados indican que en general, la rapidez y la dirección del viento no son iguales a diferentes alturas, en diferentes horarios y diferentes días.

Así mismo, realizamos un análisis estadístico de los valores de la rapidez del viento obtenidos durante los 33 días. Para una altura de 2000m. y a las 10 de la mañana, obtuvimos que la función de distribución es del tipo LogNormal con una media de 4.5909 m/s. Para una altura de 2000 m. a las 18 h. la función de distribución es de tipo Normal con una media de 3.1666 m/s.

Reconocimientos

Este trabajo se llevó a cabo por una colaboración del Instituto Tecnológico de Massachussets de Estados Unidos de Norteamérica, la Comisión Ambiental Metropolitana, el CENICA de SEMARNAT y la Universidad Autónoma Metropolitana en sus unidades Azcapotzalco e Iztapalapa de México D.F., en México.

En la realización de esta investigación también intervinieron Nancy Rubio, Bibiana Cerón, Fabiola León, Yanik Hernández, Mario Castruita, Moisés López y Luis Olivares, estudiantes de la Universidad Autónoma Metropolitana.

Los autores agradecen al Dr. Mario Molina, Premio Nóbel de Química, y a la Dra. Luisa Molina, del MIT, la invitación a participar en esta Campaña.

Referencias

- [1] Federal Meteorological Handbook No. 3. Washington, D.C. May 1977.
- [2] Granados S., J.H.García O., J.R.Varela H., L.Medina, M.López J., R.Vargas, F.Ortega, B.Cerón, F.León, J.Solorio, A.Escamilla. 2002. "Evolución de las Capas de Viento en un día". Memorias del II Congreso Internacional de Ingeniería Física. México. 146-148. UAM.
- [3] J.R.Varela, L.Olivares, J.Granados, J.García, G.Estrada, M.López, N.Rubio. 2002. "Velocidad Terminal de Globos Piloto en la Ciudad de México". Memorias del IV Simposio de Contaminación Atmosférica. México. 147-151. UAM.
- [4] J.Granados S., J.H.García O., J.R.Varela H., M.López J., F.León, N.Rubio, B.Cerón. 2003. "Comportamiento de las Capas de Viento en tres días". Memorias del III Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental. Tlaxcala, México. 45-49. Red Iberoamericana de Química Ambiental (RIQA).
- [5] W.J.Sancier. 1989. Principles of Meteorological Analysis. Dover.
- [6] Granados, J.H.García O., N.Rubio M., M.Castruita, Y.Hernández. 2005. "Viento sobre la Ciudad de México, Campaña 2003". Memorias del V Simposio de Contaminación Atmosférica. México. 191-196. UAM.
- [7] W.W.Hines, D.C. Montgomery, D.M. Goldsman, C.M. Borrór.2005. Probabilidad y Estadística para Ingeniería. 4ª. Edición. CECSA.

DISTRIBUCIÓN QUÍMICA DE Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Pb y Zn EN MUESTRAS DE POLVO PROVENIENTE DE AMBIENTES ESCOLARES DE LA CIUDAD DE CARACAS VENEZUELA

Helga Handt*, Raiza Fernández*, Zully Benzo, Clara Gómez** y Eunice Marcano****

**Centro de Geoquímica, Instituto de Ciencias de la Tierra (ICT), Universidad Central de Venezuela. <raizadelvalle@yahoo.com>*

*** Laboratorio de Química Analítica, Centro de Química, Instituto Venezolano de Investigación Científica (IVIC)*

Chemical distribution of Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, V, Pb and Zn in dust samples from schools at the Caracas city-Venezuela

Abstract.

A sequential extraction approach has been applied to analyze Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V y Zn in dust samples collected in three schools chosen according with their location in areas with different concentrations of Total Suspended Particles (TSP) to provide information about the chemical species or forms of metal content. Hence, information about the origin, mode of occurrence, mobilization and transport of metals is obtained. Total metal concentration was further determined by analyzing the samples after sample acid digestion procedure and results compare very well with those obtained by the sequential extraction method.

Metals analyzed in the dust samples by a four-step sequential extraction procedure show different metal distribution indicating anthropogenic origin.

Keywords: dust, metals, sequential extraction, schools.

Introducción

Las muestras de partículas sedimentadas tipo polvo recolectadas en lugares tales como escuelas y fábricas son objeto de investigaciones en distintos lugares del mundo, ya que por lo general su análisis es indicativo de fuentes de contaminación y de la presencia o no de metales y otros compuestos químicos de origen antrópico que son perjudiciales a la salud. Los metales asociados al polvo representan una fuente significativa de contaminación para la población, especialmente la infantil (edades entre 0-6 años) que es más propensa a la intoxicación debido a la ingestión, contacto e inhalación inadvertida del polvo con el cual está en contacto permanente durante sus actividades diarias. Los niños pasan la mayor parte de su tiempo en ambientes internos como la casa, la escuela o en actividades de recreación (parques), lugares en los cuales hay acumulación de polvo proveniente del aire y del suelo externo, y de las actividades que son realizadas dentro de esas áreas, por lo que hay un enriquecimiento de las partículas de menor tamaño.

Por este motivo ha surgido la necesidad de estudiar los metales asociados a partículas atmosféricas sedimentadas o depositadas constituyentes de lo que se conoce como polvo, ya que han sido las menos estudiadas tanto en lo relativo a la variabilidad en su tamaño como a su composición química (Fernández et al., 2002). Adicionalmente, no existen normativas relativas a la concentración y composición de este tipo de partículas en ambientes internos.

La mayoría de los trabajos de investigación relativos al área de contaminación atmosférica tanto a nivel internacional como nacional reportan la concentración total de los metales (Orlova et al., 1995; Morales, 1998; Tong, 1998; Tong et al., 2000; Brown et al., 1996; Fernández, 1996; Zanotti, 1996; Shorteen y Hooven, 2000) y no como parcial o en función de su concentración en cada una de las fracciones geoquímicas a la cual está asociado el elemento químico.

Conocer la forma química en que está presente un elemento es de suma importancia pues determinará su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad (Templenton, 2000; Fernández et al., 2002; Fernández y Ternero, 2004).

El conocimiento sobre el fraccionamiento químico de metales asociados a partículas atmosféricas suspendidas y sedimentadas es escaso. El primer intento por realizar este trabajo fue el reportado por Obiols et al., (1986), específicamente en partículas totales suspendidas (PTS). Posteriormente, Fernández et al., (2002) y Fernández y Ternero, (2004) indican que el fraccionamiento químico es importante para determinar todas las formas químicas (carbonatos, óxidos, sulfatos) en que puede encontrarse un elemento en particular asociado a las partículas atmosféricas. Metales como vanadio, níquel, cobalto y manganeso están en altas concentraciones en el primer grupo (solubles e intercambiables), así como plomo y zinc en el segundo grupo (óxidos, carbonatos y reducibles); los cuales representan un riesgo mayor para el ser humano, por su mayor biodisponibilidad. Es por ello por lo que debido al incremento de los niveles de contaminación atmosférica en la ciudad de Caracas (especialmente por partículas) y a los efectos que, sobre la salud de la población, especialmente la infantil, tienen estos incrementos, es necesario estudiar las formas químicas de los metales Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V y Zn presentes en el polvo sedimentado en los ambientes de varios colegios de la ciudad de Caracas.

Materiales y métodos

Las muestras fueron recolectadas barriendo el polvo sedimentado en el piso de los colegios con una escoba limpia y posteriormente guardadas en bolsas plásticas hasta su procesamiento. Las bolsas de las muestras fueron guardadas debidamente identificadas con el nombre de la institución y de la persona que las recogió, indicando el período de tiempo en el cual fue recolectado el material. En la recolección de las muestras, se tomó en cuenta el hecho de que éstas no deben presentar residuos alimenticios, ya que estos son descompuestos por efecto de hongos y bacterias.

En todos los casos el polvo fue pasado por un colador de plástico para eliminar parte de los residuos de mayor tamaño como restos de borrador, punta de colores, residuos de sacapuntas y papeles entre otros. Las muestras ya recolectadas fueron tamizadas a un tamaño <45 micras utilizando tamices de acero inoxidable ASTM de 325 mallas (45 μm). Las muestras fueron colectadas en zonas de diferente nivel de contaminación por partículas: alta (A), moderada (B, D, E y F) y baja (C y G).

Método de Extracción.- Para el tratamiento de las muestras se aplicaron los métodos de extracción secuencial según el esquema de trabajo propuesto por Fernández et al., (2002) y de disolución total con una mezcla de HNO_3 : HCl : HF : HClO_4 y H_2O_2 al 30 %, proporción (6: 2:2:2:4). Fernández et al., (2002) desarrollaron un esquema de extracción aplicable a PTS, que consiste en la separación de cuatro (4) fracciones: (E1) soluble/intercambiable; (E2) asociada a carbonatos/ oxidables; (E3) asociada a materia orgánica/ óxidos y sulfuros, y (E4) metales residuales. Con la finalidad de comparar los resultados obtenidos en la extracción secuencial y verificar la posible pérdida de algún analito en el proceso de fraccionamiento, fue realizada una digestión total de las muestras, con una mezcla de HNO_3 : HCl : HF : HClO_4 : H_2O_2 , proporción (6:2:2: 2:4).

Resultados y discusión

Análisis del estándar certificado *Urban Particulate Matter NIST 1648*.- Una vez optimizada la mezcla ácida más efectiva para la digestión total de las muestras de polvo, esta fue utilizada para disolver al estándar certificado *Urban Particulate Matter NIST 1648* de manera de comprobar la exactitud de la metodología aplicada. Los resultados fueron consistentes con los valores certificados.

Extracción Secuencial.- Se aplicó la extracción secuencial a las 13 muestras de polvo pertenecientes a los diferentes colegios para las muestras de menor tamaño de partículas, correspondiente a la fracción < 45 μm .

La *Fracción I*: es capaz de extraer los metales que se encuentran formando parte de complejos orgánicos e inorgánicos solubles, así como los metales unidos mediante atracción electrostática a la superficie de distintas fases sólidas que constituyen la partícula.

La *Fracción II*: disuelve los carbonatos liberándose los metales coprecipitados o difundidos desde la superficie en sus redes. Además, en esta extracción se completa la liberación de los metales asociados a posiciones de intercambio en arcillas y materia orgánica. El cloruro de hidroxilamina no ataca con efectividad a los óxidos bien cristalizados.

La *Fracción III*: el H_2O_2 libera los metales unidos a materia orgánica por oxidación de la misma, su acción es potenciada en medio ácido, aunque no logra atacar a los compuestos orgánicos más estables. La adición de NH_4OAc al final del proceso previene la adsorción de los metales liberados a otros compuestos oxidados presentes en la matriz del residuo de las partículas de polvo. Con estos reactivos también son liberados los metales asociados a sulfuros secundarios, precipitados en ambientes reductores y en la

Fracción IV: son atacados los residuos constituidos por las fases minerales menos alterables: silicatos, restos de materia orgánica, óxidos y sulfuros que debido a su alto grado de cristalinidad no son solubilizados previamente. Es una fracción de escaso impacto ambiental ya que la liberación de los metales pesados ocurre a largo plazo.

Los resultados presentan variabilidad en las concentraciones de los elementos en cada extracto para cada colegio, destacando tres casos particulares presentados en los elementos Zinc (Zn), Manganeso (Mn) y Cobre (Cu) para los colegios C, E y G respectivamente, donde las concentraciones encontradas son muy diferentes respecto a aquellas correspondientes al resto de los colegios.

Dentro de una misma zona podemos encontrar diferentes grados de contaminación dependiendo de diversos factores, tales como: flujo vehicular, producción de las industrias, eventos puntuales y lo más importante de las actividades que son realizadas dentro de cada colegio.

En la figura 1 se indican los resultados para el elemento plomo, expresados como porcentaje de extracción. El valor más alto corresponde en efecto al extracto 2 (óxidos y carbonatos), tanto para el colegio A como para el F. Esta tendencia es muy similar para el resto de los colegios con otros elementos.

Conclusión

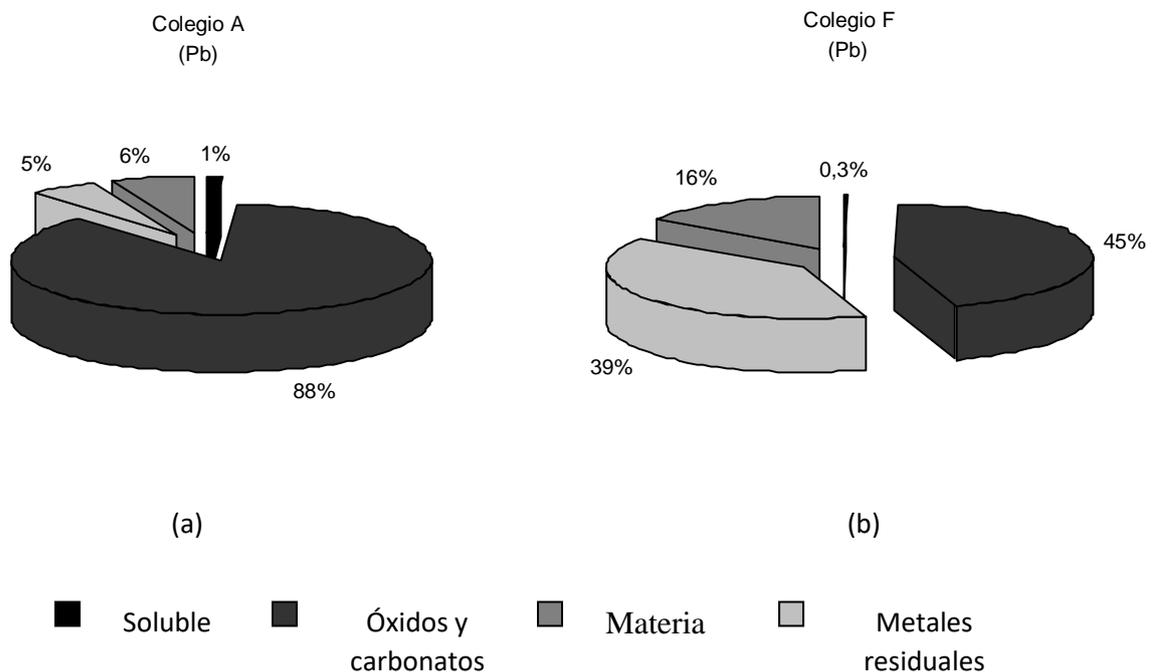
Los resultados obtenidos indican que los metales solubles e intercambiables (**extracto 1**) presentaron el siguiente orden: $Zn > Mn > Pb > Cu > Cr > Ni > V > Cd$. Aquellos asociados a óxidos, carbonatos y reducibles (extracto 2) y los asociados a materia orgánica, sulfuros y oxidables (extracto 3) mostraron la secuencia: $Pb > Zn > Mn > Cu > Cr > V > Ni > Cd$. Las formas químicas asociadas a los metales residuales (extracto 4) presentan el orden $Pb > Mn > Zn > V > Cr > Cu > Ni > Cd$. La tendencia observada al analizar los diferentes extractos refleja un comportamiento similar para todas las muestras provenientes de los distintos colegios seleccionados en este estudio.

Las fuentes de estos elementos son antrópicas tanto móviles (vehicular) como las fijas (industrias y actividades que son llevadas a cabo dentro de los colegios).

El elemento Cd está presente principalmente en los extractos E4 ($2 - 5 \mu g g^{-1}$) y E2 ($0,5 - 2 \mu g g^{-1}$); el Cr en los extractos E3 ($6 - 19 \mu g g^{-1}$) y E4 ($10 - 18 \mu g g^{-1}$); el Cu en los extractos E3 ($5 - 68 \mu g g^{-1}$) y E4 ($1 - 24 \mu g g^{-1}$); el Mn en los extractos E2 ($31 - 231 \mu g g^{-1}$) y E4 ($19 - 84 \mu g g^{-1}$); el Ni en los extractos E3 ($3 - 21 \mu g g^{-1}$) y E4 ($3 - 13 \mu g g^{-1}$); el elemento Pb presenta los valores más elevados con respecto al resto de los elementos, siendo principalmente extraído en los extractos E2 ($43 - 1027 \mu g g^{-1}$) y E3 ($33 - 261 \mu g g^{-1}$); el V en los extractos E4 ($5 - 39 \mu g g^{-1}$) y E2 ($1 - 25 \mu g g^{-1}$) y el elemento Zn está asociado principalmente a los extractos E2 ($55 - 675 \mu g g^{-1}$) y E3 ($32 - 266 \mu g g^{-1}$), respectivamente.

La mayor concentración encontrada de los elementos corresponde a las zonas ubicadas en sitios de mayor tráfico vehicular y actividad industrial.

Figura 1.- Porcentaje de extracción de plomo para tamaño de partículas < 45 μm .
A: alta contaminación; B: baja contaminación



Agradecimientos

Los autores desean agradecer las observaciones y sugerencias de los Dres. Carlos Yáñez, Armando Ramírez y Federico Galárraga.

Referencias

- Brown, B., Brown, A., Lalor, G., Preston, J., Vutchkov, M. (1996) Lead in a residential environment in Jamaica, Jamaica. *Environmental Geochemistry and Health* 18, 129-133.
- Fernández, R. (1996) Estudio químico y mineralógico de las partículas depositadas en los túneles del área metropolitana de Caracas, Venezuela. Trabajo de Ascenso a Profesor Asistente, Escuela de Química.cUCV, 135.
- Fernández, A; Ternero, M; Barragán, F; Jiménez, J. (2002) A chemical speciation of trace for fine urban particles, España. *Atmospheric Environment* 36, 773-780.
- Fernández, A; Ternero, M. (2004) Study of traffic pollution by meals in Sevilla by physical and chemical speciation methods, España. *Analytical Bioanalytical Chemistry* 379, 684-699.
- Morales, F.(1998) Estudio piloto sobre las Fuentes de exposición al plomo en guarderías y preescolares de Caracas, Venezuela. Escuela de Química. UCV, 61.
- Obiols, J., Devesa, R., Sol, A (1986) Speciation of heavy metals in suspended particulares in urban air. *Toxicological and Environmental Chemistry* 13, 121-128.
- Orlova, A., Bannon, D., Farfel, M., Thomas, V., Aleschukin, L., Kudashov, V., Shine, J., and Kruchkov, G. (1995) Pilot study of sources of lead exposure in Moscow, Rusia. *Environmental Geochemistry and Health* 17, 200-210
- Shorreen, Ch., Hooven, M. (2000) Methods of Exposure assessment: Lead- Contaminated dust in Philadelphia Schools, Pennsylvania. *Environmental Health Perspective* 108, 663-666.

- Templenton, D. (2000) Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure and Applied Chemistry* 72, 1453-1470.
- Tong, S. (1998) Indoor and outdoor household dust contamination in Cincinnati, Ohio, USA, USA. *Environmental Geochemistry and Health* 20, 123-133.
- Tong, S., Schirnding, Y., Prapamontol, T. (2000) Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions, Australia. *Bulletin of the World Health Organization* 78, 1068-1077.
- Zannotti, L. (1996) Determinación de aniones inorgánicos en partículas sólidas sedimentables de la ciudad de Cumaná, Venezuela. Trabajo Especial de Grado. Escuela de Química, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela.

INFLUENCIA DE LOS AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN LA IRRADIANCIA SOLAR ULTRAVIOLETA INCIDENTE EN EL SUELO

J. Lorente⁽¹⁾, Y. Sola⁽¹⁾, E. Campmany⁽¹⁾, J. Rodríguez⁽¹⁾, J.F. Olmo⁽²⁾

⁽¹⁾Departamento de Astronomía y Meteorología. Universidad de Barcelona. C/Martí i Franquès 1, 08028 Barcelona, España. jeroni@am.ub.es

⁽²⁾Departamento de Física Aplicada. Universidad de Granada.

Influence of the atmospheric aerosols on the solar ultraviolet irradiance reaching the ground

Abstract

The ultraviolet (UV) solar irradiance that reaches the Earth surface depends on several variables like geographic coordinates, altitude, total ozone column and atmospheric aerosols. Although the impact of the total ozone column on UVB irradiance is well studied, the influence of the aerosols is not so well established due to the difficulty to determine its optical properties. Different air masses with characteristic aerosol distributions imply variations in the measured UV irradiance. In this work we show the dependence on the UV solar irradiance measured and modelled to the optical properties of the aerosols. From a group of photometric measurements of different days, we modelled the solar irradiance under different situations depending on the availability and precision of the data of aerosols. The results show the importance of characterizing the aerosols into the model in order to increase the accuracy of UV index forecastings.

Keywords: Ultraviolet irradiance, UVI, aerosols, radiative transfer models

Introducción

La irradiancia solar ultravioleta (UV) que alcanza la superficie terrestre depende de un gran número de variables, principalmente de las coordenadas geográficas, la altitud, lugar y hora del día, la columna total de ozono existente en la atmósfera, la nubosidad y la concentración y distribución de partículas aerosoles. Esta última variable es de las que produce mayor incertidumbre para el cálculo de la irradiancia UV a partir de modelos. Diferentes masas de aire con distribuciones de aerosoles características dan lugar a variaciones en la irradiancia UV medida y en el índice ultravioleta (UVI), este último basado en la irradiancia UV biológicamente efectiva (McKinlay and Diffey, 1987). Su valor se obtiene multiplicando esta irradiancia (expresada en W/m²) por 40. La mayoría de los modelos de dispersión múltiple tiene caracterizados aerosoles de tipo urbano, rural, continental y marítimo, entre otros. Algunos de los parámetros ópticos que permiten tener en cuenta estos modelos son el espesor óptico de aerosoles, el exponente alfa y el coeficiente de turbiedad de Ångström, el parámetro de asimetría y el albedo de dispersión simple. De ellos, los dos últimos son los que presentan una mayor dificultad de determinación, por lo cual no siempre es posible disponer de su valor. El objetivo del presente trabajo es mostrar la dependencia de la irradiancia solar UV medida y simulada con las propiedades ópticas de aerosoles.

Los aerosoles atmosféricos en los modelos de dispersión múltiple

Diversos trabajos (Koepke et al., 1998; De Backer et al., 2001, entre otros) muestran la idoneidad de los modelos de transferencia radiativa del tipo denominado como “dispersión múltiple” para la simulación de la irradiancia espectral UV que alcanza el suelo. SBDART (Ricchiazzi et al., 1998) es uno de ellos. Se trata de un modelo que simula la transferencia radiativa en la hipótesis plano-paralela, tanto para cielos despejados como nublados. En el rango espectral que cubre la simulación se incluye la región del UV con una resolución de 0,1 nm. La irradiancia UV simulada depende de una serie de variables de entrada del modelo, básicamente las coordenadas geográficas y la fecha y hora, la columna total de ozono, las propiedades de los aerosoles, el albedo, el espectro solar extraterrestre y los perfiles de atmósfera. Las propiedades ópticas de los aerosoles pueden ser definidas mediante una serie de parámetros que se introducen en el modelo o eligiendo uno de los modelos de aerosoles de que dispone el programa (rural, urbano, oceánico y troposférico). En el caso de disponer de medidas de las propiedades de aerosoles se puede introducir el espesor óptico de aerosoles a 550 nm (τ_{550}), el exponente α de Ångström, el albedo de dispersión simple ω_0 , y el parámetro de asimetría, g . La disponibilidad y la precisión de estas variables influirán en la irradiancia simulada (Schwander et al., 1997). STAR

(Nakajima & Tanaka, 1986) es otro modelo ampliamente usado que también permite caracterizar los aerosoles estratosféricos y los troposféricos. Dentro de estos últimos se encuentran aerosoles de tipo urbano, continental y marítimo con diferentes grados de polución basados en el modelo de aerosoles OPAC (Hess et al., 1998). Estos perfiles se corrigen a partir del valor de τ_{550} . Se puede además caracterizar la altura de la capa límite atmosférica. Para el presente trabajo se han utilizado las últimas versiones disponibles de los modelos anteriores: SBDART 2.4 y STAR 2.0.

Simulaciones del UVI con diferentes tipos de aerosoles

Con el objetivo de estudiar la influencia de las propiedades ópticas de los aerosoles en las simulaciones de la irradiancia solar ultravioleta, se ha estudiado primeramente la evolución anual del UVI máximo en Barcelona. Para ello se han utilizado los valores medios diarios de τ_{550} y del exponente α de Ångström determinados a partir de las medidas del fotómetro CIMEL operativo en el observatorio del departamento de Astronomía y Meteorología. En la Figura 1 se muestran los valores medidos de los parámetros anteriormente citados, así como su valor medio mensual. Se aprecia que τ_{550} presenta una gran variabilidad, siendo la concentración de aerosoles superior durante los meses de primavera y verano que durante los meses de otoño; en un 9% de los casos, el espesor óptico supera el valor de 0,35. Los valores de α sugieren que el tamaño de las partículas es pequeño durante todo el año pero especialmente durante los meses de verano.

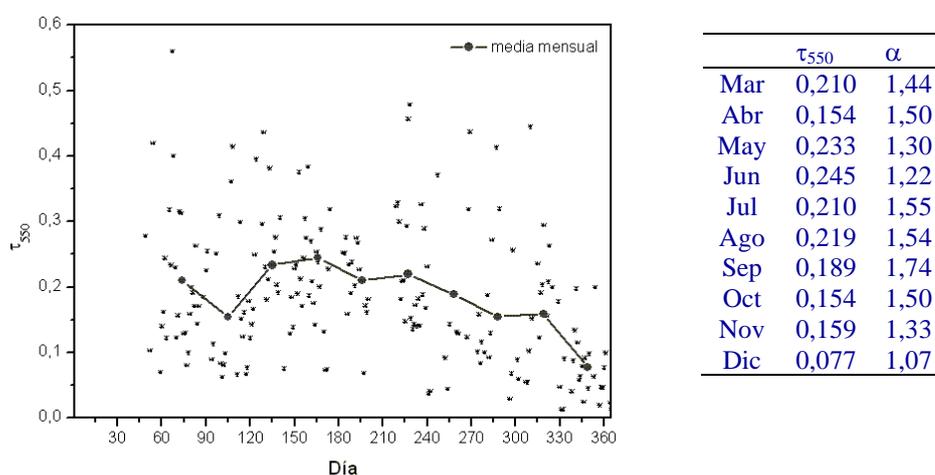


Figura 1: Evolución del espesor óptico de aerosoles medio diario- τ_{550} - durante un año (2003) en Barcelona. La tabla de la derecha muestra la evolución de la media mensual de τ_{550} y α para el mismo período.

Con estos parámetros de entrada se realizaron varias simulaciones con diferentes modelos de aerosoles para observar cuál se ajustaba mejor a las medidas. Las entradas para cada una de las simulaciones fueron las siguientes:

- *Coordenadas geográficas:* Barcelona (41,35° N; 2,16° E)
- *Día y hora:* simulaciones para las 12 UTC para diferentes días de un año (2003). Estos días se corresponden con aquéllos para los que se dispone de medidas del fotómetro CIMEL (208 medidas).
- *Ozono:* Para todas las simulaciones se utilizaron la columna total de ozono medida por el sensor TOMS a bordo del satélite *Earth Probe*.
- *Modelo de atmósfera:* Se utilizaron los perfiles verticales de temperatura, humedad y ozono disponibles en el modelo SBDART para latitudes medias, Mid-latitude Winter (MLW) y Mid-latitude Summer (MLS). Para la ciudad de Barcelona se realizó un estudio previo para determinar el modelo más adecuado para cada día del año.
- *Aerosoles:* Se escogieron los parámetros ópticos g y ω_0 de aerosol marítimo turbio⁽¹⁾ y aerosol urbano⁽²⁾ del modelo OPAC.

- B0: aerosol urbano + visibilidad 23 km

- B1: aerosol urbano + τ_{550}

CIMEL

- B2: $\alpha + \tau_{550} + g^{(1)} + \omega_0^{(1)}$

- B3: $\bar{\alpha} + \bar{\tau}_{550} + g^{(1)} + \omega_0^{(1)}$

$$- B4: \alpha + \tau_{550} + g^{(2)} + \omega_0^{(2)}$$

A partir de las simulaciones descritas se compararon los valores del UVI simulado con el medido por un piranómetro de banda ancha YES situado en el observatorio del departamento. Las diferencias relativas entre ambos valores para días despejados se presentan en la Figura 2:

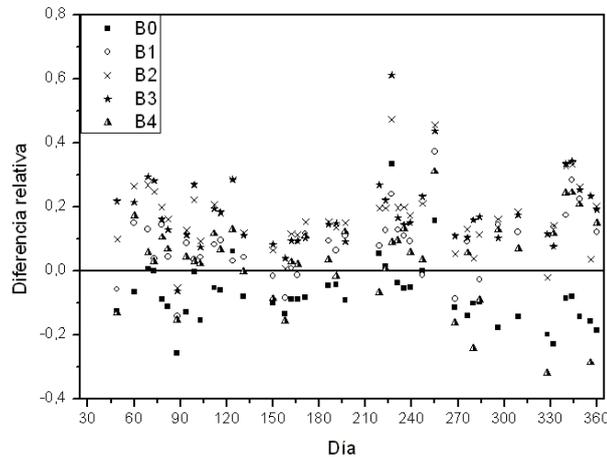


Figura 2: Evolución anual de la diferencia relativa entre el modelo y las medidas para las diferentes simulaciones del UVI a las 12 UTC para días despejados

El hecho de utilizar una simulación en la cual no se introduce ningún valor real como es el caso de la B0 da lugar a una subestimación del valor de UVI. Las mayores diferencias se dan al usar los valores de g y ω_0 propios de un aerosol marítimo turbio ya que pese a la proximidad con el mar y a la elevada contaminación, no quedan correctamente descritos los aerosoles propios de Barcelona. En cambio, al usar los valores de aerosol urbano de OPAC las diferencias se hacen menores dando los mejores resultados, especialmente durante los meses de verano. En el caso de la simulación B1 en la cual se utilizaba el modelo de aerosoles urbano del SBDART corregido por el valor real de τ_{550} da resultados similares al anterior. Los casos en los cuales existe una gran discrepancia entre modelo y medida son debidos al uso de un mismo criterio de aerosoles para todos los días sin tenerse en cuenta posibles situaciones sinópticas que conlleven aerosoles con distribuciones de tamaño y propiedades diferentes a los utilizados o a posibles eventos locales.

Aplicación a la campaña VELETA-2002

Durante el verano del 2002 se llevó a cabo la campaña Veleta-2002 (Alados et al., 2003) en el macizo de Sierra Nevada, próximo a Granada en el Sureste de España. Durante la campaña se realizaron, entre otras, medidas de irradiancia espectral UV, irradiancia UVB de banda ancha, ozono y propiedades ópticas de los aerosoles a diferentes altitudes entre 0 y 3398 m s.n.m. en ambas laderas de la montaña. En la primera etapa de la campaña se llevaron a cabo calibraciones con lámparas de laboratorio e intercomparaciones entre diferentes instrumentos. Durante la segunda fase, instrumentos de iguales características se situaron en las diferentes altitudes. La Figura 3 muestra la evolución del espesor óptico de aerosoles para varias longitudes de onda en 3 lugares de la cara norte de Sierra Nevada. Se observa como los valores son siempre superiores en Armilla debido a un nivel de contaminación más elevado; en cambio las diferencias entre las 2 estaciones de mayor altitud son menores. Durante el día 194 se produjo una invasión de aerosoles a escala local producida por algún incendio o actividad industrial próximos ya que las retro trayectorias no revelan ningún episodio a escala sinóptica. En cambio, durante el día 199 el aumento del espesor óptico a todas las longitudes de onda y altitudes es debido a una masa de aire procedente del Sáhara que afectó la campaña a partir de ese día como confirman el estudio de otros parámetros ópticos relacionados y las retro trayectorias (Figuras 4 y 5). En la Figura 5 se observa con mayor claridad la invasión de aerosol sahariano en Armilla caracterizado por un comportamiento opuesto de los coeficientes de Ångström; así α disminuye hasta valores de 0,1 y β aumenta hasta situarse alrededor de 0,4 debido a una mayor carga de aerosoles caracterizada por partículas de tamaño grande. Los valores normales durante la campaña fueron de 0,05 para β y 1,0 para α . Un comportamiento similar se dio en las restantes estaciones, pero con menor intensidad cuanto mayor era la altitud.

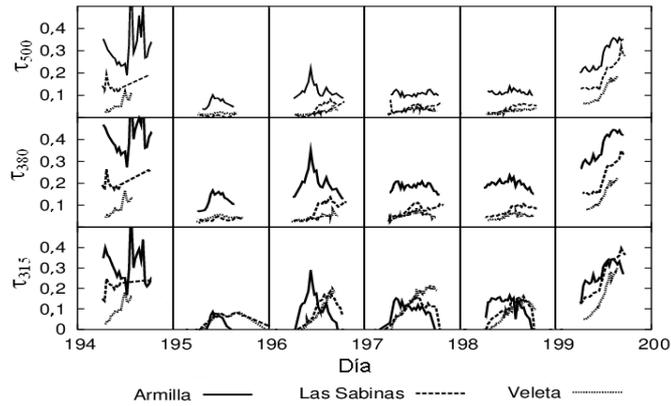


Figura 3: Evolución del espesor óptico de aerosoles a diferentes longitudes de onda para los días de la campaña Veleta-2002 a 3 altitudes diferentes (Armillá, Sabinas y Veleta -680, 2200 y 3398 m s.n.m., respectivamente)

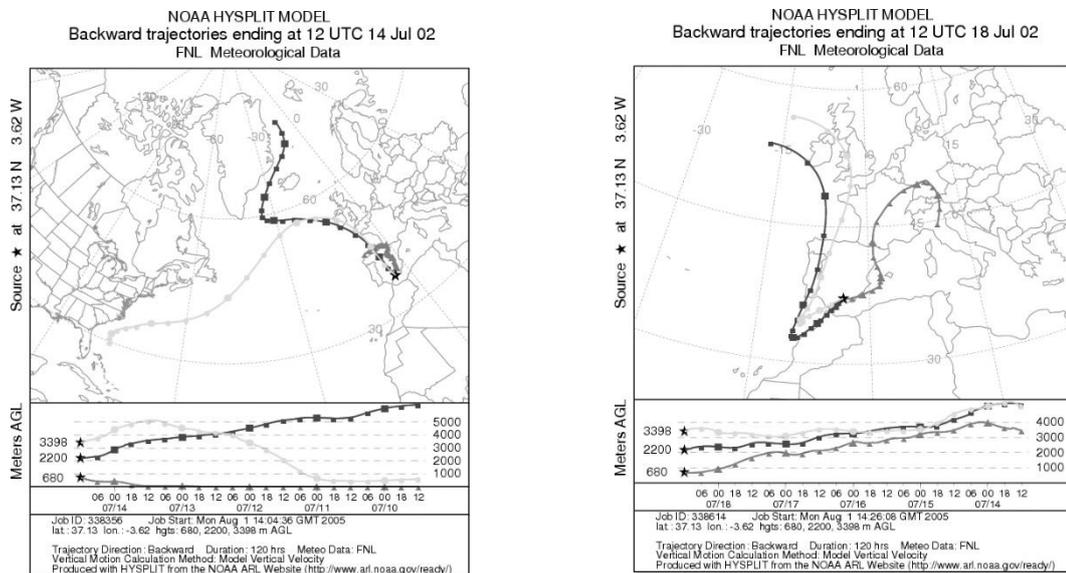


Figura 4: Retro trayectorias para los días 14 y 18 de julio (195 y 199) a 3 altitudes (680, 2200 y 3398 m s.n.m.) realizadas con el modelo HYSPLIT (NOAA).

En cuanto al albedo de dispersión simple se observa que durante la invasión de la masa de aire sahariano por una parte aumentó su valor y por otra, varió su comportamiento espectral respecto a los días anteriores, siendo superior su valor para longitudes de onda más grandes. En cambio, para el parámetro de asimetría, las diferencias son mínimas respecto a los días anteriores; se puede, no obstante, remarcar que durante el día 194 se dieron los valores más bajos. Así pues, durante los días se estudió se pueden distinguir dos situaciones diferenciadas. Por una parte, los días comprendidos entre el 195 y el 198 se caracterizaron por un aerosol de tamaño pequeño y con concentraciones elevadas especialmente en las horas centrales del día. Es un aerosol bastante absorbente mezcla de aerosol de tipo urbano y aerosol procedente del interior de España. En cambio, el día 199 y posteriores se produjo una invasión de polvo de origen sahariano que dio lugar a elevadas concentraciones de aerosoles de tamaños grandes y menos absorbentes que los existentes en días previos. Durante el día de intrusión sahariana se produce una disminución del UVI tanto en Armilla como en Las Sabinas como se observa en la Figura 6. No obstante, esta variación es comparable con algunas de los días previos en los que se registró una elevada concentración de aerosoles de tipo local.

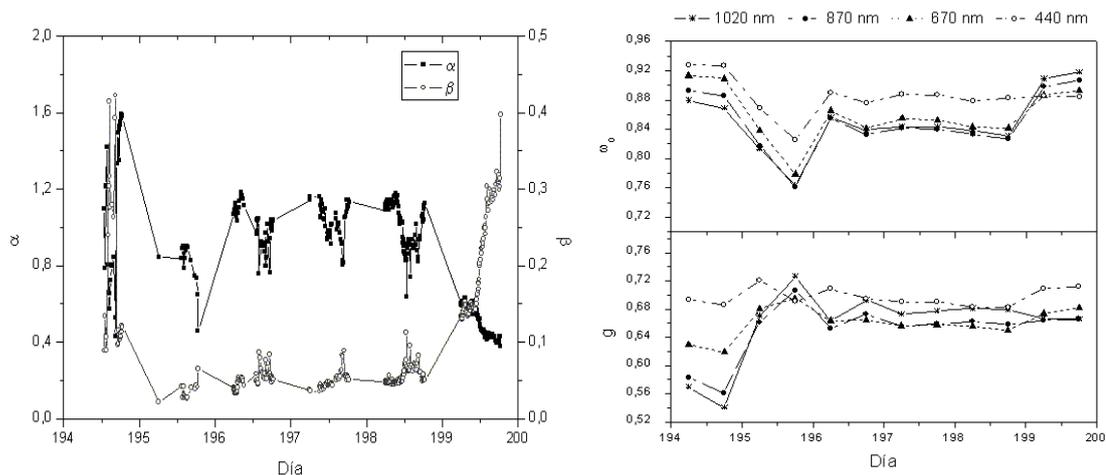


Figura 5: Evolución de los parámetros de Ångström, α y β (izquierda) y del albedo de dispersión simple y el parámetro de asimetría (derecha) para los días de la campaña Veleta-2002 en Armilla (680 m s.n.m.)

El hecho de que durante la campaña se dieran varias situaciones sinópticas con distribuciones y propiedades de los aerosoles diferentes, resulta de gran interés para estudiar cómo responden los modelos a estas variaciones. Se determinó la irradiancia solar y posteriormente el UVI para 2 altitudes de la cara norte (Armillá, A y Las Sabinas, S) con los modelos SBDART y STAR (resultados A_S y S_S) con las variables de entrada siguientes:

- *Ozono*: Para todas las simulaciones se utilizó la columna total de ozono medida por el espectroradiómetro BREWER situado en Armilla.
- *Modelo de atmósfera*: Se utilizaron los perfiles verticales de temperatura, humedad y ozono disponibles en el modelo SBDART para latitudes medias en verano, Mid-latitude Summer (MLS).
- *Aerosoles*: Se han escogido diferentes entradas para el modelo con el objetivo de observar cómo varía la irradiancia simulada dependiendo de la cantidad de información sobre aerosoles disponible. En el caso de no disponer de información completa de aerosoles se han escogido los valores de g y ω_0 del modelo OPAC para aerosoles urbanos⁽²⁾ y rurales⁽³⁾ para Armilla y Las Sabinas, respectivamente.

- A0: aerosol urbano + visibilidad 23 km
- A1: aerosol urbano + τ_{550} CIMEL
- A2: $\alpha + \tau_{550} + g^{(2)} + \omega_0^{(2)}$
- A3: $\alpha + \tau_{550} + g + \omega_0$
- A_S: (STAR) aerosol urbano + τ_{550}
- S0: aerosol rural + visibilidad 23 km
- S1: aerosol rural + τ_{550}
- S2: $\alpha + \tau_{550} + g^{(3)} + \omega_0^{(3)}$
- S3: $\alpha + \tau_{550} + g + \omega_0$
- S_S: (STAR) aerosol continental limpio + τ_{550}

El resultado de las simulaciones descritas se presenta en la Figura 6.

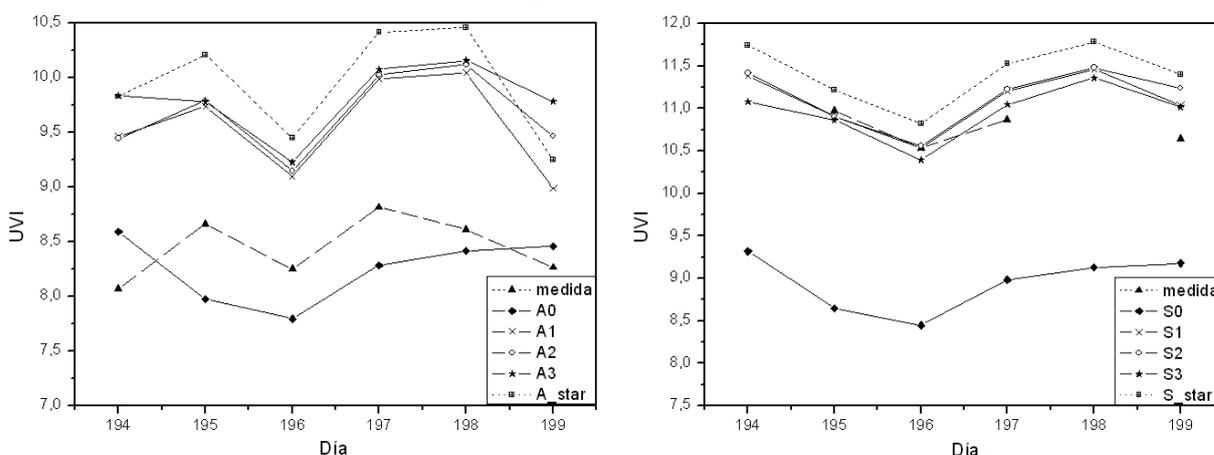


Figura 6: Evolución del UVI medido y simulado a las 12 UTC durante la campaña Veleta-2002 en Armilla (izquierda) y Sabinas (derecha).

Las simulaciones con menor información real sobre aerosoles subestiman el valor del UVI en ambos casos. Además, al no introducir un aerosol de tipo desértico para caracterizar el polvo sahariano, el UVI no simula el comportamiento real para el día 199. En cambio, todas las otras simulaciones reflejan la disminución del UVI durante el episodio. Para el caso de Amilla hay que destacar como todas las simulaciones sobreestiman el UVI a las 12 UTC con diferencias en algunos casos de 1,5 unidades (en el caso del modelo STAR son incluso superiores). No obstante, en las simulaciones para Las Sabinas no se observa este error y las diferencias son mínimas en todos los casos (inferiores al 4%). El motivo de este diferente comportamiento entre ambas simulaciones se debe a que Armilla se encuentra dentro de la capa límite en la cual no se da un valor constante en la extinción por aerosoles, sino que éste varía con la altitud.

Conclusiones

Al simular la irradiancia solar mediante modelos de transferencia radiativa resulta difícil disponer de información de las propiedades ópticas de los aerosoles y cuando se dispone de ella, no resulta trivial su uso dentro del modelo. La falta de datos sobre aerosoles se puede solventar con la elección de uno de los modelos de aerosoles incluidos en el modelo de transferencia radiativa, siempre que este describa con la mayor similitud posible los valores reales de la zona y se corrija con, al menos, el τ_{550} . No obstante, la falta de más información dificulta la caracterización de episodios puntuales tales como las intrusiones de polvo sahariano. Así en el caso de disponer mayor información sobre las propiedades ópticas, las simulaciones muestran la necesidad de introducir un perfil vertical de aerosoles y no simplemente unos valores totales. Además, se deben caracterizar las propiedades ópticas de aerosoles espectralmente, dada su gran dependencia con la longitud de onda. Las Sabinas está situada durante los días de la campaña por encima de la capa límite, con lo cual los valores totales describen con mayor exactitud las propiedades de los aerosoles. El hecho de algunos días se subestime ligeramente el UVI es debido al uso del valor de la columna total de ozono medida con el Brewer en Armilla; para el caso de Las Sabinas este valor sería inferior al encontrarse a mayor altitud y por encima de los niveles de ozono troposférico propios de la ciudad.

Agradecimientos - El presente trabajo se ha realizado en el marco del proyecto de investigación CGL2005-03428-C04-04/CLI "DETERMINACIÓN DE AEROSOL POR MEDIDAS OBTENIDAS EN COLUMNA (LIDAR Y EXTINCIÓN) Y SUPERFICIE" (DAMOCLES) subvencionado por el Ministerio de Educación y Ciencia.

Referencias

- Alados-Arboledas, L., J. Lorente, J.A. Martínez-Lozano y 9 autores más (2003): "VELETA 2002 field campaign". *Geophys. Res. Abst.*, **5**, 12218.
- De Backer, H., et al. (2001) : "Comparison of measured and modelled UV Indices for the assessment of health risks", *Meteorol. Appl.*, **8**, 267-277.
- Hess, M., P. Koepke and I. Schult (1998): "Optical Properties of Aerosols and Clouds: The software OPAC". *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, **79**, 831-844.
- Koepke, P., A. Bais, D. Bailis, M. Buchwitz, H. De Backer, X. De Cabo, P. Eckert, P. Eriksen, D. Gillotay, A. Heikkilä, T. Koskela, B. Lapeta, Z. Litynska, J. Lorente, B. Mayer, A. Renaud, A. Ruggaber, G. Schauburger, G. Seckmeyer, P. Seifert, A. Schmalwieser, H. Schwander, K. Vanicek and M. Weber (1998): "Comparison of models used for UV Index calculations". *Photochem. Photobiol.*, **67** (6), 657-662.
- McKinlay, A.F. and B.L. Diffey (1987): "A reference action spectrum for ultraviolet induced erythema in human skin". *CIE J.*, **6**, 17-22.
- Nakajima, T and M. Tanaka (1986): "Matrix formulations for the transfer of solar radiation in a plane-parallel scattering atmosphere". *J. Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, **35**, 13-21
- Ricchiazzi, P., S. Yang, C. Gautier and D. Sowle (1998): "SBDART: A research and teaching software tool for plane-parallel radiative transfer in the Earth's atmosphere". *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **79**, 10, 2101-2114.
- Schwander H., P. Koepke and A. Ruggaber (1997): "Uncertainties in modeled UV irradiances due to limited accuracy and availability of input data". *J. Geophys. Res.*, **102**, D8, 9419-9429.

UTILIZACIÓN DE IMÁGENES DEL SATÉLITE *METEOSAT 8* PARA MEJORAR LAS OBSERVACIONES DEL RADAR METEOROLÓGICO.

A. Magaldi¹., J. Bech²., G Delgado¹ y J Lorente¹

¹*Universitat de Barcelona, Departamento de Astronomía y Meteorología*

²*Servei Meteorològic de Catalunya. METEOCAT*

The use of meteorological satellite METEOSAT 8 images to improve weather radar observations.

Abstract

One of the usual tools to monitor heavy rainfall events is weather radar quantitative precipitation estimates (QPE). QPE require a set of robust quality control procedures in order to address a number of different factors. Significant departures from the standard temperature and moisture atmospheric vertical profile may increase dramatically the refraction of the radar beam. This anomalous propagation (AP) of the microwave radar energy may therefore increase the number of spurious echoes due to ground clutter -both in quantity and intensity- and contribute with non-realistic rainfall. Based on the previous experience of using geostationary satellite imagery to depict cloud-free areas in precipitation analysis systems, an application is proposed to incorporate *Meteosat 8* observations in the quality control of weather radar QPE. The outcome of this scheme is tested by HKS, PC and FAR scores getting a high index of successful corrections.

Keywords: anomalous propagation, propagation conditions, precipitating cloud mask, rainfall estimation by weather radar.

Introducción

Actualmente, la determinación cuantitativa de la distribución de la lluvia se realiza generalmente con redes de pluviómetros. Estos aparatos pueden hacer mediciones razonablemente precisas en los puntos preseleccionados. Sin embargo, cuando estas mediciones puntuales son extrapoladas para obtener estimaciones de la distribución espacial de la precipitación surgen grandes errores de estimación. Esto es especialmente importante en el caso de sistemas de precipitación convectivos, ya que incluso redes densas de pluviómetros no representan adecuadamente la distribución espacial de las lluvias. Para evitar inexactitudes espaciales inherentes a las mediciones puntuales de las redes de pluviómetros, se usan radares meteorológicos y para escalas espaciales mayores se usan sensores multiespectrales situados en satélites.

Desafortunadamente aún existen problemas en la teledetección de la lluvia, pues tanto los radares meteorológicos como los satélites dan un campo de precipitación aproximado, y mejorar la calidad de estas observaciones es todavía un problema abierto. En el caso de los radares meteorológicos, uno de los factores que más afecta la calidad de las observaciones es la variabilidad en las condiciones de la propagación de las ondas electromagnéticas en la atmósfera. Así el buen funcionamiento del radar está ligado a las condiciones atmosféricas de propagación de las ondas electromagnéticas. Cuando se presenta un aumento en el gradiente vertical de temperatura y/o humedad, las características de propagación de las ondas electromagnéticas varían. Este fenómeno es conocido como Propagación Anómala (AP), efecto que induce al radar meteorológico a observar precipitación en lugares en donde no la hay, dando ecos de falsa precipitación denominados ecos espurios. En la corta historia del radar meteorológico se han formulado muchos métodos para identificar y eliminar ecos espurios, Actualmente gracias al desarrollo en la capacidad de cómputo y teledetección, se han desarrollado los llamados métodos multi-fuente. Por ejemplo, Michelson y Sunhede (2004) comparan datos del radar con estimaciones satelitales de nubes precipitantes para discriminar entre ecos reales y ecos espurios. El presente trabajo está inspirado en esta técnica.

Caracterización y detección de la propagación anómala.

La trayectoria de las ondas electromagnéticas en la atmósfera terrestre (s) está gobernada por la ecuación (1)

$$\frac{d^2 h}{ds^2} - \left(\frac{2}{R+h} + \frac{1}{n} \frac{dn}{dh} \right) \left(\frac{dh}{ds} \right)^2 - \left(\frac{R+h}{R} \right)^2 \left(\frac{1}{R+h} + \frac{1}{n} \frac{dn}{dh} \right) = 0, \quad (1)$$

donde h es la altura a la que se encuentra el rayo, R es el radio de la Tierra y n es el índice de refracción de la atmósfera. La ecuación (1) depende principalmente del índice de refracción atmosférico, que de acuerdo con la ecuación (2b) es función de la presión, la temperatura y el contenido de vapor de agua. Por lo tanto, si se posee un perfil vertical atmosférico de las variables anteriores, se puede determinar la trayectoria de las ondas electromagnéticas emitidas por el radar. Debido a que las variaciones del índice de refracción n en la atmósfera terrestre son del orden de 10^{-6} conviene introducir una manera diferente de medir las propiedades refractivas del aire. Bean y Dutton (1968) introducen el concepto refractividad N definida en las ecuaciones (2a y 2b)

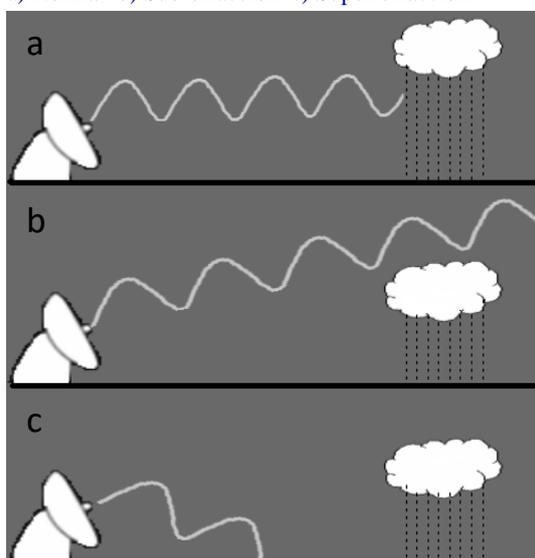
$$N = (n - 1) \times 10^6. \quad (2a)$$

$$N = 77.6 \frac{p}{T} - 5.6e + 3.75 \times 10^5 \frac{e}{T^2}, \quad (2b)$$

donde p es la presión atmosférica en (hPa), T la temperatura del aire en Kelvin y e la presión parcial del vapor de agua. A partir de la observación de las condiciones atmosféricas se define que una propagación es normal cuando el gradiente medio del índice de refracción del primer kilómetro de atmósfera (VRG) está entre -39 y -40 N Km^{-1} . Cuando se verifican estas condiciones las ondas electromagnéticas se curvan hacia la superficie terrestre, con una curvatura menor a la terrestre. Por lo tanto, la trayectoria de las ondas emitidas por el radar gana altura a medida que se aleja del radar (Figura 1a).

Cuando no se cumple esta condición se presentan dos situaciones anómalas, que citaremos a continuación.

Figura 1 Propagación de las ondas Electromagnéticas
a) Normal b) Subrefracción c) Superrefracción



Cuando la refractividad disminuye con la altura, ($\text{VRG} \geq -20 \text{ N Km}^{-1}$) las trayectorias de las ondas electromagnéticas se curvan hacia el espacio exterior lo que supone una disminución en el área cubierta por el radar; a esta condición se le conoce como subrefracción (Figura 1b)

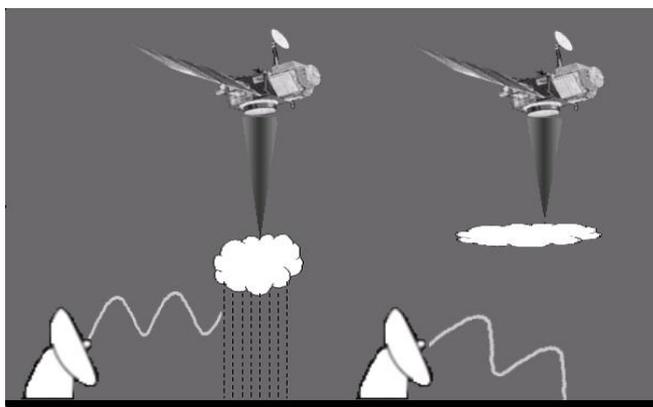
La superrefracción se presenta cuando el $\text{VRG} \leq -80 \text{ N Km}^{-1}$. Bajo estas condiciones las ondas electromagnéticas se propagan curvándose hacia la superficie terrestre. A medida que el gradiente de refractividad disminuye, el radio de curvatura de las ondas electromagnéticas aumenta hasta alcanzar el radio terrestre (Figura 1c). Los factores que pueden propiciar este fenómeno son: que la temperatura del aire aumente con la altura (inversión térmica) y/o la humedad disminuya rápidamente con la altura.

Metodología

Para mejorar las observaciones del radar meteorológico y eliminar los ecos espurios originados por la AP se eligió una estrategia multifuente que emplea las observaciones del satélite *Meteosat 8* (MSG). La premisa básica para depurar las observaciones del radar es la siguiente. Un eco del radar (lluvia) debe de provenir de una región en donde esté presente una nube precipitante, de lo contrario este eco es sospechoso de ser originado por efectos de la AP (Figura 2).

Fueron elaboradas dos máscaras de nubes precipitantes adaptando los algoritmos de Michelson (Michelson y Sunhede 2004) y SAF (Eumetsat SAF 2004). Estas máscaras fueron superpuestas sobre los datos del radar para así poder identificar aquellos ecos no procedentes de una región en donde se encuentra una nube precipitante; después estos ecos fueron removidos de la imagen del radar pues no cumplen con la premisa básica de provenir de una nube precipitante. Una vez corregidas las imágenes del radar fueron comparados los campos radar antes y después de ser corregidos para poder establecer la calidad y el comportamiento de los dos métodos utilizados. Este esquema es verificado con los datos de lluvia provenientes de las estaciones hidrometeorológicas del *Servei Meteorològic de Catalunya* METEOCAT (Figura 3). Todos los datos experimentales fueron colectados en días en que la atmósfera presente las condiciones óptimas para la ocurrencia de la AP.

Figura 2 Esquema de modelo utilizado: En la imagen de la izquierda el radar observa un eco y el satélite una nube precipitante mientras que en la imagen de la derecha el radar observa un eco y el satélite no distingue una nube precipitante



Algoritmo del SAF.

Es posible determinar estadísticamente a partir de los datos de satélite MSG, la probabilidad de que la precipitación sea débil, moderada o intensa. Este método separa la probabilidad de la ocurrencia de la precipitación en tres clases de acuerdo con la intensidad. La suma de probabilidad para las tres clases es del 100%:
 Clase 0: Sin precipitación <1.0 mm/h
 Clase 1: Precipitación ligera 0.1-5.0 mm/h
 Clase 2: Precipitación intensa >5.0 mm/h

La probabilidad total de precipitación es la suma de las clases 1 y 2. La combinación lineal de las características espectrales, que tienen una mayor correlación con la precipitación, es usada para construir un Índice de Porcentaje Nubes Precipitantes (PCP). Para cada valor del PCP, la probabilidad de precipitación es determinada para cada una de las clases. Este algoritmo es heredero de varios trabajos desarrollados expresamente para el AVHRR (Stowe et al, 1991). El algoritmo que define el PCP es el siguiente:

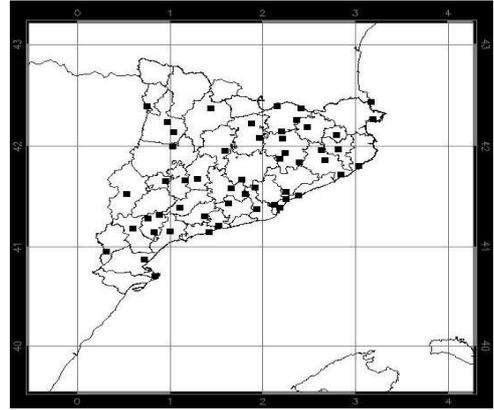
$$PCP = a_0 + a_1 T_{2m} + a_2 T_{10.8} + a_3 \ln(R_{0.6} / R_{3.9}) + a_4 (T_{10.8} - T_{12}) + a_5 |(a_6 - R_{0.6}) / R_{1.6}| + a_7 R_{0.6}$$

donde los prefijos R y T denotan radiancias y temperaturas de brillo respectivamente, el número que aparece después de los prefijos (R y T) es la longitud de onda central del canal de satélite MSG expresada en micrómetros. T_{2m} es la temperatura de superficie proveniente del modelo numérico MASS. Los coeficientes a_n se enlistan en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores numéricos utilizados

Coeficiente	Valor Numérico	
	Día	Noche
a_0	50.000	22.000
a_1	0.322	0.863
a_2	-0.322	-8.863
a_3	3.000	0.000
a_4	-2.420	-6.040
a_5	7.500	0.000
a_6	4.500	0.000
a_7	0.248	0.000

Figura 3 Localización de las estaciones hidrometeorológicas de METEOCAT en el cálculo del PCP



Los valores del PCP fueron reescalados a 100 unidades. Los datos de este índice mayores a 90 unidades son considerados como un elemento de la máscara de nubes precipitantes y se le asocia un $\Delta T = 0$. De lo contrario $\Delta T = 1$

Algoritmo de Michelson

Este modelo se basa en asumir el hecho de que las nubes precipitantes son más frías y reflejan mejor la luz del sol que la superficie terrestre. Por lo tanto, la diferencia entre la temperatura de superficie y la temperatura de brillo es básica para poder identificar áreas de lluvia o no lluvia (Ebert y Weymouth, 1999).

Las condiciones de que una nube pueda precipitar están dadas por el hecho de que una de las siguientes condiciones se pueda dar. Así, un valor de $\Delta T = 0$ se asocia a la presencia de una nube precipitante. Michelson y Sunhede (2004) consideran los casos:

$$\Delta T = 0, \begin{cases} T_{2m} - T_s \geq 20^\circ C \\ T_{2m} < -5^\circ C \\ T_s < 0^\circ C \end{cases} \quad (4)$$

De lo contrario $\Delta T = 1$

donde T_{2m} es la temperatura de superficie proveniente del modelo numérico MASS y T_s es la temperatura de brillo calculada de los valores del canal infrarrojo de 12 μm del satélite MSG. Los valores de umbrales propuestos en las desigualdades de la ecuación fueron desarrollados en el apartado de física de nubes de la campaña MESAN (Häggmark et al., 2000).

Para construir ambas máscaras los datos del satélite MSG y del modelo numérico MASS fueron re proyectados a la proyección Mercator con un paso de malla idéntico al paso de malla del radar, condición que hereda la malla compuesta por los valores de ΔT .

En la etapa de corrección se compararon las imágenes del radar con los valores de ΔT , de tal suerte que todos los ecos del radar que correspondan con valores de $\Delta T = 1$ fueron eliminados.

Para evaluar estos métodos, los resultados fueron sometidos a diversos índices de verificación (al compararlos con los datos de lluvia provenientes de las estaciones hidrometeorológicas) índice de falsa alarma (FAR), índice de porcentaje correcto (PC), índice de Hanssen Kuipers (HKS).

Resultados

Los métodos desarrollados en el presente trabajo fueron evaluados durante el período diciembre 2004 - mayo 2005. Desgraciadamente en este período se experimentó una situación de escasez de lluvia en el noreste de la Península Ibérica por lo que se redujo la cantidad de datos experimentales.

De entre todos los episodios observados se seleccionó el que sucedió los días 1 y 2 de diciembre de 2004. Durante este episodio se detectaron ecos de propagación anómala; también se comprobó partir del

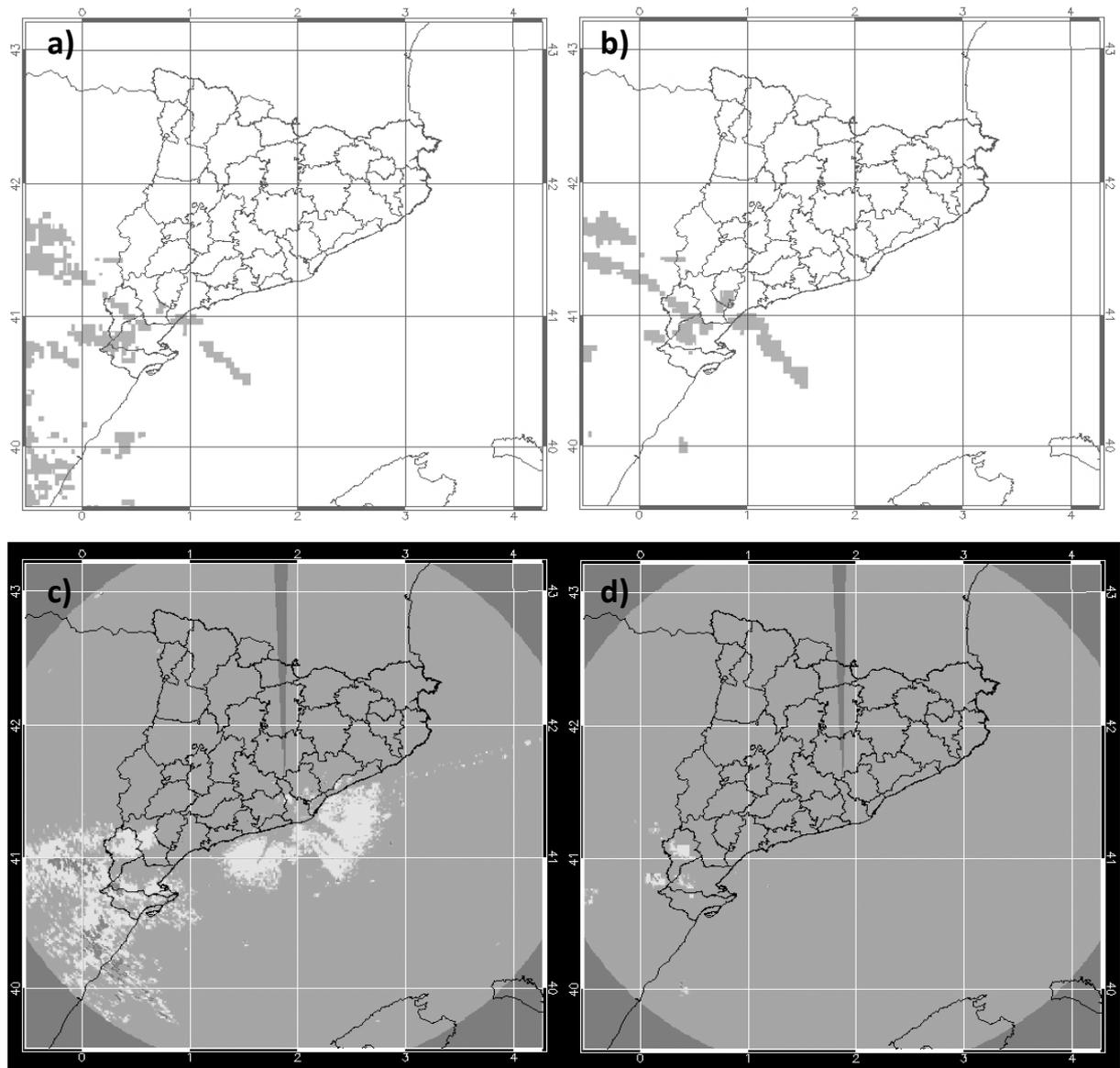
radiosondeo de Barcelona la existencia de un $VRG \leq -80 \text{ N Km}^{-1}$ y sistemáticamente se observó precipitación en las estaciones automáticas del XMET.

Después de aplicar las máscaras de nubes, las imágenes corregidas del radar muestran una menor área con presencia de ecos. Las dos técnicas utilizadas muestran resultados muy similares, pues la única discrepancia radica en la extensión del área con presencia de ecos (Figura 4).

El campo corregido del radar se comparó con los datos de precipitación provenientes de la red de pluviómetros XMET de METEOCAT. Para llevar a cabo esta prueba ha de tenerse en cuenta que las observaciones satelitales y el radar presentan un panorama casi instantáneo del campo de precipitación, mientras que los datos de los pluviómetros tienen una resolución temporal de media hora. Por lo tanto, que un pluviómetro registre precipitación y no se encuentre justo debajo de una nube precipitante, puede indicar dos cosas: que haya un error en la estimación, o bien que la precipitación haya ocurrido durante otro intervalo de tiempo distinto al reflejado por el método. Por otro lado, la presencia de una nube precipitante sobre un pluviómetro que no haya registrado precipitación es un claro error del método.

Ambos métodos realizan la mayoría de las correcciones sobre el océano, por lo que es imposible verificar estos resultados con datos de la red XMET (Figuras 4b y 4c).

Figura 4 Máscaras de nubes precipitantes creadas por los algoritmos de Michelson (4a) y SAF (4b) Imagen del radar sin corregir (4c) y del radar corregido por el algoritmo de SAF(4d). Todas las figuras corresponden al 1 de Enero de 2004 a las 14Z.



Para aplicar los índices de verificación se procedió a hacer una división de la muestra de acuerdo con la ocurrencia o no de eco en la imagen sin corregir.

Clase 1: Todas las estaciones (Tabla 2a).

Clase 2: Las estaciones que están bajo el área delimitada por la presencia de un eco proveniente de la imagen del radar sin corregir (Tabla 2b).

Esta división tiene como objeto distinguir la habilidad de los métodos en las áreas corregidas y filtrar las tendencias de la imagen original del radar. Dentro de las dos clases existe una subdivisión de ecos en tres clases: débiles <15 dBZ, fuertes > 15 dBZ y todos (comprende las dos clases anteriores).

Esta subdivisión se utiliza para filtrar los ecos a los que el radar les asocia precipitaciones poco intensas.

Tabla 2 Izquierda: Índices de verificación aplicados sobre todas las estaciones XMET para ambas máscaras de nubes: Michelson [M], SAF [S] y Radar sin corrección [UC] Derecha: Índices de verificación aplicados sobre las áreas con presencia de eco en la imagen sin corregir, para ambas máscaras de nubes:

Clase de Eco	Tamaño de la muestra	FAR			PC			HKS		
		[UC]	[M]	[S]	[UC]	[M]	[S]	[UC]	[M]	[S]
Débil	166	0.57	0.22	0.14	82.12	83.73	89.16	-	0.56	0.70
Fuerte	77	0.35	0.22	0.12	64.94	75.32	85.71	-	0.50	0.71
Todos	243	0.50	0.22	0.13	76.58	81.06	88.06	-	0.54	0.70

Clase de Eco	Tamaño de la muestra	FAR			PC			HKS		
		[UC]	[M]	[S]	[UC]	[M]	[S]	[UC]	[M]	[S]
Débil	1309	0.57	0.25	0.13	82.12	87.78	88.62	0.25	0.24	0.27
Fuerte	355	0.35	0.31	0.28	72.96	72.39	74.51	0.31	0.27	0.32
Todos	1664	0.52	0.26	0.26	80.16	84.49	85.60	0.26	0.24	0.28

Todas las estaciones

Los valores del índice de FAR son menores después de aplicar la máscara, lo que implica una disminución en los casos en los que el radar detectó un eco sobre una estación que no detectó lluvia. Estos casos son especialmente importantes debido a que se puede afirmar con certeza que esta mejora se debe a la eliminación de ecos espurios.

Los valores del índice de PC mejoraron sustancialmente, en especial para los ecos débiles. Esto se refleja en un incremento de los casos en los que tanto el radar como los pluviómetros coincidieron en su observación.

Los resultados del índice de HKS sugieren una mejora en la probabilidad de detección correcta cuando se aplica el método del SAF. Por el contrario, cuando se aplica el método de Michelson baja esta probabilidad.

Estaciones con presencia de eco en la imagen sin corregir

Estas estaciones indican el área que fue modificada por ambos métodos. Por construcción el índice de HKS pierde validez, al no contar con casos en donde el radar sin corregir no marca lluvia.

Los resultados de la prueba de FAR sugieren una mejora en la detección de lluvia en particular en el caso de todos los ecos.

Los resultados de la prueba de PC muestran una mejora sustancial cuando aplicamos el método del SAF, que maximiza la homogeneidad entre los datos del radar y del pluviómetro, lo cual sugiere que aumentan las medidas correctas de lluvia.

Referencias

Michelson D. B., and D. Sunhede (2004), Spurious weather radar echo identification and removal using multisource temperature information, *Meteorol. Appl.*, **11**, 1-14.

SAF 2004 Software User Manual for PGE04 of the NWCSAF/MSG: Scientific Part, *Eumetsat tech memo*, 30 pp, Eumetsat.

Bean B. R., and E. J. Dutton, (1968), *Radio Meteorology*, 438 pp, Dover Publications.

Stowe L. L., E.P. McClain, R.G. Carey, G.G. Gutman, P.L.Davis, C. Long, and S. Hart., (1991), Global distribution of cloud cover derived from NOAA/AVHRR operational satellite data,

Advance in Space Research., 11,351 – 354.
Ebert E. E., and G. T. Weymouth, (1999), Incorporating satellite observations of 'No Rain' in an Australian daily rainfall analysis, *Journal of Applied Meteorology.*, 38, 44 – 56.
Häggmark K-I., K.I. Ivarsson, S. Gollvik, and P. O. Olofsson, (2000), Mesan operational mesoscale analysis system, *Tellus.*,52, 2-20.

CARACTERIZACIÓN DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES EN LA CIUDAD DE SANTIAGO

Raúl Morales⁽²⁾, Manuel A. Leiva G.^(1,2) y Rodrigo Seguel⁽¹⁾

*(1) Laboratorio de Química y Referencia Medio Ambiental
Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA)
Av Larrain N°9975, La Reina, Santiago – Chile
Sitio web: <http://www.cenma.cl/lqrma>
e-mail: roseguel@cenma.cl*

(2) Centro de Química Ambiental, Universidad de Chile

Characterization of volatile organic compounds in Santiago city

Abstract

During summer an early autumn 2005 (march-april) the Air Quality Laboratory of CENMA, carried out an air quality field measurement campaign at Santiago Metropolitan Area. This campaign was simultaneously performed at two monitoring station of the “Santiago Air quality Monitoring Network”. The monitoring sites, Parque O’Higgins (downtown) and Las Condes (northeast) are located within the metropolitan area and represent typical urban and suburban sites. A variety of trace gas measurements (volatile organic compounds (VOC), BTEX, aldehyde and ketone) were obtain at these sites.

The volatile organic compounds (C2-C6) and BTEXs, present a different behavior between the days Tuesday and Sunday, in terms of a decreasing of the concentration during the weekend. Within volatile organic compounds (C2-C6), the propane presents the higher concentrations, characteristic that is independent of the studied day. Between aldehyde and ketone analyzed, the formaldehyde shows the higher concentration and reaches the maximums around noon. During the day Tuesday 29, a possible transport of BTEX is noticed from the downtown of Santiago towards Las Condes, since the last one presents a maximum for these compounds around noon. Nevertheless, this phenomenon of transport is not searched again during Tuesday 5 of April.

Keywords: Santiago de Chile, VOC, BTEX, aldehyde and ketone.

Introducción

La formación de oxidantes fotoquímicos, de los cuales ozono es uno de los principales componentes, es el resultado de reacciones térmicas y fotoquímicas que involucran radicales libres, compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO y NO₂). A pesar de que Santiago enfrenta con frecuencia episodios de contaminación por ozono, existen escasos registros de mediciones de COV en la atmósfera de Santiago.

Una campaña de muestreo se realizó los días 29.03.2005, 03.04.2005 y 05.04.2005. Los puntos seleccionados correspondieron a las estaciones de la red automática de monitoreo de calidad de aire MACAM 2 de Las Condes y Parque O’Higgins.

Objetivo específico

Caracterizar las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles en dos estaciones representativas de la red MACAM-2.

Metodología de muestreo

La campaña de contempló la utilización de tres sistemas de muestreo: *Canister*, tubos de desorción y *cartridges LpDNPH*.

Canister: Balones de acero inoxidable de superficie pasivada.

Tubos de desorción: se seleccionó y utilizó *TENAX TA* (polímero del óxido de 2,6-difenil-fenileno) debido a su capacidad de adsorción de compuestos aromáticos y su poca retención de humedad en muestras gaseosas.

Cartridges *LpDNPH*: es un aparato de muestreo diseñado para el muestreo de carbonilos. Los carbonilos son atrapados en un adsorbente de *sílica* de alta densidad empacada con 2,4-dinitrofenilhidrazina (2,4-DNPH), en este medio son convertidos a hidrazonas derivatizadas. Los derivatizados son luego eluidos de *cartridges* con acetonitrilo y analizados por *HPLC*.

Metodología

Método Analítico

El sistema analítico “*Automated VOC Analyzer*” ENTECH, utilizado en este trabajo, consiste en un equipo de 5 módulos controlados mediante un *software* (*Smartlab*), desarrollado por *Entech Instruments* (Simi Valley, CA, USA). El equipo va directamente acoplado a un cromatógrafo de gases Hewlett Packard modelo 6890, el cual cuenta con una configuración de dos detectores, de llama y selectivo de masas GC-FID y GC-MSD, los que pueden ser operados desde un *software* común (*Chem Station*), de acuerdo con las características de las matrices a ser analizadas.

Propiedades analíticas

Los hidrocarburos ligeros C2-C5 fueron analizados en el sistema ENTECH, de acuerdo a los siguientes parámetros analíticos: Columna capilar *Chrompack* 0,32 mm D.I., 50 m de largo. Programa de temperatura: 65°C, 1 min // 65°C - 200°C, 6°C/min, post run 200°C 15 min. Tiempo de corrida 23.50 min. Detección por FID.

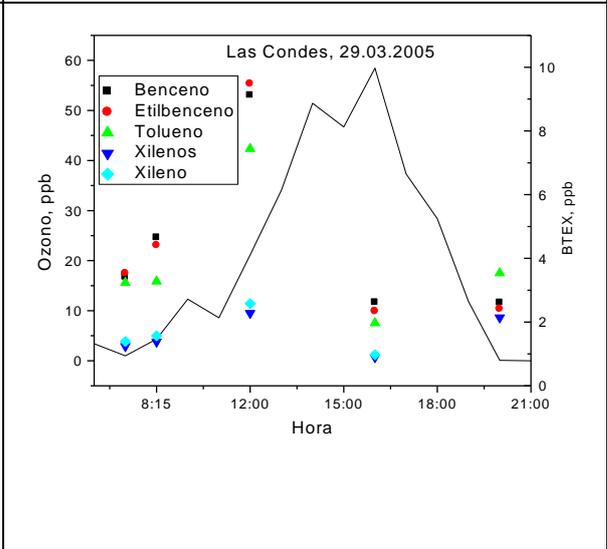
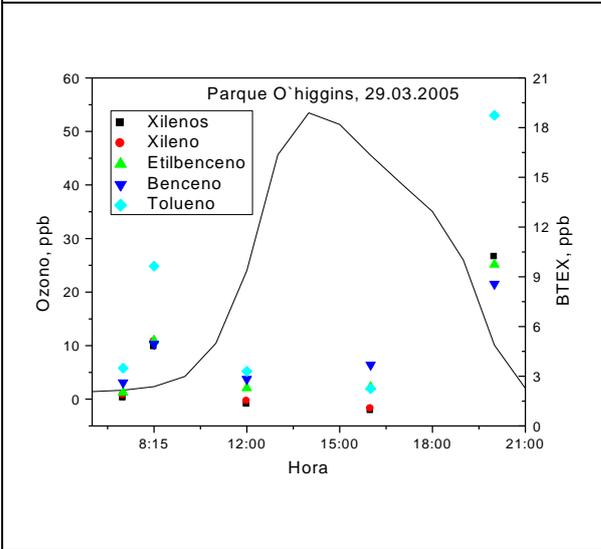
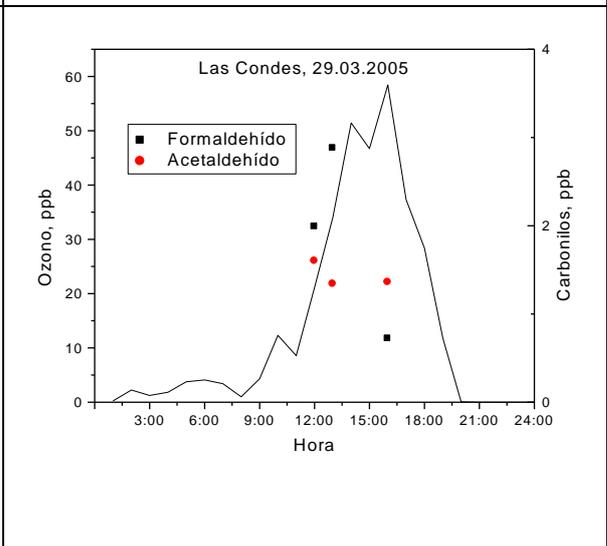
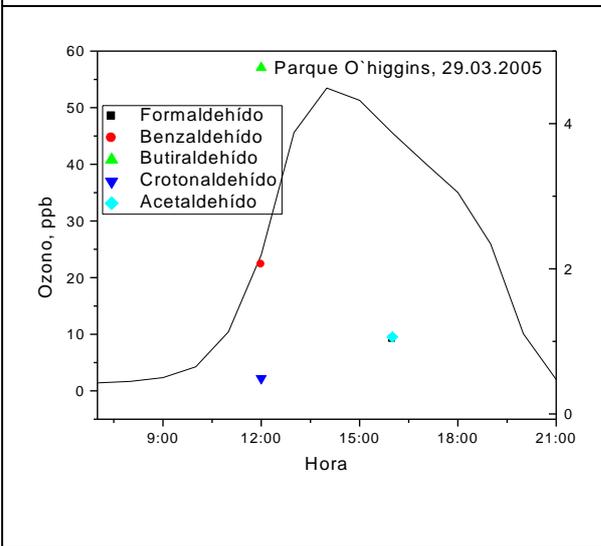
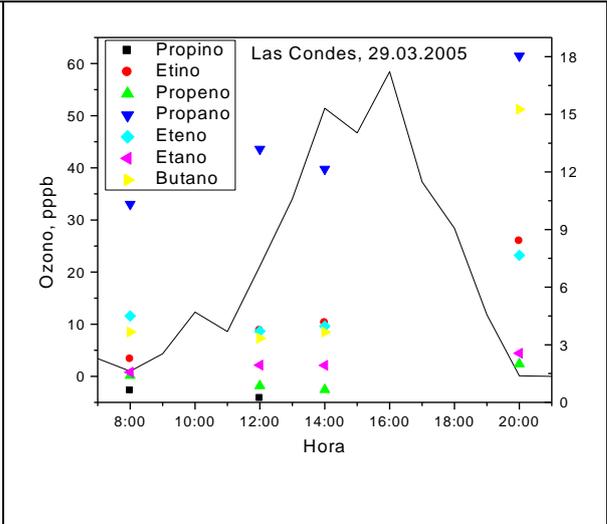
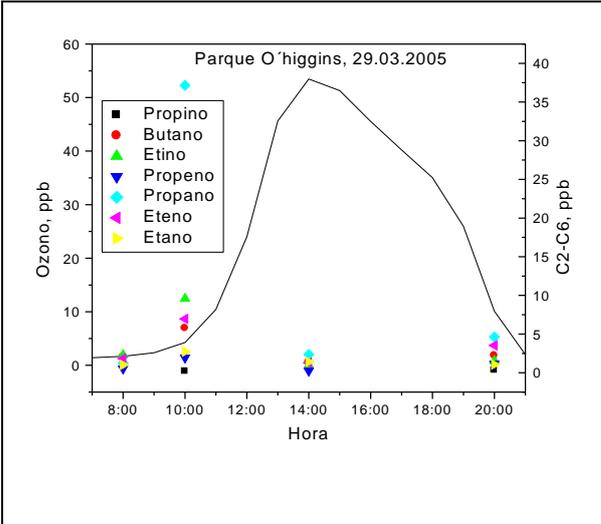
Los hidrocarburos aromáticos (BTEX) fueron analizados en el sistema ENTECH, de acuerdo a los siguientes parámetros analíticos: Columna capilar *J&W DB-1*, 250 μ m D.I., 60 m de largo. Programa de temperatura: 35°C, 10 min // 35°C - 45°C, 5°C/min, 10 min // 45-280 °C, 10°C/min, 5 min. Tiempo de corrida 50.50 min. Detección por espectrometría de masas GC-MSD. El detector de masas fue usado en modo “*SCAN*”.

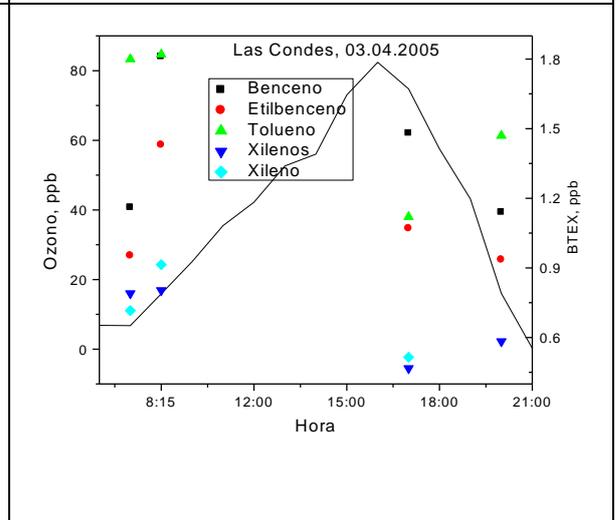
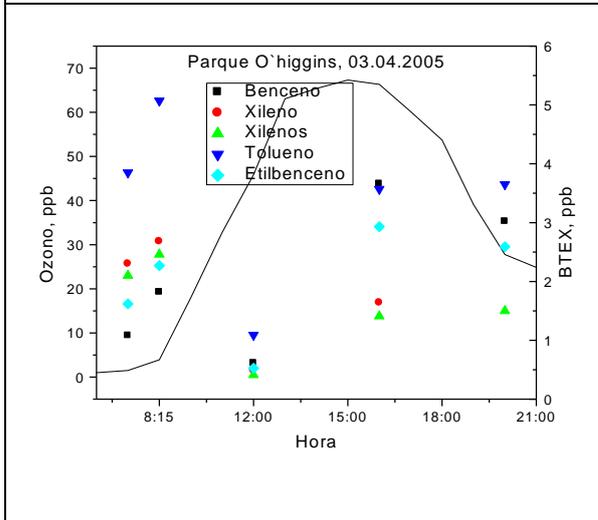
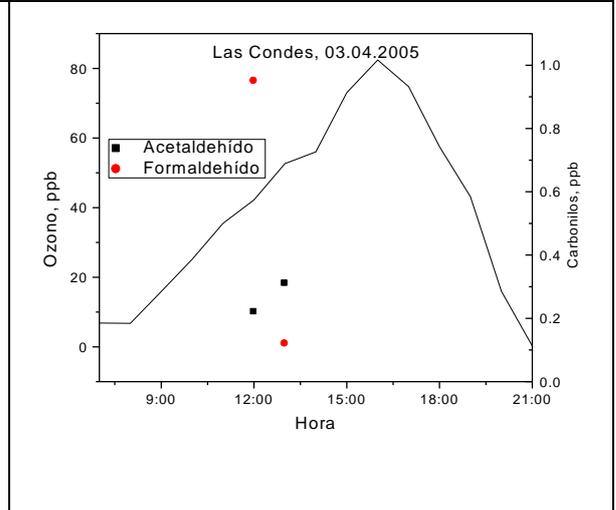
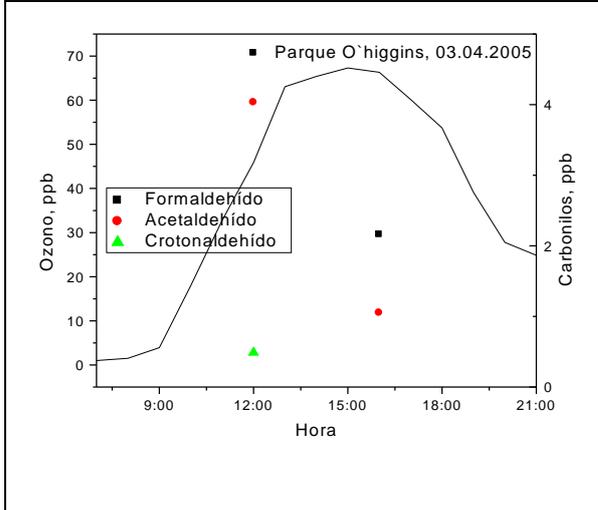
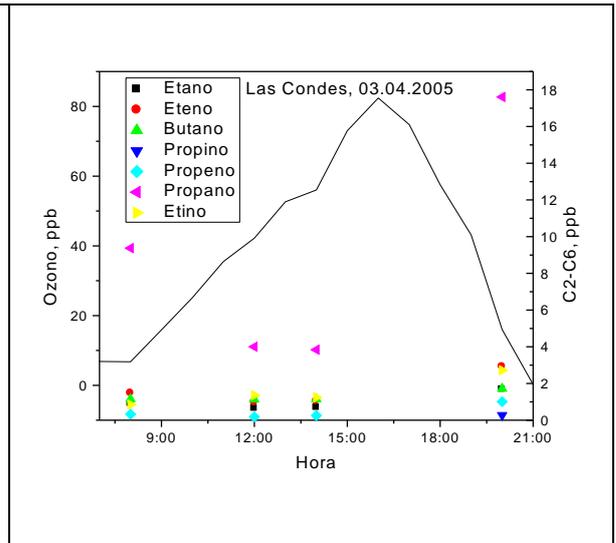
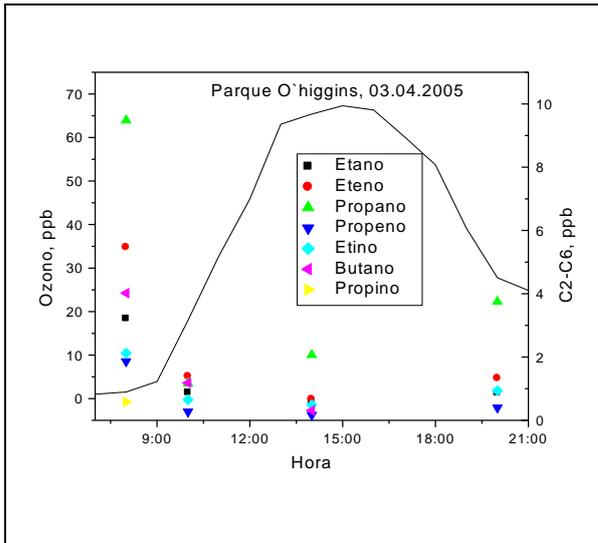
Los carbonilos fueron analizados por HPLC-UV, sistema cromatográfico Waters modelo 2695, bajo los siguientes parámetros de operación: Columna *Symetry C18*, detector de fotoarreglo de diodos, absorbancia 360 nm. Fase móvil acetonitrilo:agua.

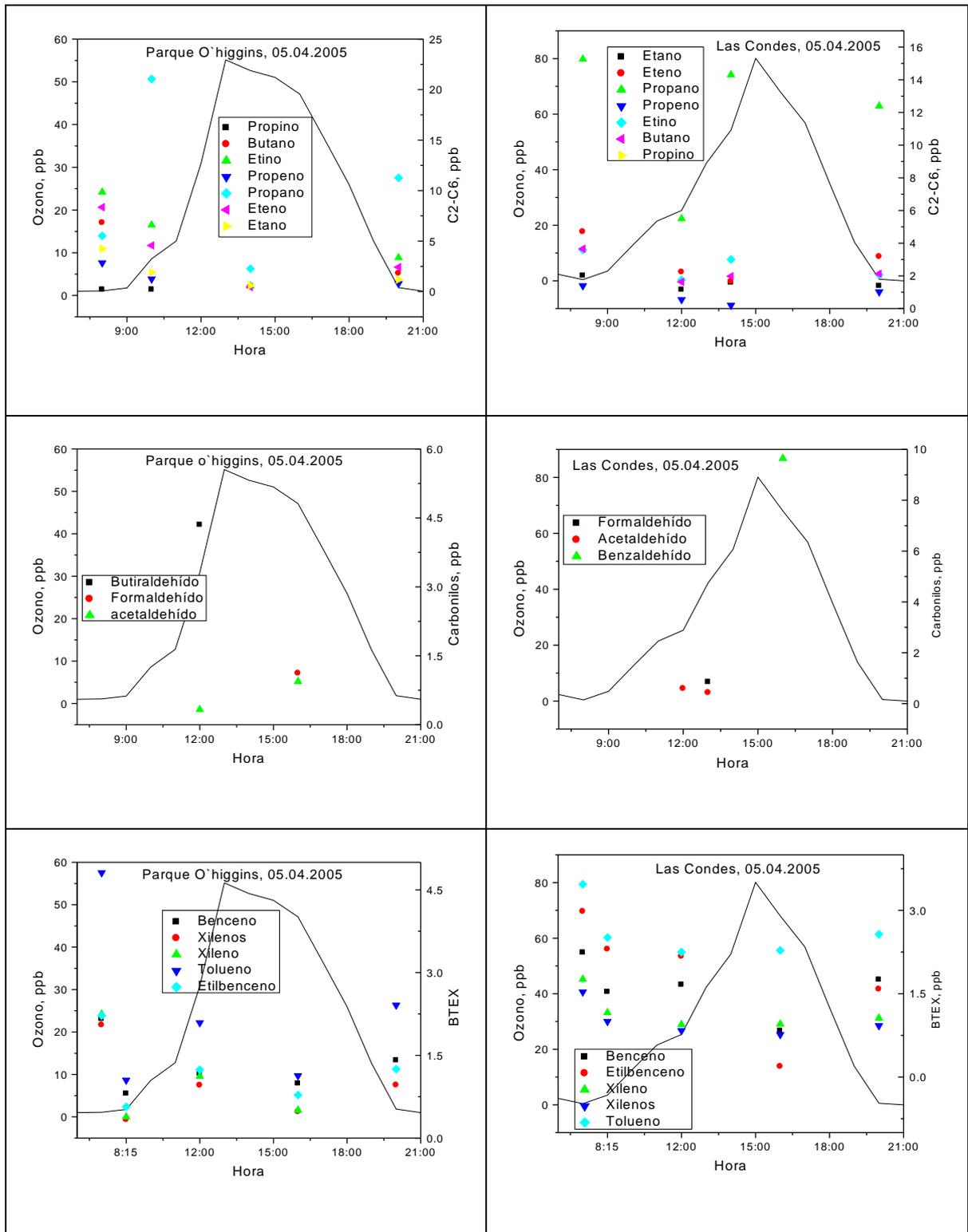
Resultados

Los resultados indican alta presencia propano que alcanza 37 ppb a las 10.00 A.M. en Parque O’Higgins. En el caso de compuestos aromáticos se registraron mediciones de tolueno de hasta 19 ppb a las 20.00 P.M. en Parque O’Higgins. Los productos de oxidación de hidrocarburos detectados fueron principalmente formaldehído (4,7 ppb) y acetaldehído (4,0 ppb). Sin embargo, se registró alta concentración de butiraldehído y benzaldehído con razones de mezcla de 4,8 ppb y 4,4 ppb respectivamente

1. Series de ozono y compuestos orgánicos







Conclusiones

Los compuestos orgánicos ligeros (C2-C6) y BTEXs presentaron un comportamiento distinto entre el martes y el domingo en términos de una disminución de la concentración durante el fin de semana.

Dentro de los compuestos orgánicos ligeros (C2-C6), el propano presentó las mayores concentraciones, rasgo que es independiente del día estudiado.

Entre los compuestos carbonílicos analizados el formaldehído presentó la mayor concentración y alcanza los máximos en torno al medio día.

Durante el martes 29 se advierte el posible desplazamiento de *BTEX* desde el centro de Santiago hacia Las Condes, puesto que esta última presenta un máximo para este compuesto alrededor del mediodía. Sin embargo, este fenómeno de transporte³ no es registrado nuevamente durante el martes 5 de abril.

Referencias

Rappenglück, B., Schmitz, R., Bauerfeind, M., Cereceda-Balic, F., Von-Baer, D., Jorquera, H., Silva, Y., Oyola, P., 2005. An urban photochemistry study in Santiago de Chile. *Atmos. Environ.* 39, 2913-2931.

Rubio, M., Oyola, P., Gramsch, E., Lissi, E., Pizarro, J., Villena, G., 2004. Ozone and peroxyacetylnitrate in downtown Santiago, Chile. *Atmos. Environ.* 38, 4931-4939.

Rappenglück, B., Oyola, P., Olaeta, I., Fabian, Peter., 2000. The evolution of photochemical smog in the metropolitan area of Santiago de Chile. *Appl. Meteor.* 39, 275-290.

CONTRIBUCIÓN DE FUENTES Y ESTIMACIÓN DEL IMPACTO DE LAS OPERACIONES CON GRANELES EN LOS NIVELES DE PM10 EN EL PUERTO DE TARRAGONA (*HADA Project*)

Natàlia Moreno^{a*}, Andrés Alastuey^a, Xavier Querol^a, Mar Viana^a, Andrés Guerra^b, José Antonio Luaces^c, Joan Basora^c

^a*Instituto de Ciencias de la Tierra “Jaume Almera”, (CSIC), c/Lluís Solé i Sabarís s/n, 08028 Barcelona, Spain, *nmoreno@ija.csic.es*

^b*Ente Público Puertos del Estado, Av. Partenón 10, 28224 Madrid, Spain*

^c*Port de Tarragona, Passeig de l'Escullera s/n, 43004 Tarragona, Spain*

Source apportionment and estimation of the impact of Harbour handling operation on PM10 levels in Tarragona Harbour (HADA Project)

Abstract: *The main objective of this work is studying the impact of the Harbour activities on PM level. The Harbour of Tarragona (North-east Spain) was selected for this study given the high volume of solids in bulk handled. This study shows that fugitive emissions and the re-suspension processes of deposited material, mainly by heavy traffic, may have higher impact on PM levels than the direct emissions during loading or unloading operations. With the aim to diminish the PM levels in harbour areas, this study prompts some recommendations about manipulation good practices for some materials.*

Keywords: *particulate matter, dust, traffic, recommendation, good practices*

Introducción

En los últimos años el estudio del material particulado (PM) atmosférico está cobrando una gran importancia debido, entre otras causas, a su demostrado efecto nocivo en la salud (Schwartz et al., 1996; Dockery and Pope 1996). En las áreas portuarias, el tráfico de barcos y las diferentes actividades pueden tener un impacto significativo en los niveles de PM atmosférico, con un efecto importante en las zonas urbanas adyacentes. Por ello el objetivo de este trabajo, enmarcado en el proyecto HADA (LIFE 02/E/ENV/000274), es estimar la contribución de las diferentes fuentes de emisión en el área del puerto de Tarragona en los niveles de PM con el fin de proponer a la autoridad portuaria las medidas correctoras más adecuadas para disminuir el impacto de las actividades portuarias en los niveles de PM. El puerto de Tarragona se ha elegido para este estudio debido a la gran variedad y cantidad de materiales pulverulentos manipulados en éste (11.900.136 t en 2005). Para alcanzar los objetivos propuestos se ha realizado la interpretación de la variación de los niveles de PM10, PM2.5 y PM1 (partículas de diámetro <10, 2.5 y 1 µm, respectivamente). Además, se ha realizado un estudio de contribución de fuentes en base a la caracterización química completa de las muestras de PM10 obtenidas de manera periódica en la cabina de la Autoridad Portuaria de Tarragona (APT). Estos resultados se han comparado con los obtenidos en 2001 (Viana 2003) en una estación de fondo urbano de Tarragona, aplicando una metodología similar, con el fin de realizar una estimación de los aportes de las actividades portuarias a los niveles de PM en zonas urbanas próximas.

Materiales y Métodos

Medidas en tiempo real de niveles de PM10, PM2.5 y PM1

En mayo de 2004 se instaló en la cabina de control de la calidad del aire de la ATP (Autoridad Portuaria de Tarragona) un espectrómetro Láser GRIMM, modelo 1108, que es un equipo automático que permite la medida en tiempo real de los niveles de PM10, PM2.5 y PM1 de manera simultánea. Los datos obtenidos por este equipo han cubierto 77% de los días en el periodo de estudio. Con el fin de validar los resultados obtenidos mediante este equipo y de acuerdo con los requisitos de la Directiva 1999/30/CE relativa a los niveles de PM10, las medidas de PM10 del equipo láser, se validaron con las de un captador de alto volumen de referencia. De dicha validación se obtuvieron 58 parejas de datos y el factor de corrección aplicado fue de 0.85, con una constante de correlación r^2 de 0.9 para PM10.

Muestreo de PM10

En paralelo a las medidas en tiempo real, se utilizó un equipo gravimétrico de alto volumen TISCH Environmental, (68 m³/h), que es el equipo de referencia según la Directiva 1999/30/CE para el muestreo de PM10. Las partículas se recogieron en filtros de microfibra de cuarzo Schleicher y Schuell QF 20. El muestreo se realizó en días móviles, a razón de dos muestras de 24 horas consecutivas por semana durante el periodo anual de 22/09/04 al 12/09/05, recogiendo un total de 92 muestras diarias de PM10 que suponen el 100% de los muestreos previstos y el 25% del total de los días del año. De cada uno de los filtros se obtuvieron 3 fracciones para los siguientes tratamientos y análisis:

Una fracción de aprox. 150 cm² de cada filtro se digirió en medio ácido siguiendo la metodología descrita por Querol et al. (1995) para determinar las concentraciones de elementos mayores y traza mediante Espectrometría de Emisión Atómica con Fuente de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-AES) y Espectrometría de Masas con Fuente de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-MS).

Otra fracción de aprox. 75 cm² de cada filtro se sometió a un lixiviado mediante agua desionizada en un baño ultrasónico para la determinación de fases solubles (SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻) mediante Cromatografía Iónica y de NH₄⁺ mediante colorimetría FIA.

Finalmente, una fracción del filtro se reservó para la determinación del contenido en C_{total} a partir de secciones de una pulgada de diámetro con un analizador elemental CHNS, que mide el CO₂ (por E-IFR) producido por la oxidación del C presente en la muestra.

Además de estas determinaciones directas, se determinaron indirectamente las concentraciones de SiO₂ y CO₃²⁻ (Dulac et al. 1992 y Molinaroli et al 1993) y SO₄²⁻ (Drever, 1982). Las concentraciones de SO₄²⁻ no marino (mayoritariamente antropogénico) y las de C_{no mineral} (o C_{elemental+orgánico}) se calcularon mediante la substracción de los niveles de SO₄²⁻ marino y del CO₃²⁻, del SO₄²⁻ total y del C_{total}, respectivamente.

Contribución de fuentes

Una vez determinadas las concentraciones de los elementos mayores y traza en cada muestra diaria se realizó un análisis factorial para la identificación de fuentes y un análisis de regresión multilíneal para cuantificar la contribución de cada una de las fuentes identificadas en la masa de PM10. Estos resultados se han comparado con los obtenidos en 2001 en una estación de fondo urbano de Tarragona (Viana 2003), ubicada en la terraza del edificio de DARP (delegación de agricultura y ganadería de la Generalitat de Catalunya), a 2km de la cabina de la APT, con objeto de estimar la contribución al PM10 atribuible a las actividades portuarias.

Determinación del origen de las masas de aire

La interpretación del origen de las masas de aire se realizó para cada día de muestreo mediante mapas meteorológicos, retrotrayectorias, mapas de índices de aerosoles de la NASA y SKIRON, mapas de espesor óptico de aerosoles y de polvo en superficie de la *Meteorology Division del Naval Research Laboratory, USA*, y por las imágenes satélite de la NASA (*MODIS*). (*HYSPLIT4 TOMS, SKIRON, SeaWIFS, Modis, Marine Meteorology Division del Naval Research Laboratory, USA-NRL, NAAPS-NRL y DREAM*).

Resultados y Discusión

Niveles medios de PM10/PM2.5/PM1

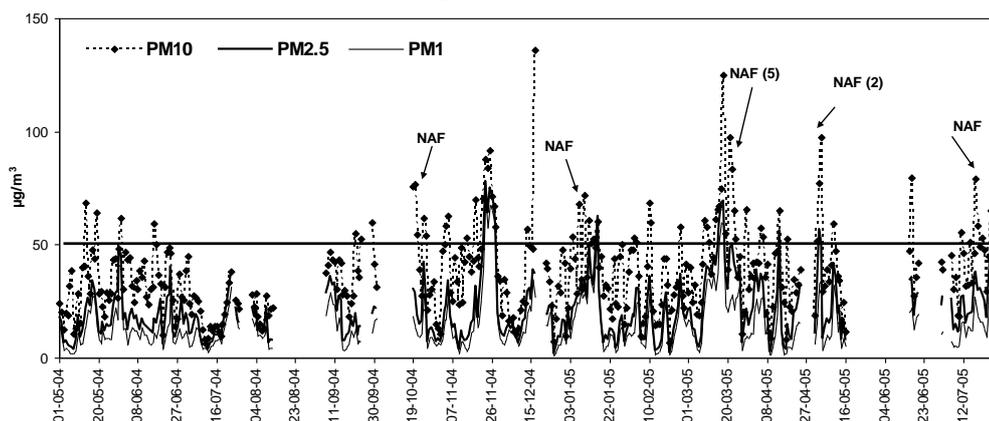
En la Figura 1 se presenta la evolución de los niveles medios diarios de PM10, PM2.5 y PM1, a partir de las medias diarias corregidas por el correspondiente factor, en la cabina de la APT, señalando los episodios con niveles superiores a 50 µgPM10/m³. En el periodo mayo/2004-julio/2005, se registraron unos niveles medios de 37 µgPM10/m³, 21 µgPM2.5/m³ y 15 µgPM1/m³. Estos valores fueron muy similares a los obtenidos en 2001 en la cabina de fondo urbano del DARP de Tarragona (37 µgPM10/m³, 23 µgPM2.5/m³ y 18 µgPM1/m³) y cumplen los valores límite establecidos por la Directiva 1999/30/CE para 2005 relativos a la media anual de PM10 (40 µg/m³).

Las medias mensuales máximas de PM se alcanzan en noviembre del 2004 y marzo del 2005 con valores de 49 µgPM10/m³, 28 y 32 µgPM2.5/m³, y 23 y 24 µgPM1/m³, respectivamente. Además, se observan valores elevados en junio-julio de 2005. Los mayores aportes registrados en verano pueden estar relacionados a la mayor frecuencia de aportes desde el norte de África y de los episodios de recirculación

regional (Rodríguez et al., 2003). Los máximos invernales (noviembre de 2004) pueden estar relacionados con la menor dispersión de contaminantes en la época invernal. Se identifican varios episodios con niveles elevados de partículas caracterizados por una granulometría muy fina, que suelen corresponderse con episodios de contaminación a escala local/regional, como el identificado en el periodo 21-28/11/2004, con niveles medios de $76 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$, $66 \mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ y $59 \mu\text{gPM}_1/\text{m}^3$, donde el $\text{PM}_{2.5}$ supone el 87 % de PM_{10} y el PM_1 el 78%. También, se identifican otros episodios con niveles elevados de PM_{10} y granulometría relativamente gruesa, como el identificado el 19 al 26 de marzo de 2005, con concentraciones medias de $59 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$, $40 \mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ y $26 \mu\text{gPM}_1/\text{m}^3$, donde el $\text{PM}_{2.5}$ supone el 68 % de PM_{10} y el PM_1 el 43%. En estos casos, la interpretación del origen de las masas de aire indica que estos episodios están relacionados con el aporte de PM desde el norte de África. Además de estos, se han determinado otros episodios, caracterizados por una granulometría relativamente gruesa, que deben atribuirse a las actividades portuarias (carga/descarga, resuspensión de parvas, tráfico de camiones, etc.), o las emisiones industriales y del tráfico de la zona. En ocasiones se observa una correlación entre estos episodios y la descarga de algún granel.

En el periodo estudiado (equivalente a un periodo anual), se han contabilizado un total de 69 superaciones del valor límite diario establecido por la Directiva 1999/30/CE para 2005 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), siendo 10 coincidentes con episodios de aporte de masas de aire desde el norte de África (NAF), (Figura 1). Por tanto, aún descontando estas superaciones atribuibles a causas naturales, las 59 superaciones restantes exceden el número de superaciones permitido por la citada directiva para 2005 (35 superaciones/año).

Figura 1. Niveles diarios de PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y PM_1 . Se indican las superaciones del valor límite diario ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) atribuibles a episodios saharianos (NAF)



Caracterización química de PM_{10}

En la Tabla 1 se presentan las concentraciones medias de elementos mayores y traza en PM_{10} en la cabina de la APT en el periodo del 22 de Septiembre de 2004 al 12 de Septiembre de 2005. Además, se presentan los datos obtenidos, para un periodo anual en 2001 (Viana 2003) en la estación de fondo urbano de Tarragona, y se indican los rangos de PM_{10} y de concentración determinados para elementos mayores y traza en diferentes estaciones urbanas de diferentes zonas de España (Querol et al. 2004). La concentración media anual de PM_{10} obtenida en la cabina de la APT a partir de la pesada de los filtros es de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que está en el rango de las determinadas en zonas urbanas en España. Esta concentración es ligeramente superior en el puerto ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) que en el fondo urbano ($37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Tabla 1).

Tabla.1. Niveles medios de componentes mayores (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y elementos traza (en ng/m^3) en PM_{10} en la cabina de la APT en el periodo 22/09/04 a 12/09/2005, y en la de fondo urbano DARP en Tarragona en 2001. Se incluyen los rangos de concentraciones de componentes mayores y traza en PM_{10} en estaciones de fondo urbano.

de España (Querol et al 2004)

Localización	APT	DARP	rango fondo urbano España
Fechas muestreo	22/09/2004 a 12/09/2005	09/01 a 27/12/2001	
nº muestreos	92	90	

	Media	Desv. St	Media	Desv. St	
<u>µg/m³</u>					
PM10	40	15	37	13	30-47
OM+EC	8.2	4.6	8.8	3.4	4-11
CO ₃ ²⁻	3.6	1.7	3.3	1.8	1.6-3.9
SiO ₂	3.0	2.5	2.2	1.6	1.8-5.8
Al ₂ O ₃	1.0	0.8	0.8	0.6	0.7-1.9
Ca	1.9	1.0	1.8	1.1	1-2.0
K	0.3	0.2	0.3	0.1	0.2-0.5
Na	1.0	0.7	1.2	0.6	0.4-2.3
Mg	0.3	0.1	0.3	0.1	0.15-0.7
Fe ₂ O ₃	0.9	0.5	0.6	0.3	0.4-1.0
SO ₄ ²⁻ marino	0.3	0.2	0.3	0.2	0.2-0.9
SO ₄ ²⁻ no marino	5.1	2.8	4.9	2.7	2.5-5
NO ₃ ⁻	3.6	2.9	3.9	2.9	1.4-3.1
Cl ⁻	0.6	0.6	0.8	0.8	0.7-1.3 (6.6 canarias)
NH ₄ ⁺	1.6	1.6	1.5	1.3	1.3-2
recuperado%	78	10	82	8	
<u>ng/m³</u>					
Li	0.6	0.8	0.4	0.2	0.2-0.7
P	76	73	29	17	18-32 (>80 Huelva)
Sc	0.1	0.3	0.3	0.3	0.1-0.3
Ti	31	31	23	14	20-85
V	11	8	8	6	5-15
Cr	4	2	3	2	1-8 (25 siderurgia)
Mn	33	73	9	6	10-25 (85 siderurgia)
Co	0.3	0.2	0.2	0.1	0.2-0.5
Ni	6	3	4	3	2-7 (30 siderurgia)
Cu	25	16	33	28	20-50 (100 metalurgia)
Zn	37	21	35	22	20-100 (415 siderurgia)
Ga	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2-0.4
Ge	0.3	0.2	0.1	0.2	0.1-0.3
As	0.8	0.6	0.8	0.5	0.3-1.8
Se	0.4	0.5	0.5	0.5	0.3-1.1
Rb	0.8	0.5	0.8	0.5	0.6-1.8
Sr	5.7	3.2	4.8	2.7	2-6
Y	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1-0.4
Zr	5.9	4.6	2.3	2.6	2-4
Mo	4.2	2.3	2.2	3.0	1-21
Cd	0.2	0.1	0.3	0.2	0.2-0.8
Sn	2.7	1.9	1.7	0.7	1-4
Sb	3.0	1.9	6.9	11.9	1-10
Cs	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ba	13	8	12	5	15-40
LREE	1.2	1.2	1.4	0.9	0.8-2.6
HREE	0.2	0.2	0.4	0.4	0.15-0.6
Hf	0.5	0.6	0.2	0.2	0.1-0.35
Tl	0.0	0.0	0.3	0.4	0.1-0.3
Pb	12	11	25	18	10-60
Bi	0.3	0.3	0.2	0.4	0.1-0.5
Th	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1-0.4
U	0.2	0.2	0.3	0.5	0.2-0.5

Los componentes mayoritarios se han agrupado de acuerdo con su origen mayoritario en: compuestos corticales (o crustales, compuesto típicos de la corteza terrestre); compuestos secundarios inorgánicos (formados a partir de precursores gaseosos); carbono elemental y materia orgánica (EC+OM); aerosol marino (compuesto por Na, Cl y una fracción del sulfato). Los compuestos secundarios (con valor promedio anual de 10.3 µg/m³) contribuyen al 25% de la masa de PM10. Se observa un exceso de SO₄²⁻ + NO₃⁻ con respecto a NH₄⁺, que indica, bien la presencia de compuestos ácidos, o bien que el sulfato y/o nitrato están parcialmente asociados a otros cationes como Ca²⁺ o Na⁺. La componente cristal

supone como valor medio anual $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que equivale al 27% del PM10. La contribución del aerosol marino es $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondiente al 5% del PM10. El carbono orgánico y elemental, que suponen $8.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (20% del valor medio de PM10) como media anual. A partir de la comparación entre los resultados obtenidos en la cabina de la APT y en la de fondo urbano de Tarragona-DARP, se puede concluir que, de manera aproximada, las emisiones relacionadas con las actividades del Puerto de Tarragona contribuyen a incrementar los valores medios anuales de PM10 en $2-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de materia mineral. Las emisiones de otros compuestos no reflejan en un incremento significativo de las concentraciones de partículas respecto a las obtenidas en el fondo urbano. No se descarta que las emisiones de combustión en el Puerto de Tarragona puedan tener un impacto en las concentraciones de PM10 en el área. Tanto en el caso de los componentes corticales como de los otros compuestos considerados, el impacto de las actividades portuarias puede ser muy importante en días determinados, pudiendo contribuir a la superación del valor límite diario establecido por la Directiva 1999/30/CE ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Respecto a los elementos traza, en la ATP se midieron concentraciones relativamente elevadas de P y de Mn (76 y $33 \text{ ng}/\text{m}^3$, respectivamente) si comparamos con los niveles obtenidos en España en zonas urbanas (Tabla 1). Cabe resaltar que no se exceden las concentraciones medias anuales de los valores límite establecidos por la Directiva 1999/30/CE ($500 \text{ ngPb}/\text{m}^3$) ni los valores objetivos establecidos por la Directiva 2005/107/CE para 2012 ($6 \text{ ngAs}/\text{m}^3$, $5 \text{ ngCd}/\text{m}^3$, y $20 \text{ ngNi}/\text{m}^3$).

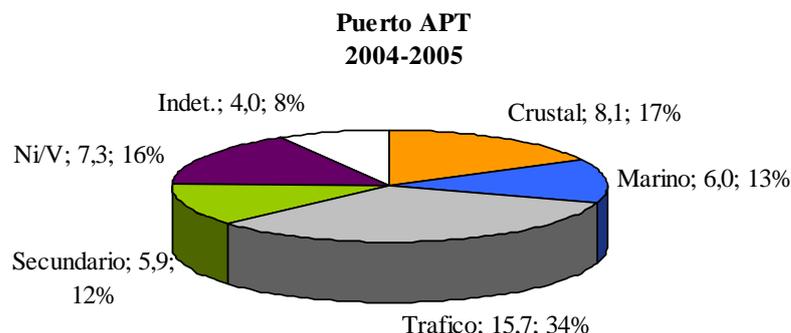
Identificación de fuentes y cuantificación de fuentes

La aplicación del análisis de regresión multi-lineal a los resultados de este análisis ha permitido calcular las siguientes contribuciones medias a los niveles de PM10 para cada una de las 5 fuentes identificadas: tráfico, *crustal*, manipulación de graneles en el puerto (principalmente de coque y mineral de Mn), aerosol marino y aerosoles secundarios (Figura 2). Las emisiones del Tráfico, relacionadas con la emisión directa por el tubo de escape, el desgaste de ruedas y freno y la resuspensión y erosión del firme de rodadura) suponen el 34% del PM10 ($15.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Se identifica una fuente *crustal*, relacionada con la emisión de partículas minerales, bien de origen natural (resuspensión por acción del viento, aportes desde el norte de África), o antropogénicos (construcción, demolición, etc.) suponen el 17% de PM10 ($8.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La manipulación/resuspensión de graneles, principalmente de coque y de mineral de Mn suponen el 16% de PM10 ($7.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El aerosol marino representa el 13% de PM10 ($6.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) como media anual. Por último, los aerosoles secundarios suponen el 12% de PM10 ($5.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y están relacionados con el material particulado generado a partir de la transformación de precursores gaseosos emitido por fuentes industriales (como el polígono petroquímico de Tarragona), y suelen estar relacionados con la contaminación a escala regional. La comparación de los resultados obtenidos en este estudio con los obtenidos previamente en la estación de fondo urbano de Tarragona pone de manifiesto una mayor contribución del tráfico en el Puerto de Tarragona, que esta principalmente relacionada con la acción del tráfico pesado en el puerto, que disgrega el material previamente depositado en superficie facilitando su resuspensión. De esta manera, la contribución del tráfico es la responsable del incremento de la carga de componentes minerales en el puerto respecto a la estación de fondo urbano.

Recomendaciones

Los resultados obtenidos en el presente estudio ponen de manifiesto la relevancia de contribución antropogénica (60%) en PM10 en el puerto de Tarragona, siendo un 50% de esta atribuible al tráfico, en gran medida por resuspensión del material pulverulento. Por tanto, la adopción de medidas dirigidas a minimizar la cantidad o el tiempo de depósito de material pulverulento en los muelles tendrían un impacto significativo en la mejora de la calidad del aire en el puerto. Una posibilidad sería limpiar (por ejemplo, lavar con agua) los muelles después de la manipulación de materiales susceptibles de incrementar los niveles de material particulado, como puede ser el *clinker*, mineral de manganeso o fosfatos, cereales, etc. También se recomienda reducir las pérdidas de material durante el transporte en el puerto, por lo que los camiones cargados deberían estar provistos de lonas para cubrir el material. Por último, el material depositado en el muelle también puede ser resuspendido por el viento. Este proceso puede tener cierta importancia en el caso de materiales acumulados en parvas, que se acumulan en los muelles durante un tiempo. En estos casos, es necesaria la aplicación de medidas que disminuyan la resuspensión de este material, como puede ser la utilización de parapetos para disminuir el impacto del viento o la utilización de productos que reduzcan la movilización del material.

Figura 2. Contribución de fuentes a la media anual de PM10 a partir de los factores determinados por el modelo de receptor para los datos obtenidos durante el periodo entre Sept 2004 - Sept 2005.



Referencias

- 1999/30/CE. Council Directive relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxide of nitrogen, particulate matter, and lead in ambient air. *The Council of the European Union*, Bruselas.
- Dockery D. y Pope A., (1996). *Particles in our air: concentration and health effects*. Ed. Spengler J.D. Wilson R., Harvard University Press. pp. 123-147
- DREAM: <http://www.bsc.es/projects/earthscience/DREAM/>.
- Drever J.J., (1982). *The Geochemistry of Natural Waters*. Prentice-Hall Inc. pp. 437.
- Dulac, F., Tanré, D. Bergametti, G. Buat-Ménard, P., Desbois, M. Sutton, D., (1992). *J. Geophysical Research* 97, 2489-2506.
- HYSPLIT4: <http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>.
- Mapas de aerosoles. *Marine Meteorology Division del Naval Research Laboratory, USA-NRL*: <http://www.nrlmry.navy.mil/aerosol/>.
- MODIS: <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov/gallery/>.
- Molinarioli, E., Guerzoni, S., Giacarlo, R., (1993). *Geological Society of America Special Paper*, 284, 303-312.
- Querol, X., Whateley, M.K.G., Fernández-Turiel, J.L. y Tuncali, E., (1995). *Int. J. Coal Geology*, 33, 255-271.
- Querol X., Alastuey A., Viana M.M., Rodríguez S., Artiñano B., Salvador P., Garcia Dos Santos S., Fernández Patier R., Ruiz C., de la Rosa J., Sánchez de la Campa A., Menéndez M., Gil J.I., (2004). *Journal of Aerosol Science*, 35, 1151-1172.
- Rodríguez S, Querol X, Alastuey A, Viana MM y Mantilla E., (2003). *Environ Sci Technol* 37, 216 – 222.
- Schwartz, J., Dochery D.W. y Neas L.M., (1996). *Journal of Air & Waste Management Association* 46, 927-939.
- SeaWIFS: http://seawifs.gsfc.nasa.gov/cgihrs/seawifs_subreg.pl.
- SKIRON: <http://www.forecast.uoa.gr>.
- TOMS: wocky.gsfc.nasa.gov.
- Viana Rodríguez, M. (2003). *Discriminación de fuentes de PM10 y PM2.5 en tres áreas climáticas de España*. Tesis de Doctorado. Universidad de Barcelona.

VARIACIONES TEMPORALES EN LAS CONCENTRACIONES DE GASES Y MATERIAL ATMOSFERICO PARTICULADO EN PUERTOLLANO, ESPAÑA.

Teresa Moreno^a, Xavier Querol^a, Andrés Alastuey^a, Saul García dos Santos^b, Wes Gibbons^c

^aInst Ciencias de la Tierra “Jaume Almera”, CSIC, Lluís Solé i Sabarís s/n, Barcelona 08028, España.
tmoreno@ija.csic.es

^bInst de Salud “Carlos III”, Crta. Majadahonda-Pozuelo km 2, 28220 Majadahonda, España

^cAP 23075, Barcelona 08080, España

Temporal variations in atmospheric gases and particulate matter concentrations in Puertollano, Spain

Abstract

Analyses of a detailed air pollution database, obtained over a 12-month period (November 2003 to October 2004), from the industrial Spanish town of Puertollano reveals a pollution pattern characterized by a weekday traffic-related double peak for NO_x and associated double trough for ozone (morning and evening rush hours), a mid-morning atmospheric fumigation peak for SO₂ and PM₁₀, and an afternoon maximum for ozone. Superimposed upon this are: (1) seasonal variations which accentuate the PM₁₀ and SO₂ mid-morning peaks in winter (when the peak occurs later than in summer), raise background particulate, NO₂ and ozone levels during the summer, and favor enhanced levels of NO over NO₂ during the winter; (2) local pollution spikes, particularly those associated with SO₂ release from nearby industrial sources; (3) regional atmospheric stagnation episodes which enhance concentrations of all pollutants; (4) intrusion of exotic pollutants, notably desert dust from North Africa. The effect of these different contributions is to produce a constantly, and sometimes rapidly, changing diurnal pollution flux that will greatly vary the dosage breathed by individuals at different times of the day. Given that air pollutants are known adversely to influence human health, understanding, and predicting such variations in concentrations of inhalable pollutants is especially relevant to susceptible individuals such as asthmatics.

Keywords: PM₁₀, SO₂, industry, Puertollano.

Introducción

La ciudad de Puertollano es la localidad con mayor concentración de industria pesada en la zona centro de España. Al encontrarse alejada de grandes ciudades o redes de autopistas, las emisiones industriales locales no están diluidas por plumas antropogénicas de otras poblaciones o carreteras cercanas. La serie de datos de los niveles de polución atmosférica registrados durante un periodo de 12 meses (de Noviembre 2003 a Octubre 2004) en esta ciudad, revela unas variaciones diarias muy claras en las concentraciones de los diferentes contaminantes atmosféricos. Así el comportamiento atmosférico diario típico se caracteriza por un doble pico de NO_x (NO+NO₂) y CO asociado a un descenso en los niveles de ozono (por la noche y a primeras horas de la mañana), un ascenso en los niveles de SO₂ y PM₁₀ al mediodía (1-2 horas más tarde durante los meses de invierno), y un máximo en los niveles de ozono desde el final de la mañana y durante toda la tarde (menos pronunciado en invierno). Sobre este patrón se superponen: (1) variaciones estacionales que acentúan los máximos al mediodía de PM₁₀ y SO₂ en invierno y muestran incrementos en niveles de NO₂, ozono y material particulado de fondo durante los meses de verano, y niveles más elevados de NO durante los de invierno, (2) incrementos puntuales en los niveles de polución, especialmente asociados con el SO₂ emitido por las fuentes industriales en la zona, (3) episodios de estancamiento atmosférico regional que elevan las concentraciones de todos los contaminantes, y (4) intrusiones de contaminantes “exóticos”, en especial de polvo procedente del desierto del Norte de África.

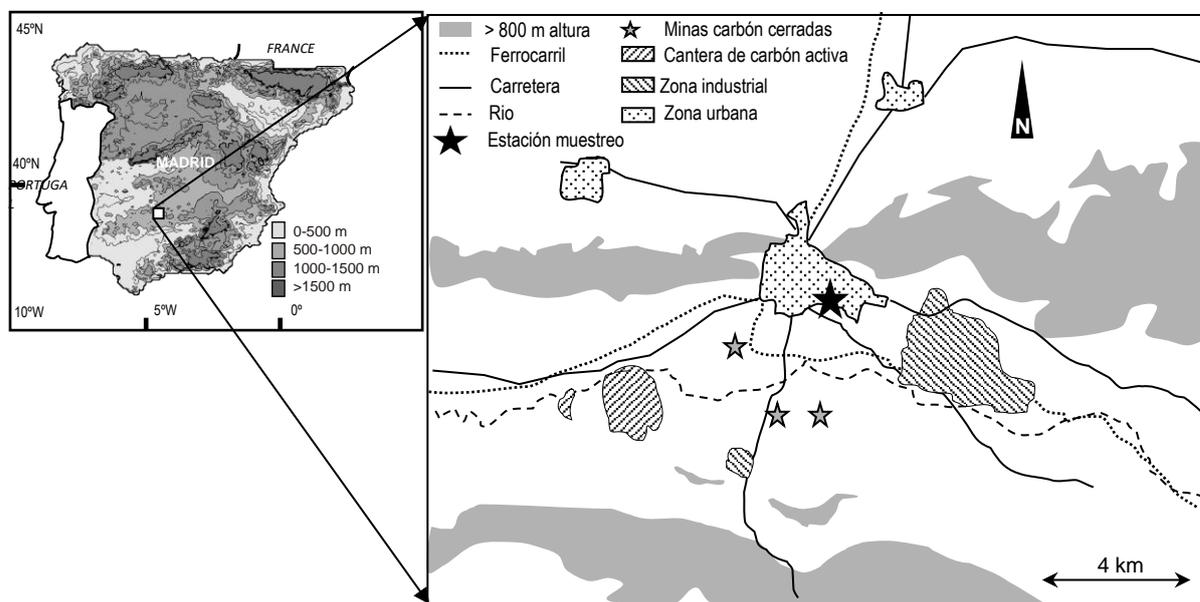
Dado que los niveles elevados de contaminantes en el aire tales como PM₁₀, NO₂, SO₂ y ozono son probadamente nocivos para la salud humana, el estudio y la predicción del comportamiento diario de dichos contaminantes es especialmente relevante para la salud de individuos más susceptibles a problemas respiratorios y cardiovasculares tales como niños, ancianos y asmáticos.

Zona de estudio: Puertollano

El municipio de Puertollano está situado a 39 km al sur de Ciudad Real, en el sur de la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha y cuenta con una población de cerca de 50.000 habitantes. Geográficamente el municipio de Puertollano se encuentra a una altitud de 708 msnm en la parte septentrional del valle de Alcudia en las estribaciones de Sierra Morena. El clima es de tipo continental con grandes variaciones térmicas según la estación, precipitaciones de lluvia que generalmente no sobrepasan los 400 mm anuales y una dirección de viento predominante del W-NW.

La actividad industrial de Puertollano es una de las mayores fuentes de contaminación atmosférica en esta región. Dicha actividad, junto con las condiciones ambientales de la zona, hacen que esta área presente la mayor emisión de contaminantes atmosféricos de toda la Comunidad Autónoma (Informe EPER Castilla-La Mancha 2004). Las principales industrias localizadas en este municipio se encuentran en la zona E-SE-S de Puertollano (Fig. 1) e incluyen dos centrales térmicas (una de gasificación de carbón y *coke*, ELCOGAS S.A., y otra de combustión de carbón, Central Térmica de Puertollano), una fábrica de plásticos (REPSOL QUIMICA), una refinería de petróleo (REPSOL PETROLEO) y una fábrica de abonos y compuestos orgánicos (FERTIBERIA). De acuerdo con el inventario de emisiones EPER de Castilla-La Mancha la refinería de petróleo, una industria que cubre cerca de 5 km² al E-SE del centro de Puertollano, es la fuente de contaminantes atmosféricos más importante del municipio. Por último, otra potencialmente importante fuente de emisiones fugitivas de material particulado lo constituye la explotación a cielo abierto desde 1975 de una mina de carbón (ENCASUR) al SW-W del núcleo urbano (Fig. 1). El tráfico es otra de las fuentes de emisiones de contaminantes atmosféricos en Puertollano, al igual que en otras zonas urbanas. El parque de vehículos en el año 2003 indicaba un total de 23.231 vehículos (Instituto Nacional de Estadística, Dirección general de Tráfico), de los cuales el 77% eran turismos, el 16% furgonetas y camiones, 4% motocicletas, 1% tractores industriales, <1% autobuses y el 2% restante lo constituían otros vehículos. Estas cifras son similares a las mostradas a nivel nacional.

Fig.1: Mapa de localización de Puertollano y principales fuentes de emisiones. Modificado de Moreno et al. (2006).



Metodología

Durante todo el año 2004 se realizó un muestreo semanal de los niveles de PM₁₀ y PM_{2.5} con equipos manuales, y de forma paralela se registraron en continuo con equipos automáticos los niveles de PM_{2.5} (Noviembre-Diciembre), PM₁₀ (Enero-Octubre), y de contaminantes gaseosos (NO₂, NO, SO₂, CO, ozono) en la estación de Puertollano-Campo de Fútbol (estación de tipo suburbano con influencia industrial y de tráfico, de coordenadas 04°05'19"W, 38°41'64"N). El muestreo gravimétrico de niveles de PM₁₀ y PM_{2.5} consistió en un muestreo móvil realizado dos días por semana con equipos PM1025

MCV a 30 m³/h, utilizando filtros de fibra de cuarzo QF20 Schleicher y Schuell. Así se tomaron semanalmente dos muestras de PM₁₀ y dos de PM_{2.5}, lo que al final del periodo de estudio resultó en un total de 97 y 98 muestras válidas respectivamente. La instrumentación automática utilizada fue un equipo Beta Met One BAM1020 basado en la medida del coeficiente de absorción de radiación Beta en un filtro de fibra de vidrio antes y después de la toma de muestra de material particulado. El cabezal de dicha instrumentación se modificó a partir del 2 de Noviembre sustituyendo la toma de muestras de PM₁₀ por muestras de PM_{2.5}. Además del material particulado en la estación de Campo de Fútbol se llevaron a cabo determinaciones quince minutales de los niveles de dióxido de azufre y sulfhídrico (mediante fluorescencia ultravioleta), óxidos de nitrógeno y amoníaco (mediante quimioluminiscencia), ozono (absorción UV y quimioluminiscencia), monóxido de carbono (absorción infrarroja), benceno, tolueno y xileno (cromatografía de gases) y parámetros meteorológicos (velocidad y dirección de viento, precipitación, humedad relativa del aire y temperatura ambiental). La cobertura de datos quince minutales fue del 96% para el material particulado, 97% para SO₂, y 94% para NO₂ y NO.

Niveles de partículas en suspensión

Los niveles medios mensuales de PM₁₀ (Enero-Octubre) y PM_{2.5} (Noviembre-Diciembre) fueron corregidos con respecto al equipo manual de referencia en la estación. Dichos niveles, así como los valores anuales de SO₂, NO₂, NO y O₃ para el año 2004 se recogen en la Tabla 1.

	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	NO ₂	NO	O ₃
Ene	50	SD	16	28	14	34
Feb	52	SD	17	30	12	45
Mar	43	SD	10	21	6	65
Abr	31	SD	13	24	5	79
May	36	SD	13	25	5	82
Jun	47	SD	9	61	5	89
Jul	61	SD	13	51	9	86
Ago	43	SD	13	32	7	73
Sep	59	SD	15	34	7	66
Oct	42	SD	11	21	6	51
Nov	SD	35	16	24	11	50
Dic	SD	24	10	18	8	54
Anual	46*	SD	13	31	8	65

Tabla 1. Niveles medios anuales de PM₁₀ (PM_{2.5} a partir del 2 de Noviembre), SO₂, NO₂, NO y O₃ registrados en la estación del campo de Fútbol de Puertollano durante el año 2004. SD: sin determinar.

*Valor sin contar datos de Noviembre y Diciembre.

Comparando estos valores con los datos registrados en la misma estación en años anteriores, y con los recogidos en otras estaciones a nivel nacional (Querol et al., 2004), se puede deducir que el nivel medio de PM₁₀ es ligeramente superior al registrado en años anteriores (2000-2003) en esta misma estación, y similar o superior a los niveles medidos en estaciones urbanas de tráfico de Barcelona (44µg/m³) y Madrid (41µg/m³), o estaciones de fondo urbano del País Vasco, Huelva y Madrid (33-38µg/m³) y fondo regional (A Coruña, 20µg/m³). Es importante destacar la influencia de las emisiones industriales en los niveles de PM₁₀ en Puertollano, como se deduce al comparar los niveles registrados en ciudades de mucho más tráfico, como Barcelona o Madrid, con los niveles superiores registrados en Puertollano con un tráfico mucho menos importante.

La evolución estacional a lo largo del año 2004 de los niveles de partículas PM₁₀, SO₂, NO₂, NO y O₃, en la estación de estudio se muestra en la Fig. 2, junto con la precipitación mensual. En general la distribución de los niveles medios de material particulado PM₁₀ fue bastante homogénea, aunque se pueden diferenciar dos máximos, uno durante los meses de verano (con un promedio mensual entre 47-61µgPM₁₀/m³), y otro de menor intensidad durante Enero-Marzo de entre 43-52µgPM₁₀/m³. Por otro lado los niveles más bajos (31µgPM₁₀/m³) se registraron durante el mes de Abril (no se cuenta con registros de PM₁₀ para los meses de Noviembre y Diciembre). El origen de este máximo estival se encuentra relacionado con diversos factores:

Episodios de contaminación regional de masas de aire: en el verano el anticiclón de las Azores alcanza su estado de máxima intensidad y posición latitudinal, extendiéndose desde el Atlántico Norte hacia Europa Occidental, quedando la zona Centro peninsular en condiciones próximas a las de pantano barométrico, o anticiclónicas con débil gradiente de presión (Millán et al., 1997). Durante estas

situaciones la dispersión es pobre ya que se generan situaciones de estancamiento atmosférico, caracterizadas por la escasa renovación de masas de aire contaminado por las emisiones de entornos urbanos e industriales, ayudando a la formación de aerosoles secundarios, así como la resuspensión de material particulado. El efecto neto es un aumento de partículas en suspensión a escala regional (Rodríguez et al., 2002; Querol et al., 2004).

Intrusiones de masas de aire africano: los elevados niveles estivales de PM_{10} se encuentran también relacionados con aportes de material particulado desde el continente africano. La advección de masas de aire africano presenta una marcada estacionalidad dependiente de los escenarios meteorológicos dominantes a escala sinóptica y, aunque se producen a lo largo del año, su mayor frecuencia se registró en los meses de Febrero-Marzo y Julio-Octubre. Los episodios en verano afectan de forma directa a la zona de estudio, ya que el transporte de polvo africano se produce mayoritariamente desde las regiones más septentrionales del continente y a través de la cuenca mediterránea (Rodríguez et al., 2001; Querol et al., 2004; Escudero et al., 2005).

Descenso de la precipitación: como muestra la Fig. 2, aunque si bien los máximos niveles estivales están fuertemente influenciados por la menor tasa de precipitación, este factor no parece tener tanta influencia en el mes de Octubre donde una comparativamente alta tasa de precipitación no impidió que se registraran valores medios de $42\mu gPM_{10}/m^3$.

Por último, en el periodo estival se produce una mayor convección que favorece un mayor nivel de resuspensión del material particulado.

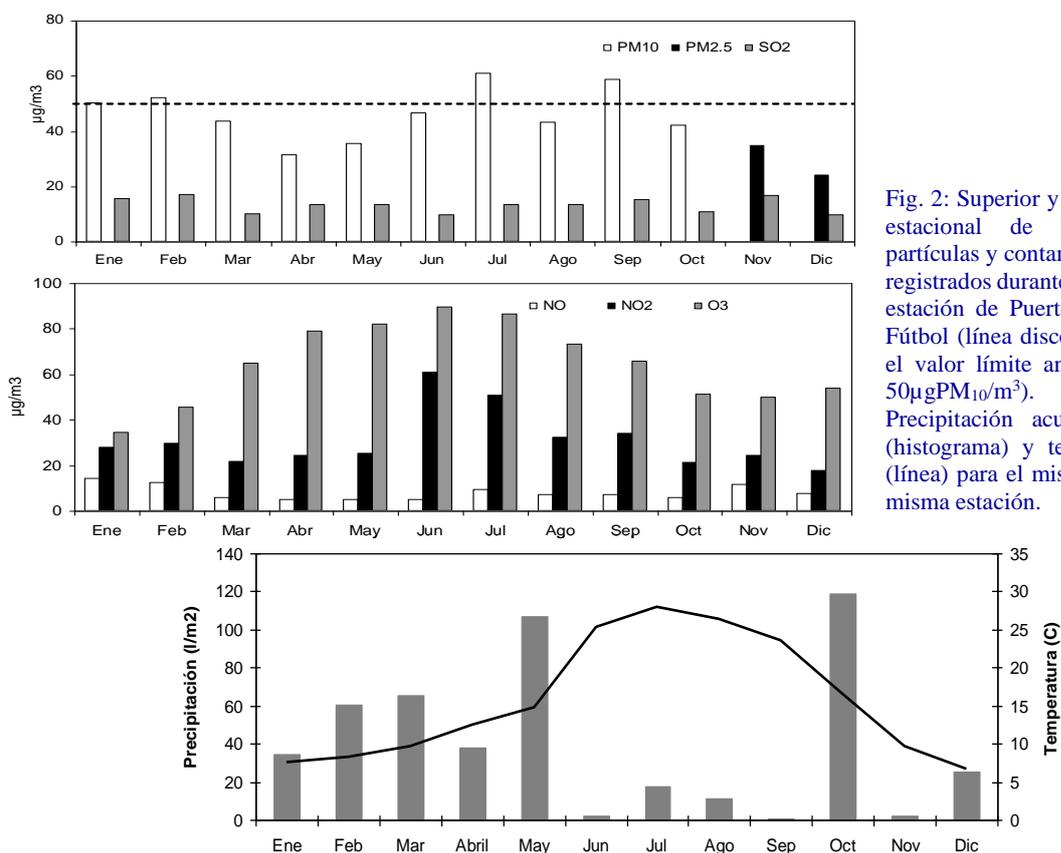


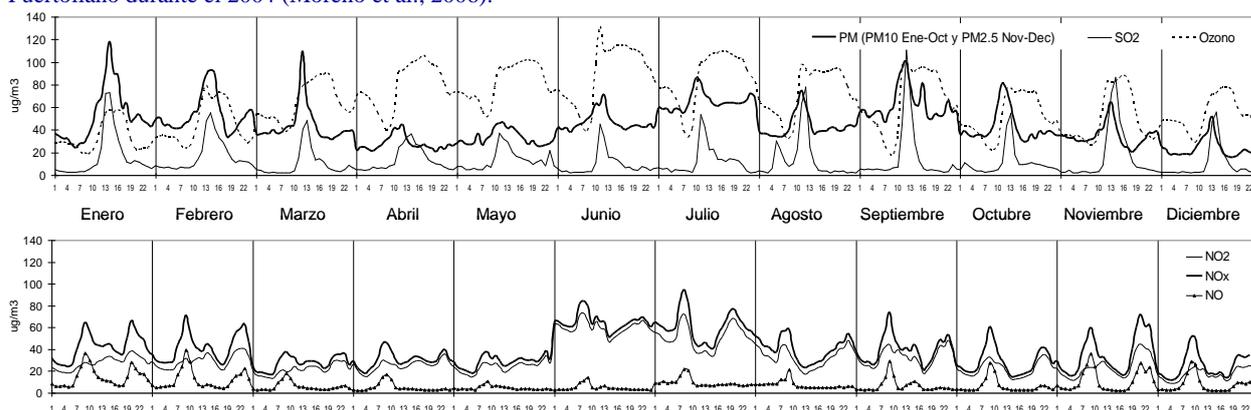
Fig. 2: Superior y medio: Variación estacional de los niveles de partículas y contaminantes gaseosos registrados durante el año 2004 en la estación de Puertollano Campo de Fútbol (línea discontinua indicando el valor límite anual permitido de $50\mu gPM_{10}/m^3$). Inferior: Precipitación acumulada mensual (histograma) y temperatura media (línea) para el mismo periodo en la misma estación.

Tanto los niveles de NO como de SO_2 (Fig. 2) muestran una uniformidad a lo largo del año ($5-14\mu g/m^3$ y $9-17\mu g/m^3$ respectivamente), con los niveles de NO relativamente más elevados durante los meses de invierno y durante el mes de Julio mientras que los niveles de SO_2 no muestran claros máximos comparativamente. Los niveles de NO_2 sí que describen una tendencia más clara, con un máximo en los meses de verano (especialmente Junio y Julio) cuando se llegaron a alcanzar niveles medios de $61\mu g/m^3$, coincidiendo con los valores máximos de ozono.

Patrones diarios y estacionales

Las variaciones a escala diaria de los niveles de material particulado y contaminantes gaseosos a lo largo del año 2004 en la estación de Puertollano Campo de Fútbol se muestran en la Fig. 3. A nivel estacional los niveles de PM_{10} registraron sus valores más bajos en los meses de Abril y Mayo durante los cuales no se sobrepasó en valores medios el nivel de $50\mu gPM_{10}/m^3$. En Junio y Julio se siguió una tendencia ascendente, llegándose a alcanzar los $83\mu gPM_{10}/m^3$ en las horas de la mañana durante Julio. En general todos los meses mostraron un incremento en la concentración de PM_{10} entre las 11-13h del mediodía. Un segundo ascenso, aunque mucho menos marcado, puede observarse también en las últimas horas del día más marcadamente en los meses de invierno. Respecto a los valores de Noviembre y Diciembre ($PM_{2.5}$) siguen la misma tendencia que la descrita para PM_{10} , con dos incrementos, uno de mayor intensidad antes de la una del mediodía y otro menos marcado alrededor de las 21-22h de la noche.

Fig. 3: Evolución de los niveles horarios de NO, NO_2 , SO_2 , ozono, PM_{10} (Enero-Octubre) y $PM_{2.5}$ (Noviembre-Diciembre) en Puertollano durante el 2004 (Moreno et al., 2006).



Una de las características más destacadas es la similitud de comportamiento entre los niveles de material particulado y los de SO_2 . Así los valores máximos mensuales de PM_{10} coincidieron con valores elevados de dicho gas y los valores medios mínimos de ambos se produjeron en los meses de Abril y Mayo. A nivel horario la tendencia de cada mes muestra de nuevo un incremento en las horas del mediodía, pero en este caso no se aprecia significativamente un segundo incremento en las horas de la noche. Es importante destacar que los niveles máximos de SO_2 son en la mayoría de los casos consecuencia de altos niveles registrados puntualmente. Así por ejemplo, el registro más elevado de SO_2 se produjo el 11 de Enero a las 12:45, cuando bajo vientos de dirección 138° se registraron $1818\mu g/m^3$, sobrepasándose el umbral de alerta a la población, el 27 de Noviembre a las 14:00 cuando se alcanzaron $983\mu g/m^3$, o el 24 de Agosto a las 04:30 cuando se registraron $886\mu g/m^3$. Este último registro es el responsable del segundo incremento mostrado durante ese mes que no aparece en el resto de los meses del año. Sin embargo, el valor medio de SO_2 más elevado (Fig. 3) fue de $111\mu g/m^3$, valor correspondiente al mes de Septiembre cuando no se registró ningún incremento puntual.

Los niveles de NO_x mostraron los valores más elevados durante Junio y Julio. Tal como se observa en la Fig. 3 la mayoría de los NO_x corresponden a NO_2 , con la excepción de la franja horaria de 07-09h en los meses de Noviembre-Febrero cuando los niveles de NO fueron superiores a los de NO_2 . El incremento de NO es más acentuado en este horario ya que refleja las emisiones más recientes industriales y del tráfico, mientras que los niveles de NO_2 son inferiores debido al necesario tiempo de reacción para su formación en la atmósfera. La tendencia mostrada a lo largo del año por los niveles de NO_x muestra en todos los meses dos incrementos diarios, el primero a primeras horas de la mañana (07-09h) descrito con anterioridad, durante el cual se llegaron a alcanzar hasta $94\mu g/m^3$ en el mes de Julio ($72\mu g/m^3$ NO_2) y que está ligado a las horas con mayor intensidad de tráfico y a la actividad industrial, y un segundo incremento entre las 19-23h. Este segundo incremento presenta siempre mayores niveles de NO_2 (frente a NO) y parece ser el resultado del mayor tiempo de reacción que el NO_2 ha tenido para producirse a lo largo del día. En aquellos meses en donde se produjo una mayor influencia de tráfico la intensidad del incremento de NO_x a últimas horas del día fue incluso superior al de la mañana, indicando la posible adición de varias fuentes de aporte de dicho gas. Más de 8000Tm de NO_x fueron emitidas por fuentes de tipo industrial en la zona de Puertollano en el periodo estudiado (EPER 2004), una cifra que

representa más del 90% del total de emisiones de NO_x (Luis Suárez Lasierra, comunicación personal, a partir de factores CORINEAIR). Así, parece muy posible que si no fuera por la presencia de elevados niveles de ozono (descritos a continuación), los niveles de NO_x podrían haber mostrado aumentos considerables durante el día. Por último, los niveles de ozono siguieron un comportamiento diario relativamente estable durante la noche, alcanzando niveles máximos al producirse la inversión atmosférica como resultado de la oxidación de NO. Así los máximos valores de ozono se correspondieron siempre con valores mínimos de NO (Fig. 3). Una vez alcanzado el máximo registro de NO a primeras horas de la mañana los niveles de ozono aumentaron rápidamente gracias a la presencia de NO₂, VOCs, O₂, y la luz solar. A nivel mensual los valores más elevados de ozono se registraron durante los meses de Abril a Septiembre, siendo máximos en el mes de Junio cuando la radiación solar es elevada y la capa de mezcla de aire tiene un espesor menor.

Conclusiones

Las variaciones a escala diaria de los contaminantes atmosféricos en Puertollano registran dos incrementos de NO_x ligados a la actividad industrial de la zona y a los niveles de tráfico a primeras horas de la mañana y al final del día, y un pronunciado ascenso en los niveles de PM y SO₂ durante la mañana, alcanzando su máximo al mediodía. Este último fenómeno es atribuible a la superposición de actividades antropogénicas sobre las condiciones atmosféricas diarias en Puertollano. Durante la noche la geomorfología de la zona promueve el efecto de inversión de la temperatura debido al flujo de aire frío hacia abajo en el valle. Así, a primeras horas de la mañana el nivel de capa mezcla atmosférico de varios cientos de metros de espesor es relativamente estable y tiende a atrapar los contaminantes antropogénicos producidos por el tráfico inicial de la mañana y la actividad industrial. Para el mediodía el calentamiento solar de la superficie del terreno induce la mezcla del aire en la vertical mediante corrientes de convección. Estas condiciones inestables empiezan a nivel de superficie y progresivamente contrarrestan la inversión atmosférica producida la noche anterior. En un comienzo, cuando la mezcla de aire se está produciendo a nivel de superficie, la parte superior de la inversión permanece estable, de manera que los contaminantes tienden a moverse en la horizontal o incluso descender en la vertical fumigando el aire en el valle. Los datos mostrados indican que dicha fumigación de tipo Hewson produce su efecto máximo alrededor de las 11-12h en verano y 13-14h durante el invierno, cuando los niveles de PM y SO₂ son normalmente más elevados, seguido de un rápido descenso a primeras horas de la tarde. Descenso atribuible al restablecimiento de un gradiente vertical de temperatura negativo, con remolinos que mezclan los contaminantes atmosféricos y un movimiento de aire ascendente desde la superficie del terreno recalentada, de manera que el nivel de capa de mezcla puede llegar a expandirse hasta cerca de 1km en espesor. Al final de la tarde, especialmente después de la puesta del sol, el efecto de radiación inversa vuelve a producirse, empezando desde nivel de superficie hacia arriba y empujando el aire inestable hacia alturas más elevadas, produciendo la dispersión de muchos de los contaminantes emitidos durante el día.

Bibliografía

- EPER (2004). Castilla-La Mancha. http://www.jccm.es/medioambiente/rvca/pdfs/Informe_anual_Eper_2004.pdf
- Escudero M., Castillo S., Querol X., Avila A., Alarcón M., Viana M.M., Alastuey A., Cuevas E. y Rodríguez S. (2005). Wet and dry African dust episodes over Eastern Spain. *Journal of Geophysical Research*. 110,D18S08,doi:10.1029/2004JD004731.
- Millán M., Salvador R., Mantilla E., Kallos G. (1997). Photo-oxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: results from European research projects. *Journal of Geophysical Research* 102, 8811-8823.
- Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., García dos Santos, S., Gibbons, W. (2006). Controlling influences on daily fluctuations of inhalable particles and gas concentrations: local *versus* regional and exotic atmospheric pollutants at Puertollano, Spain. *Atmospheric Environment* (en prensa).
- Querol X., Alastuey A., Rodríguez S., Viana M., Artíñano B., Salvador P., Mantilla E., García Dos Santos S., Patier R.F., Rosa J.D.L., Campa A.S.D.L., Menedez M. (2004) Levels of particulate matter in rural, urban, and industrial sites in Spain. *The Science of Total Environment* 334-335, 359-376.
- Rodríguez S., Querol X., Alastuey A., Kallos G., Kakaliagou O. (2001) Saharan dust contributions to PM₁₀ and TSP levels in Southern and E. Spain. *Atmospheric Environment* 35, 2433-2447.
- Rodríguez S., Querol X., Alastuey A., Mantilla E. (2002). Origin of high summer PM₁₀ and TSP concentrations at rural sites in Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 36, 3101-3112.

CÁLCULO Y ANÁLISIS DE LAS EMISIONES RELEVANTES EN LA MODELIZACIÓN FOTOQUÍMICA MESOSCALAR

S. Ortega¹, M. Alarcón², M. R. Soler¹, D. Pino^{3,4} y J. Grasa¹

¹Departamento de Astronomía y Meteorología, Universidad de Barcelona, UB, Barcelona (España)
<sortega@am.ub.es>

²Departamento de Física Nuclear e Ingeniería, Universidad Politécnica de Cataluña, UPC, Barcelona (España).

³Instituto de Estudios Espaciales de Cataluña, IEC, Barcelona (España).

⁴Departamento de Física Aplicada, Universidad Politécnica de Cataluña, UPC, Barcelona (España).

Principal emissions in mesoscale photochemical modelling: calculation and analysis

Abstract

Air quality models compute representations of the atmospheric processes responsible for air pollution, including ozone formation. Models simulate the atmosphere in varying degree of detail by mathematically representing emissions; initial and boundary concentrations of chemical species; the chemical reactions of the emitted species and their products; and the local meteorology. In this way, an understanding of atmospheric chemistry and meteorology is combined with estimates of source emissions to predict possible control strategy effects. As the air quality models use nested domains, to provide atmospheric emission inventory for the largest domains of the model simulations becomes a difficult task due to the lack of information which must be supplied by approximations. The latter will be one of the main objectives of this work focused on to study atmospheric pollution, especially tropospheric ozone, for a domain structure centred in Catalonia, in North-Eastern of Spain. We combine a geographic information system (GIS) with several Fortran codes to obtain accurate emissions as they are a key to assess good model performance. These emission inputs are developed to be compatible with the format, chemical mechanism and speciation required by the photochemical model CMAQ. A simulation with MM5/CMAQ model is performed for a period from 10th to 14th June 2003. Results indicate that even for the simulation of extremely simple situations, there are discrepancies in predicted and simulated concentrations. One of the main problems could be the emission inventory and the influence of boundary conditions, especially in a selected sites when the arrival time of boundary conditions is short and the species lifetime is longer, as the case of ozone. In the same way this study point out the importance of modifying ozone precursors boundaries after the arrival of upwind boundaries.

Keywords: atmospheric pollution, emissions, tropospheric ozone

1. Introducción

La emisión de contaminantes a la atmósfera, tanto de origen natural como antropogénico, está directamente relacionada con problemas medioambientales, como la degradación de la calidad del aire, el cambio climático por el aumento de la emisión de gases de efecto invernadero, la reducción del ozono estratosférico o el incremento en la concentración del ozono troposférico. Este último es el tema de estudio del trabajo que se presenta. En general, una vez emitidos los contaminantes hacia la atmósfera, en función de su naturaleza, de las condiciones meteorológicas y topográficas del área a estudiar, son dispersados y transportados, se depositan y experimentan diferentes reacciones químicas. La interacción de todos los procesos anteriormente mencionados, determinan finalmente la calidad del aire, cuyo grado de deterioro depende en primer lugar de la cantidad y tipología de las emisiones atmosféricas. Por tanto, la cuantificación y la valoración de las emisiones atmosféricas han de ser un objetivo previo imprescindible para cualquier análisis posterior como la modelización, análisis y establecimiento de políticas que controlen la calidad del aire. En este trabajo, y como punto de partida previo a la modelización del ozono troposférico en el noreste peninsular mediante modelos fotoquímicos anidados (MM5-CMAQ) (Grell, 1994) (Byun and Ching, 1999), se presenta un modelo de emisiones. Teóricamente las emisiones que se generan en un área determinada podrían cuantificarse midiendo la cantidad de sustancias emitidas desde todas las fuentes durante el periodo de estudio. En la práctica, sin embargo, no es posible realizar medidas individuales, recurriendo al uso de valores representativos por tipo de fuente o utilizando modelos matemáticos de diferente complejidad que sirven para estimar las emisiones hacia la atmósfera desde diferentes fuentes ubicadas en los diversos dominios considerados.

Se trabaja en cuatro dominios (ver Figura 1) con resoluciones: dominio 1 (D1) 27km, dominio 2 (D2) 9 km y dominios 3 y 4 (D3) y (D4) 3 km. D1 consta de 68x44 celdas, centrado en el punto de latitud igual a 1,40° y longitud igual a 41,42°. D2 consta de 30x30 celdas, con origen en la celda del dominio madre D1 (31, 19). D3 consta de 30x30 celdas, con origen en la celda del dominio D2 (9, 7). D4 consta de 33x30 celdas, con origen en la celda (13, 13) del dominio D2. Se ha tomado esta estructura de dominios con el objetivo de que el dominio exterior D1 sea capaz de mostrar los efectos de transporte de contaminantes a gran escala. Mientras que los dominios menores con 3km de resolución reflejen el comportamiento más local considerando la aportación de gran escala mediante las condiciones de contorno. Del mismo modo, se toma D2, que incluye toda la Comunidad catalana para obtener una visión del comportamiento general de los contaminantes en toda la región.

Se ha elaborado un modelo de emisiones propio para la configuración indicada que se expone en el apartado 2. El modelo meteorológico utilizado ha sido el MM5, la simulación con dominios anidados en doble sentido (*two way nesting*) según la configuración mostrada en la figura 1 consta de 30 niveles verticales. El esquema de capa límite utilizado es el de *Blackadar*, más detalles en el apartado 3. Respecto al modelo fotoquímico, se ha utilizado el modelo CMAQ v 4.4(EPA, 2004), con el esquema químico CBIV, ver apartado 3. Se ha realizado una simulación para un episodio de junio de 2003 que se presenta en el apartado 4.

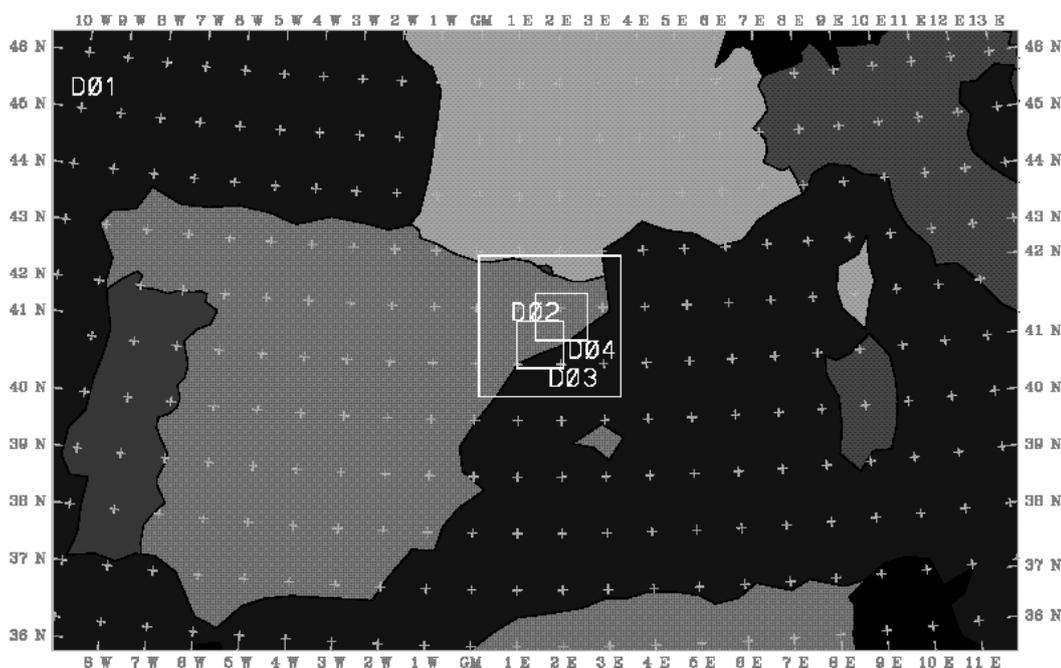


Figura 1. Dominios de aplicación del modelo de emisiones, meteorológico y fotoquímico.

2. Modelo de emisiones

Se han tenido en cuenta las emisiones de precursores del ozono troposférico producidas por la vegetación, las emisiones del tráfico rodado y las emisiones industriales más relevantes. Con este propósito se ha empleado un programa de gestión de base de datos, un sistema de información geográfica y una serie de códigos en programación *Fortran* que realizan los cálculos matemáticos.

Al tratarse de dominios encajados, para el dominio mayor D1, que engloba toda la Península Ibérica, el Sur de Francia y una parte de Italia se ha utilizado una interpolación de las emisiones del modelo EMEP adaptándolas así a nuestra malla. Posteriormente se ha aplicado la especiación requerida por el mecanismo químico CBIV que utiliza el modelo fotoquímico CMAQ.

2.1 Metodología.

La metodología seguida para la adaptación de las emisiones de la malla EMEP, de resolución 50km, a la malla D1 (27km) ha sido:

Identificar los centros de las celdas de los dos dominios con sus coordenadas: latitud, longitud.
Asignar a cada punto del dominio D1 las emisiones del punto más cercano del dominio EMEP con emisión. Entendiendo por punto cercano aquel que dentro de un radio de 0,5° es el más próximo.
Definimos el factor de proporcionalidad de la especie i , P_i , como:

$$P_i = \frac{N_{EMEP}^i}{N_{D1}}$$

Donde:

N_{EMEP} son el número de puntos EMEP en el interior del dominio D1 con emisión.

N_{D1} son el número de puntos en D1, las celdas del dominio.

Para el NH_3 , a causa de la no emisión de este compuesto por el mar, se ha aplicado:

$$P_{NH_3} = \frac{N_{EMEP}^{NH_3}}{N_{D1} - N_{NOPP}}$$

Donde:

N_{EMEP} son los puntos EMEP dentro del dominio D1 con emisiones de NH_3 no nulas.

N_{NOPP} son los puntos de D1 que no han encontrado punto cercano y por lo tanto tienen valor nulo en las emisiones de NH_3 .

Multiplicamos cada emisión del dominio D1 por P , factor de proporcionalidad, de la especie química i .

$$EC_{i,k} = ED1_{i,k} * P_i$$

Donde:

$EC_{i,k}$ es la emisión corregida para la especie i , en la celda k .

$ED1_{i,k}$ es la emisión asignada al punto k de la malla D1 para la especie k .

P_i es el factor de proporcionalidad del contaminante i .

La emisión asignada al centro de la celda en D1, a partir de la contribución EMEP corregida con el factor de proporcionalidad, es la emisión de la celda.

Finalmente se ha comprobado que la suma de todas las emisiones de las celdas del dominio D1, no difieren significativamente de la suma de las celdas de la sección correspondiente en el dominio EMEP. Se ha realizado la disgregación mensual y horaria para cada día de la semana en las emisiones anuales, con el objeto de obtener la resolución temporal con la que se trabaja.

2.2 Emisiones biogénicas.

Las emisiones biogénicas se han calculado a partir de los usos del suelo, de resolución 30 m; para Cataluña. En las zonas del dominio D2 exteriores a Cataluña se han tomado los usos del suelo del USGS utilizados por el modelo MM5. Las variables atmosféricas necesarias para el cálculo de isoprenos, monoterpenos y otros hidrocarburos se obtienen de la simulación con el modelo MM5, que también será utilizado como dato de entrada del modelo fotoquímico. Se han utilizado los factores de emisiones de (Parra, 2004) por ser una recopilación en base a las características de la región de estudio. Con respecto a la transformación de los factores de emisión para las condiciones de temperatura y radiación dados por el modelo meteorológico se sigue la metodología planteada por (Guenter et al., 1995) y (Pierce et al., 1998).

2.3 Emisiones industriales.

En las emisiones industriales se ha considerado la generación de energía, la producción de cemento, la incineración de residuos, plantas industriales de cogeneración y la producción y manipulación de petróleo y derivados. A partir de los datos públicos de generación eléctrica, producción de cemento, cantidad de residuos incinerados y datos de industrias de cogeneración se han aplicado los factores de emisiones de la agencia europea de medioambiente EEA (EMEP/CORINAIR 2004) y se han

obtenido valores mensuales o anuales en función de la información disponible para cada sector. Para obtener la desagregación horaria en el caso de las centrales térmicas y las centrales de ciclo combinado se ha aplicado la *ratio* de producción eléctrica estatal, para 2003. Para los otros sectores se ha supuesto producción en continuo, es decir 365 días al año y 24 h al día.

En las emisiones del tráfico rodado se han considerado las vías con mayor número de vehículos. Se realizó una recopilación de los datos estadísticos sobre el tipo de vehículos según año y tipo de combustible utilizado. A partir de medidas de la red viaria en resolución horaria se han elaborado perfiles de distribución temporal del total diario de vehículos. Los factores de emisión se toman de EMEP/CORINAIR 2004.

Se obtuvieron discrepancias importantes en todas las especies con el modelo EMEP. En general las emisiones en D1 (proviene de EMEP) son superiores a las de D2 (proviene de los cálculos internos) si bien, en algunas celdas las emisiones de D2 son superiores. Se requiere un análisis más profundo de estas discrepancias. Por el momento se ha considerado que las emisiones pueden aplicarse a la modelización de ozono mientras se incorporan nuevas emisiones de la base de datos EPER.

3. Simulación

Se simuló un episodio de ozono en el periodo de 5 días comprendido del 10 al 14 de junio de 2003. Se aplicó el modelo meteorológico MM5 en los dominios mostrados en la figura 1 con 30 niveles en la vertical, de forma anidada en doble sentido. Las condiciones iniciales y de contorno se tomaron de las simulaciones de ECMWF. El esquema de capa límite utilizado es el de Blackadar. Los usos del suelo se toman de USGS con resolución 0,5° en el dominio mayor y 30'' en los inferiores.

El modelo fotoquímico CMAQ se alimenta del modelo MM5 y del modelo de emisiones expuesto en el apartado 2. Para las condiciones iniciales y de contorno se aplican valores por defecto, y se deja correr el primer día para que los valores iniciales se estabilicen, de modo que no se tendrá en cuenta en la validación. El mecanismo químico es el CB-IV. La resolución es la misma que la de los modelos anteriores menos una celda por cada lado, destinada a contorno, en la vertical los mismos 30 niveles. El anidamiento es de sentido único, los dominios mayores proveen de condiciones de contorno a los menores. Un ejemplo de los resultados de la simulación para todo el periodo considerado se presenta en la figura 3 que muestra para el día 12 de junio de 2003 a las 13 horas una secuencia de la concentración de ozono para los diversos dominios que se han tenido en cuenta. Se observa cómo afectan las condiciones de contorno en los dominios menores y la advección de la brisa marina que transporta las concentraciones altas del mar hacia el interior. Se observan diferencias entre los distintos dominios, siendo más importantes con el dominio D1. Esto se explica por las diferencias en las emisiones, ya que los dominios D2, D3 y D4 se alimentan de la misma base de emisiones, mientras que las del dominio D1 se extraen del modelo EMEP. Con el fin de visualizar la influencia de las condiciones de contorno y del tamaño de la rejilla de estos dominios se ha tomado un punto interior a todos ellos y se ha representado la evolución de su concentración en función del número de dominios que se ha considerado, ver figura 2. Las diferencias pueden atribuirse al hecho de que en las mallas inferiores el punto extraído de un entorno rural presenta un comportamiento de zona rural sin mínimos acusados durante la noche y máximo diurno moderado, mientras que en la malla superior, por el tamaño de ésta puede estar influenciado por zonas urbanas caracterizadas por diferencias acusadas entre concentraciones nocturnas y diurnas.

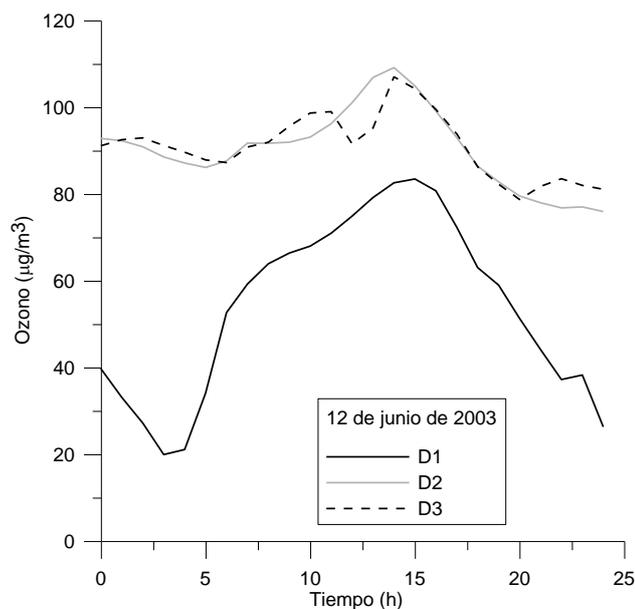


Figura 2. Concentración de ozono en el centro de la celda (34,22) del dominio D1.

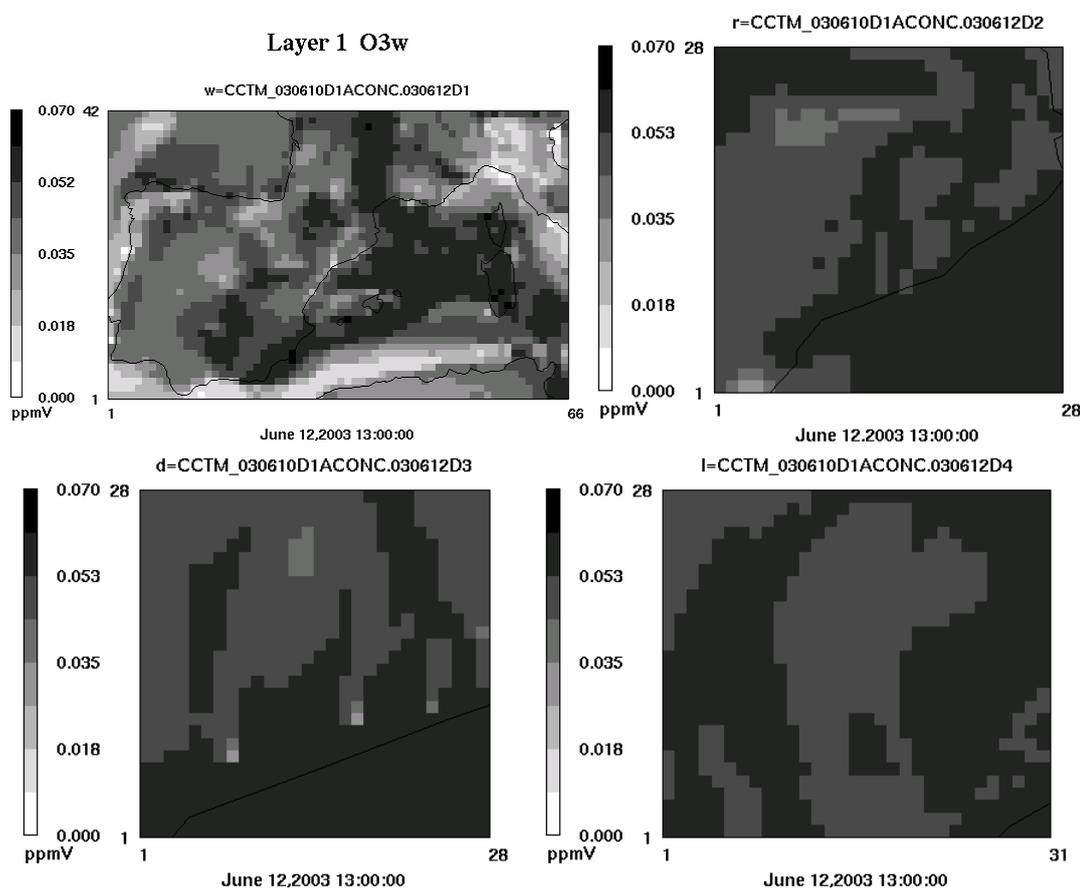


Figura 3. Resultados de la concentración de ozono en los dominios D1 y D2, gráficas superiores izquierda y derecha respectivamente, D3 y D4, gráficas inferiores izquierda y derecha respectivamente. Simulación para el día 12 de Junio de 2003 a las 13 UTC.

4. Conclusiones

Este trabajo representa una aportación al conocimiento actualizado de las emisiones en el área de Cataluña. El modelo de emisiones que se presenta es abierto, fácilmente actualizable y adaptado a los modelos fotoquímicos actuales.

La simulación llevada a cabo mediante el sistema de modelización que se presenta pone en evidencia la importancia de la utilización de dominios anidados y la influencia de las condiciones de frontera en la zona de estudio.

Así mismo se ha visto la importancia de las emisiones en el conjunto del sistema de modelización y por este motivo se está trabajando en su mejora, con la incorporación de fuentes locales que, aunque con menor emisión, pueden tener una notable influencia en la modelización con alta resolución.

Bibliografía

Byun, D.W., Ching, J.K.S., 1999. Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, U.S. EPA/600/R-99/030.

EMEP: Monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe.

<http://www.emep.int>.

EMEP/CORINAIR. 2004 Emiss Inv Guidebook-3rd Edition September 2004 UPDATE
<http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en>.

EPER. Registro estatal de emisiones y Fuentes contaminantes. <http://www.eper-es.com>.

Grell, G.A., Dudhia, J., and Stauffer, D. R., 1994. A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5). NCAR Tech. Note NCAR/TN-398+STR, 117pp.

Guenther A., C.N. Hewitt, D. Erickson, R. Fall, C. Geron, T.Graedel, P. Harley, L. Klinger, M.L erdau, WA. Mckay, T. Pierce, B. Scholes, R. Steinbrecher. R. Tallamraju, J. Taylor, P. Zimmerman. 1995. A Global-Model of Natural Volatile Organic-Compound Emissions. J. Geophysical Reasearch, Vol 100, Iss D5, pp. 8873-8892.

Parra Narváez, R.R. 2004. Desarrollo del modelo EMICAT2000 para la estimación de emisiones de contaminantes del aire en Cataluña y su uso en modelos de dispersión fotoquímica. Director de tesis: Baldasano, J.M. Depósito legal: B.45109-2004/84-688-8150-3.

Pierce T., C. Geron, L. Bender, R. Dennis, G. Tonnesen, y A. Guenther. 1998. Influence of increased isoprene emissions on regional ozone modeling. J. Geophysical Reasearch, Vol. 103, D 19, pp 25611- 25629.

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LOS NIVELES DE PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN EN LA REGIÓN DE EXTREMADURA

M^a Rosario Palomo Marín¹, Lorenzo Calvo Blázquez¹, Eduardo Pinilla Gil¹, Teresa Moreno Pérez², Xavier Querol Carceller²

¹Departamento de Química Analítica y Electroquímica. Universidad de Extremadura, 06071 Badajoz, España. <charopm@unex.es>

²Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera, CSIC. Barcelona, España

Seasonal variation of particulate matter levels in Extremadura

Abstract

This study aims to identify and evaluate 1999 to 2003 seasonal variations of particulate matter in Extremadura. Temporal series of PM₁₀, TSP and gaseous pollutants have been obtained from two measurement units belonging to the air quality monitoring system of Extremadura (Badajoz city and Cáceres city, and also from a measurement unit from EMEP, located in Barcarrota). PM levels in Badajoz and Cáceres are below expected because of unit placements in light traffic environments. Maxima PM values were measured from April to September, due to: higher regional air masses recirculation, less precipitation, African dust penetration and pollution transport from urban and industrial zones to rural zones. Particle origin in Badajoz and Cáceres seems to be mainly natural, since PM levels evolution are in opposite with NO_x levels.

Keywords: atmospheric particulate matter, atmospheric pollution, Extremadura

Introducción

El objetivo del presente estudio es la identificación e interpretación de las variaciones estacionales de los niveles de material particulado atmosférico entre los años 1999 y 2003 en Extremadura. Para ello se han utilizado series temporales de niveles de PM₁₀, PST y de contaminantes gaseosos procedentes de dos estaciones de medida integradas en la *Red de Vigilancia de la Calidad del Aire de la Comunidad Autónoma de Extremadura* ubicadas en Badajoz capital y en Cáceres capital y una perteneciente a la *Red Española de Vigilancia de la Contaminación Atmosférica Residual o de Fondo* (programas EMEP/CAMP) ubicada en Bancarrota (provincia de Badajoz).

Figura 1. Mapa de ubicaciones



Materiales y métodos

De las tres estaciones de medida consideradas, las de Cáceres y Badajoz están equipadas con espectrómetros láser GRIMM modelo Enviro-Check 1165 que proporcionan medidas de PM10, PM2.5 y PM1. La estación situada en Barcarrota está equipada con una instrumentación automática basada en la medida con microbalanza oscilante (TEOM), que proporciona medidas de PM10, PM2.5 y PST. Por lo tanto, dos estaciones registran niveles de PM1, una de PST y las tres de PM10 y PM2.5. En cuanto a la disponibilidad de datos, en la estación de Barcarrota se cuenta con series desde Enero de 1999, mientras que en Badajoz y Cáceres el registro de niveles de partículas se inicia en Noviembre de 2001. Los datos analizados para las tres estaciones se extienden hasta Diciembre de 2003.

La concentración de NO_x en las unidades de Badajoz y Cáceres se evaluó mediante un analizador de quimioluminiscencia DASIBI modelo 2108.

Resultados y discusión

En primer lugar, se hizo una clasificación de las estaciones seleccionadas, dividiéndolas en estaciones de fondo rural (Barcarrota) y de fondo urbano (Badajoz y Cáceres). Los niveles de partículas en este caso no van aumentando progresivamente al pasar del primer tipo de estación al segundo como cabría esperar: mientras que en la estación de Barcarrota se encuentran niveles de partículas propios de una estación de su categoría (fondo rural, 12-22 µgPM10/m³), en el caso de las estaciones de Badajoz y Cáceres, se tienen niveles de partículas inferiores a los que corresponden a estaciones de fondo urbano (fondo urbano con poca industria 25-40 µgPM10/m³). Esto es debido a la situación de ambas estaciones, que se encuentran en entornos de tráfico ligero, y en el caso de la estación de Badajoz, en una terraza de edificio; estos factores hacen que el nivel de partículas en las dos estaciones sea menor del esperado.

En la Figura 2a y 2b se observa la evolución de los niveles medios mensuales de PST y PM10 para el periodo 1999-2003 en las tres estaciones seleccionadas. En la Figura 3 se presenta el registro histórico de la precipitación media mensual acumulada en la unidad de Barcarrota.

Figura 2. Evolución estacional de los niveles medios mensuales de PM10 y PST para el periodo 1999-2003.

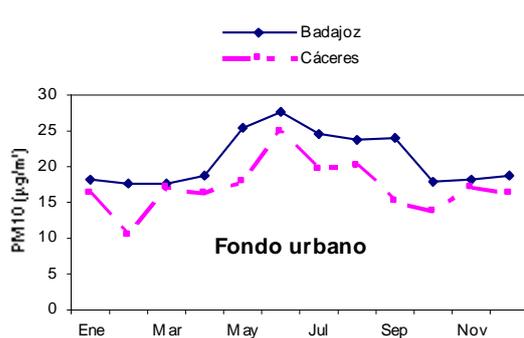


Fig.2a

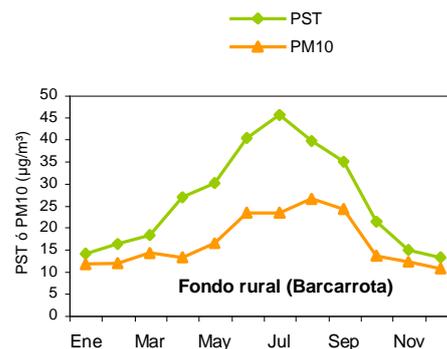
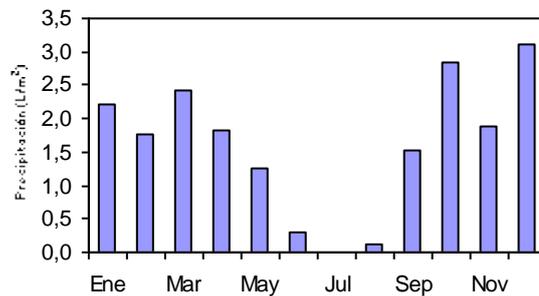


Fig.2b

Figura 3. Precipitación acumulada media mensual para el periodo 1999-2002 en la estación meteorológica de Barcarrota.



Según los resultados representados en la Figura 2, se observa la misma tendencia para los dos tipos de estación: se detectan valores máximos entre los meses de Abril y Septiembre, menos acusado en Cáceres, con valores máximos en Junio. El origen de este máximo está relacionado con:

1. Episodios regionales: durante el verano el anticiclón de las Azores alcanza su estado de máxima intensidad y posición latitudinal, extendiéndose desde el Atlántico Norte hacia Europa Occidental y afectando también a toda la Península Ibérica. Bajo este escenario la Península queda en una situación de bajo gradiente de presión. Este hecho, sumado al intenso calentamiento del terreno que se produce durante estos meses, dan lugar a una situación de baja térmica. En estas condiciones se producen aumentos simultáneos en los niveles de PST y PM10 en zonas urbanas y rurales. Esto se debe a que estos escenarios meteorológicos generan situaciones de estancamiento atmosférico, caracterizadas por la escasa renovación de masas de aire contaminado por las emisiones de entornos urbanos e industriales. De este modo, el envejecimiento de las masas de aire y la elevada tasa de insolación incrementan la actividad fotoquímica y dan lugar a la formación de aerosoles secundarios, lo cual unido a la resuspensión del material particulado, producen el efecto neto de un aumento en la carga de partículas en suspensión a escala regional. Esto se refleja en un aumento paralelo en los niveles de PST y PM10 en la áreas urbanas, industriales y rurales (Rodríguez et al., 2002, Querol et al., 2004). Estos episodios son más intensos y tienen una mayor duración en verano.

2. Descenso en la precipitación: como se aprecia en la Figura 3, los máximos niveles de partículas están también relacionados con la menor tasa de precipitación. Por el contrario, los mínimos niveles de partículas registrados entre los meses de Enero-Abril y Octubre-Diciembre presentan una relación directa con el incremento de la precipitación acumulada. Asimismo, la menor tasa de precipitación favorece la resuspensión de material particulado de origen mineral.

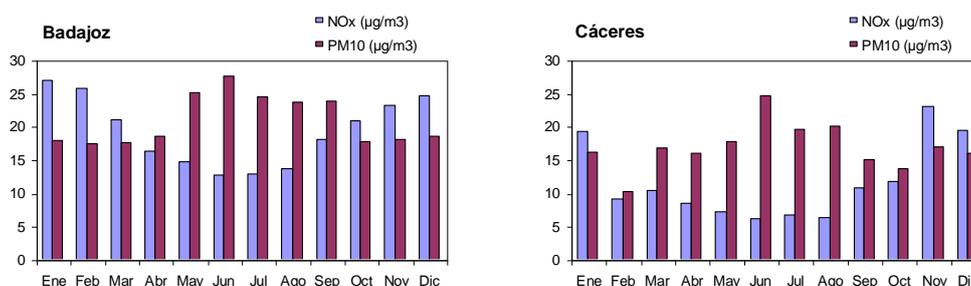
3. Intrusiones de masas de aire africano: los niveles estivales de PST y PM10 en Extremadura se encuentran también relacionados con los aportes de material particulado recibidos desde el continente africano. Estos procesos de advección de masas de aire africano presentan una marcada estacionalidad dependiente de los escenarios meteorológicos dominantes a escala sinóptica, y su mayor frecuencia se registra en los meses de Febrero-Marzo y Junio-Septiembre. Los episodios producidos en verano afectan de forma directa a Extremadura, ya que el transporte de polvo africano se produce mayoritariamente desde las regiones más septentrionales del continente (Rodríguez et al., 2001; Querol et al., 2004). De este modo, durante los meses estivales la zona de estudio se encuentra con frecuencia bajo la influencia de dichos aportes de origen africano. Los episodios de principios de año, por otra parte, suelen caracterizarse por su mayor intensidad en origen, aunque su impacto en los niveles de partículas en Extremadura no se aprecia debido a que el transporte se produce mayoritariamente sobre el océano Atlántico frente a la costa de Portugal.

4. Transporte de contaminantes desde entornos urbanos e industriales, ya que durante el verano la atmósfera posee una mayor capacidad dispersiva que favorece el transporte de contaminantes emitidos en zonas urbanas e industriales hasta las zonas rurales. El mayor espesor de la capa de mezcla y la mayor duración e intensidad de las circulaciones convectivas activan el transporte de dichos contaminantes,

que en invierno se encuentra limitado al entorno más directo de los focos de emisión. Debido a esto las estaciones rurales, en este caso Bancarrota, registran habitualmente mayores niveles de partículas en el período estival.

Con el fin de evaluar el grado de relación entre los niveles de NO_x y los niveles de PST y PM10, se ha estudiado la evolución diaria de este contaminante. La relación entre las series temporales de niveles diarios de NO_x y PST ó PM10 es un indicativo del origen natural o antropogénico de los máximos de ambos parámetros, que coinciden en el caso de aportes antropogénicos (en especial ligados a la actividad del tráfico) mientras que divergen si el origen de las partículas es mayoritariamente natural (Viana, 2003) comprobándose, como se muestra en la Figura 4 que la evolución estacional de los niveles de NO_x (calculado como la suma de NO y NO₂) es muy similar para las estaciones de fondo urbano, es decir, Cáceres y Badajoz, y presenta un claro máximo invernal, siguiendo una tendencia contraria a la evolución de las partículas. Este mayor nivel de óxidos de nitrógeno en los meses de invierno es debido en primer lugar al menor espesor de la capa de mezcla que sufre un mayor estancamiento en esta época del año, y por otra parte es debido también a que los óxidos de nitrógeno se consumen en reacciones fotoquímicas durante los meses de verano por la mayor concentración de ozono existente durante este período.

Figura 4. Niveles medios mensuales de PM10 y NO_x (µg/m³) durante el período 2001-2003, para las estaciones de Badajoz y Cáceres (fondo urbano).



Conclusiones

Todos los tipos de estaciones muestran un valor máximo de partículas en los meses de Abril y Septiembre. El origen del incremento estival de los niveles de material particulado se encuentra relacionado principalmente con cuatro procesos: la mayor frecuencia de episodios de recirculación regional de masas de aire, la menor tasa de precipitación, la incidencia de episodios de intrusión de masas de aire africano y, en el caso de la estación de fondo rural de Bancarrota, el transporte de contaminantes desde zonas urbanas e industriales hacia zonas suburbanas y rurales ligado a la mayor capacidad dispersiva de la atmósfera.

En las estaciones de Badajoz y Cáceres se comprueba que el origen de las partículas es mayoritariamente natural ya que la evolución diaria de los niveles de PM10 y la evolución diaria de los niveles de NO_x son contrarias en ambas estaciones.

Agradecimientos:

Proyecto financiado parcialmente con cargo a la Red Extremeña de Protección e Investigación de la Calidad de Aire (REPICA), por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, mediante el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Proyecto financiado parcialmente con cargo a fondos de investigación del Ministerio de Medio Ambiente español (CGL 2004-05984-C07-02/CLI).

M^a del Rosario Palomo agradece la ayuda recibida del Instituto de Ciencias de la Tierra “Jaume Almera” para estancias de investigación en ese centro.

Bibliografía

- Querol X., Alastuey A., Rodríguez S., Viana M.M., Artíñano B., Salvador P., Mantilla E., Santos S.G.D., Patier R.F., Rosa J.D.L., Campa A.S.D.L. y Menedez M. (2004) Levels of PM in rural, urban and industrial sites in Spain. *The Science of Total Environment*, in press.
- Rodríguez S., Querol X., Alastuey A., Kallos G. y Kakaliagou O. (2001) Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and E. Spain. *Atmospheric Environment* 35, 2433-2447.
- Rodríguez S., Querol X., Alastuey A. y Mantilla E. (2002) Origin of high PM10 and TSP concentrations in summer in Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 36(19), 3101-3112.
- Viana Rodríguez, M^a.M. 2003. Tesis Doctoral: "Niveles, Composición y Origen del Material Particulado Atmosférico en los Sectores Norte y Este de la Península Ibérica y Canarias". Universidad de Barcelona.

PERFIL QUÍMICO DEL MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO DURANTE INTRUSIÓN DE MASAS DE AIRE AFRICANO Y BAJO EPISODIOS DE RECIRCULACIÓN REGIONAL EN BALEARES

Jorge Pey, Andrés Alastuey, Xavier Querol

*Instituto de Ciencias de la Tierra “Jaume Almera”, CSIC. Barcelona (España)
jpey@ija.csic.es, aalastuey@ija.csic.es, xquerol@ija.csic.es*

Chemical profile of the atmospheric particulate matter during African outbreaks and summer regional recirculation episodes in the Balearic Islands

Abstract

Levels and composition of PM10 and PM2.5 (particle matter with aerodynamic diameter <10 and 2.5µm respectively) were studied in a sub-urban location in Palma de Mallorca, as a function of the origin of air masses. Annual mean values of 29 and 20 µg/m³ were obtained for PM10 and PM2.5, respectively. Mean daily levels of PM10 and PM2.5 varied from 56 and 37 µg/m³ respectively, under a dust outbreak episode, to 12 and 6 µg/m³ during intense North Atlantic advection. For PM10, about 70% of the total mass was made of crustal components and secondary inorganic compounds (SIC), both in the same proportion. The carbonaceous fraction and the marine aerosol accounted for 17% and 13%, respectively. For PM2.5, 47% of the total mass was attributed to SIC, 27% to carbonaceous matter, 20% to crustal components and 6 % to marine aerosol. The crustal load increased under African outbreaks, accounting for 50 and 27% of PM10 and PM2.5, respectively. The SIC contribution is similar to that determined for the whole period, whereas the carbonaceous and marine aerosol loads slightly decreased. During regional recirculation air masses (RRAM) in the Mediterranean basin, the crustal fraction and the SIC are in the range determined for the annual period, whereas the carbonaceous part increases slightly for both, PM10 and PM2.5. Highest levels of SO₄²⁻ and NO₃⁻ were recorded during African air masses impact, being the ratio PM2.5/PM10 for the SO₄²⁻ and NO₃⁻ 0.9 and 0.2, respectively, showing a great difference with respect to the grain size of distribution of these secondary components. An anomalous high PM2.5/PM10 ratio (1.5) was calculated for the NH₄⁺, due to a negative artefact produced during PM10 sampling. Similar grain size distributions were determined for the RRAM episodes, with a slightly finer distribution for SO₄²⁻. The increase of SIC compounds evidenced for the coarser fraction during NAF and RRAM episodes is related to the reaction between gaseous precursors (of a local or regional origin) and the mineral particles. Thus, the ionic balance permitted to deduce a major association for NH₄⁺ with SO₄²⁻ and NO₃⁻. However, for NAF and RRAM episodes a fraction of sulphate and nitrate should be associated to Na and /or Ca, given that the increased in mineral matter favours the aforementioned reactions.

Keywords: *Mediterranean, Regional Recirculation, African Outbreaks, Secondary Inorganic Compounds*

INTRODUCCIÓN

Las partículas en suspensión presentes en la atmósfera pueden tener un origen natural o antropogénico. Independientemente de su origen, numerosos estudios epidemiológicos han demostrado el impacto negativo que ejercen sobre la salud, provocando desde afecciones respiratorias hasta enfermedades cardiovasculares y neuronales (Dockery et al., 1993, Donaldson y MacNee, 2001, Pope et al., 2002). Además, los aerosoles pueden tener un impacto en clima a escala local o regional, sobre todo en áreas con elevados niveles de partículas atmosféricas. Los aerosoles pueden dispersar o absorber la radiación, teniendo un efecto directo en el albedo planetario y el sistema climático. Además, la influencia de los aerosoles en la formación y desarrollo de los núcleos de condensación de nubes (CNN), afectando de manera indirecta al balance radiativo debido al incremento del albedo de las nubes. El efecto neto de los aerosoles en el balance radiativo puede ser negativo o positivo en función de la composición fisicoquímica de los aerosoles, que a su vez vendrá condicionada por su origen y los procesos fisicoquímicos a los que se ven sometidos durante su residencia en la atmósfera.

En la cuenca mediterránea, la meteorología y orografía propias inciden decisivamente en los niveles y composición de los aerosoles presentes (Millán et al. 1997, Rodríguez et al. 2002). Por estos motivos se

seleccionó una estación de fondo suburbano en las islas Baleares con el fin de realizar una caracterización en detalle del material particulado atmosférico con especial énfasis en los episodios de advección desde el Norte de África (NAF) y los episodios de recirculación regional de masas de aire que afectan a la cuenca mediterránea (RRAM), que suponen el 40% de los días del año en esta zona. La ubicación de la estación permite realizar una caracterización de los aerosoles durante estos episodios minimizando la interferencia de las emisiones locales.

METODOLOGÍA

Para llevar a cabo este estudio se seleccionó un emplazamiento de fondo suburbano situado en el Castillo de Bellver, Mallorca, (02° 35' 24'' W 39° 35' 24'' N) a 20 m.s.n.m., distante 2.5 Km de la ciudad y 0.5 Km de la zona portuaria. Esta estación pertenece a la Red de Vigilancia de la Calidad del Aire de la Comunidad Autónoma de Illes Balears y está equipada con instrumentación convencional para determinar los niveles de contaminantes gaseosos y parámetros meteorológicos, y un monitor BETA para las medidas en continuo de los niveles de PM10. Además, se instalaron dos captadores de alto volumen con cabezales de corte para PM10 y PM2.5 MCV-CAV para la toma de muestras de material particulado atmosférico en las fracciones consideradas. Las muestras correspondieron a periodos de muestreo continuado durante 24 horas, y se realizaron dos veces por semana en días móviles. Este muestreo comenzó en Enero de 2004 y se prolongó hasta Febrero de 2005. Posteriormente se efectuó una campaña de muestreo intensivo en Julio de 2005 con el fin de caracterizar mejor los episodios NAF y RRAM.

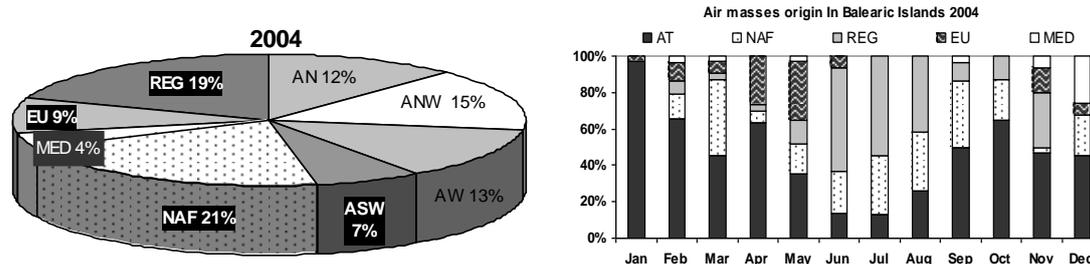
Se obtuvieron un total de 95 y 103 muestras válidas de PM10 y PM2.5, respectivamente, de las cuales se realizó la determinación gravimétrica y posteriormente el análisis químico. Una fracción fue digerida en medio ácido, a partir de la cual se determinó el contenido en elementos mayores y traza mediante ICP-AES e ICP-MS respectivamente. Otra fracción fue lixiviada con agua bidestilada. La solución resultante fue analizada mediante cromatografía iónica para la determinación de aniones solubles (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- y NH_4^+). Otra fracción del filtro se utilizó para el análisis de C total con un analizador elemental CHNS. Además, para muestras seleccionadas se realizó la determinación del contenido de carbono elemental (EC) y carbono orgánico (OC) mediante el método termo-óptico (*NIOSH Method 5040*) en el "Instituto do Ambiente", en Lisboa, Portugal. A partir del OC se ha calculado la concentración de materia orgánica (OM) aplicando el factor 1.6 (Wang et al. 2005).

RESULTADOS

La identificación diaria del origen de las masas de aire (Figura 1) evidenció una mayor frecuencia del aporte de masas de aire de origen atlántico (47% de los días), seguido de los episodios NAF (21%) y RRAM (19%). Por último, el origen centroeuropeo se produjo el 9% y el origen mediterráneo distante el 4% de los días. Los episodios NAF y RRAM más frecuentes en verano (Figura 1), mientras que la advección atlántica predomina en otoño-invierno. En base a estos resultados, las muestras obtenidas fueron agrupadas en función del origen correspondiente a fin de determinar el perfil tipo y la granulometría de los aerosoles en función del origen de las masas de aire.

Durante el muestreo en días móviles efectuado entre Enero de 2004 y Febrero de 2005 se obtuvieron 29 y 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como niveles promedio para PM10 y PM2.5, que pueden ser considerados como los niveles promedio anuales. Los niveles más elevados se registraron bajo situaciones NAF (39 y 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 y PM2.5 respectivamente). Durante los episodios RRAM se registraron niveles de PM10 y PM2.5 de 26 y 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En invierno se registran episodios de contaminación, también con niveles elevados de PM (30 $\mu\text{gPM10}/\text{m}^3$ y 22 $\mu\text{gPM2.5}/\text{m}^3$). Los episodios que registran los niveles más bajos son los que se producen bajo advecciones desde el Atlántico Norte (22 y 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 y PM2.5 respectivamente) y desde el Mediterráneo (20 y 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM10 y PM2.5).

Figura 1. Frecuencia anual (izquierda) y mensual (derecha) de los orígenes de masas de aire considerados durante el año 2004 en Baleares.



En la Tabla 1 se muestran los niveles promedio de concentración de elementos mayores y traza obtenidos para cada una de las fracciones granulométricas determinadas (PM10, PM2.5) así como los ratios de distribución granulométrica (PM2.5/PM10), considerando todo el periodo y los episodios NAF y RRAM por separado.

Los componentes mayoritarios en PM10 son las partículas de origen crustal (35%) y los compuestos secundarios inorgánicos (SIC, 35%), con una menor contribución de la materia carbonosa (materia orgánica y carbono elemental, OM+EC, 17%) y del aerosol marino (13%). En PM2.5 domina los SIC (47%) y OM+EC (27%), con una contribución mucho menor de materia crustal (20%) y aerosol marino (6%).

Los componentes crustales mayoritarios son Ca, en gran parte de origen local por resuspensión de carbonatos, y Al, Fe, y K, relacionados con la presencia de cuarzo y arcillas. Los elementos trazas de origen mayoritario crustal son Ti, Mn y Sr, entre otros. El aerosol marino está formado principalmente por cloruro sódico, con una granulometría del mismo, en términos de masa, gruesa (PM2.5/PM10=0.3). Los compuestos inorgánicos secundarios más frecuentes son el sulfato y nitrato amónico, si bien bajo determinados episodios tanto el sulfato como el nitrato están asociados a otras especies como el Na y/o el Ca, tal y como se observa en la Figura 2.

En este emplazamiento, aproximadamente el 15% del carbono no mineral es carbono elemental (EC) siendo 85% restante carbono orgánico (OC). La granulometría de los compuestos carbonosos es predominantemente fina, con una ratio PM2.5/PM10 de 1.

Los episodios **NAF** se caracterizan por una elevada contribución de la fracción crustal que representa casi el 50% de PM10 y el 25% de PM2.5. Los SIC suponen el 25% de la masa de PM10 y el 45% en PM2.5. De estos compuestos, el sulfato amónico predomina en PM2.5, mientras que en PM10, se deduce además la presencia de sulfato cálcico, atribuible a la reacción de especies ácidas de sulfato (SO_4^{2-} y HSO_4^-), ó SO_2 , con partículas de carbonato cálcico, resultando en la formación de las nuevas partículas. También se deduce la presencia nitrato sódico (y probablemente nitrato cálcico) en PM10 (Figura 2), debido a la interacción del ácido nítrico, ó NO_x , presentes en la atmósfera con partículas de aerosol marino (o materia mineral), resultando en la formación de las nuevas partículas y la volatilización del cloro. En todo el periodo, pero especialmente durante los episodios NAF, se detecta un déficit de amonio en las muestras de PM10 con respecto a PM2.5 que se debe a un artefacto de muestreo causado por la reacción entre el aerosol marino (depositado en el filtro de PM10, dada su granulometría gruesa) con las partículas de sulfato amónico. Esta reacción tiene como consecuencia la pérdida de cloro y amonio por volatilización, que se ve favorecida con altas temperaturas, de ahí que se produzca claramente en verano (periodo en que dominan los episodios NAF y RRAM, como se aprecia en la Figura 1) y menos frecuentemente en invierno.

La mayoría de los elementos traza se concentran en la fracción gruesa, teniendo un origen típicamente crustal. No obstante, los metales cuyo origen es antropogénico principalmente (V, Ni, Pb, Cu, Zn) presentan ratios superiores a 0.8. Estos elementos están asociados con los compuestos carbonosos al estar relacionados con procesos de combustión (tráfico, emisiones de barcos, refinería).

Tabla 1. Caracterización química del PM10 y PM2.5 para todas las muestras y perfiles químicos de los episodios NAF y RRAM. En la tabla superior se muestran los elementos mayores ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) y en la inferior los elementos traza (ng/m^3).

n	PM10			PM2.5			Ratio		
	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio
n	97	103							
PM	28,8	20,4	0,7						
OM+EC	5,1	5,1	1,0						
SiO ₂	2,1	0,9	0,4						
CO ₃ ²⁻	3,1	1,0	0,3						
Al ₂ O ₃	0,7	0,3	0,4						
Ca	1,3	0,4	0,3						
Fe	0,3	0,1	0,2						
K	0,3	0,1	0,4						
Na	1,7	0,4	0,2						
Mg	0,4	0,2	0,4						
P	0,02	0,01	0,5						
SO ₄ ²⁻	4,2	3,9	0,9						
NO ₃ ⁻	2,1	0,8	0,4						
Cl ⁻	1,1	0,4	0,4						
NH ₄ ⁺	1,5	2,0	1,3						
Crustal	8,3	3,0	0,4						
SIC	7,7	6,6	0,9						
OM+EC	5,0	5,0	1,0						
Marine	2,8	0,8	0,3						
Metals	0,2	0,1	0,8						
Total	24	16							
% det	85	78							

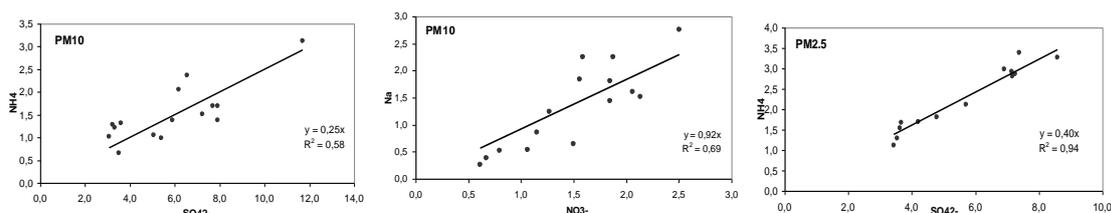
n	PM10			PM2.5			Ratio		
	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio
n	22	22							
PM	39,0	24,9	0,6						
OM+EC	3,7	4,0	1,1						
SiO ₂	5,4	1,9	0,3						
CO ₃ ²⁻	4,9	1,4	0,3						
Al ₂ O ₃	1,8	0,6	0,3						
Ca	2,2	0,5	0,3						
Fe	0,7	0,2	0,2						
K	0,5	0,2	0,3						
Na	2,0	0,5	0,2						
Mg	0,7	0,2	0,3						
P	0,03	0,02	0,5						
SO ₄ ²⁻	6,6	6,0	0,9						
NO ₃ ⁻	2,3	0,4	0,2						
Cl ⁻	0,8	0,3	0,4						
NH ₄ ⁺	1,6	2,4	1,5						
Crustal	17,1	5,0	0,3						
SIC	10,5	8,6	0,8						
OM+EC	3,7	3,8	1,0						
Marine	2,8	0,7	0,3						
Metals	0,2	0,2	0,6						
Total	34	19							
% det	87	75							

Li	PM10			PM2.5			Ratio		
	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio	PM10	PM2.5	Ratio
Li	0,28	0,13	0,5						
Ti	20	7	0,3						
V	6	6	0,9						
Cr	5	5	0,9						
Mn	4	2	0,4						
Ni	3,2	2,8	0,9						
Cu	37	38	1,0						
Zn	45	34	0,7						
As	0,38	0,31	0,8						
Se	0,47	0,28	0,6						
Rb	0,53	0,25	0,5						
Sr	3,24	0,93	0,3						
Y	0,20	0,14	0,7						
Cd	0,2	0,2	0,9						
Sn	2,1	1,7	0,8						
Sb	1,5	1,0	0,7						
Cs	0,02	0,01	0,3						
Ba	4,3	2,5	0,6						
LREE	1,06	0,45	0,4						
HREE	0,12	0,07	0,6						
Hf	0,58	0,48	0,8						
Ta	0,07	0,05	0,7						
Tl	0,07	0,05	0,8						
Pb	6,61	6,23	0,9						
Bi	0,09	0,06	0,6						
Th	0,11	0,08	0,8						
U	0,19	0,24	1,3						

Los episodios **RRAM** presentan un perfil químico muy similar al descrito para los episodios NAF, aunque con una carga mayor de los SIC (35% de PM10). La *ratio* PM2.5/PM10 para la fracción crustal es 0.4; por tanto, la mayor parte de la materia mineral se encuentra en la fracción gruesa, si bien este *ratio* es ligeramente superior al observado para los episodios NAF. Este hecho se debe a que el envejecimiento de las masas de aire produce una mayor selección de material, enriqueciendo las masas de aire en aerosoles finos. Los compuestos inorgánicos secundarios son de granulometría fina (*ratio* 0.9). La proporción de materia mineral es menor que en los episodios NAF y por tanto la formación de sulfato

cálcico por reacción de las partículas minerales con el sulfato ácido local no es tan evidente. Únicamente se detecta la presencia de nitrato sódico, que en este caso se concentra en la fracción $>2.5 \mu\text{m}$. El aerosol marino representa una pequeña fracción de la masa total y se concentra en la fracción gruesa, presentando una *ratio* similar al observado para episodios NAF y para el periodo completo. Por último, los elementos trazas se concentran mayoritariamente en la fracción fina (*ratio* 0.7), cuyo origen principal se encuentra en actividades antropogénicas. Algunos de estos elementos presentan niveles superiores a los observados para el periodo completo (V, Cu, Ni, Sb, Ba).

Figura 2. Correlación entre sulfato y amonio para PM10 y PM2.5, y entre nitrato y sodio en PM10 para las muestras correspondientes a eventos NAF y RRAM.



CONCLUSIONES

Se ha realizado el estudio de la variabilidad de los niveles de PM10 y PM2.5 en Baleares durante un periodo anual, con especial interés en la caracterización de las intrusiones africanas y los episodios regionales. Se han obtenido unos valores medios anuales de $29 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ y $20 \mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$.

En base a la clasificación del origen de las masas de aire, se ha determinado los niveles de partículas para cada tipo de episodio y se ha observado que los eventos que registran mayores niveles son además los que ocurren más frecuentemente. Así, los episodios RRAM ocurren el 19%, con niveles medios de 26 y $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 y PM2.5, respectivamente. Los episodios NAF ocurren el 21%, con niveles medios de 39 y $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 y PM2.5, respectivamente.

Los episodios NAF y RRAM se caracterizan por una mayor contribución de los componentes crustales y compuestos inorgánicos secundarios (SIC) en PM10, siendo los SIC y la materia carbonosa los componentes mayoritarios en PM2.5.

Puede decirse que, en el lugar seleccionado para el estudio, una parte importante del material particulado atmosférico es de origen externo, bien natural como el caso de la materia mineral (principalmente en la fracción $>2.5 \mu\text{m}$ aunque también presente en fracciones más finas) transportada desde el Norte de África, o bien de origen antropogénico aunque externo (origen regional).

Bajo eventos NAF y RRAM se detecta un incremento de los SIC (en términos absolutos y relativos). Entre estos compuestos, la especie dominante es el sulfato amónico, aunque se observan (en PM10 principalmente) otras como el sulfato cálcico (bajo eventos NAF) debido a la reacción del sulfato ácido local, o regional, con las partículas minerales de carbonato cálcico, y el nitrato sódico formado por reacción del aerosol marino con el ácido nítrico presente en la atmósfera.

Estas reacciones se pueden producir bien en la atmósfera o bien deberse a un artefacto de muestreo originado en el filtro. En ambos casos, se observa que, utilizando el método gravimétrico, de referencia según la directiva 1999/30/CE, existe un incremento de la masa de PM debido a la interacción entre los gases o compuestos ácidos, con la materia mineral (de elevada superficie específica). El muestreo utilizando *denuders*, que permiten retener los gases reactivos antes de entrar en contacto con las partículas depositadas en el filtro, permitiría confirmar las citadas reacciones y cuantificar la pérdida de compuestos volátiles en PM10 que se detecta (NH_4^+), que se volatiliza al reaccionar el sulfato amónico con el aerosol marino en el filtro.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y el proyecto de

investigación 2004-05984_C07-02/CLI. Agradecer al personal del Departament General de Qualitat Ambiental de les Illes Balears que se han encargado de realizar el muestreo y el envío de datos. Jorge Pey disfruta de una beca predoctoral del programa I3P del CSIC.

BIBLIOGRAFÍA

- Dockery D., Pope C., Xu X., Spengler J., Ware J., Fay M., Ferris B., Speizer F., 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England Journal of Medicine* 329, 1753-1759.
- Donaldson, K., MacNee, W., 2001. Potential mechanisms of adverse pulmonary and cardiovascular effects of particulate air pollution (PM10). *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203, 411-415.
- Millán M., Salvador R., Mantilla E., Kallos G., 1997. Photo-oxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: results from European research projects. *Journal of Geophysical Research* 102, 8811-8823.
- Pope C., Burnet R., Thun M., et al., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287, 1132-1141.
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Mantilla, E., 2002. Origin of high summer PM10 and TSP concentrations at rural sites in Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 36, 3101-3112.
- Wang, H., Kawamura, K., Shooter, D., 2005. Carbonaceous and ionic components in wintertime atmospheric aerosols from two New Zealand cities: Implications for solid fuel combustion. *Atmospheric Environment*, 39, 5865-5875.

DISTRIBUCIÓN Y EVOLUCIÓN DEL OZONO TROPOSFÉRICO EN ÁREAS URBANAS Y RURALES DE EXTREMADURA (ESPAÑA) DURANTE EL AÑO 2004

Eduardo Pinilla Gil¹, Francisco Javier Delfa de la O¹, M^a Rosario Palomo Marín¹, Carmen Marín Sánchez¹, Martín Bastos Martín²

¹ Dep. Química Analítica y Electroquímica, Univ. Extremadura, 06071 Badajoz, España

² Dir. Gen. Medio Ambiente, Junta Extremadura, Av. de Portugal, s/n, 06800 Mérida, España

Contacto: epinilla@unex.es.

Distribution and evolution of tropospheric ozone in urban and rural areas of Extremadura during 2004

Abstract

Tropospheric ozone is a secondary pollutant produced and decomposed by photochemical reactions. The complex tropospheric chemistry of ozone has not been studied in detail in Extremadura (Spain). We have afforded the study of spatial distribution and temporal evolution of tropospheric ozone by use of the regional atmospheric quality measurement units. The data showed a typical behaviour for the annual evolution of ozone. A summer maximum was observed, higher in urban than in rural locations. Correlation of ozone with temperature, solar radiation and nitrogen oxides was investigated.

Keywords: tropospheric ozone, atmospheric pollution, Extremadura

Introducción

Por sus efectos nocivos sobre la salud, la vegetación y los ecosistemas, el ozono troposférico es uno de los contaminantes prioritarios en la estrategia europea por la calidad del aire ambiente (UE, 2003). El ozono troposférico es un contaminante secundario generado por reacciones fotoquímicas entre precursores, tales como los óxidos de nitrógeno o los compuestos orgánicos volátiles (COVs) naturales y antropogénicos. Estas reacciones están catalizadas por la radiación solar y la temperatura. Existen también intrusiones desde la capa de ozono estratosférica. El ozono es un componente típico de los episodios de contaminación urbana habitualmente conocidos con el término “smog”, pero también se detectan elevaciones episódicas de su concentración en áreas suburbanas y rurales, como consecuencia del transporte de precursores. El ozono presenta una alta reactividad química, descomponiéndose través de diversas reacciones de oxidación que afectan a sustancias oxidables presentes en el entorno como las contenidas en la materia viva y en los materiales, lo cual es la causa de sus efectos negativos sobre la salud y el medio ambiente. En estas reacciones están también implicados algunos de sus precursores como los óxidos de nitrógeno. En zonas suburbanas y rurales, la menor presencia de agentes consumidores de O₃ produce a veces elevaciones notables de concentración. Esta situación, con múltiples fuentes de generación, múltiples sumideros, y una elevada reactividad configura para el ozono una química troposférica muy compleja (Sillman, 1999; Jenkin y Clemitshaw, 2000).

Diversos grupos han estudiado el comportamiento del ozono troposférico en diferentes zonas de España (Gimeno et al., 1999; Palacios et al., 2002; Ribas y Peñuelas, 2004); sin embargo, no se han realizado hasta ahora estudios sistemáticos en la región de Extremadura. Nuestro objetivo en este trabajo ha sido el estudio de la distribución espacial y de la evolución temporal de la concentración de ozono troposférico en Extremadura durante el año 2004, a partir de los datos de las tres estaciones fijas de la red de vigilancia de la calidad del aire de Extremadura (REPICA, 2006).

Materiales y métodos

Dos de las estaciones fijas de vigilancia atmosférica cuyos datos se han empleado para este estudio están ubicadas en las ciudades más pobladas de la región, Badajoz capital (latitud 38° 53' 12" N, longitud 6° 58' 15" W, 140.000 habitantes) y Cáceres capital (latitud 39° 28' 22" N, longitud 6° 21' 37" W, 84.000 habitantes). La tercera está ubicada en el Parque Natural de Monfragüe (latitud 39° 50' 57" N, longitud 5° 56' 23" W), en un entorno completamente rural (Figura 1). El intervalo temporal de estudio

corresponde al año 2004. Para la evaluación de la concentración de ozono se emplearon analizadores basados en la medida de la absorbancia ultravioleta DASIBI modelo 1008. Los datos se correlacionaron con parámetros meteorológicos y fisicoquímicos obtenidos en las mismas estaciones. En concreto, los datos de concentración de óxidos de nitrógeno se evaluaron mediante un analizador de quimioluminiscencia molecular DASIBI modelo 2108.

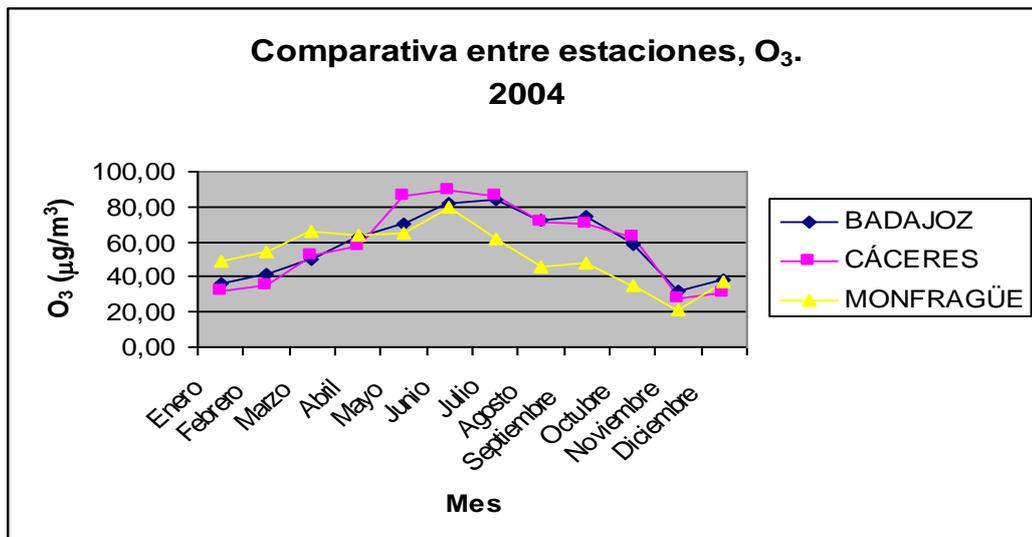
Figura 1. Puntos de medición



Resultados y discusión

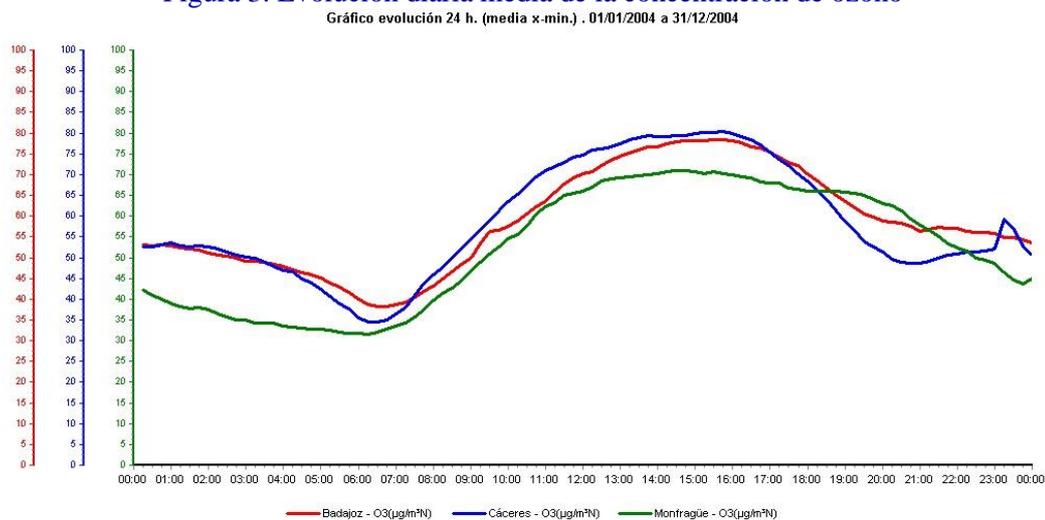
La evolución anual de la concentración de ozono troposférico, que se muestra en la Figura 2 en forma de valores medios mensuales, muestra el perfil típico para este contaminante, con un máximo en el período mayo-julio. Las concentraciones en Badajoz y Cáceres fueron similares durante todo el año, aunque los valores máximos se observaron en la estación de Cáceres. Los valores de concentración de ozono en los entornos urbanos de Badajoz y Cáceres fueron superiores a los medidos en la estación del Parque Natural de Monfragüe desde el mes de mayo hasta el mes de diciembre. Por el contrario, durante los meses de enero a abril se observan niveles de ozono superiores en el entorno rural del Parque Natural. Este comportamiento podría estar relacionado con el predominio de precursores naturales o antropogénicos en función de la estación.

Figura 2. Evolución anual de las concentraciones de ozono



La evolución diaria media de la concentración de ozono en las tres estaciones de vigilancia se muestra en la Figura 3. Se observan comportamientos típicos diarios en las tres estaciones de medida, similares a los observados en otras zonas (Gimeno et al., 1999; Ribas y Peñuelas, 2004) con máximos a media tarde como consecuencia de la generación secundaria de ozono por la acción de la radiación solar y la temperatura sobre los precursores naturales y antropogénicos. Como era previsible, los niveles de ozono en la estación rural de Monfragüe se mantienen más bajos que en las estaciones urbanas de Badajoz y Cáceres. No obstante, a última hora de la tarde se observa una inversión de la tendencia. Este comportamiento pudiera ser debido a los distintos mecanismos de generación de ozono en los ambientes urbanos respecto al ambiente rural, en función de los tipos de precursores implicados.

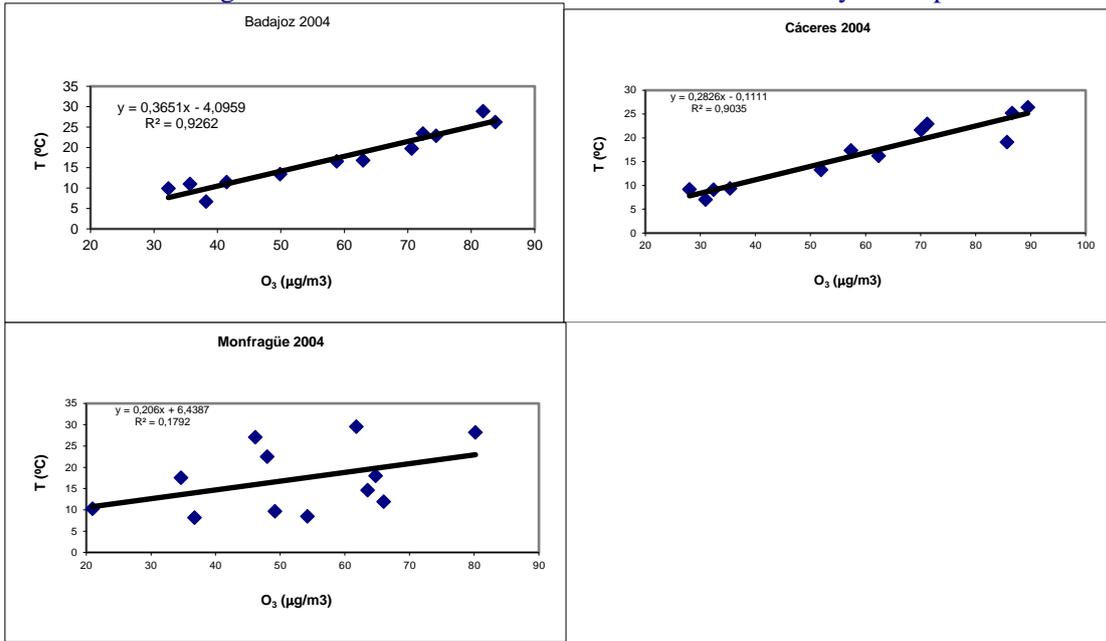
Figura 3. Evolución diaria media de la concentración de ozono



Se llevó a cabo un estudio de los valores horarios máximos de ozono durante todos los días del año, a fin de evaluar el nivel de este contaminante en relación con los valores de protección marcados en la legislación. En nivel de información al público, establecido en 180 µg/m³ de máxima horaria, no se alcanzó en ninguna ocasión en ninguna de las tres estaciones de medida. Se estableció un nivel óptimo para los días en que la concentración horaria máxima estuvo comprendida entre 0 y 90 µg/m³, y un nivel admisible para los días en que la concentración horaria máxima estuvo comprendida entre 90 y 180 µg/m³. En Badajoz, el porcentaje de días con calidad óptima fue del 60,9 %, en Cáceres el 55,5 %, y en Monfragüe el 59,8 %, mientras que el porcentaje de días con calidad admisible fue del 39,1 % en Badajoz, el 44,5 % en Cáceres y el 40,2 % en Monfragüe. Estos resultados indican que la calidad del aire respecto a este contaminante es esencialmente igual, indicando la existencia de factores naturales y antropogénicos que equilibran la aportación de ozono en zonas urbanas y rurales de Extremadura.

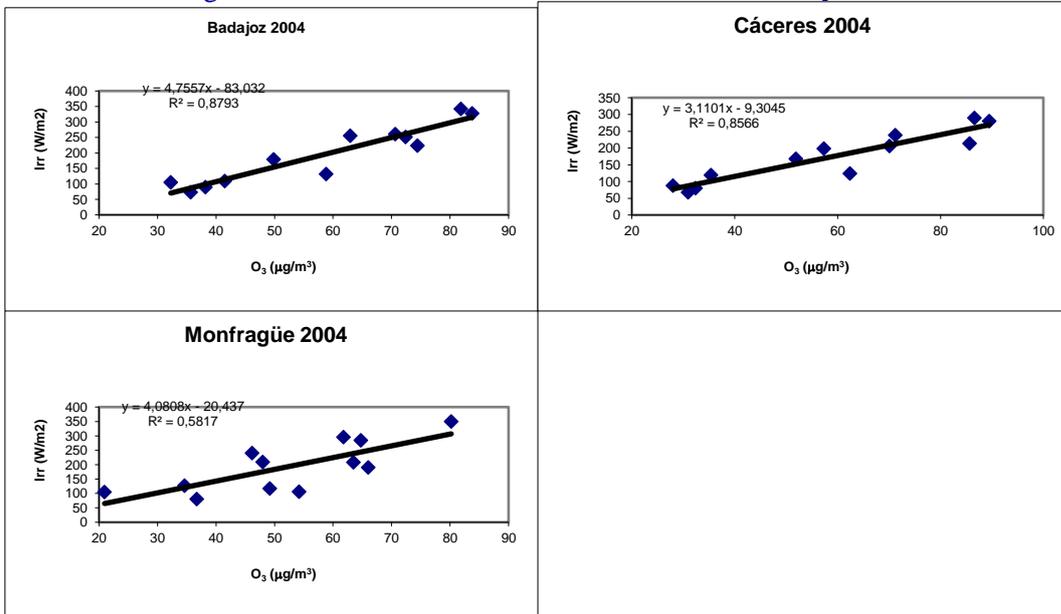
Se evaluó la correlación entre la temperatura media mensual y la concentración de ozono media para las tres estaciones de medida, encontrándose los resultados que se muestran en la Figura 4. La correlación es manifiesta para las estaciones urbanas de Badajoz y Cáceres, mientras que no se observa correlación en la estación del Parque Natural de Monfragüe. Los resultados responden a las previsiones en el caso de las estaciones de vigilancia atmosférica urbanas, pero se apartan del comportamiento usual en el caso de la estación rural. Este comportamiento deberá ser confirmado e interpretado con mayor detalle en estudios posteriores.

Figura 4. Correlación entre la concentración de ozono y la temperatura



La influencia de la radiación solar sobre los niveles de concentración de ozono se muestra en la Figura 5. Se observa la existencia de correlación lineal en las tres estaciones de medida, si bien la correlación es más acusada para las estaciones urbanas de Badajoz y Cáceres que para la estación rural de Monfragüe, comportamiento similar al observado para la temperatura.

Figura 5. Correlación entre la concentración de ozono y la radiación solar



Se evaluó a continuación la existencia de correlación lineal entre la concentración de ozono y la concentración de óxidos de nitrógeno, NO_x (NO + NO₂). La evolución anual de los valores de óxidos de nitrógeno sigue una pauta muy diferente en las tres estaciones de medida, observándose valores medios más bajos en la estación rural de Monfragüe (Figura 6 para NO₂). Se encontró una correlación inversa entre ambas variables en las tres estaciones de medida, más débil en la estación rural de Monfragüe (Figura 7). Este comportamiento está probablemente relacionado con el carácter mixto de precursor y consumidor de O₃ que presentan los óxidos de nitrógeno.

Figura 6. Evolución anual de las concentraciones de dióxido de nitrógeno

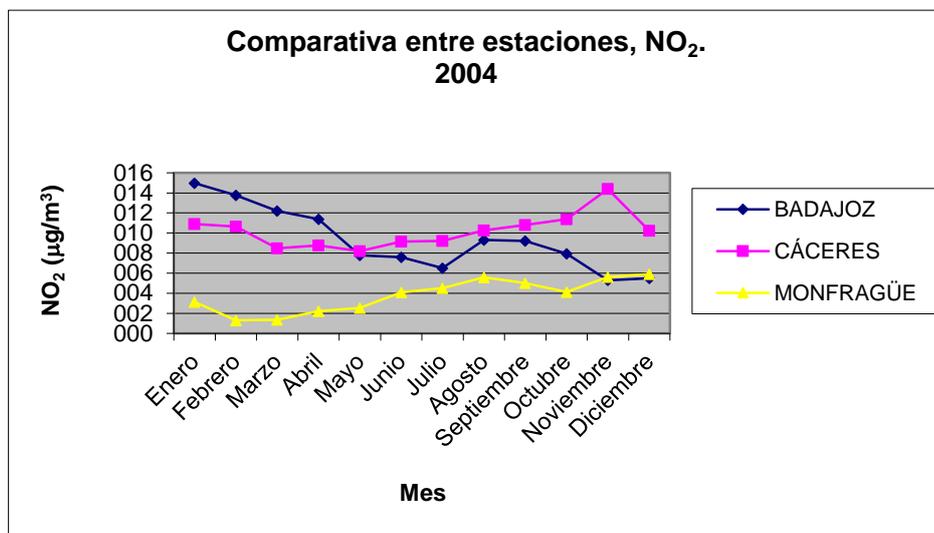
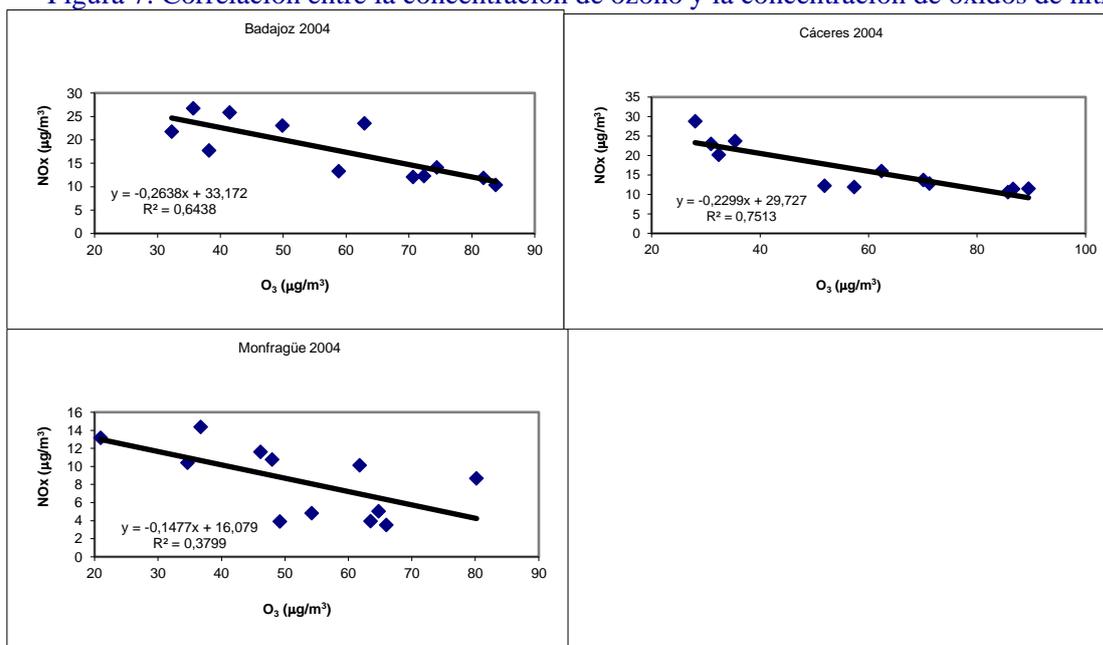


Figura 7. Correlación entre la concentración de ozono y la concentración de óxidos de nitrógeno



Conclusiones

Los niveles de concentración de ozono en Extremadura siguen una pauta anual con máximos en el período mayo – julio que corresponden a los meses de mayor temperatura e irradiación solar. La evolución diaria presenta un máximo a primeras horas de la tarde, como corresponde a la generación secundaria de ozono por reacciones de precursores en presencia de la radiación solar. Los valores horarios máximos no superaron el umbral de información pública marcado por la legislación, con niveles del orden del 60 % de días de calidad óptima y 40 % de días de calidad admisible para las tres estaciones de medida. En concordancia con las previsiones de los modelos de generación de ozono, se encontraron correlaciones positivas entre los niveles medios mensuales de ozono y los de temperatura y radiación solar, y correlaciones negativas con los niveles medios mensuales de óxidos de nitrógeno.

Agradecimientos

Proyecto financiado parcialmente con cargo a la Red Extremeña de Protección e Investigación de la Calidad de Aire (REPICA), por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, mediante el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Bibliografía

- Gimeno L., Hernández E., Rúa A., García R. y Martín I. 1999. Diurnal and seasonal variation of the surface ozone in Spain. *Phys. Chem. Earth* 24, 519.
- Jenkin M.E. y Clemitshaw K.C. 2000. Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment* 34, 2499
- Palacios M., Kirchner F., Martilli A., Clappier A., Martín F. y Rodríguez M.E. 2002. Summer ozone episodes in the Greater Madrid area. Analyzing the ozone response to abatement strategies by modelling *Atmospheric Environment* 36, 5323
- REPICA 2006. http://aym.juntaex.es/webs/dgma/web_repica/index.html.
- Ribas A. y Peñuelas J. 2004. Temporal patterns of surface ozone levels in different habitats of the Northwestern Mediterranean basin. *Atmospheric Environment* 38, 985
- Sillman S. 1999. The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment* 33, 1821
- U.E. 2003. Estrategia europea de medio ambiente y salud. COM (2003). Documento 338.

ANÁLISIS DE LA INESTABILIDAD ATMOSFÉRICA Y SU RELACIÓN CON LA DINÁMICA DE PRECIPITACIÓN DE LA REGIÓN OCCIDENTAL DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Queralt, S.⁽¹⁾, Gallego, D.⁽²⁾, Hernández, E.⁽¹⁾ e Iturrioz, I.⁽¹⁾

⁽¹⁾Dept. Física de la Tierra II, Facultad de Ciencias Físicas, Universidad Complutense de Madrid

⁽²⁾Dept. Física de la Tierra, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Pablo de Olavide, Sevilla

Atmospheric Instability analysis and its relationship with precipitation patterns over the western Iberian Peninsula.

Abstract

Thermodynamic and dynamic atmospheric instability indexes allow to classify the the rainfall type´s and provide information about the associated meteorological phenomena and regional instability sources. In this work, we characterize the instability sources over the Iberian Peninsula by means of radiosounding station data and reanalysis data sets from the ECMWF, for the period 1963-2002. Dynamic instability indices such us the Q vector divergence (dQ) or the potential vorticity anomaly (PV) in the 330K isentropic surface have been calculated. Thermodynamic instability indexes including CAPE, NCAPE, LI, TT, KI, SI have been also evaluated. In addition, the leading Principal Components (PCs) in an EOF analysis of specific humidity are computed to assess the dominant moisture sources over de Iberian Peninsula. The first results allow to evaluate the combined dynamic and thermodynamic preferred conditions leading to rainfall events over the western Iberian Peninsula.

Key words: NCAPE, Potential Vorticity, moisture, rainfall

1. Introducción

Los parámetros de inestabilidad de estratificación y dinámica ofrecen la posibilidad de clasificar los diferentes tipos de precipitación y precisar los fenómenos meteorológicos y fuentes de inestabilidad atmosférica dominantes en una región. En el presente trabajo se ha caracterizado la inestabilidad en un área centrada en la Península Ibérica mediante datos diarios de estaciones de radiosondeo y datos de reanálisis del *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF), para el periodo comprendido entre el 1963 hasta la actualidad. Mediante el reanálisis se han cuantificado los parámetros de inestabilidad dinámicos como el la divergencia del vector Q (dQ), Anomalías de Vorticidad Potencial en la superficie isentrópica de 330 K (PV), así como el cálculo de componentes principales (EOFs) de la humedad específica para poder hacer una primera aproximación de las fuentes de humedad dominantes sobre la península. Mediante las estaciones de radiosondeo se han evaluado los parámetros de inestabilidad térmica (NCAPE, CIN, LI, TT, etc.). El análisis conjunto de los resultados ha permitido evaluar las condiciones favorables para la inestabilización de la atmósfera que inducen a los eventos de precipitación en la vertiente occidental de la Península Ibérica.

2. Datos y Metodología

Los datos de precipitación fueron obtenidos del Instituto Nacional de Meteorología (INM), proporcionando datos de precipitación horaria y diaria de varias estaciones localizadas en la Península Ibérica, desde el 1963 hasta la actualidad. De las estaciones de radiosondeo ubicadas en la Península Ibérica se extrajeron los índices de inestabilidad atmosférica de tipo termodinámico o los valores necesarios para el cálculo de ellos. Los datos necesarios para el cálculo de los parámetros de inestabilidad de tipo dinámico, tales como PV, dQ en 500 hPa y dQ en 850hPa se han obtenido del ECMWF.

Los valores de cada parámetro de inestabilidad termodinámica (LI, TT, KI, SI, CAPE, CIN, LFCEL Y LFC) han sido comparados con los valores de precipitación, para comprobar la correlación existente entre el grado de inestabilidad medido por cada índice y la precipitación registrada para la misma fecha. Asimismo, se realizan análisis multivariantes para conocer el grado de correlación entre varios índices y el grado de vinculación de los mismos con la precipitación.

Asumiendo un régimen quasi-geostrófico, uno de los índices calculados para realizar el análisis de la inestabilidad de tipo dinámico es el vector Q, introducido por Hoskins et al. (1978). Según Bluestein (1986) el vector Q representa el forzamiento ageostrófico resultante del desequilibrio geostrófico e hidrostático. La convergencia del vector Q es directamente proporcional al movimiento vertical ascendente

El otro índice de inestabilidad dinámica ha sido la Vorticidad Potencial en la superficie isentrópica de 330 K. La anomalía de la vorticidad potencial fue calculada restando al valor de vorticidad potencial 2 PVU (*potencial vorticity units* = $10e-6$ K/kg m² s) que definen la tropopausa dinámica. Anomalías positivas indican inestabilidad, mientras que las negativas están asociadas a situaciones estables.

3. Resultados y Discusión

Se han realizado cálculos de correlación de cada uno de los parámetros termodinámicos con los valores de precipitación para las 00UTC y 12UTC en un periodo de 14 años. También se han calculado los valores de correlación de los índices entre sí, para la precipitación acumulada, y para intervalos de intensidad de precipitación. Todos los cálculos se han realizado para el invierno (DEF), primavera (MAM) verano (JJA) y otoño (SON). También se han calculado correlaciones para los días en los que no se produjo precipitación, pero si se registraron valores de inestabilidad.

LI, TT, KI, SI y CIN son los cinco parámetros termodinámicos que muestran valores de correlación comparativamente más altos que el resto de los parámetros de inestabilidad de estratificación en las cuatro estaciones del año, respecto a la precipitación total. En general JJA tiene valores de correlación más bajos, dado que la precipitación total recogida para esta estación del año es escasa, no obstante, KI persiste en la época estival con correlación significativa respecto al resto de parámetros. En DEF y MAM hay un mayor número de parámetros termodinámicos con correlaciones significativas.

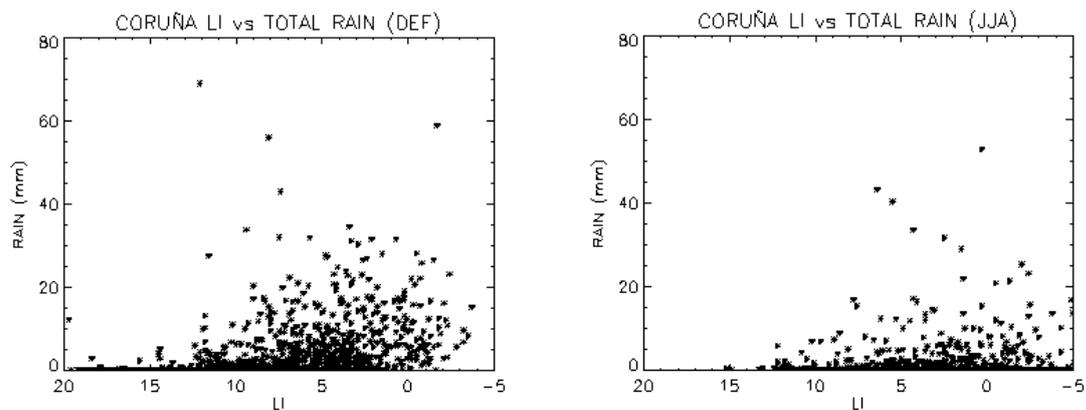


Figura 1: A la izquierda se representan los valores registrados de LI en la Coruña en los días de invierno que hubo precipitación ($r = -0.375$); se observa que los valores de LI cercanos a cero o negativos se asocian a valores mayores de dispersión de las cantidades de precipitación. A la derecha la gráfica muestra los mismos pares de valores para la estación de verano ($r = -0.133$).

En un análisis posterior se detallaron los días en función de la intensidad de precipitación en ellos registrada, separándolos en cuatro tipos: precipitación escasa (0-5mm), precipitación moderada (5-15mm), precipitación moderadamente intensa (15-30) y precipitación muy intensa (>30mm). Para la precipitación moderadamente intensa se observa de manera generalizada en todas las estaciones un ligero incremento de los valores de correlación. Las precipitaciones intensas (>30 mm) aparecen principalmente en los meses de verano con índices de correlación altos, sobre todo los parámetros

CAPE, NCAPE, CIN y Lfc_{el}, aunque hay que tener en cuenta que el número de datos a correlacionar en JJA es menor que en el resto de las estaciones.

Se encuentran buenas correlaciones entre el NCAPE y CAPE con el LI, debido a que los tres están vinculados al nivel de la convección libre (LFC). El resto de las correlaciones entre las posibles combinaciones de parámetros no son significativas.

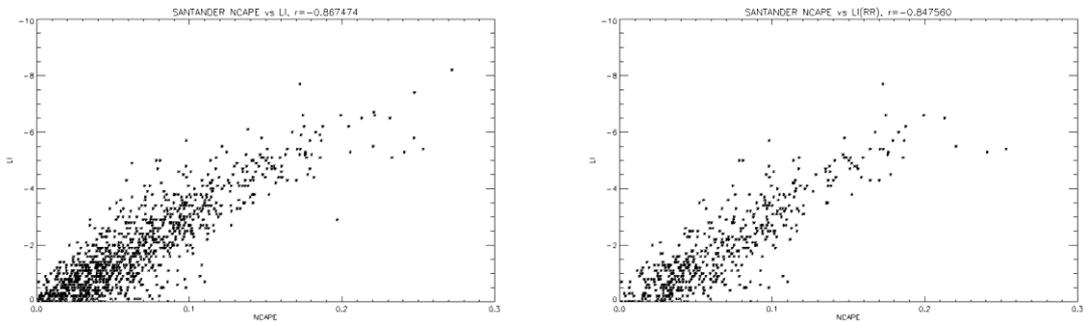


Figura 2: la figura de la izquierda representa la correlación existente entre el parámetro LI con el NCAPE conjuntamente para las medidas nocturnas y diurnas; a la derecha se representa la correlación existente entre el parámetro LI con el NCAPE restringida a los días de precipitación de cualquiera de las intensidades arriba mencionadas.

Los índices de inestabilidad dinámica han sido correlacionados con los datos de precipitación recogidos durante 14 años, de dos medidas. Al mismo tiempo se han calculado los índices de correlación entre los propios parámetros de inestabilidad dinámica.

Los valores relativos de correlación mayor de los índices de inestabilidad dinámicos con la precipitación total pertenecen a la anomalía de vorticidad potencial. En todas las estaciones del año y en todas las estaciones geográficas se muestra una mayor correlación por parte de PV que de los otros dos índices (dQ500 y dQ850) sin diferenciación horaria.

Los valores de correlación entre los parámetros dinámicos siguen un patrón semejante al de los de estratificación, de manera que el valor de correlación y el número de parámetros correlacionados aumenta conforme incrementa la intensidad de precipitación. Las mayores correlaciones se dan entre PV y la dQ500, y entre dQ500 y dQ850, sobre todo en el intervalo de precipitación moderadamente intenso y en el intervalo intenso.

Evolución temporal de los índices de inestabilidad

Se ha realizado un análisis de la evolución temporal con objeto de identificar patrones de comportamiento característicos de cada uno de los parámetros. Al representar los valores acumulados anuales puede observarse que la dispersión genera una estructura característica y reiterada en otros índices y estaciones de radiosondeo. En cada una de las estaciones se puede distinguir la influencia del régimen de viento dominante y condiciones sinópticas. La representación de los valores acumulados de CAPE muestra una ligera tendencia de ascenso. En el transcurso de los años, el valor medio de CAPE y el valor del máximo tienden a ser más elevados.

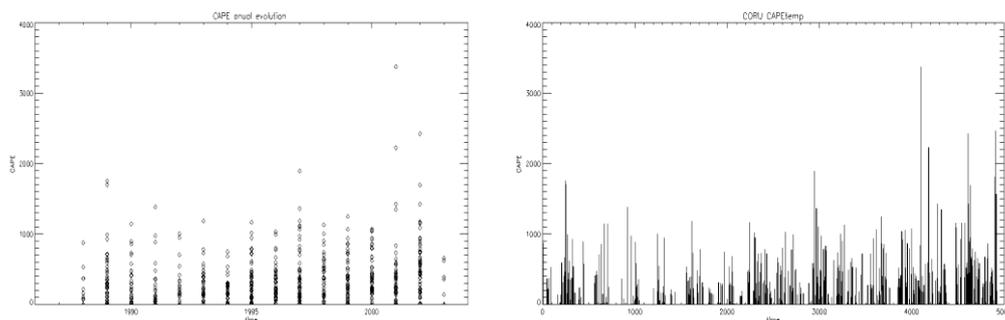


Figura 3: La gráfica representa los valores anuales acumulados de CAPE de la estación de A Coruña; a la izquierda los valores acumulados en el año, y a la derecha la evolución de la serie de datos extendida.

También se han representado los valores diarios de los índices Los patrones más marcados son los pertenecientes a los índices LI y PV. En el caso del LI, los valores más negativos (indicadores de la inestabilidad termodinámica) se alcanzan en la estación de primavera e inicio del verano; también se alcanzan valores negativos de menor intensidad en la estación de otoño.

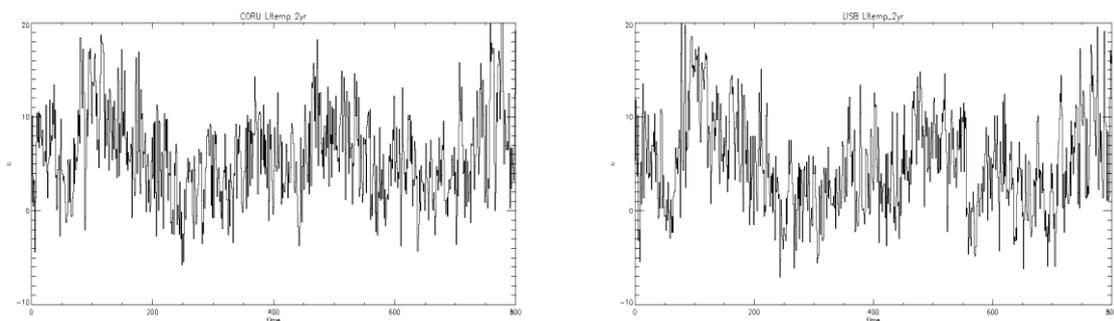


Figura 4: Evolución temporal de los datos de LI pertenecientes a la estación de Coruña (izquierda) y Lisboa (derecha). En el eje de las abscisas se representa el tiempo. Los primeros noventa valores corresponden al otoño, terminando el primer período anual en el otoño del año siguiente. Se han representado dos periodos anuales (730 días). Los valores máximos corresponden a la estación de invierno.

4. Referencias

- Blanchard, D.O. 1998: Assessing the Vertical Distribution of Convective Available Potential Energy. *Weather and Forecasting*, **13**, 870-877.
- Bluestein, H.B. 1986: Jet streaks: A theoretical perspective: Mesoscale Meteorology and Forecasting. *Amer. Meteor. Soc.* Boston, MA, 173-215.
- Davis, C.A. and Emanuel, K.A. 1991: Potential Vorticity of Cyclogenesis. *American Meteorological Society*, 1929-1953.
- Edouard, S., Vautard, R. And Brunet, G. 1997: On the maintenance of potential vorticity in the isentropic coordinates. *Q Quart. J. R. Meteorological Society*. **123**, 2069-2094.
- Elbern, H. And Hendricks, J. 1998: A Climatology of Tropopause Folds by Global Analyses. *Theoretical and Applied Climatology*, **59**, 181-200.
- Griffiths, M., Thorpe, A.J., and Browning, K. 2000: Convective destabilization by a tropopause fold diagnosed using potential-vorticity inversion. *Royal Meteorological Society*, **126**, 125-144.
- Homar, V., Romero, R., Ramis, C. and Alonso, S. 2002: Numerical study of the October 2000 torrential precipitation event over eastern Spain: analysis of the synoptic-scale stationarity. *Annales Geophysicae*, **20**, 2047-2066.
- Hoskins, B.J., Draghici, I. And Davies, H.C. 1978: A new look at the ω equation. *Quart. J. R. Meteorological Society*. **104**, 31-38.
- Hoskins, B.J., McIntyre, M.E. and Robertson, A.W. 1985: On the use and significance of isentropic potential vorticity maps. *Quart. J. R. Meteorological Society*. **111**, 877-946.

VARIACIONES QUIMICAS, TEMPORALES Y ESPACIALES DEL MATERIAL PARTICULADO PM₁₀ Y PM_{2.5} EN ESTACIONES URBANAS EN ESPAÑA

Querol X.¹, Alastuey A.¹, Moreno T.¹, Viana M.¹, Castillo S.¹, Pey J.¹, Artiñano B.², García Do Santos S.³, Fernández Patier R.³, Sanz M.J.⁴, Minguillón M.C.⁵, Monfort E.⁵, Palomo R.⁶, Pinilla E. R.⁶

¹Instituto de Ciencias de la Tierra, CSIC, C/ Luis Solé Sabarís s/n, 08028 Barcelona, Spain

²CIEMAT, Avda. Complutense 22, 28040 Madrid, Spain. xquerol@paleo.ija.csic.es

³Instituto de Salud Carlos III, Ctra. Majadahonda-Pozuelo km2, 28220 Madrid, Spain

⁴CEAM C/ Charles Darwing 14, 46998 Paterna, Valencia, Spain

⁵Instituto de Tecnología Cerámica, Campus Universitario Riu Sec, 12006 Castellón, Spain

⁶Departamento de Química Analítica, Universidad de Extremadura, 06071 Badajoz, Spain

Chemical, temporal, and spatial variations of ambient air PM₁₀ and PM_{2.5} in urban sites of Spain.

Abstract

Average ranges of PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations and chemical composition in Spain show significant variations across the country, with PM₁₀ levels at several industrial and traffic hotspots exceeding air quality limit values. Such variations and exceedances are linked to patterns of anthropogenic and natural PM emissions, climate, and reactivity/stability of particulate species. PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations reach 15-20 µgPM₁₀/m³ and 9-12 µgPM_{2.5}/m³ in most rural/regional background sites, 22-41 PM₁₀/m³ and 18-25 µgPM_{2.5}/m³ in urban background and industrial sites, and 45-50 µgPM₁₀/m³ and 27-35 µgPM_{2.5}/m³ heavy traffic hotspots. Spatial distributions show sulphate and carbon particle levels reach maxima in industrialized areas and large cities (where traffic emissions are higher), and nitrate levels increase from the Atlantic to the Mediterranean (independent of the regional NO_x emissions). African dust outbreaks have an influence on the number of exceedances of the daily limit value, but its additional load on the mean annual PM₁₀ levels is only highly significant in Southern Iberia and Canary and Balearic Islands. The marine aerosol contribution is near one order of magnitude higher in the Canaries compared to the other regions. Important temporal influences include PM intrusion events from Africa (more abundant in February-March and spring-summer), regional scale pollution episodes, and weekday vs. weekend activity. Higher summer insolation enhances (NH₄)₂SO₄ but depletes particulate NO₃⁻ (because of the thermal instability of ammonium nitrate in summer) and Cl⁻ (due to HCl volatilization resulting from the interaction of gaseous HNO₃ with the marine NaCl), as well as generally increasing dry dust resuspension under a semi-arid climate.

Keywords: PM₁₀, PM_{2.5}, Spain, geochemistry, metals.

Introducción y metodología

La composición química del material particulado atmosférico en zonas urbanas españolas, así como sus variaciones temporales varían significativamente a lo largo del país debido a los fuertes contrastes climáticos que en él se producen. La cada vez más restrictiva legislación europea será difícil de cumplir en muchas zonas de España donde el clima es semiárido, influenciadas por intrusiones de polvo africano, y propensas a abundantes fenómenos de resuspensión de partículas naturales y antropogénicas. Más aún, la red de monitoreo de calidad del aire en España se caracteriza por una proporción muy elevada de estaciones de tipo urbano e industrial en comparación con otros miembros de la UE (78%, contra 40% en la UE-25).

Con el fin de entender los principales factores responsables de la composición y distribución de material particulado en diferentes zonas urbanas españolas se han obtenido y analizado datos de niveles de polución en 21 estaciones de control de calidad del aire de la Península Ibérica, Baleares y Canarias durante el periodo 1999-2005. Éstas incluyen, estaciones de tráfico (Barcelona-Sagrera, L'Hospitalet y Madrid-E. Aguirre), estaciones urbanas de fondo (con influencia industrial: L'Alcora-Castellón, La Línea-Cádiz, Tarragona-DARP, Hospital M. Lois-Huelva, Llodio, Mercado Central-Las Palmas de Gran Canaria, Alcobendas, Barcelona-CSIC, Santa Cruz de Tenerife, Badajoz, Burgos, Mallorca, Puertollano), estaciones suburbanas (con influencia industrial: Onda-Castellón y Cartagena), y

estaciones regionales de fondo (Monagrega-Calanda (semiárido); Bemantes- A Coruña y Barcelona-Montseny (húmedo)).

En todas las estaciones se ha efectuado el muestreo de PM_{10} y $PM_{2.5}$ con equipos gravimétricos de alto volumen de referencia de la norma EN-1234-1 o MCV PM1025, utilizando filtros de microfibras de cuarzo. Tras obtener la concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ por diferencia de pesada, se determinaron las concentraciones de: a) sulfato, nitrato y cloruro por cromatografía iónica y/o electroforesis capilar, b) amonio mediante colorimetría-FIA, c) Al, Fe, Mn, Mg, Ca, P, Na, K, Ti, V, Sr y Ba mediante ICPA-ES previa digestión total de una fracción del filtro en medio ácido, d) 30 elementos traza en la solución resultante de la citada digestión ácida mediante ICP-MS, e) carbono total mediante análisis elemental LECO. Además, se determinaron indirectamente las concentraciones de carbonatos y de sílice a partir de las concentraciones de Ca y Al, respectivamente. De la sustracción del contenido en carbonato-carbonato al carbono total, se determinan los niveles de carbono no mineral o OC+EC (carbono orgánico más elemental). Las estrategias analíticas utilizadas se describen en detalle en trabajos anteriores (Querol et al., 2001 y Rodríguez et al., 2002).

En el presente estudio se agrupan los parámetros determinados como: a) componente crustal (suma de concentraciones de Al_2O_3 , SiO_2 , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Ti, P y carbonato); b) componente marino (suma de concentraciones de Cl^- , Na^+ y sulfato marino deducido de la aplicación del ratio marino a la concentración de Na/SO_4^{2-}); c) OM+EC ó materia orgánica más carbono elemental (resultante de aplicar un factor 1.2 a la concentración de OC+EC); d) Compuestos inorgánicos secundarios (CIS, o suma de las concentraciones de SO_4^{2-} no marino, NO_3^- y NH_4^+); y e) componente no determinado, resultante de la sustracción de los componentes crustal, marino, CSIC y OM+EC de la concentración másica de PM_{10} o $PM_{2.5}$.

Resultados y discusión

Los niveles medios anuales de PM varían entre $15-20\mu gPM_{10}/m^3$ y $9-12\mu gPM_{10}/m^3$ en estaciones regionales de fondo remotas (tipo EMEP), $18-22\mu gPM_{10}/m^3$ y $13-15\mu gPM_{10}/m^3$ en estaciones rurales, $22-27\mu gPM_{10}/m^3$ en estaciones de tipo fondo industrial, $32-41\mu gPM_{10}/m^3$ y $18-25\mu gPM_{10}/m^3$ en estaciones urbanas de fondo (más elevados en Barcelona y Canarias), y $45-50\mu gPM_{10}/m^3$ y $27-35\mu gPM_{2.5}/m^3$ en estaciones urbanas de tráfico. La fracción $PM_{2.5}$ está enriquecida en partículas producidas por el tráfico como OM+EC y CIS, con los niveles de $PM_{2.5}$ de tipo antropogénico (excluyendo minerales) alcanzando valores de 9, 11-18 y $21-26\mu g/m^3$ en estaciones rurales, urbanas y de tráfico respectivamente. Estos valores ponen de manifiesto la dificultad de estas estaciones urbanas para lograr el nivel propuesto por la UE para $PM_{2.5}$ de $12-20\mu g/m^3$, especialmente en aquellas estaciones de tráfico donde el componente de tipo crustal supone una adición de $4-5\mu g/m^3$. En la Tabla 1 se resumen los resultados de composición química de PM_{10} y $PM_{2.5}$ para las 21 estaciones.

La concentración de sulfato no marino (>90% como $(NH_4)_2SO_4$) en PM_{10} obtenido en estaciones como Barcelona, Tarragona, L'Alcora-Onda, L'Hospitalet, La Línea, Llodio y Huelva varía entre 4 y $7\mu g/m^3$, mientras que en Alcobendas, Canarias y estaciones de fondo regional esta concentración está comprendida entre 3 y $4\mu g/m^3$ (Figura 1). Esta variabilidad de niveles de sulfato no marino es consecuencia de la distribución de áreas industriales. En el entorno peninsular, los niveles de sulfato no marino maximizan en verano, como consecuencia de la mayor insolación y por tanto la mayor tasa de oxidación estival de SO_2 de las emisiones locales a SO_4^{2-} . En Canarias, por el contrario, un porcentaje elevado de los niveles de sulfato registrados no posee carácter local, dado que las emisiones producidas en los centros urbanos e industriales son rápidamente transportadas sobre el océano por efecto de los vientos Alisios. Así, la procedencia del sulfato en Canarias es externa, por una parte, y por lo tanto su llegada a las islas se produce de manera constante a lo largo de todo el año. Por otra, en Canarias la velocidad de oxidación del SO_2 es prácticamente constante a lo largo del año. Consecuentemente, la tasa de transformación del SO_2 local no presenta ninguna tendencia estacional.

En cuanto a los niveles de nitrato, su concentración presenta una mayor variabilidad espacial alcanzando las máximas concentraciones ($4-6\mu g/m^3$) en las zonas altamente industrializadas de Barcelona y Tarragona, mientras que en el resto de las estaciones industriales (Huelva y Llodio), de fondo regional y urbanas la concentración media de nitrato varía entre $2-3\mu g/m^3$, y en la estación de fondo rural del Norte (Bemantes) se ha obtenido una concentración media de $1\mu g/m^3$ (Figura 1). Esta distribución refleja una tendencia a incrementar los niveles de nitrato de Oeste a Este en el entorno peninsular,

mientras que en Canarias los niveles se asemejan a los registrados en el sector occidental de la península. Esta tendencia se observa al margen de los tipos de estación definidos, ya que estaciones que se encuentran sometidas a emisiones similares (por ejemplo, Huelva y Tarragona) presentan concentraciones medias de nitrato muy diferentes (2 frente a 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente). En la mayoría de las estaciones las concentraciones de nitrato minimizan en verano, debido a la inestabilidad térmica del nitrato amónico. En invierno, por el contrario, este compuesto es estable en fase particulada y al mismo tiempo se favorece su acumulación por las peores condiciones dispersivas de la atmósfera. La situación es diferente en Canarias, donde la variación estacional es poco marcada. En Llodio, por otra parte, la constancia de las concentraciones de nitrato se debe a la llegada de aportes externos de esta especie en verano a través del valle del Nervión. Estos aportes externos compensan la pérdida de NH_4NO_3 local, lo que resulta en una ausencia de variación estacional.

Tabla 1 Resultados de composición química de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ para las 21 estaciones en ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ y %).

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10}	$\text{PM}_{2.5}$
AEROSOL MARINO		
Interior peninsular	1	0.5
Exterior peninsular	2-4	1-1.5
Canarias	10-12	1.5-2
COMPUESTOS INORGÁNICOS SECUNDARIOS		
Fondo regional	5-8	4-5
Fondo urbano	6-11	5-9
Tráfico e Industrial	8-15	8-12
MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ELEMENTAL		
Fondo regional	2-5	2-5
Fondo urbano	5-10	5-10
Tráfico	10-18	10-18
COMPONENTE CRUSTAL (O MINERAL)		
Fondo regional	2-5 (Z. industria primaria, 8-10)	1-2
Fondo urbano	8-12 (Z. industria primaria, 15-20)	3 (excepto Canarias 3-5)
Tráfico	13-15	4-6
%		
AEROSOL MARINO		
Interior peninsular	3	1-2
Exterior peninsular	6-15	3-7
Canarias	20-40	6-12
COMPUESTOS INORGÁNICOS SECUNDARIOS		
Fondo regional	28-36	30-35
Fondo urbano	20-27 (Canarias 10-12)	21-33 (Canarias 16-26)
Tráfico e Industrial	16-31	20-38
MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ELEMENTAL		
Fondo regional	12-26	22-34
Fondo urbano	12-32	25-45
Tráfico	24-38	39-51
COMPONENTE CRUSTAL (O MINERAL)		
Fondo regional	12-25 (Z. industria primaria, 36)	8-11
Fondo urbano	23-31 (Z. ind. primaria, 45-50)	9-17 (Canarias 16-22)
Tráfico	26-33	12-16

Las concentraciones de materia orgánica y carbono elemental (OM+EC) son máximas (11-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en estaciones con alta influencia del tráfico (Madrid y Barcelona), intermedias en estaciones de fondo urbano (6-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Llodio, Tarragona, Huelva, Gran Canaria y Alcobendas), y bajas en las estaciones de fondo regional 2.5-5.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 1).

La evolución estacional de los niveles de OM+EC es la misma para todas las estaciones estudiadas excepto en Monagrega, donde los niveles permanecen estables a lo largo del año debido a la ausencia de fuentes locales importantes de carbono. En el resto de las estaciones se observa un máximo invernal de OM+EC, que está relacionado con las condiciones atmosférica poco dispersivas características del invierno. En Canarias se observa también un mínimo estival de OM+EC, y ello se debe a que durante este periodo la intensidad de los vientos Alisios es máxima, lo que genera una mayor dispersión de los contaminantes atmosféricos.

Como muestra la Figura 2, los niveles de materia mineral en PM10 alcanzan los niveles superiores en zonas influenciadas por emisiones de material particulado primario industrial (10 y 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en estaciones de fondo regional y urbanas, respectivamente), seguidas de las estaciones de tráfico (13-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), de fondo urbano con baja influencia de emisiones primarias industriales (7-11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), y de fondo rural (3-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Así, la contribución mineral es muy superior en zonas de tráfico que en zonas con elevados aportes de materia particulada mineral natural (como aportes de polvo africano en Canarias, o resuspensión en el desierto de Calanda-Monagrega). La evolución estacional se caracteriza por presentar máximos aleatorios, coincidentes con episodios de intrusión de masas de aire africanas y de contaminación local. No obstante, se observa una cierta tendencia a presentar niveles superiores en verano debido a la mayor resuspensión, menor precipitación y mayor frecuencia de episodios africanos.

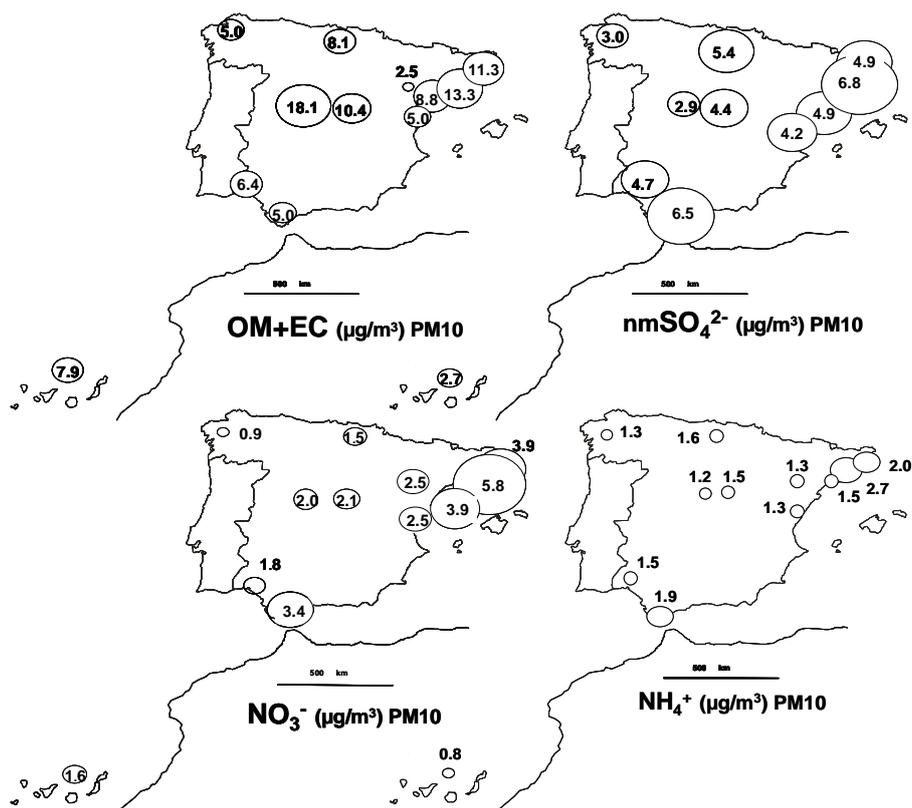


Figura 1. Niveles medios anuales de NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , materia orgánica y carbono elemental (OM+EC) en PM10 en la Península Ibérica y Canarias. Modificado de Querol et al. (2004).

En la Figura 2 se han representado también los niveles de aerosol marino en las estaciones seleccionadas. Tal como cabía esperar, las máximas concentraciones se registran en Canarias (11.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), que superan ampliamente a las registradas en el entorno peninsular. En las estaciones periféricas (La Línea, Bemantes, Llodio, Barcelona, L'Hospitalet, L'Alcora, Onda, Tarragona y Huelva) los niveles son muy similares, y varían dentro de un rango muy estrecho de 2-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hacia interior de la península (Madrid y Monagrega) se observa una clara disminución, ya que los valores obtenidos oscilan entre 0.7-1.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La evolución estacional de Na^+ y Cl^- en PM10 en Canarias se diferencia una vez más de lo registrado en la península, ya que en las islas las concentraciones de ambos elementos permanecen constantes a lo largo del año, como consecuencia de la ausencia de variación de las fuentes de aerosol marino y de la insolación. Por el contrario, en el entorno peninsular se observan dos tendencias diferentes. En primer lugar, en las estaciones costeras (con la única excepción de Huelva) los niveles de Na^+ y Cl^- maximizan en verano debido a la mayor intensidad de las circulaciones costeras (brisa marina), pero los niveles de Cl^- disminuyen durante los meses de mayor insolación como consecuencia de su volatilización en forma de HCl en la reacción de formación de NaNO_3 (véanse posteriores

interpretaciones). La segunda tendencia estacional observada en la Península se detecta en las estaciones ubicadas en el interior (Madrid y Monagrega) y en Huelva. En estos casos, la llegada de aerosol marino a las zonas alejadas de la costa se produce de manera constante a lo largo del año, y así los niveles de Na^+ y Cl^- no varían en función de la estación. Sin embargo, la mayor temperatura estival induce a la inestabilidad del nitrato amónico y la formación de ácido nítrico, y por tanto favorece la volatilización de Cl^- en forma de HCl . Es por ello que en estas zonas se detecta también un mínimo estival de este componente.

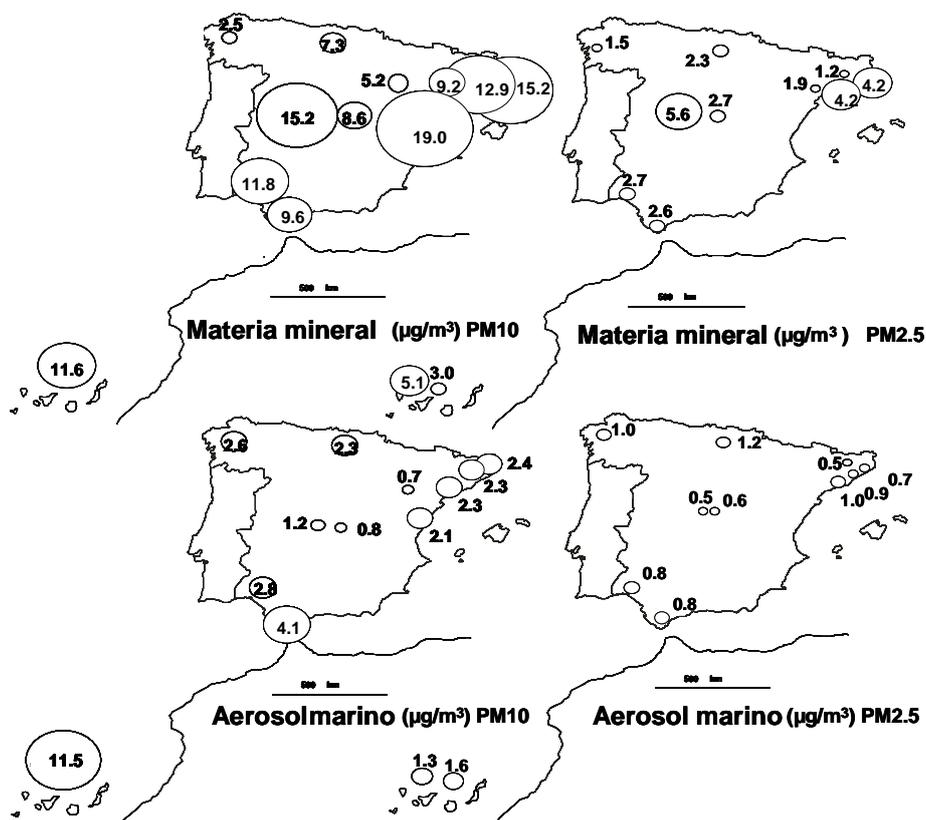


Figura 2. Niveles medios anuales de materia mineral y aerosol marino en PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ en la Península Ibérica y Canarias. Modificado de Querol et al. (2004).

La variabilidad espacial de las concentraciones de CIS y OM+EC en $\text{PM}_{2.5}$ presenta un patrón similar al descrito para PM_{10} . No obstante cabe mencionar las menores concentraciones de NO_3^- obtenidas en $\text{PM}_{2.5}$ respecto a PM_{10} . Esta disminución se debe a la presencia de NaNO_3 o $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ en la fracción granulométrica gruesa ($2.5\text{-}5.0\ \mu\text{m}$), que es retenido en el ciclón del impactador y por tanto no alcanza el filtro de $\text{PM}_{2.5}$. Los nitratos sódico y cálcico son más abundantes en verano dado que el nitrato amónico es poco estable en el periodo cálido, siendo el ácido nítrico gaseoso la fase predominante en esta estación. En el caso de Canarias, dado los altos niveles de NaCl , la mayoría del nitrato está presente casi siempre como nitrato sódico y no como amónico.

En lo referente al aerosol marino, su contribución en $\text{PM}_{2.5}$ se reduce drásticamente respecto a PM_{10} . Así, las diferencias regionales entre Canarias ($11\text{-}12\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) y la Península ($0.5\text{-}4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) destacadas para PM_{10} , se reducen drásticamente en $\text{PM}_{2.5}$, con niveles de aerosol marino comprendidos entre 0.5 y $1.6\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En lo referente la materia mineral, también se aprecia una marcada disminución de su contribución en $\text{PM}_{2.5}$ respecto a PM_{10} , de forma que en estaciones de fondo rural y fondo urbano peninsulares los niveles de material cristal en $\text{PM}_{2.5}$ se reducen a $1.2\text{-}1.5$ y $3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Sin embargo,

destaca aún una elevada carga relativa de material crustal en estaciones de tráfico con niveles en el rango de 4 a 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en algunas estaciones Canarias con niveles de 3 a 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Reconocimientos

Los resultados expuestos en el presente artículo han sido obtenidos de un proyecto de investigación de la D.G: de Calidad y Evaluación Ambiental del Ministerio de Medio Ambiente. Estudios de zonas específicas han sido financiados por la Generalitat de Catalunya, la *Generalitat Valenciana* y la Junta de Andalucía. Agradecemos al Ministerio de Educación y Ciencia la concesión de los proyectos de investigación del Plan Nacional de I+D: AMB-98-10044, REN2001-0659-C03-03 y CGL2004-05984-C07-02/CLI, cuyos resultados han contribuido decisivamente en la elaboración del presente artículo. Asimismo, agradecemos a las CCAA participantes (Andalucía, Baleares, Canarias, Castilla León, Castilla La Mancha, Cataluña, Euskadi, Extremadura, Galicia, Madrid, Murcia y Valencia) y al INM, La Universidad de la Laguna y ENDESA la colaboración en el desarrollo de la investigación.

Bibliografía

- Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Plana, F., Mantilla, E., Ruiz, C.R. (2001). Monitoring of PM10 and PM2.5 around primary particulate anthropogenic emission sources. *Atmospheric Environment* 35, 845-858.
- Querol, X., Alastuey, A., Viana, M.M., Rodriguez, S., Artiñano, B., Salvador P., Garcia Do Santos, S., Fernandez Patier, R., Ruiz, C., de la Rosa, J., Sanchez de la Campa, A., Menendez, M., Gil, J.I. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in Spain. *Journal of Aerosol Sciences*, 35, 1151–1172.
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Plana, F. (2002). Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric aerosol in the Western Mediterranean. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres*. 107, D24, 4777, 10.1029/2001JD001488.

Patrones diurnos del ozono durante el Invierno: Ciudad de México

¹Rico A. E., ²Correa-García A., ¹Coronado M. M.

Academia de Ing. Ambiental. E.S.I.Q.I.E., I.P.N. ¹

Edif. N 8, 2º piso, Unidad Profesional A. L. Mateos.

Zacatenco, México, D. F.

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo ²

Facultad de Biología. Ciudad Universitaria. Morelia, Mich.

ericoarz@yahoo.com, armandocorea@yahoo.com, coronado124@hotmail.com

Ozone diurnal pattern during winter: Mexico City

Antecedentes

Una duda de interés estadístico involucrada en el monitoreo atmosférico es en sí, saber si la proporción de excedencia de los niveles de contaminación del aire aumentan o disminuyen con el tiempo. Lo anterior, podría tener respuestas totalmente diferentes. Pese a esto, es ampliamente reconocido que la frecuencia de los eventos extremos es un indicador más importante en los efectos sobre la salud, que el nivel promedio diario del ozono según Piegorsch *et al.* (1998). Además, las concentraciones de ozono están influidas por variaciones estocásticas y estacionales, por lo que es difícil evaluar la eficiencia de la reglamentación de estándares para mejorar la calidad del aire (Flaum *et al.*, 1996). Sin embargo, los estudios sobre patrones diarios de los contaminantes presentes en la atmósfera de las grandes ciudades a través del tiempo, en la literatura, no son frecuentes.

Metodología

En el presente trabajo se utilizan los datos de los contaminantes NO_x, NO₂, O₃ y de las variables temperatura y humedad relativa. La información se consiguió, de la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno Mexicano <http://www.sma.df.gob.mx>. Se cotejan varios días de Enero por separado, de los años 1989, 1991 y 2005. El sitio escogido fue El Pedregal (Suroeste de la Ciudad de México), se prefirió por tener un clima semifrío subhúmedo [C(E)(w₂)(w)] con mayor contaminación por O₃, durante la mayor parte del año. Se realizaron ensayos de normalidad, estadísticos no paramétricos (ANOVA) y estimaciones no lineales, para efectos de identificar variaciones e intentar explicar la asociación respectivamente, entre las variables ya mencionadas. Para garantizar la confiabilidad de los resultados, el porcentaje de muestreo en la información empleada fue mayor al 75%.

Resultados

En general, los conjuntos de datos tratados, propios de las variables en estudio para la semana del 01 al 06 de Enero entre los años 1989, 1991 y 2005, indican que los valores de la mediana para los contaminantes precursores son: NO₂ = 0.035ppm y NO_x = 0.051 ppm y para O₃ = 0.025 ppm; aparentemente fueron iguales χ^2 , $p = 0.05$ pero en orden de magnitud diferente figura 1, grafica A. En cambio, la temperatura y la humedad relativa resultaron desiguales con valores de χ^2 , $p = 0.0001$. La comparación del O₃ para cada uno de los seis días, entre los tres años, mostró resultados similares; sin embargo, los días 05 y 06 mostraron mayor variación en las concentraciones horarias de O₃, lo que sugiere un cambio en las emisiones de NO₂, NO_x entre 1991 y 2005 según indican los modelos de regresión propuestos en la figura 1, graficas C-D; en tanto que, la temperatura parece responsable del aumento del O₃ en 1989 figura 1, gráfica B.

Por otra parte, los patrones diurnos del O₃ hallados para el día 05 de enero, 1991 y 2005 confirman la influencia de los NO_x en la producción de este contaminante secundario, figura 1, gráficas E-F, después del mediodía y máximas concentraciones entre la 13:00 y 15:00hrs. Nótese que en el 2005 las concentraciones se desplazaron alrededor de las 16:00 y 18:00hrs. con respecto a 1991. Este fenómeno ha sido documentado en (Correa-García, 2004).

La descripción anterior, demuestra un incremento notable en las emisiones de NO₂; NO_x y por consiguiente del O₃, principalmente en horas de la madrugada (Tabla 1) alrededor del 175% y 356%; entre la una y cuatro de la mañana, con valores cercanos a 0.040ppm en comparación con los observados en 1989.

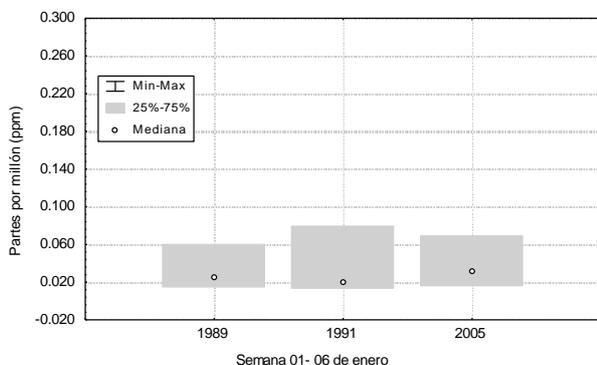
El mayor aumento ocurrió entre las 16:00hrs y 20:00hrs, cerca del 400 % (figura 1, gráfica F) con valores >0.200ppm y ±0.048ppm con respecto a los observados en 1989 (Tabla 1). Análogamente, los óxidos de nitrógeno (NO₂, NO_x) muestran incrementos alarmantes mayores al 300%, principalmente el NO₂, el cual parece dominado por los NO_x en proporción 1:2 ó más, por ejemplo: 0.047ppm de NO₂ contra 0.081ppm de NO_x a la una de la mañana en 1989 ó bien 0.054ppm de NO₂ contra 0.166ppm de NO_x a las ocho de la mañana del 2005; sin embargo, esta proporción no siempre es consistente, a veces la medida es ligeramente mayor a 1:1, como se observa en 1989 el O₃ alcanzó las 0.280ppm en tanto que los óxidos de nitrógeno mostraron valores cercanos a 0.060ppm.

El aumento inesperado, de los óxidos de nitrógeno y del mismo ozono entre 1989 y 2005, podría deberse al incremento de la flota vehicular de ±124 %, censado en 3,407,769 por El Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI, 2005) con respecto a 1,519,411 en 1986. Los estudios recientes, sobre el actual incremento de los óxidos de nitrógeno en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) realizados en (Correa-García & Zavala-Hurtado, 2002; Correa-García, 2004; Rico *et al.*, 2005) y el inventario de emisiones calculado entre 1994 y el año 2000 para la ZMVM, también mostró un aumento en las emisiones de contaminantes. Como se muestra en el cuadro siguiente:

AÑO	Emisiones			
	ton/año	CO (ton/año)	NO _x (ton/año)	COV (ton/año)
1994	2 585 509	1 679 889	192 391	388 987
2000	3 553 076	2 035 425	193 451	429 755

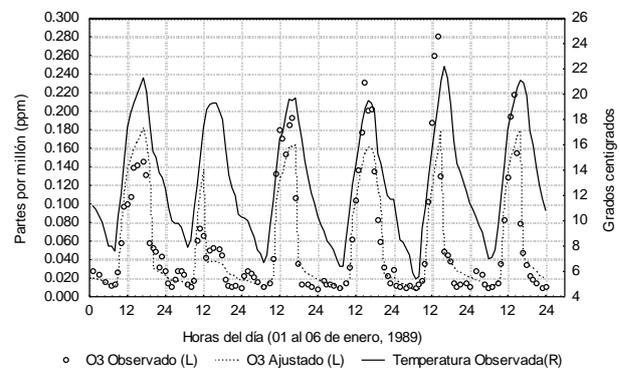
El aporte mayor de estas emisiones correspondió a las fuentes móviles con 30%, de 2,011,555 paso a 2,609,438 ton/ año; las fuentes de área con 70% de 482,303 a 816,222 ton/ año; las fuentes puntuales vario 22% de 77,004 paso a 93,591 ton/ año y en menor cantidad las fuentes biogénicas, según los informes del (INEGI, 2005).

Gráfica A

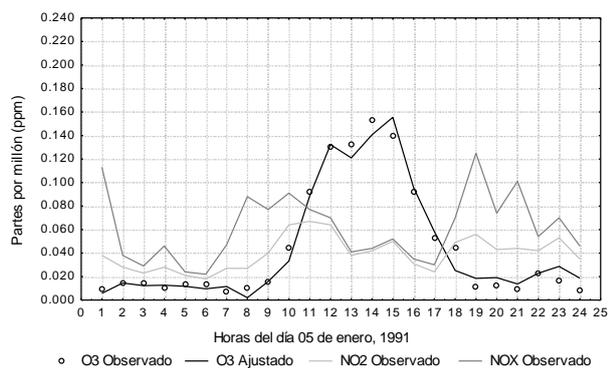


Gráfica C

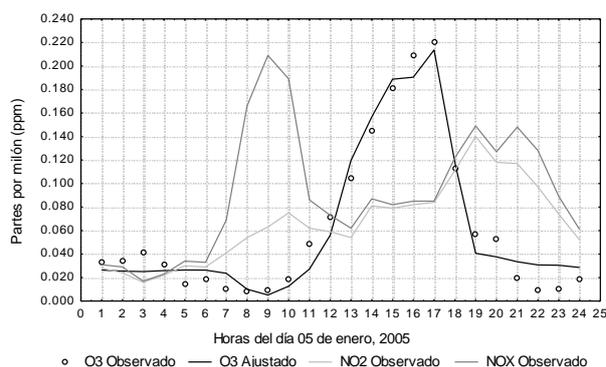
Gráfica B



Gráfica D



Gráfica E



Gráfica F

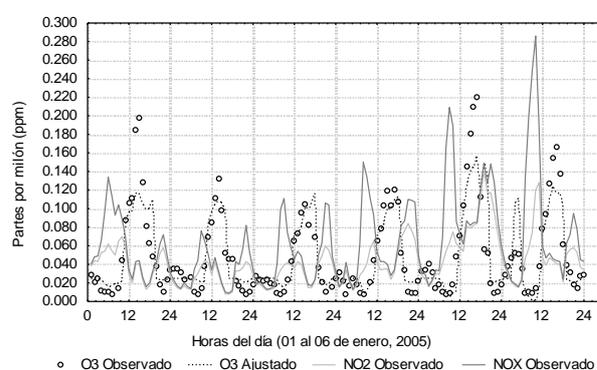
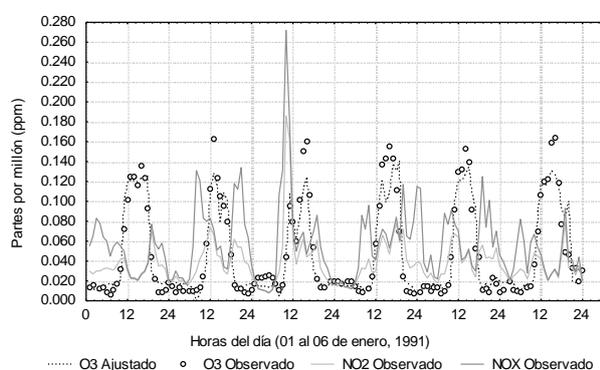


Figura 1. Gráfica A: variaciones del valor total de la mediana del O₃ (0.025 ppm), en varios días de enero, entre los años 1989, 1991 y 2005. Modelos de regresión no lineal, que explican la formación de O₃. En B la temperatura, y C-D los óxidos de nitrógeno. En E y F, patrón diario del 05 de enero de 1991 y 2005 respectivamente.

Discusión

El análisis no paramétrico mostró variaciones significativas que indican una modificación en las concentraciones horarias del O₃, con tendencia descendente del 01 al 04 de enero; aumentando en los días 05 y 06 entre 1989 y 2005; sin embargo, el año 1989 y 1991 se caracterizaron por falta de información entre las 15:00 y las 17:00 h respectivamente para todas las variables en estudio. En consecuencia, la falta de datos podría estar influyendo en los resultados, sobre los cambios observados de los patrones diarios. Por otra parte, los óxidos de nitrógeno (NO_x, NO₂), mostraron alta correlación (0.9) y de estos con el ozono fue nula (<0.25); sin embargo, como se puede ver en las gráficas C-F de la Figura 1, parece existir correlación negativa, debido a que la formación del O₃ se presenta cuando los óxidos de nitrógeno descienden. Esta observación ha sido documentada por Jáuregui (1992); Sandoval *et al.* (1997); Rico *et al.*, (2002). Como se demuestra con las siguientes reacciones fotoquímicas:



La descripción anterior, sugiere que la formación del O₃ en Pedregal, parece deberse al efecto combinado de condiciones climáticas adversas, por ejemplo, las bajas temperaturas del invierno promueven la estabilidad atmosférica (inversión térmica) en la ZMVM; además de los cambios de emisión del NO₂ y los NO_x, pero la falta de información en 1989 debilita esta hipótesis; al

menos para este año. En los casos de 1991 y 2005 pueden soportan los modelos propuestos; aun cuando, no alcanzan a explicar las variaciones máximas del O₃ (figura 1, gráficas B, C y D). En los patrones diurnos (gráficas E-F, figura 1) las rectas de ajuste describen adecuadamente los cambios del O₃, con coeficientes de correlación en todos los casos cercanos a 0.90 y los cambios de los óxidos de nitrógeno (NO₂, NO_x) explican en ±80 % las variaciones del O₃.

Tabla 1. Valores horarios de los contaminantes precursores NO₂, NO_x y O₃, para el 05 de Enero de 1989, 1991 y 2005. Sitio Pedregal al Suroeste de la Ciudad de México. Inc = Incremento/ descenso expresado en porcentaje.

FECHA	HORA	Ozono			Inc	Bióxido de nitrógeno			Inc	Óxidos de nitrógeno			Inc
		1989	1991	2005		1989	1991	2005		1989	1991	2005	
05/01/05	1	0.012	0.009	0.033	175	0.047	0.038	0.028	-40	0.081	0.113	0.031	-62
05/01/05	2	0.010	0.015	0.034	240	0.042	0.028	0.024	-43	0.096	0.038	0.029	-70
05/01/05	3	0.009	0.015	0.041	356	0.037	0.023	0.016	-57	0.069	0.029	0.017	-75
05/01/05	4	0.009	0.010	0.031	244	0.033	0.028	0.022	-33	0.049	0.046	0.023	-53
05/01/05	5	0.012	0.013	0.015	25	0.024	0.021	0.030	25	0.029	0.024	0.034	17
05/01/05	6	0.010	0.013	0.019	90	0.024	0.018	0.029	21	0.035	0.022	0.033	-6
05/01/05	7	0.009	0.007	0.010	11	0.025	0.027	0.041	64	0.051	0.047	0.069	35
05/01/05	8	0.013	0.010	0.008	-38	0.027	0.027	0.054	100	0.178	0.088	0.166	-7
05/01/05	9	0.017	0.016	0.009	-47	0.057	0.040	0.063	11	0.135	0.077	0.209	55
05/01/05	10	0.035	0.044	0.019	-46	0.111	0.064	0.075	-32	0.181	0.091	0.189	4
05/01/05	11	0.102	0.092	0.049	-52	0.089	0.067	0.062	-30	0.100	0.077	0.086	-14
05/01/05	12	0.187	0.130	0.071	-62	0.073	0.064	0.059	-19	0.078	0.070	0.073	-6
05/01/05	13	0.259	0.132	0.104	-60	0.064	0.038	0.054	-16	0.067	0.041	0.062	-7
05/01/05	14	0.280	0.153	0.145	-48	0.058	0.042	0.081	40	0.061	0.044	0.087	43
05/01/05	15	0.130	0.140	0.181	39	0.027	0.050	0.079	193	0.030	0.052	0.082	173
05/01/05	16	0.048	0.092	0.209	335	0.007	0.031	0.082	1071	0.010	0.035	0.085	750
05/01/05	17	0.044	0.053	0.220	400	0.008	0.024	0.084	950	0.012	0.030	0.085	608
05/01/05	18	0.038	0.044	0.113	197	0.013	0.049	0.111	754	0.017	0.070	0.122	618
05/01/05	19	0.014	0.011	0.057	307	0.032	0.056	0.140	338	0.064	0.125	0.149	133
05/01/05	20	0.011	0.012	0.053	382	0.033	0.043	0.118	258	0.061	0.074	0.127	108
05/01/05	21	0.013	0.009	0.020	54	0.031	0.044	0.117	277	0.061	0.101	0.148	143
05/01/05	22	0.010	0.023	0.009	-10	0.033	0.042	0.097	194	0.106	0.054	0.128	21
05/01/05	23	0.014	0.017	0.010	-29	0.029	0.053	0.074	155	0.044	0.070	0.089	102
05/01/05	24	0.010	0.008	0.019	90	0.039	0.035	0.052	33	0.086	0.046	0.061	-29

Probablemente influye de manera importante los cambios ocurridos en la formulación de las gasolinas mexicanas, a raíz de esto se advierte la reducción de algunos contaminantes, como el monóxido de carbono (CO) y los hidrocarburos totales, pero al mismo tiempo, se han incrementado la formación de precursores de O₃ Bravo *et al.*, (1992). Estudios recientes sobre esta misma situación en la flota vehicular de los Estados Unidos, para efectos de reducir la contaminación del aire, Jacobson *et al.* (2004) informan que la proporción de NO₂: NO del diésel moderno podría excederse más que en relación con la gasolina; en consecuencia, la reducción de NO_x en el diésel por debajo de los niveles de la gasolina se complica. A menos que la relación NO₂: NO y el total de NO_x, se reduzcan en ambos combustibles (gasolina-diésel). Esto conviene porque se lograrían, emisiones más bajas de hidrocarburos (HC) y monóxido de carbono (CO) con relación a la gasolina. Aun así, podría intensificarse sobre la superficie alta, el smog fotoquímico en promedio, debido a que dependen más de los NO_x y de la relación NO₂: NO que de los HCs y CO. Además, los vehículos con dispositivos para la reducción de NO_x pueden ser más efectivos para controlar la reducción de ozono. Ningún estudio ha examinado, el efecto potencial de la contaminación atmosférica, debido al cambio

de combustible de gasolina por diésel moderno en los vehículos, de tal manera que se pueda saber que esta contaminación puede afectar la salud pública.

La introducción en la ZMVM de automóviles con convertidor catalítico en 1991, requirió la reformulación de las gasolinas mexicanas y la reducción en 1992 del contenido de hidrocarburos reactivos. Se implementaron los programas “Hoy no Circula” y Verificación Vehicular, así como el Programa Integral de reducción de emisiones contaminantes (PIREC) para reducir las emisiones de NO_x en 1999 y el Programa para el Mejoramiento de la Calidad del Aire de La Zona Metropolitana del Valle de México y los resultados obtenidos al nivel de este estudio, no parecen satisfactorios.

Conclusiones

Las concentraciones máximas de ozono, por arriba de 0,200 ppm disminuyeron en la primera semana de enero 2005, con respecto a 1989. Al mismo tiempo que se modificaron al incremento en horas vespertinas y al anochecer. En cambio, los óxidos de nitrógeno (NO₂, NO_x) se han incrementado notablemente, por lo que la asociación de estos, con la formación de smog fotoquímico, es tema actual de investigación.

Las políticas de protección ambiental, establecidas en la ZMVM deben ser revisadas o bien, reorientadas, para minimizar el progresivo aumento de los óxidos de nitrógeno.

Es importante mejorar aún más las gasolinas mexicanas, disminuyendo también considerablemente la concentración de azufre, hasta los niveles actuales de la Unión Europea y CARB, California de los EUA, con lo cual se ayudaría a las tecnologías empleadas para disminuir la contaminación atmosférica.

Bibliografía

- Bravo, H., Roy-Ocotla, G., Sánchez, P. & Torres, R. (1992) La contaminación atmosférica por ozono en la zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1992, pp. 173-184. (Cap. IX) En: la Contaminación atmosférica. Sus causas y sus efectos. Comisión Nacional de Derechos Humanos. México, D. F. México.
- Correa-García, A. (2004) Contaminantes atmosféricos en la zona metropolitana de la ciudad de México. Instituto Politécnico Nacional-Universidad Autónoma Metropolitana. Primera edición. Pp. 280. Impreso en México, DF, México.
- Correa-García, A. & Zavala-Hurtado, A. (2002) Contaminantes precursores del ozono en la Ciudad de México. Ciencia y Desarrollo (México) 28(166) pp. 48-55.
- Flaum J.B.; S. T. Rao, & I. G. Zurbenko. (1996) Moderating the Influence of Meteorological Conditions on Ambient Ozone Concentrations. Technical Paper. Journal Of the Air & Waste Management Association. Vol. 46, 1996, pp. 35-46.
- Jáuregui, E. (1992) Meteorological aspects of ozone characterization and trend for period 1986-1992 in Mexico City. En: Meeting of the Commission of Climatology of the 27th International Geographical Congress. University Park, 3-8. August 1992.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI, 2005) Estadísticas del Medio Ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana 2002. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Av. Héroe de Nacozari Núm. 2301 Sur, Acceso 11, PB. Frac. Jardines del Parque, CP. 20270. Aguascalientes (Ags., México). 452 pp. <http://www.inegi.gob.mx>.
- Mark Z. Jacobson, Jhon H. Seinfeld, Greg R. Carmichael, & David G. Streets (2004) The effect on photochemical smog of converting the U.S. fleet of gasoline vehicles to modern diesel vehicles. Geophysical Research Letters, Vol, 31, LO2116, doi: 10.1029/2003GLO18448,2004. Auxiliary material available at <ftp://ftp.agu.org/apend/gl/2003GLO18448>.
- Piegorsch, W.W.; E. P. Smith, D. Edwards y R. L. Smith. (1998) Statistical Advances in Environmental Science. Statistical Science Vol. 13, No. 2, 1998, pp.186-208.
- Programa para el Mejoramiento de la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México 1995-2000. Comisión Ambiental Metropolitana, México.

- Rico, A. E., Correa-García, A. y Coronado, M. M. (2005) Contaminación atmosférica en la zona metropolitana del valle de México. V Simposio de Contaminación Atmosférica. Celebrado en el Aula Magna de **El** Colegio Nacional. Del 19 al 21 de julio 2005. México, DF., México.
- Rico, A. E., Correa-García, A. y Coronado, M. M. (2002) Contaminación atmosférica por ozono en la zona metropolitana del valle de México. IV Simposio de Contaminación Atmosférica. Celebrado en el Aula Magna de **El** Colegio Nacional. Del 05 al 07 de noviembre 2002. México, DF., México.
- Sandoval, J., Jaimes, J.L., Zúñiga, V.A., Marroquín, O., Ortiz, R. y González, E. (1997) Comparación de resultados de experimentos de cámaras de smog exteriores realizados en los Ángeles, CA. Y en la Ciudad de México. Contaminación Atmosférica Volumen II Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México, DF.
- Zar, J. H. 1999 Biostatistical Analysis. 4th ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 718 pp.

ANÁLISIS FRACTAL DE LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA LLUVIA EN BARCELONA

R. Rodríguez^a, M.C. Casas^a y A. Redaño^b

^a *Departament de Física i Enginyeria Nuclear, EPSEVG, Universitat Politècnica de Catalunya, Víctor Balaguer s/n, 08800 Vilanova i la Geltrú, Spain.*

^b *Departament d'Astronomia i Meteorologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 647, 08028 Barcelona, Spain.*

Fractal analysis of the rainfall time distribution in Barcelona

Abstract

In most of the studies about scale properties in the rainfall process, multifractal behavior has been investigated without considering the different rain generation mechanisms involved. However, it is known that some processes are related to certain scales, determined by rain properties related to climatological characteristics as well as regional and local meteorological features. One of the most important implications derived from these correspondences is the fact that the multifractal properties of the rainfall depend on the dominant precipitation generation mechanism. In order to show the different kind of precipitation registered in Barcelona, fractal analysis techniques have been applied to rain records from the Jardí gauge of the Observatori Fabra of Barcelona (1927-1992) and the urban pluviometric network supported by CLABSA (1994-2001). The multifractal analysis applied in this work to rain records in Barcelona has provided parameters that differ significantly depending on the kind of precipitation observed.

Key words: Fractal analysis, rain generation, time scales

1.- Introducción

En las zonas de clima mediterráneo de latitudes medias, la precipitación puede proceder de sistemas nubosos de escala sinóptica que producen lluvias de intensidad débil o moderada, o bien, de sistemas convectivos de mucha menor extensión, perteneciente a la escala local o a la mesoescala, que suelen producir chubascos de intensidad moderada o fuerte de menor duración. Aunque ambos tipos de precipitación pueden estar asociados al paso de depresiones frontales, los sistemas convectivos intensos que afectan a las zonas mediterráneas presentan una estructura propia muy influenciada por factores estacionales y locales, siendo la interacción mar-atmósfera uno de los más importantes.

Con frecuencia se observa una estructura jerárquica en los procesos lluviosos, en dónde áreas sinópticas de gran escala con poca intensidad de lluvia contienen áreas de mesoescala menores con mayor precipitación, que a su vez contienen células convectivas individuales de aún mayor intensidad de precipitación. Este comportamiento es indicativo de un proceso en cascada. El modelo en cascada multiplicativo aplicado a los fenómenos atmosféricos consiste en estructuras a gran escala, de longitud característica T , que se rompen en un número aleatorio de subestructuras cuya longitud es igual a τ , siendo $\lambda=T/\tau$ la relación de escala. Este tipo de procesos, en lugar de ser de escala simple y tener un exponente constante que la gobierna relacionada con la dimensión fractal, suele tener un comportamiento de multiescala cuyo exponente multifractal es una función. En la mayoría de los estudios realizados sobre las propiedades de escala en el proceso de precipitación, se ha investigado el comportamiento multifractal sin distinguir entre observaciones relacionadas con distintos mecanismos de generación de lluvia. Sin embargo, es conocido que ciertos procesos están relacionados con unas determinadas escalas, delimitadas por propiedades de la lluvia que van desde características climatológicas hasta rasgos y comportamientos de influencia regional o local. Una implicación que se deriva de este hecho es que las propiedades multifractales de la lluvia pueden ser diferentes dependiendo del mecanismo generador de precipitación dominante.

Con el fin de poner de manifiesto los diferentes tipos de precipitación registrados en Barcelona, se han aplicado técnicas de análisis fractal a los registros de lluvia del pluviógrafo Jardí del *Observatori Fabra* de Barcelona (1927-1992) y de la red pluviométrica urbana que la empresa Clavegueram de Barcelona

S.A. (CLABSA) tiene instalada en el área urbana de Barcelona (1994-2001). Así, el análisis multifractal aplicado en este trabajo a los registros de lluvia en Barcelona ha proporcionado unos parámetros que presentan diferencias significativas dependiendo del tipo de precipitación observada.

2. - Metodología del análisis multifractal

El análisis multifractal que vamos a aplicar es independiente de la escala e idealmente los resultados obtenidos de dicho análisis deberían ser válidos para todas las escalas. Sin embargo las propiedades climatológicas y meteorológicas locales o de la región objeto de estudio, introducen escalas características que imponen límites a la independencia de escala propia de un comportamiento multifractal. Por lo tanto, el estudio multifractal debe ser restringido a un cierto rango de escalas, el régimen de escala, que debe ser evaluado a priori. Se puede evaluar el régimen de escala mediante el cálculo del espectro de energías $E(f)$. Si el espectro de una serie temporal obedece a la ley potencial dada por:

$$E(f) = f^{-\beta} \quad (1)$$

donde f es la frecuencia, indica el predominio de un determinado tipo de proceso en la dinámica atmosférica en el intervalo de validez de la ley potencial y por lo tanto el régimen de escalas en donde se puede asumir un mismo comportamiento multifractal.

Las propiedades de escala de fenómenos como la lluvia pueden expresarse mediante ciertas relaciones probabilísticas que describen su comportamiento multifractal (Schertzer y Lovejoy, 1987). Una primera investigación de la estructura multifractal consiste en el estudio de la distribución de probabilidad de la intensidad de precipitación a distintas escalas, cuya ecuación básica es:

$$\Pr(\varepsilon_\lambda \geq \lambda^\gamma) \approx \lambda^{-c(\gamma)} \quad (2)$$

donde ε_λ es la intensidad de precipitación promediada en un intervalo especificado por el parámetro de escala λ . Aquí λ se define como la razón entre la máxima escala del campo (la longitud total de la serie temporal) y la escala promediada (cualquier escala desde la resolución hasta la longitud de la serie). El parámetro γ recibe el nombre de orden de la singularidad y puede verse como una medida de la rareza del nivel umbral de intensidad especificado por λ^γ . En (2) $c(\gamma)$ es la función de codimensión característica del comportamiento multifractal.

Un método de análisis alternativo consiste en el estudio de la variación de los momentos estadísticos del campo con la escala,

$$\langle \varepsilon_\lambda^q \rangle \approx \lambda^{K(q)} \quad (3)$$

donde $\langle \varepsilon_\lambda^q \rangle$ es el promedio del momento de orden q de la precipitación para un parámetro de escala λ .

Este promedio se encuentra de la siguiente manera: primero los datos se normalizan y se hacen adimensionales dividiendo cada valor por el valor medio de la serie original; seguidamente la serie de datos se agrega sobre sucesivos intervalos de tiempo empezando por la resolución (λ igual a la longitud de la serie) y hasta la longitud total de la serie ($\lambda=1$). Para cada intervalo de tiempo se obtiene la precipitación media y se eleva a q , ε_λ^q . Para cada valor de λ se obtiene primero el promedio sobre todos los intervalos y finalmente sobre todos los experimentos $\langle \varepsilon_\lambda^q \rangle$. En teoría este promedio debería efectuarse sobre muchas realizaciones distintas de un mismo experimento. En el caso de una única serie muy larga, como la de Jardí (1927-1992), este promedio se aproxima al que se obtiene de la serie, y en el caso de los datos de CLABSA cada año de un observatorio se considera una serie independiente (157 años). En nuestro trabajo la variable que indica la escala es r , el inverso de λ , y toma los valores como $r=2^n$. Los intervalos estudiados van desde $r=1$ que corresponde a 8 minutos, hasta $r=65536$ que corresponde a un año. Los momentos de orden superior son dominados por las precipitaciones intensas registradas en la serie, y los momentos menores por los registros más bajos. Los problemas de variabilidad en los registros extremos debidos al tamaño finito de la serie y de sensibilidad en las intensidades de precipitación muy bajas pueden provocar un cierto grado de imprecisión en la estimación de los momentos en ambos

límites. La función que aparece en el exponente en (3), $K(q)$, está íntimamente relacionada con la función codimensión y caracteriza el comportamiento multifractal. La apariencia de la función $K(q)$ especifica el tipo de escala analizada. Una línea recta implica una estructura monofractal mientras que una curva convexa implica una estructura multifractal. La naturaleza convexa de $K(q)$, y también de la codimensión $C(\gamma)$, implica un decrecimiento en la variabilidad con los incrementos en la escala y viceversa. El modelo fractal universal es un modelo teórico basado en una estructura en cascada que pretende extraer, de la infinidad de parámetros que se requieren para determinar un proceso multifractal, sólo los pocos que sean más relevantes (Lovejoy y Schertzer 1990). Para procesos conservativos, lo que significa $\beta < 1$ en el espectro, la función $K(q)$ se puede ajustar a las siguientes expresiones:

$$K(q) = \frac{C_1}{\alpha - 1} (q^\alpha - q), \quad 0 \leq \alpha \leq 1, \quad 1 \leq \alpha \leq 2 \quad (4)$$

$$K(q) = C_1 q \log(q), \quad \alpha = 1$$

Este modelo permite determinar la clase de multifractal de que se trata mediante dos parámetros solamente: C_1 que es la codimensión de la media del proceso que cuantifica la intermitencia (inhomogeneidad) de la señal y α que es el índice de Levy que caracteriza el grado de multifractalidad. Este índice cuantifica la distancia del proceso respecto de la monofractalidad, mientras $\alpha=0$ corresponde a un proceso monofractal, $\alpha=2$ corresponde a un proceso multifractal lognormal en que los parámetros aleatorios que disgregan el flujo en los diferentes estratos del proceso en cascada están distribuidos lognormalmente. Para momentos de orden q mayor que un orden crítico q_D , aparece una discontinuidad en la función empírica de escala multifractal debido a la divergencia que se produce en el cálculo de los momentos cuando se promedia sobre intervalos mucho mayores que la propia escala de homogeneidad de la serie. Este comportamiento singular (transición de fase multifractal) se manifiesta en muchos casos en forma de una variación lineal de $K(q)$ para $q > q_D$. Este modelo teórico asume que los procesos están libres de valores nulos ($K(0)=0$), y como en nuestro caso tenemos muchos valores nulos correspondiente a intervalos sin lluvia, se observa claramente en nuestros resultados como la función empírica y la teórica son distintas para valores pequeños de q (los valores negativos de $K(q)$).

3.- Análisis multifractal de la lluvia en Barcelona. Resultados y conclusiones

A partir de los registros de intensidad del pluviómetro Jardí del *Observatori Fabra* de Barcelona en el período (1927-1992), se ha obtenido una serie con valores de precipitación acumulada cada 8 minutos (4194304 datos). El 98.8% de los valores de dicha serie son ceros. De estos datos se deduce que la precipitación media anual en Barcelona es de 518 mm y que el 83.1% de los días no llueve. Asimismo, a partir de los registros de la red pluviométrica urbana gestionada por CLABSA (1994-2001), se han obtenido 157 series de longitud 1 año con precipitaciones acumuladas cada 8 minutos ($2^{16}= 65536$ datos por año), de las cuáles el 98.3% son ceros. De este conjunto de series, así como de la serie obtenida a partir de los registros del Jardí, se han extraído los datos de precipitación que corresponden a los episodios lluviosos de carácter extremo (con período de retorno mayor que 5 años) observados en Barcelona en los períodos de estudio, según la selección de Casas et al. (2004). En el trabajo de Casas et al. (2004), los chubascos seleccionados fueron clasificados de manera objetiva en función de la escala del proceso meteorológico que les dio origen. La clasificación por grupos propuesta se ha mantenido en este trabajo con el fin de llevar a cabo el análisis multifractal por separado para cada grupo de chubascos de características similares.

Para determinar los regímenes de escala existentes en nuestro conjunto de datos, se ha calculado la distribución espectral de la serie del Jardí (dividida en 66 series anuales), así como de las 157 series anuales de CLABSA. Se ha calculado la distribución promedio de las anteriores y se ha realizado un suavizado sobre un ancho de banda de 5 valores de frecuencia. Tanto la distribución promedio de las series del Jardí (gris en la figura 1) como la de las de CLABSA (negro) presentan comportamientos muy similares.

En el intervalo temporal de 16 minutos a 1 hora puede identificarse (figura 1) un régimen potencial de exponente $\beta \approx 0.7$, que correspondería a las lluvias generadas por procesos de micro y mesoescala. Mientras que otros autores no encuentran este régimen, Fraedrich y Larnder (1993) son escépticos respecto de su naturaleza meteorológica argumentando que su aparición puede ser debida a deficiencias de los instrumentos de medida. En nuestro caso, el hecho de que este régimen de escala se manifieste en las dos distribuciones espectrales obtenidas, que provienen de datos recogidos con instrumentos diferentes (en un caso el pluviógrafo de intensidades Jardí, en el otro los pluviómetros de balancín de la red) nos hace reafirmar que el régimen potencial observado corresponde a las lluvias de naturaleza micro o mesoescalar. En la escala temporal de 1 hora a varias semanas aparece un régimen de transición que podría ser interpretado como una región de solapamiento entre dos comportamientos potenciales (escalables). El primero de ellos es un régimen de pendiente $\beta \approx 0.3$ que se encuentra en un rango de tiempos correspondiente a sistemas frontales y otros sistemas sinópticos productores de precipitación (de algunas horas a algunos días) y al que Fraedrich y Larnder (1993) atribuyen una pendiente $\beta=0.5$. El segundo correspondería a la región plana (de pendiente 0), observada también por Fraedrich y Larnder (1993) en el rango de algunos meses a años, asociado a la variabilidad de las precipitaciones entre estaciones.

Para caracterizar el comportamiento multifractal de la lluvia en Barcelona, se han calculado los momentos estadísticos correspondientes a nuestros conjuntos de datos y se han analizado sus propiedades de escala. Haciendo uso de la expresión (3), se han calculado los momentos desde $q=0.1$ hasta $q=5$ cada 0.1, para escalas desde $r=1$ (8 minutos) hasta $r=32768$ (182 días). Se observan desviaciones respecto de la ley potencial en escalas de tiempo pequeñas ($r < 20$) en los dos conjuntos de datos, aunque especialmente para la serie del Jardí. Este comportamiento es compatible con el régimen lineal que aparece en el espectro de Fourier para tiempos menores que 1 hora. Para este primer estudio global ajustamos unas rectas mediante regresiones lineales, desde $r=1$ (8 minutos) hasta $r=1024$ (5.6 días). Los coeficientes de correlación son todos mayores que 0.99 (figura 2). La figura 3 representa los exponentes de la expresión (3) calculados para las series de CLABSA (que son las pendientes de las rectas de la figura 2) en función del orden de los momentos q . Los puntos obtenidos esbozan una curva ligeramente convexa (figura 3), hasta el valor crítico $q_D=3.2$ a partir del cual aparece una dependencia lineal compatible con la divergencia de momentos prevista. La pendiente de la recta a partir de q_D da una estimación del orden de la singularidad $\gamma=0.77$. Haciendo uso del método DTM (*double trace moments*, Lavallée et al. (1991)), se han ajustado las curvas obtenidas para la serie del Jardí y para las series de CLABSA a la función (4) del modelo teórico. Los mejores parámetros de ajuste

Figura 1: Distribución espectral de la lluvia

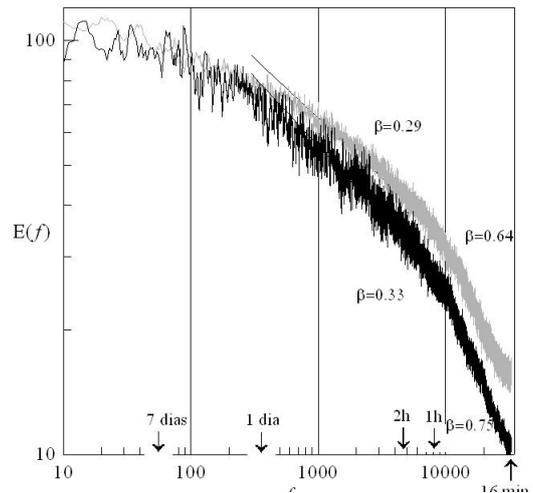
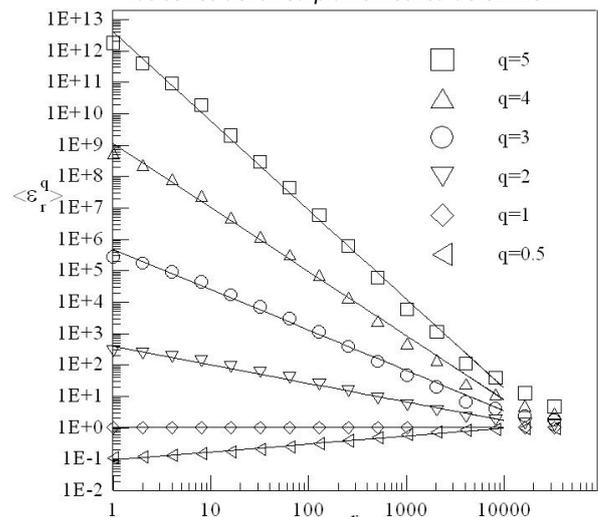


Figura 2: Momentos estadísticos correspondientes a las series de la red pluviométrica de CLABSA



Para caracterizar el comportamiento multifractal de la lluvia en Barcelona, se han calculado los momentos estadísticos correspondientes a nuestros conjuntos de datos y se han analizado sus propiedades de escala. Haciendo uso de la expresión (3), se han calculado los momentos desde $q=0.1$ hasta $q=5$ cada 0.1, para escalas desde $r=1$ (8 minutos) hasta $r=32768$ (182 días). Se observan desviaciones respecto de la ley potencial en escalas de tiempo pequeñas ($r < 20$) en los dos conjuntos de datos, aunque especialmente para la serie del Jardí. Este comportamiento es compatible con el régimen lineal que aparece en el espectro de Fourier para tiempos menores que 1 hora. Para este primer estudio global ajustamos unas rectas mediante regresiones lineales, desde $r=1$ (8 minutos) hasta $r=1024$ (5.6 días). Los coeficientes de correlación son todos mayores que 0.99 (figura 2). La figura 3 representa los exponentes de la expresión (3) calculados para las series de CLABSA (que son las pendientes de las rectas de la figura 2) en función del orden de los momentos q . Los puntos obtenidos esbozan una curva ligeramente convexa (figura 3), hasta el valor crítico $q_D=3.2$ a partir del cual aparece una dependencia lineal compatible con la divergencia de momentos prevista. La pendiente de la recta a partir de q_D da una estimación del orden de la singularidad $\gamma=0.77$. Haciendo uso del método DTM (*double trace moments*, Lavallée et al. (1991)), se han ajustado las curvas obtenidas para la serie del Jardí y para las series de CLABSA a la función (4) del modelo teórico. Los mejores parámetros de ajuste

observados son $\alpha=0.53$ y $C_1=0.52$ para la serie del Jardí, y $\alpha=0.58$ y $C_1=0.49$ para las series de CLABSA. La discrepancia que se observa en la figura 3 entre la curva teórica y los datos para $K(q)<0$ obedece a la presencia de ceros en las series de datos, lo cual no está contemplado en el modelo.

Los valores de los parámetros obtenidos son similares a los que otros autores (De Lima y Grasman, 1999; Ladoy et al., 1993) encuentran en zonas de características meteorológicas similares. Hemos realizado este mismo estudio utilizando la serie de datos de precipitación diaria del *Observatori de l'Ebre* (1880-1999), que tiene un régimen pluviométrico similar al de Barcelona, característico del clima mediterráneo, y de Viella (1911-1993) de régimen atlántico. En el primer caso, los resultados obtenidos son prácticamente coincidentes a los calculados en Barcelona ($\alpha=0.58^*$, $C_1=0.51$), mientras que en Viella se obtienen unos parámetros muy parecidos a los que otros autores (Labat et al., 2002; Tessier et al., 1996) encuentran en zonas similares ($\alpha=0.74$, $C_1=0.39$). En la bibliografía existe una importante dispersión de resultados, en particular cuando se comparan estudios sobre variabilidad espacial y temporal. Por ejemplo, las estimaciones de α se encuentran dentro de un rango de 0.4 a 1.3 para series temporales (Hubert et al., 1993; Pathirana et al., 2003) y entre 0.9 y 1.7 para análisis espaciales (Tessier et al., 1993; Olsson y Niemczynowicz, 1996). Se discute sobre si las variaciones de estas estimaciones se deben a diferencias en la sensibilidad de los instrumentos o de los métodos para la obtención de las series a partir de los registros, o si se deben a verdaderas diferencias climáticas entre distintas zonas geográficas. En parte la explicación a estas discrepancias puede venir por la existencia de ceros en las medidas temporales que afectan a la estadística de las precipitaciones débiles. Parece ser que a mayor número de ceros corresponden menores valores de α .

Figura 3: Ajuste de la función $K(q)$ correspondiente a las series de CLABSA mediante el método DTM

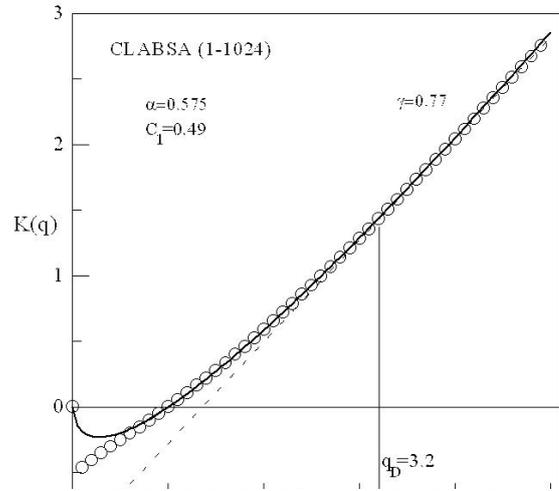
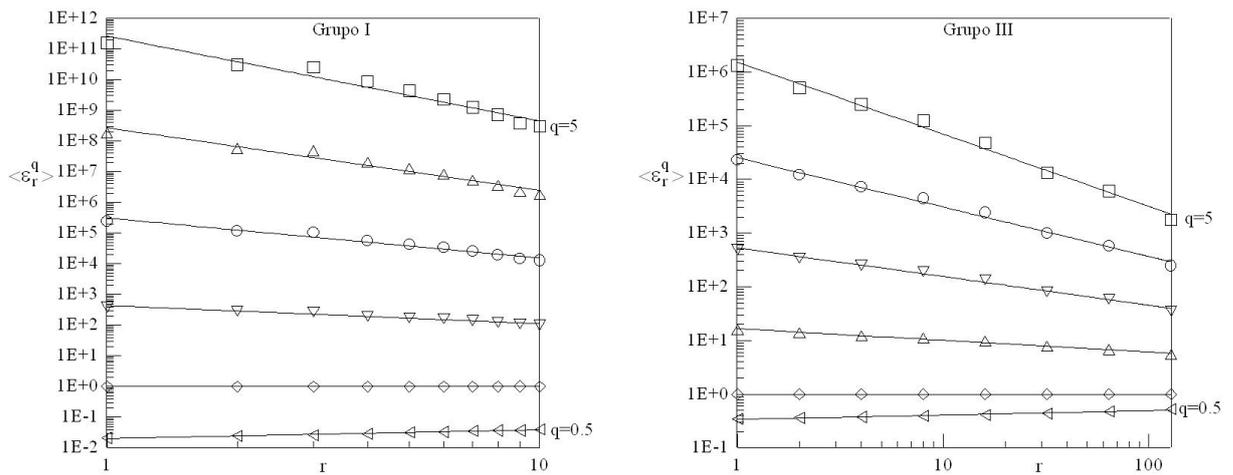


Figura 4: Momentos estadísticos correspondientes a las lluvias de microescala (grupo I) y sinópticas (grupo III)



El análisis multifractal de los datos correspondientes a los chubascos extremos registrados en Barcelona en el período de estudio pone de manifiesto que el rango escalable varía según el tipo de proceso generador de lluvia, coincidiendo con el intervalo temporal característico de cada escala. Aplicando la metodología anterior por separado a los diferentes grupos que resultan de la clasificación propuesta por Casas et al. (2004) (ver las figuras 4 y 5) se obtiene que para el grupo I (tormentas locales) y IIA (pequeña mesoescala) los momentos siguen una ley potencial desde 8 minutos ($r=1$) a 64 minutos ($r=8$),

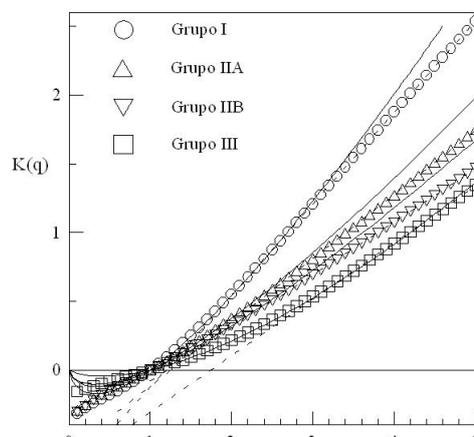
aproximadamente. Para el grupo IIB (gran mesoescala), el rango llega hasta 128 minutos ($r=16$). Recordemos que en la escala temporal de 8 minutos a 1 hora se puede identificar en el espectro de frecuencias un régimen lineal de pendiente $\beta=0.7$ atribuible a las lluvias generadas por procesos de micro y mesoescala. Para el grupo III (escala sinóptica) el rango se mantiene hasta más de 17 horas ($r=128$). El parámetro α correspondiente a la precipitación de escala sinóptica (tabla 1, grupo III) es claramente más alto que los calculados para las lluvias de origen convectivo, resultado análogo al obtenido por Olsson y Niemczynowicz (1996). El parámetro C_1 indica la intermitencia de la señal, por lo que se obtiene un valor más alto para las lluvias de micro y mesoescala, siendo inferior para la precipitación más suave y continua correspondiente a la escala sinóptica.

Tabla 1: Parámetros correspondientes a cada grupo de clasificación

Grupo	Rango	α	C_1	q_D	γ
I	1 hora	0.82	0.42	2	0.66
IIA	1 hora	0.79	0.29	2.5	0.47

Figura 5: Ajuste de las funciones $K(q)$

correspondientes a los distintos grupos



4.- Bibliografía

- Casas, M.C., Codina, B., Redaño, A., Lorente, J., 2004. A methodology to classify extreme rainfall events in the western Mediterranean area. *Theoretical and Applied Climatology*, 77: 139-150.
- De Lima, M.I.P., Grasman, J., 1999. Multifractal analysis of 15-min and daily rainfall from semi-arid region in Portugal. *Journal of Hydrology*, 220, 1-11.
- Fraedrich, K., Larnder, C., 1993. Scaling regimes of composite rainfall time series. *Tellus*, 45A, 289-298.
- Hubert, P., Tessier, Y., Lovejoy, S., Schertzer, D., Schmitt, F, Ladoy, P., Carbonnel, J.P., Violette, S., Desurosne, I., 1993. Multifractals and extreme rainfall events. *Geophysical Research Letters*, 20, 931-934.
- Labat, D., Mangin, A., Ababou, R., 2002. Rainfall-runoff relations for karstic springs: multifractal analysis. *Journal of Hydrology*, 256, 176-195.
- Ladoy, P., Schmitt, F., Schertzer, D., Lovejoy, S., 1993. Variabilité temporelle multifractale des observations pluviométriques à Nîmes. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 317,(II), 775-782.
- Lavallée, D., Schertzer, D., Lovejoy, S., 1991: On the determination of the co-dimension function. *Scaling fractals and non-linear variability in geophysics*, D. Schertzer, S. Lovejoy eds., 99-110, Kluwer.
- Lovejoy, S., Schertzer, D., 1990. Multifractal's universality classes and satellite and radar measurements of clouds and rain fields. *Journal of Geophysical Research*, vol. 95 No D3, 2021-2034.

- Olsson, J., Niemczynowicz, J., 1996. Multifractal analysis of daily rainfall distributions. *Journal of Hydrology*, 187, 29-43.
- Pathirana, A., Herath, S., Yamada, T., 2003. Estimating rainfall distributions at high temporal resolutions using a multifractal model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(5), 668-679.
- Schertzer, D., Lovejoy, S., 1987. Physical modelling and analysis of rain and clouds by scaling multiplicative processes. *Journal of Geophysical Research*, vol. 92 No D8, 9693-9714.
- Tessier, Y., Lovejoy, S., Schertzer, D., 1993. Universal multifractals: theory and observations for rain and clouds. *Journal of Applied Meteorology*, 32, 223-250.
- Tessier, Y., Lovejoy, S., Hubert, P., Schertzer, D., Pecknold, S., 1996. Multifractal analysis and modelling of rainfall and river flows and scaling causal transfer functions. *Journal of Geophysical Research*, vol. 101, D21, 26427-26440.

PREDICCIÓN DE TEMPERATURAS MÁXIMAS EXTREMAS EN FUNCIÓN LA RADIACIÓN

A. M. Ruiz Leo, E. Hernández

Dpto. Física de la Tierra II. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Físicas 28040 Madrid;
e-mail: emiliano@fis.ucm.es

Extreme maximum temperatures forecasting according to radiation.

Abstract

Direct radiation has a great influence on air temperature. Maximum extreme temperatures are due to different causes, as persistence of anticyclonic synoptic situations during a great period of time, in summer season. On the other hand, these extreme high temperatures can be because of the increase of aerosol in the atmosphere that produces an accumulation effect. Another point to consider, is a higher impact of the radiation in the atmosphere in synoptic conditions mentioned above.

The objective of this paper is to obtain a relationship between maximum extreme temperatures and the radiation received, after calculating the phase difference between radiation and temperature, through coherence and phase spectrum, based in the analysis of a time serie (1983-2004), in "Buenavista" (Toledo).

Key words: *Maximum extreme temperatures, radiation, forecast.*

Introducción

El estudio de fenómenos climáticos extremos, tanto olas de frío como olas de calor, es de gran actualidad debido a que cada vez se están produciendo con más frecuencia este tipo de eventos. Esto puede ser debido a un incremento en la variabilidad de temperaturas, con un aumento de la temperatura media, que conlleva un cambio en la distribución estadística hacia temperaturas mayores (Schär et al., 2004), siendo más frecuentes las máximas extremas que las mínimas extremas (Luis Prieto et al., 2004).

El interés por el estudio de estos fenómenos se ve acrecentado por el impacto que tienen las temperaturas extremas en el ser humano (Koppe et al., 2004), sobre todo las altas temperaturas, pues tienen un efecto más inmediato sobre la salud, aunque también pueden tener otras consecuencias perjudiciales para la sociedad.

Se espera que las olas de calor sean más frecuentes, intensas y duraderas en las próximas décadas, debido al calentamiento global. Algo que antes sólo se debatía en ámbitos académicos y ahora empieza a preocupar a toda la población, pues se ha encontrado una clara relación entre las temperaturas extremas y la mortalidad (Smoyer, 1998; Nakai et al., 1999; Díaz et al., 2002).

Si queremos definir ola de calor, veremos que es difícil llegar a una definición precisa. Podemos hablar de un período de 2 ó 3 días en el que las temperaturas son superiores a las normales en un lugar determinado, pudiendo referirse a temperaturas máximas diarias, mínimas diarias o ambas, según los intereses sobre sus consecuencias. Atendiendo al interés general de la sociedad, consideraremos ola de calor como más de 2 ó 3 días consecutivos en el que se den temperaturas máximas por encima de una temperatura umbral, que dependerá de la zona. Además, puede darse que las temperaturas mínimas nocturnas no desciendan de otro valor umbral (noches tropicales), que también varía según la zona, lo cual aumenta la gravedad de la situación.

Objetivos

El objetivo es establecer una relación entre la radiación solar incidente desde el exterior de la atmósfera y las temperaturas máximas extremas, aquellas que superan el percentil 95 de todo el rango de temperaturas que se dan en una estación determinada durante el período de verano.

Para ello se utilizan datos proporcionados por el Instituto Nacional de Meteorología de radiación y temperaturas máximas desde junio de 1983 hasta diciembre de 2004 de la estación de Toledo “Buenavista”, que se encuentra a una altitud de 516 m. y cuyas coordenadas geográficas son 39°53’05” de latitud y 04°02’58” W de longitud.

Metodología

Primero se ha calculado la temperatura umbral de máximas extremas, obtenida a partir del percentil 95 de la serie, y resultado ser 39° C. Si representamos las temperaturas extremas máximas frente a la radiación global recibida (Fig. 1), observamos que no hay una clara relación entre ambas.

Esto supone admitir que no podemos encontrar una función que relacione ambas variables (temperaturas extremas máximas y radiación), por lo que debe ser debido a otros factores el hecho de que la temperatura alcance valores por encima de la temperatura umbral.

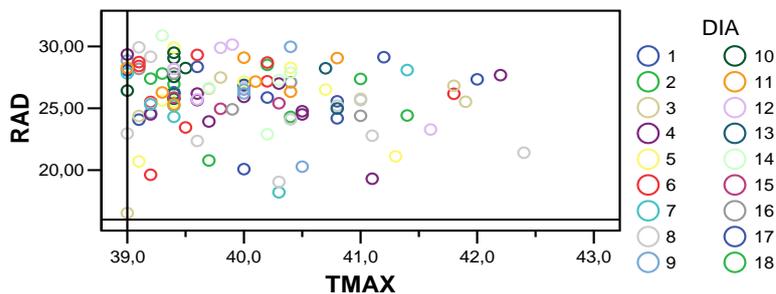


Figura 1. Diagrama de dispersión de temperaturas extremas máximas frente a radiación. La temperatura se da en °C y la radiación viene expresada en (1/10) kJ/m

Al no obtener una relación entre estas dos variables, se realiza un estudio de las series temporales, en las que se observa un desfase generalizado de la temperatura con respecto a la radiación a partir de junio de cada año, que se puede traducir en una inercia de la temperatura a mantenerse más alta de lo que podía esperarse a partir de la mitad del año. He aquí ejemplos de dos años:

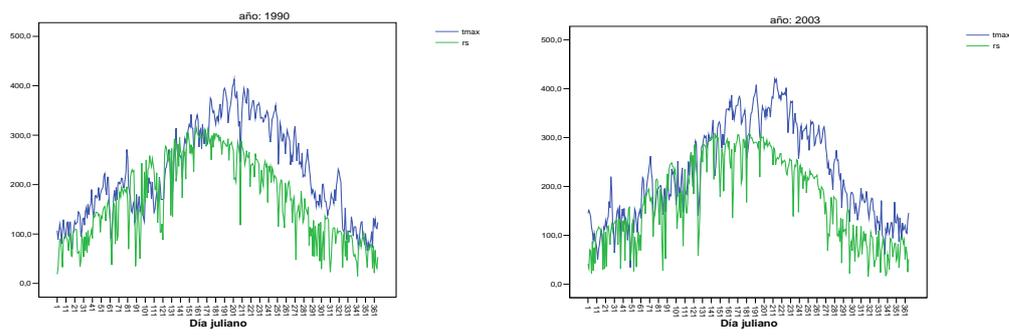


Figura 2. Gráficas de evolución temporal de radiación solar y temperaturas máximas. En el eje de abscisas se marca el día juliano y en el eje de ordenadas los respectivos valores de radiación y temperatura multiplicados por un factor de escala para que estén dentro del mismo rango de valores.

Para encontrar el desfase que existe entre las dos variables, se ha utilizado el análisis espectral de los espectros de coherencia y de fase de los datos de las series temporales de cada año.

El espectro de coherencia indica en cierto modo la relación que hay entre las dos variables para cada frecuencia. En el eje de abscisas se representan las frecuencias que vienen representadas por 1/días y en el eje de ordenadas la coherencia.

El espectro de fase (ϕ) nos dice el desfase que hay entre las dos series para cada frecuencia. En el eje de ordenadas se representa el ángulo de fase a través de números enteros. En el eje de abscisas se representa, al igual que antes, la frecuencia.

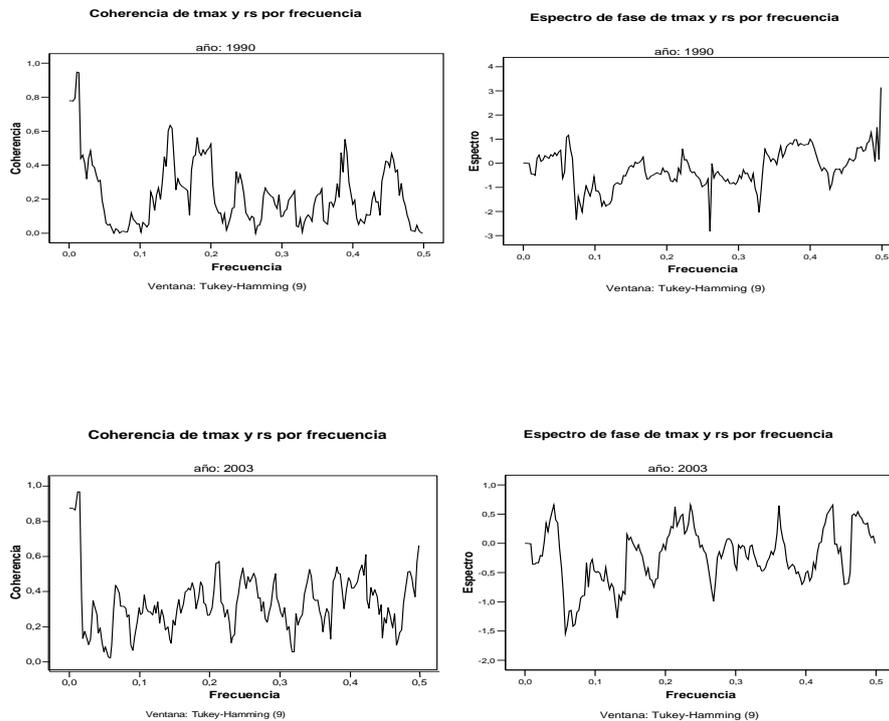


Figura 3. Gráficas donde se representan los espectros de coherencia de temperaturas máximas y radiación solar con sus respectivos espectros de fase, para los mismos datos que las series temporales.

Si se toma como referencia una coherencia de 0.7 (coherencia suficientemente significativa), los picos que sobresalen corresponden a unas frecuencias, que en el espectro de fase nos mostrarán el desfase que existe entre la radiación y la temperatura.

Los desfases vienen representados por ángulos que podemos cambiar a desfases en el tiempo (días) a través de la fórmula $\omega=2\pi/T$. Con ello sabremos los días de retraso cuya radiación debemos tener en cuenta. El resultado es que los desfases correspondientes a los días inmediatamente anterior se repiten mayor número de veces, por lo que se debe tener en cuenta a la hora de obtener la temperatura máxima de un día determinado.

A la vista de los resultados anteriores, se puede aproximar la temperatura en función de la radiación según la expresión:

$$T_{Max} = a + b R_0 + c R_1 + d R_2 + e R_3 + f R_4$$

siendo a,b,c,d,e,f constantes que se determinan para cada estación de observación, R_0 , la radiación del día en queremos predecir la temperatura y R_1 , R_2 , R_3 , R_4 , las radiaciones de los cuatro días anteriores respectivamente.

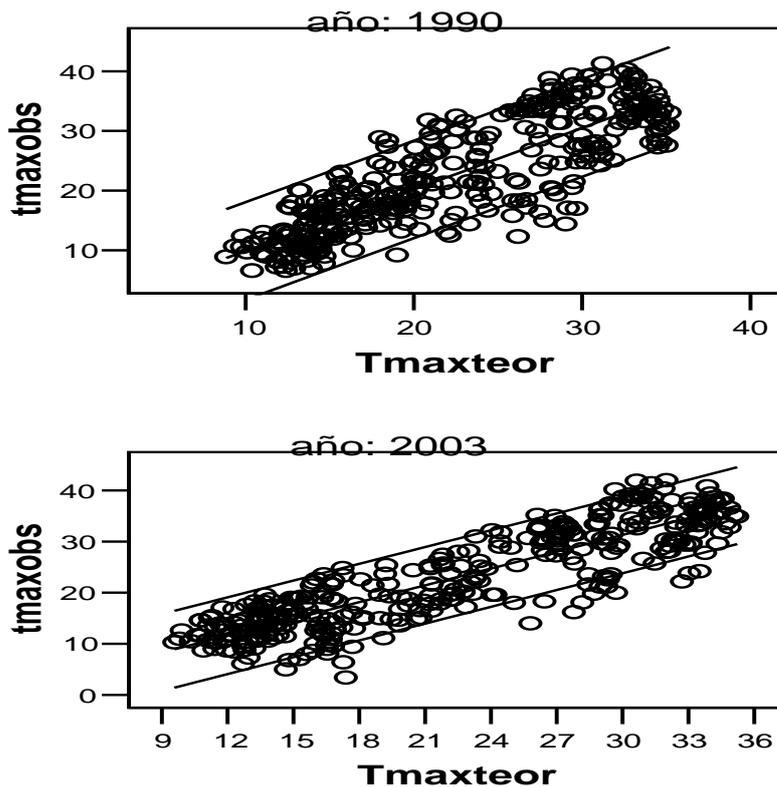
Las constantes se han hallado por el método de mínimos cuadrados dando lugar a los siguientes valores: $a = 5.96$; $b = 0.020$; $c = 0.026$; $d = 0.018$; $e = 0.015$; $f = 0.018$.

Sustituyendo en la expresión anterior:

$$T_{Max} = 5.96 + 0.020 R_0 + 0.026 R_1 + 0.018 R_2 + 0.015 R_3 + 0.018 R_4 \quad (I)$$

que es la expresión que aplicaremos para calcular las temperaturas máximas.

Se puede observar en los siguientes gráficos de dispersión de las temperaturas máximas observadas y calculadas una correlación significativa al nivel 95 %.



Diagramas de dispersión de temperaturas máximas observadas (eje y) y calculadas o teóricas (eje x) según la ecuación (I). Los valores de temperatura se dan en grados centígrados. Los valores de coherencia correspondientes son $r^2(1990) = 0.713$ y $r^2(2003) = 0.779$, respectivamente.

Conclusiones

Se ha analizado la relación entre la radiación global recibida en un lugar fijo y determinado y su relación con las temperaturas máximas extremas durante los meses de verano y a través de los espectros de coherencia y de fase, se determinaron los desfases entre ellas.

Indudablemente, la radiación es un factor importante que influye mucho en los valores registrados de temperaturas extremas, pero no es la única magnitud involucrada y esto se pone de manifiesto claramente en los coeficientes de la ecuación.

El coeficiente $b = 0,020$ que acompaña a la radiación del día en que queremos calcular la temperatura, no es tan importante como podríamos esperarse, teniendo más relevancia el día anterior (coeficiente c). Esto supone una inercia en la atmósfera a cambiar rápidamente, influyendo en la temperatura registrada.

Los términos d , e , f , aunque también merecen un grado de atención, su aportación es mucho menor, implicando otra vez el efecto de inercia en la temperatura debida a la retención de energía de días anteriores. El primer término $a = 5,96$ tiene un valor elevado que pone en evidencia; que influyen otros factores en la determinación de las temperaturas extremas que los aquí determinados a través de la radiación de los cuatro días precedentes mucho mayores que el resto, lo que supondría añadir 5.96°C al resultado de sumar los demás términos.

Si realizamos una reflexión sobre este resultado, podemos pensar que el coeficiente a recoge los efectos de otros factores, como la situación sinóptica, concentración de aerosoles y partículas en la atmósfera, radiación infrarroja emitida por la superficie terrestre y otros factores no determinados que tienen que ver con las temperaturas que se registran en la atmósfera.

Bibliografía

- Alberdi JC, Díaz J, Montero JC, Mirón IJ (1998). Daily mortality in Madrid community 1986-1992: Relationship with meteorological variables. *Europ. J. Epidemiology* 14:571-578.
- Beniston M, Díaz HF (2004). The 2003 heat wave as an example of summers in a greenhouse climate? Observations and climate model simulations for Basel, Switzerland. *Global and Planetary Change*, 44: 73-81.
- Díaz J, García-Herrera R y Linares C (2004). Temperaturas Extremas: Impacto en la Salud. *Asociación Meteorológica Española*, 6:12-15.
- Díaz J, García R, Velázquez de Castro F, Hernández E, López C, Otero A (2002). Effects of extremely hot days on people older than 65 years in Seville (Spain) from 1986 to 1997. *International Journal of Biometeorology*, 46:145-149.
- Díaz J, Jordán A, García R, López C, Alberdi J, Hernández E, Otero A (2002). Heat waves in Madrid 1986-1997: effects on the health of the elderly. *International Archives of Occupational & Environmental Health*, 75:163-170.
- Kilbourne EM, 1997. Heat Waves and Hot Environments. *The Public Health Consequences of Disasters*. Oxford University Press, New York, pp. 245-269,270-286.
- Koppe C, Kovats S, Jendridzky G, Menne B (2004). Heatwaves, hits and responses. *Health and Global Environmental Change* (2).
- Martínez F, Simón-Soria F, López-Abente G (2004). Valoración del impacto de la ola de calor del verano de 2003 sobre la mortalidad. *Gaceta Sanitaria* 18: 250-258.
- Nakai S, Itoh T, Morimoto T, (1999). Deaths from heat-stroke in Japan:1968-1994. *International Journal of Biometeorology*,43: 124-127.
- Prieto L., García-Herrera R, Díaz J, Hernández E., del Teso T. (2004). Minimum extreme temperatures over Peninsular Spain. *Global and Planetary Change*, 44: 59-71.
- Schär C, Vidale PL, Lüthi D, Frei C, Häberli C, Liniger MA & Appenzeller C (2004). The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, 427: 332 – 336.
- Smoyer KE, (1998). A comparative analysis of heat waves and associated mortality in St. Louis, Missouri – 1980 and 1995. *International J. Biometeorology*, 42: 44-50.

DISTRIBUCION DE FASES DE HAPs EN AEROSOLES ATMOSFÉRICOS DE LA COMUNA DE PUDAHUEL, SANTIAGO DE CHILE: INFLUENCIA SOBRE LA EVALUACION DEL RIESGO EN SALUD

Nicolás Schiappacasse,¹ Francisco Cereceda-Balic,¹ Víctor Vidal,¹ Pedro Oyola²

¹ Laboratorio de Química Ambiental, Departamento de Química, Universidad Técnica Federico Santa María, Casilla 110-V, Valparaíso, Chile. Fax: 56-32-654872; e-mail: francisco.cereceda@usm.cl

² Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil

Phase distribution of PAHs in atmospheric aerosols of Pudahuel, Santiago de Chile: influence on health risk assessment

Abstract

In order to characterize the 16 EPA PAHs profile in the occidental area of Santiago de Chile (Pudahuel), as well as to evaluate the health risk to which its population is exposed, a long-time monitoring campaign was carried out between June and October of 2002. A new Low-Vol Sampler, named Speciation Sampler (Partisol 2300, from Thermo Electron Corporation), equipped with PM2.5 impactor, was in the monitoring station Pudahuel, which belongs to the Air Quality Monitoring Network of Santiago (Ministerial Regional Secretary of Health of Metropolitan Region). Samples collected on Teflon filter (TF; particulate phase) and polyurethane foam filter (PUF; gaseous phase) were extracted and purified for PAH identification and quantification by GC-FID. The results showed that PAH concentrations were higher than both those reported by others air quality monitoring stations of Santiago, and those found at other cities of the world, in the last years. In particular, the mean benzo(a)pyrene (BAP) concentration was 18 larger times than the European target value of 1.0 ng m⁻³ (annual mean) for ambient air and 1800-fold of the WHO recommended value (0.01 ng m⁻³). Moreover, minimum and maximum values were 1.45 and 77.2 ng m⁻³, respectively, indicating that the BAP concentration was higher than that limit value in all sampling days. Most abundant PAHs, considering [PUF+TF] concentration, were benzo(b)fluoranthene + benzo(k)fluoranthene (BBF+BKF; 57.5% of TPAH), fluoranthene (8.4%), phenanthrene (PHE; 7.6%) and pyrene (4.0%). The partition of PAHs between gaseous and particulate phases showed an anomalous tendency: PUF concentration was higher than TF concentration, even for 5- and 6-rings members (less volatile PAHs). This implies that the gaseous phase contributes greatly to the toxicity of the air which is inhaled for Pudahuel's people. Using the WHO unit risk, exposure to PAH mixture from Pudahuel ambient air for a 70-year human lifetime, could result in a cancer burden of 11, 000 potential excess lifetime cancers among 1 million residents. Of course, this result represents an extremely high risk for health human.

Keywords: PAHs, Atmospheric Aerosols, Phase Distribution, Health Risk Assessment

Introducción

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) son los primeros contaminantes atmosféricos a los que se les pudo comprobar propiedades carcinogénicas y mutagénicas, siendo el benzo(a)pireno (BAP) y el dibenzo(a,h)antraceno (DBA) los miembros más tóxicos de esta familia (IARC 1987; Machala y col. 2001; EPA 2003; WHO 2000). En enero del 2005 fue publicada en el Diario Oficial de la Unión Europea la norma que establece que el límite máximo permitido para BAP es de 1 ng m⁻³ como promedio anual de mediciones realizadas en MP10 (partículas con diámetro aerodinámico menor que 10 µm; EU 2005).

Aunque existen fuentes naturales para los HAPs (incendios forestales y erupciones volcánicas), éstos ingresan a la atmósfera, principalmente, a través de emisiones antropogénicas (combustión incompleta de diesel y gasolina en fuentes fijas y móviles, y quema de biomasa). Los HAPs pertenecen al grupo de los Compuestos Orgánicos Semivolátiles, pues sus presiones de vapor se encuentran entre 100 y 10⁻⁶ Pa (10⁻¹ y 10⁻⁸ Torr) en el rango de temperaturas ambiente. Esto implica que en la atmósfera su masa se distribuye entre la fase gaseosa y el material particulado (MP).

Se ha establecido que un alto porcentaje (mayor que el 50%) de los HAPs asociados al MP se encuentra en las fracciones fina (MP2,5) y ultrafina (MP1,0) (Bi y col. 2005), que son las más agresivas y

peligrosas para la población, pues las partículas acceden al pulmón depositándose en los bronquiólos y alvéolos, en donde pueden permanecer semanas, meses o incluso años (Pope 2000).

En consecuencia, tanto la fase gaseosa como el MP pueden convertirse en vías de incorporación de los HAPs en el tracto respiratorio. Los HAPs pueden depositarse en los tejidos (buco-faríngeo, bronquial o alveolar) a través de cuatro mecanismos diferentes (ver Figura 1) (Pankow 2001):

- (i) El compuesto originalmente en fase gaseosa, se deposita directamente sobre los tejidos;
- (ii) El compuesto se volatiliza desde una partícula y luego se deposita sobre el tejido desde la fase gaseosa (la partícula puede luego depositarse o ser exhalada);
- (iii) La partícula se deposita y luego el compuesto se volatiliza para depositarse sobre el tejido desde la fase gaseosa;

La partícula se deposita sobre el tejido y luego el compuesto difunde desde la partícula al tejido

Para compuestos no volátiles, probablemente sólo el mecanismo (iv) será importante; pero para compuestos semivolátiles, en cambio, cada uno de los cuatro mecanismos debe ser considerado. Es claro, entonces, que tanto la fase gaseosa como el MP del aerosol atmosférico deben ser monitoreados.

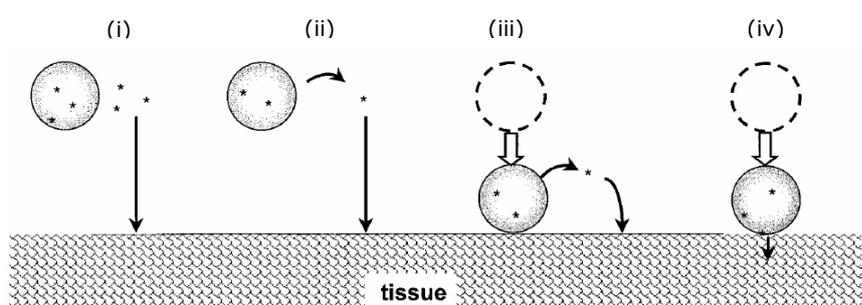


Figura 1. Cuatro mecanismos mediante los cuales las moléculas (representadas por un asterisco (*)) en el aire ambiente pueden entrar en contacto directo con el tejido del tracto respiratorio (Adaptada de Pankow 2001).

En Santiago se han realizado pocos estudios (y parciales, pues no se ha colectado la fase gaseosa) sobre los niveles de concentración de HAPs en la atmósfera (Kavouras y col. 1999; Tsapakis y col. 2002). Tales estudios tampoco han considerado la comuna de Pudahuel, que es una de las comunas del Área Metropolitana de Santiago que registra, sistemáticamente, los mayores índices de contaminación atmosférica: en el año 2001, la concentración promedio anual de MP10 en esta estación fue de $81 \mu\text{g m}^{-3}$, superando la norma primaria de $50 \mu\text{g m}^{-3}$. En este trabajo se reportan los resultados de una campaña de monitoreo de HAPs en el aire ambiente de Pudahuel, llevada a cabo entre junio y octubre de 2002. Se colectó y analizó tanto el MP2,5 como la fase gaseosa del aerosol atmosférico, con el fin de caracterizar el perfil de 16 EPA HAPs y evaluar el riesgo en la salud de la población por la exposición a estos compuestos tóxicos.

Parte experimental

Descripción del área de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en Santiago de Chile, en la estación Pudahuel de la Red de Monitoreo Automático de la Calidad del Aire y Meteorología (Red MACAM), de la Secretaría Regional Ministerial de Salud de la Región Metropolitana (Seremi Salud, RM). La comuna de Pudahuel, que está localizada al noroeste del centro de Santiago, es residencial. Está caracterizada por las condiciones meteorológicas de humedad y frío, y es un área donde se observan altos niveles de MP10 y MP2,5 durante el invierno (Gramsch y col. 2004). El sitio de muestreo está situado a 150 m de una vía cuyo tráfico es de 10.000 – 15.000 vehículos por día. La comunidad es relativamente pobre y existen muchas calles sin pavimentar, que son fuentes de polvo en suspensión. Las casas y edificios están construidos con materiales ligeros y poseen pobre aislamiento térmico. Durante el invierno se queman importantes cantidades de madera y keroseno para calefacción, fuentes potenciales de HAPs.

Toma de Muestras

Se tomaron muestras de 24 h con un nuevo equipo low-vol, Partisol 2300, Speciation Sampler (Rupprecht & Patashnick Co., miembro del grupo Thermo Electron Corporation), usando un flujo de 10 L min⁻¹ (14,4 m³ por muestra). De esta manera, el volumen muestreado es similar al que inspira una persona promedio en un día. Este equipo opera con cartuchos metálicos provistos con: un impactador de MP2,5; filtros de membrana de Teflón (FT; 0,45 µm de tamaño de poro; Sartorius, Alemania) para colectar el MP; y filtros de espuma de poliuretano (PUF; 30 mm espesor x 55 mm diámetro; Gorotex, USA) para colectar la fase gaseosa del aerosol atmosférico.

Procedimiento Analítico

Para asegurar la calidad de los resultados, se optimizó y validó, en forma separada, cada una de las etapas del procedimiento analítico: extracción del FT y del PUF (el solvente de extracción usado en este trabajo fue tolueno), reducción de volumen en rotavapor, evaporación bajo corriente de nitrógeno, purificación de las muestras (clean-up), y determinación cromatográfica. Se usó una solución estándar certificada de 16 EPA HAPs (NIST, USA) en tres niveles de concentración: 8, 40 y 80 ng µL⁻¹ para todos los HAPs. Esta solución contiene: naftaleno, acenaftileno (ACY), acenafteno (ACE), fluoreno (FLU), fenantreno (PHE), antraceno (ANT), benzo(a)antraceno (BAA), criseno (CHR), pireno (PYR), fluoranteno (FLT), benzo(a)pireno (BAP), dibenzo(a,h)antraceno (DBA), benzo(b)fluoranteno (BBF), benzo(k)fluoranteno (BKF), indeno(1,2,3-cd)pireno (INP) y benzo(g,h,i)perileno (BGP). También se usó material de referencia estándar (NBS), el cual contenía HAPs adsorbidos y/o absorbidos sobre material particulado ("Urban Dust", SRM 1649), en un rango de concentración de 0,02 y 0,22 µg g⁻¹.

Los extractos ya purificados fueron analizados por cromatografía gaseosa capilar (GC), utilizando un cromatógrafo Perkin Elmer AutoSystem XL equipado con: sistema de inyección automática de muestras (bandeja refrigerada), Inyector Split/Splitless con rampa de temperatura y presión y sistema Pre Vent, una columna capilar de 30 m x 0,25 mm x 0,25 µm y un detector de ionización a la llama (FID). Para la cuantificación de los HAPs en cada muestra se usaron tres estándares internos: 1-metilpireno, 2,2'-binafteno e indeno(1,2,3-cd)fluoranteno (*Institut für PAH-Forschung*, Dr. W. Schmidt, Germany). El límite de detección varió entre 0,02 (INP) y 2,09 (PIR) ng µL⁻¹, equivalentes a 0,14 y 1,5 ng m⁻³, respectivamente. No fue posible evaluar naftaleno, debido a que se pierde por evaporación en el sistema PreVentTM usado en el programa cromatográfico. BBF y BKF se cuantificaron juntos ([BBF+BKF]).

Resultados y discusión

HAPs en el Aire Ambiente

La Tabla 1 muestra las concentraciones medias, máximas y mínimas para cada HAP detectado en el MP (p-HAP) y en la fase gaseosa (g-HAP) de la atmósfera de Pudahuel durante la campaña (21 de junio al 02 de octubre del 2002). Para cada fase, la concentración total de HAPs (THAP) se obtuvo sumando las concentraciones de cada uno de los 15 EPA HAPs analizados. La concentración total en el aire ambiente ([p+g]-THAP) varió entre 201 y 3990 ng m⁻³, con una media igual a 1321 ng m⁻³. Esta gran dispersión en los resultados es atribuible a las variaciones meteorológicas durante el período de muestreo: las temperaturas media, mínima y máxima fueron 10,6; -0,2 (4 de julio) y 25,4 °C (26 de septiembre), respectivamente; la humedad relativa varió desde un 35,1% (13 de agosto) a 98,6% (31 de julio), con un valor medio de 76,7%.

Las concentraciones de HAPs han sido medidas en diversas regiones a través del mundo, sin embargo, la comparación de los resultados debe hacerse con precaución, pues éstos son fuertemente dependientes de la ubicación del sitio de muestreo, de la estación del año en la que se realizó el estudio, de la metodología de muestreo empleada y de la fracción de MP analizada. En la atmósfera de grandes ciudades, tales como Roma y Atenas (Possanzini y col. 2004; Mandalakis y col. 2002), cuyo clima mediterráneo es similar al de Santiago de Chile, la concentración de HAPs (263 y 17,4 ng m⁻³, respectivamente) supera largamente el nivel de línea base (~ 0,1 ng m⁻³) establecido para Europa (WHO 2000). En Pudahuel, la concentración de HAPs es mucho mayor que la hallada en tales centros urbanos y es tan alta como la que se obtuvo en el parque industrial de Taichung (Taiwán; 1028 ng m⁻³) en el que

se encuentran más de 800 fábricas (Fang y col. 2004), siendo Pudahuel una comuna esencialmente residencial.

En años recientes, se evaluó la presencia de HAPs en la atmósfera del área metropolitana de Santiago. En estos trabajos no se estudió la fase gaseosa, y el MP_{2,5} se colectó (usando equipos Hi-Vol) en los siguientes sitios: Las Condes, estación de monitoreo de la red MACAM, ubicada al noreste de Santiago Centro, a los pies de la Cordillera (Tsapakis y col. 2002); y Avenida Mac Iver, Santiago Centro, área con gran impacto de fuentes móviles (Kavouras y col. 1999). En Pudahuel, la concentración total de HAPs asociados al MP_{2,5} (valor medio de 388 ng m⁻³) fue más de 30 veces mayor que aquella obtenida en Las Condes (rango reportado: 0,7 - 11 ng m⁻³) y aún mayor que la que se midió en Santiago Centro (valor medio de 240 ng m⁻³). Estas diferencias en los niveles de concentración se atribuyen a que las condiciones meteorológicas de cada sitio son distintas (en la tarde los vientos soplan hacia la Cordillera de los Andes, y en la noche, hacia el valle, generando recirculación de los contaminantes, que terminan acumulándose en la zona oeste de la ciudad, es decir, Pudahuel) y a que diferentes tipos de fuentes de emisión son los que impactan en cada área (en un estudio previo realizado por los autores de este artículo, se determinó que la quema de leña es una de las principales fuentes de emisión de HAPs a la atmósfera de Pudahuel)

En Pudahuel, [BBF+BKF] son lejos los HAPs más abundante (57,7% del total de HAPs en el aire ambiente), seguido por FLT (8,4%) y PHE (7,6%).

Partición Gas-Partícula

La concentración total de HAPs en la fase gaseosa (933 ng m⁻³) fue más alta que la concentración total de HAPs en el MP (388 ng m⁻³). La concentración total de HAPs en el MP corresponde, en promedio, a un 29,4% de la concentración total en el aire ambiente, variando entre un 5,9% y un 52,2% durante el período de muestreo (Figura 2a). Esto indica que si se determinara la presencia de HAPs en el MP solamente, la concentración de HAPs en la atmósfera sería sustancialmente subestimada.

En otras ciudades del mundo (Roma, Atenas y Taichung) también se observa que la contribución de la fase gaseosa a la concentración total de HAPs en el aire ambiente es mayor que la del MP (Possanzini y col. 2004; Mandalakis y col. 2002; Fang y col. 2004). Esto se ve reflejado en los valores que adopta la razón [g-THAP / p-THAP] en cada caso: 2,4 para Pudahuel, 4,1 para Roma, 4,7 para Atenas y 20,9 para Taichung. En los trabajos referidos, tal como se esperaba, se halló que los HAPs menos volátiles (5 y 6 anillos) estaban asociados principalmente al MP. He aquí la particularidad de los resultados de este estudio: en Pudahuel 2002 todos los HAPs presentaron mayores concentraciones en la fase gaseosa, incluso los compuestos de 5 y 6 anillos.

Tabla 1. Concentraciones media, mínima y máxima (ng m⁻³) de HAPs colectados en fase gaseosa y MP atmosférico en Pudahuel entre junio y octubre del 2002 (n=18)

Abreviatura	MP (p-HAP)	Fase Gaseosa (g-HAP)	Aire ambiente ([p+g]-HAP)
ACY	20,8 (0,50 - 145)	31,3 (0,99 - 196)	52,2 (4,31 - 239)
ACE	5,83 (0,77 - 16,8)	29,5 (3,74 - 148)	35,3 (7,51 - 156)
FLU	6,83 (0,52 - 30,6)	40,5 (1,00 - 191)	47,3 (5,29 - 197)
PHE	9,35 (0,97 - 66,6)	91,6 (35,5 - 207)	101 (38,3 - 217)
ANT	8,21 (0,15 - 70,3)	21,2 (0,58 - 116)	29,4 (0,88 - 133)
FLT ^(a)	54,1 (0,25 - 472)	57,5 (1,81 - 517)	112 (3,64 - 676)
PYR	11,7 (1,11 - 55,8)	41,1 (6,16 - 199)	52,8 (7,26 - 247)
BAA ^(a)	12,0 (0,00 - 101)	26,8 (0,00 - 316)	38,8 ($\frac{0,01}{5}$ - 338)
CHR	5,56 (0,11 - 31,3)	8,92 (0,00 - 63,5)	14,5 (0,51 - 72,1)
[BBF+BKF] ^(a)	216 (7,68 - 827)	544 (5,13 - 1931)	760 ($\frac{12,8}{1}$ - 2034)
BAP ^(a)	6,90 (0,05 - 56,7)	10,0 (0,33 - 48,7)	16,9 (1,45 - 77,2)
DBA ^(a)	10,1 (0,09 - 119)	9,3 (0,00 - 70,3)	19,4 (0,15 - 148)
BGP ^(a)	4,76 (0,00 - 35,5)	4,6 (0,00 - 109)	9,3 ($\frac{0,03}{6}$ - 51)
INP ^(a)	15,0 (0,02 - 117)	17,3 (0,00 - 107)	32,4 (0,12 - 224)
THAP	388 (33,2 - 1955)	933 (168 - 3682)	1321 (201 - 3990)
cHAP^(b)	44,4 (3,58 - 300)	79,7 (6,04 - 225)	124 (9,62 - 486)

^(a) HAPs carcinogénicos (IARC 1987)

^(b) Estos valores se calcularon usando los factores de toxicidad equivalente establecidos por Larsen y Larsen (1998): FLT 0.05; BAA 0.005; [BBF+BKF] 0.1; BAP 1.0; DBA 1.1; BGP 0.02; INP 0.1.

Evaluación del Riesgo para la Salud Poblacional

Aunque la concentración media de BAP es sólo un 1,2% de (p+g)-THAP, es 18 veces mayor que el valor máximo permitido en Europa (1,0 ng m⁻³, media anual) y 1800 veces mayor que el valor recomendado por la Organización Mundial de la Salud, OMS (0,01 ng m⁻³, WHO 2000). Más aún, los valores mínimo y máximo fueron 1,45 y 77,2 ng m⁻³, respectivamente (Tabla 1), lo que indica que la concentración de BAP fue más alta que los límites referidos en todos los días de muestreo.

Sin embargo, el BAP no es el único HAP tóxico en el aire ambiente. Se ha demostrado que varios HAPs son carcinogénicos (IARC 1987), y en ensayos *in vitro* otros tantos han evidenciado genotoxicidad (Machala y col. 2001). En consecuencia, es necesario evaluar el riesgo que implica para la salud humana la exposición a mezclas de HAPs.

Para cuantificar la toxicidad de la mezcla de los HAPs en el aire ambiente, se aplicó el concepto denominado factor de toxicidad equivalente (Nisbet y LaGoy 1992). Las toxicidades de los HAPs, relativas a BAP, se han estimado individualmente a partir de estudios con animales de laboratorio. Las concentraciones de los HAPs carcinogénicos son corregidas con el factor de toxicidad equivalente y luego sumadas. En este trabajo, se usaron los factores de toxicidad equivalente determinados por Larsen y Larsen (1998). Así, en Pudahuel, la concentración total de HAPs expresada como dosis equivalente de BAP (cHAP en la Tabla 1) fue igual a 124 ng m⁻³ (44,4 ng m⁻³ en MP y 79,7 ng m⁻³ en la fase gaseosa). Estos resultados indican claramente que, si no se hubiera monitoreado la fase gaseosa de la atmósfera de Pudahuel, la toxicidad del aire que respira la población hubiera sido significativamente subestimada.

La concentración de HAPs carcinogénicos en el MP (expresada como dosis equivalente de BAP) corresponde a un 11% de la concentración total hallada en la misma fase; mientras que para la fase gaseosa, la concentración de HAP carcinogénicos es igual a un 8,5% de la concentración total. Esto significa que si la concentración total de HAPs en cada una de las dos fases fuera la misma, el MP sería más tóxico que la fase gaseosa.

Sobre la base de estudios epidemiológicos, la OMS adoptó un riesgo unitario para BAP de 87x10⁻⁶ (ng m⁻³)⁻¹ (WHO 2000). Esto es, si una población de un millón de personas, con una vida media de 70 años, estuviera expuesta permanentemente a 1 ng m⁻³ de BAP, los casos de cáncer aumentarían en 87 unidades. En Pudahuel, dada la concentración equivalente de BAP, habría un aumento de 11.000 casos de cáncer entre un millón de residentes. Por supuesto, este resultado representa un riesgo extremadamente alto para la salud humana.

Se debe reconocer que el supuesto principal en esta evaluación de riesgo (“los efectos carcinogénicos individuales son aditivos”) es sólo una aproximación, debido a que la carcinogenicidad de los HAPs en una mezcla puede verse afectada por la acción sinérgica o antagónica de otros compuestos. Además, algunos estudios indican que las propiedades toxicocinéticas del BAP asociado a partículas son diferentes a las del BAP puro (WHO 2000).

Conclusiones

La concentración total de HAPs en el aire ambiente de Pudahuel varió entre 201 y 3990 ng m⁻³, con un promedio igual a 1321 ng m⁻³. Esta concentración fue sustancialmente mayor que aquellas informadas para otras estaciones de la red MACAM en Santiago de Chile), y que aquellas encontradas en algunas ciudades europeas de clima mediterráneo (semejante al de Santiago), tales como Roma y Atenas. En particular, la concentración promedio de BAP fue 18 veces mayor que el límite máximo establecido por la norma europea (1 ng m⁻³, promedio anual) y 1800 veces mayor que el valor recomendado por la OMS (0,01 ng m⁻³). Más aún, los valores mínimo y máximo para BAP fueron 1,45 y 77,2 ng m⁻³, respectivamente, indicando que la concentración de BAP superó los límites referidos todos los días de muestreo.

En Pudahuel la mayor concentración de HAPs se encuentra en fase gaseosa (PUF), incluso para aquellos HAPs menos volátiles (compuestos de 5 y 6 anillos), que en otras latitudes se hallan preferentemente en MP.

Si en la atmósfera de Pudahuel se mantienen los elevados niveles de HAPs reportados en este estudio, los habitantes de la comuna están expuestos a un riesgo extremadamente alto de contraer cáncer pulmonar.

Agradecimientos

Los autores agradecen a *Rupprecht & Patashnick Co., USA* (miembro del grupo *Thermo Electron Corporation*), por proveer los equipos de muestreo; Seremi de Salud RM, por permitir el acceso a las estaciones de la Red MACAM; FONDEF (Proyecto D02-I-1128) y CONAMA, por el financiamiento para esta investigación

Referencias

- Bi, X. y col. (2005). *Atmospheric Environment* 39:477-487.
- EPA. (2003). Appendix A to 40 CFR, Part 423–126 Priority Pollutants. Disponible en: www.epa.gov/region01/npdes/permits/generic/prioritypollutants.pdf.
- EU (2005). Directiva 2004/107/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, del 15 de Diciembre de 2004, relativa al arsénico, cadmio, mercurio, níquel e hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L23, p. 3 (26-1-2005).
- Fang, G-C. y col. (2004). *Atmospheric Environment* 38:3385-3391.
- Gramsch, E. y col. (2004). *Journal of Air & Waste Management Association* 54:799-808.
- IARC (1987). Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42. International Agency for research on Cancer, Lyon, IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Suppl. 7.
- Kavouras, I. y col. (1999). *Atmospheric Environment* 33:4977-4986.
- Kavouras, I. y col. (2001). *Environmental Science Technology* 35:2288-2294.
- Larsen, J. C. and Larsen, P. B. (1998). Chemical Carcinogens, in *Air Pollution and Health*, R. E. Hester and R. M. Harrison, eds., Royal Society of Chemistry, Cambridge, 35-36.
- Machala, M. y col. (2001). *Mutation Research* 497:49-62.
- Mandalakis, M. y col. (2002). *Atmospheric Environment*, 36:4023-4035.
- Nisbet, I., and LaGoy, P. (1992). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16:290-300
- Pankow JF. (2001). *Chemical Research Toxicology* 14:1465-1481.
- Pope CA. (2000). *Environmental Health Perspectives* 108:713–723.
- Possanzini, M. y col. (2004). *Atmospheric Environment*, 38:1727-1734.
- Rogge, W. y col. (1998). *Environmental Science and Technology* 32:13-22.
- Takada, H. y col. (1990). *Environmental Science and Technology* 24:1179-1186.
- Volckens, J., and Leith, D. (2003) *Ann. Occup. Hyg.* 47:157-164.
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe*, 2nd Ed. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Publication N° 91.

MESOESCALA E INCENDIOS FORESTALES

C. Simal Pierna, S. Domínguez Martín y E. L. García Díez

Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca. Av. Filiberto Villalobos, 119-129. Salamanca 37007 (España). <crissimal@yahoo.es>.

Mesooscale and forest fires

Abstract

When forest fires databases are analysed, it can be clearly seen that the breakout and spread of fires has a curious spatio-temporal distribution. Spatially speaking, fires tend to concentrate in areas of hundreds of km; temporarily, the breakout of fires has a synchronic character in those areas. According to these facts it can be considered that forest fires never appear isolated.

The GD model comes to prove that the breakout of fires is closely bound to the stability and humidity values in low tropospheric levels and that the synchronism is associated with the peculiar conditions of the structure of the atmospheric column over a mesooscalar zone.

Key words: meteorology and forest fires, fire weather, meteorological risk of fire.

Introducción

Durante muchos años hemos estudiado la distribución espacial y temporal de los incendios (García Díez et al., 1993, 1994 y 1996) y hemos observado que, en muchas ocasiones, el inicio de los mismos tiene un carácter sincrónico en áreas de cientos de kilómetros, es decir, cuando se dan incendios en un lugar determinado tienden a aparecer también en áreas contiguas y cercanas. Este hecho, que en principio puede parecer curioso, no es fortuito, sino que obedece a condiciones particulares de la columna atmosférica sobre zonas mesoescalares. A lo largo de esta comunicación aplicaremos un modelo de predicción del riesgo meteorológico de incendios (del que hablaremos en el próximo apartado) sobre dos áreas mesoescalares contiguas, obteniendo resultados destacables.

El modelo GD

Para nuestro estudio de evaluación del riesgo de incendios en áreas mesoescalares utilizaremos un modelo meteorológico operativo de predicción del riesgo elaborado por García Díez et al. (1994), conocido como **Modelo GD**.

Según este modelo, las condiciones meteorológicas que favorecen tanto el inicio como el desarrollo de un incendio son:

Bajo contenido de vapor de agua en los niveles bajos de la atmósfera.

Baja estabilidad en la columna atmosférica sobre la zona de estudio en situaciones de bajo contenido de vapor de agua (dominio seco).

Estas dos condiciones se explican mediante parámetros de **humedad y estabilidad**.

La **humedad** del aire influye decisivamente sobre el contenido de agua líquida del material combustible de forma que cuanto menor sea la humedad ambiental menor será el contenido de agua líquida del combustible, principalmente fino muerto.

El parámetro que utiliza el modelo para medir la humedad ambiental es el **déficit de saturación (D)**, que viene dado por la expresión:

$$D = L(q^* - q)_{850}$$

dónde:

L es el calor latente de condensación del vapor de agua. Se expresa en [J·kg⁻¹] y tiene un valor aproximado de 2,49.

q es la humedad específica [kg·kg⁻¹]

q* es la humedad específica saturada [kg·kg⁻¹]

Tanto **q** como **q*** se definen para el nivel de 850 hPa. **D** es, pues, un **parámetro de nivel**.

La **estabilidad** es la capacidad que presenta la atmósfera para dificultar los movimientos ascendentes de las burbujas de aire de los niveles más bajos por caldeoamiento térmico.

Es un parámetro que se define entre dos niveles atmosféricos, el de 850 hPa (aproximadamente 1500 m geopotenciales) y el de 700 hPa (aproximadamente 2900 m), tratándose, pues, de un **parámetro de estrato**.

Se define como:

$$e = S_{700} - S_{850}$$

S es el potencial de Montgomery o energía estática seca y se calcula así:

$$S = c_p T + gz$$

dónde:

S: energía estática seca [$J \cdot kg^{-1}$]

c_p: calor específico a presión constante [$J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$], que para el aire seco vale 1012.

T: temperatura [K]

g: aceleración de la gravedad [$m \cdot s^{-2}$], que se toma como 9,8.

z: geopotencial [m]

En un sentido operativo, tanto **e** como **D** pueden evaluarse de manera inmediata a partir de los datos de los sondeos ordinarios proporcionados por las estaciones de radiosondeo.

El modelo estableció la siguiente clasificación de tipos de día utilizando datos del periodo 1981-1985 en Galicia (García Díez et al., 1993):

Tabla I.- Clasificación en tipos de día establecida en el modelo GD

TIPO DE DÍA	DENOMINACIÓN	CARACTERÍSTICAS	e	D	RIESGO
I	Poco estable Seco	Días transparentes Muy buena visibilidad Escasa nubosidad	≤ 6	≥ 12	MUY ALTO
II	Poco estable Húmedo	Días propensos a: -Aguaceros -Chubascos generalizados -Tormentas -Etc.	≤ 6	< 12	BAJO
III	Estable Seco	Poca nubosidad Calimas, humos en suspensión Visibilidad limitada	> 6	≥ 12	ALTO
IV	Estable Húmedo	Días propensos a: -Nieblas -Lloviznas débiles	> 6	< 12	MEDIO

Basándose en esta clasificación de los días en función de sus valores de **e** y **D**, se definió un índice cualitativo operativo que valora el riesgo diario de incendio y que se conoce como **DFR** por las siglas del término en inglés (*Daily Fire Risk*).

$$DFR_i = \left(\frac{\text{número de incendios}}{\text{número de días}} \right)_i$$

i = I, II, III ó IV, es decir, las clases de día.

De acuerdo con los datos de aquel periodo 1981-1985 en Galicia la ordenación de riesgos era:

$$DFR_I > DFR_{III} > DFR_{IV} > DFR_{II}$$

Aparte de este índice cualitativo (lo llamamos cualitativo porque ha de interpretarse en sentido relativo, comparando los valores de las distintas clases), el modelo también cuenta con una parte cuantitativa que

establece unas ecuaciones de predicción del número de incendios. A la hora de elaborar estas ecuaciones se han de tener en cuenta dos aspectos fundamentalmente:

El *tiempo presente*, $W(d)$, que es función de los valores (e , D) de ese día y viene dado por el **DFR** normalizado, **NDFR**, que se define como:

$$NDFR(i) = \frac{DFR(i)}{\sum_j DFR(j)} \quad i, j = I, II, III \text{ y } IV$$

La suma de los **NDFR** de todas las clases será, por definición, 1, lo que permite hacerse una idea muy precisa del riesgo al comparar los distintos niveles.

La predicción de **NDFR** es una predicción meteorológica pura que depende exclusivamente de parámetros atmosféricos.

El *tiempo pasado*, $PW(d)$, que incluye los factores que presentan poca variabilidad a corto plazo (uno o dos días), como la estructura y composición de la vegetación, el tipo de combustible, el suelo, la sequedad previa de la zona, etc.

Aplicación cualitativa del modelo y sentido mesoescalar

En esta comunicación, nos centraremos en la parte cualitativa del modelo, y obtendremos resultados para dos zonas:

Galicia

Provincias castellanoleonesas de León, Zamora y Salamanca

La asignación del tipo de día de que hablamos anteriormente se hace en función de los datos meteorológicos proporcionados por una estación de radiosondeos situada a cierta distancia de las provincias objeto de estudio. Mediante la aplicación de las fórmulas que permiten el cálculo de e y D se obtienen sus valores, y así tenemos el tipo de día en cada caso.

Pero, ¿hasta qué distancia son significativos o válidos los datos de un radiosondeo?

Se sabe que la validez de un radiosondeo convencional está asociada con un cono truncado que relaciona la representatividad espacial de un radiosondeo estándar con el geopotencial, z . Las mediciones presentan más irregularidades en los niveles bajos que en los altos (Jansá, 1988).

Como este modelo requiere datos de radiosondeo estándar (a las 00.00 UTC) y la separación de las estaciones de radiosondeo en el país varía entre distancias de unos pocos a cientos de kilómetros, es necesario investigar cómo disminuye la calidad predictiva cuando aumenta la distancia a la estación de radiosondeo (García Díez et al., 1996). Como se sospechaba intuitivamente, la calidad predictiva decrecía linealmente con la distancia, y más concretamente para distancias superiores a 400-500 km el centro del radiosondeo dejaba de ser representativo. Esta fue la distancia crítica que se obtuvo para establecer la conveniente cuadrícula de estaciones de radiosondeo para incendios forestales. Estaríamos, pues, en un nivel **mesoescalar**, meso- β y meso- α , según la clasificación de Orlansky (1975).

La llamada mesometeorología o meteorología mesoescalar se define en el Glosario de Meteorología de la *American Meteorological Society* (Huschke, 1959) como *aquella parte de la meteorología relativa al estudio de los fenómenos atmosféricos en una escala mayor que la de la micrometeorología, pero menor que la ciclónica*. No es una definición muy clara pero, como hemos dicho en el párrafo anterior, nuestras zonas de estudio abarcan un área mesoescalar de acuerdo con la clasificación de Orlansky.

Resultados obtenidos

En *primer lugar*, utilizando los datos del radiosondeo de La Coruña, aplicaremos el modelo en Galicia y en la unidad territorial formada por las provincias de León, Zamora y Salamanca durante el periodo 1993-2003, en los meses de julio, agosto y septiembre (temporada de verano). Calcularemos los valores de los **DFR**, así como de los **NDFR**, para ver si la ordenación de riesgos se mantiene tanto en Galicia como en León, Zamora y Salamanca.

Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

Tabla II- Modelo GD aplicado a Galicia. Radiosondeo de La Coruña: Periodo 1993-2003

*Los de NDFR Galicia hemos dos cifras

	Tipo de día			
	I	II	III	IV
Nº Incendios	21694	1899	22895	17610
Nº Días	211	78	253	454
DFR	102,8	24,3	90,5	38,8
NDFR	0,40	0,10	0,35	0,15*

valores en los dado con

decimales para que se vea de forma clara la ordenación.

Tabla III- Modelo GD aplicado a León-Zamora-Salamanca. Radiosondeo de La Coruña: Periodo 1993-2003

	Tipo de día			
	I	II	III	IV
Nº Incendios	2215	302	2259	2810
Nº Días	211	78	253	454
DFR	10,5	3,9	8,9	6,2
NDFR	0,4	0,1	0,3	0,2

En segundo lugar, aplicaremos los datos del radiosondeo de Barajas a León-Zamora-Salamanca, pero el periodo será el 1999-2001.

Tabla IV- Modelo GD aplicado a León-Zamora-Salamanca. Radiosondeo de Madrid-Barajas: Periodo 1999-2003

	Tipo de día			
	I	II	III	IV
Nº Incendios	3029	49	305	101
Nº Días	341	30	45	27
DFR	8,9	1,6	6,8	3,7
NDFR	0,4	0,1	0,3	0,2

En tercer lugar, aplicaremos los datos de un hipotético *sondeo medio* calculado como la media de los valores de **e** y **D** obtenidos con los datos de los radiosondeos de La Coruña y Madrid-Barajas y así hemos calculado el *tipo medio*, que parece muy adecuado por la situación geográfica de las provincias entre ambas estaciones de sondeo.

Tabla V- Modelo GD aplicado a León-Zamora-Salamanca. Radiosondeo Medio: Periodo 1999-2003

	Tipo de día			
	I	II	III	IV
Nº Incendios	2263	91	855	398
Nº Días	226	44	108	82
DFR	10,0	2,1	7,9	4,9
NDFR	0,4	0,1	0,3	0,2

Como vemos, en todos los casos, independientemente del radiosondeo utilizado, se mantiene la ordenación de riesgos esperada, algo que nos dice mucho acerca del carácter mesoescalar del modelo y, por tanto, del comportamiento del fuego.

Conclusiones

Las conclusiones más destacables que se pueden extraer son:

El modelo GD, que tiene como datos de entrada parámetros estrictamente físicos, permite explicar satisfactoriamente la aparición real del fuego.

El modelo GD es un modelo predictivo en esencia porque permite establecer el riesgo antes de la aparición del fuego.

La validez espacio-temporal del modelo queda probada al aplicarlo utilizando datos del radiosondeo de La Coruña en las zonas de la Comunidad Autónoma de Galicia y las provincias de León, Zamora y Salamanca durante el periodo comprendido entre 1993 y 2003, y se pone de manifiesto su carácter mesoescalar.

Este carácter mesoescalar también se observa cuando utilizamos los datos del radiosondeo de Madrid-Barajas y del radiosondeo “medio” en las provincias de León, Zamora y Salamanca.

Como vemos, la ordenación de riesgos establecida por el modelo en su diseño se mantiene tanto para periodos posteriores al de su diseño como para zonas geográficas independientes, que se sitúen en un radio de hasta 500 km de la estación de radiosondeo, algo que nos viene a probar claramente el carácter mesoescalar del modelo.

Referencias

- García Díez E. L., Labajo Salazar J. L., de Pablo Dávila F., 1993: Some Meteorological Conditions Associated with Forest Fires in Galicia (Spain). *International Journal of Biometeorology*, **37**, 194-199.
- García Díez E. L., Rivas Soriano L., de Pablo Dávila F., García Díez A., 1994: An Objective Model for the Daily Outbreak of Forest Fires Based on Meteorological Considerations. *Journal of Applied Meteorology*, **33**, 519-526.
- García Díez, A.; Rivas Soriano, L.; de Pablo Dávila, F.; García Díez, E.L., 1996: Statistical Analysis for the Spatial Validity of a Model to Forecast the Daily Number of Forest Fires. *International Journal of Biometeorology*, **39**, 148-150.
- Huschke, R.E., 1959 (Ed.): *Glossary of Meteorology*, 3rd edition, American Meteorological Society, Boston, Massachusetts. 638 pp.
- Jansá Clar A., 1988: Notas sobre análisis meteorológico mesoescalar en niveles atmosféricos bajos. INM Ministerio de Transportes, Turismo y Comunicaciones. Madrid, p.71.
- Orlanski, I., 1975: A Rational Subdivision of Scales for Atmospheric Processes. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **56**, 527-530.

RELACIONES ENTRE LA DISTRIBUCIÓN DE PARTÍCULAS AEROBIOLÓGICAS AEROVAGANTES (GRANOS DE POLEN Y ESPORAS) Y LA DISPERSIÓN DE GASES Y PARTÍCULAS INORGÁNICAS CONTAMINANTES EN LA ATMÓSFERA DE BADAJOZ, ESPAÑA

Rafael Tormo Molina¹, Eduardo Pinilla Gil², Inmaculada Silva Palacios³, Adolfo F. Muñoz Rodríguez⁴

¹Departamento de Biología y Producción Vegetal, Universidad de Extremadura, 06071 Badajoz, España.
E-mail: ratormo@unex.es

²Departamento de Química Analítica y Electroquímica, Universidad de Extremadura, 06071 Badajoz, España

³Departamento de Electrónica e Ingeniería Electromecánica, Universidad de Extremadura, 06080 Badajoz, España

⁴Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva, 21071 Huelva, España

Relations between airborne biological particles (pollen grains and spores) and the dispersion of gaseous and particulate atmospheric pollutants in Badajoz, Spain.

Abstract

The correlations between airborne biological particles concentration and chemical atmospheric pollutants concentrations have been investigated in the city of Badajoz, Spain. Meteorological parameters have been also considered. Daily average values of pollen particles show direct correlation with temperature and inverse correlation with relative humidity. Hourly average values show direct correlation with solar radiation, temperature and inverse correlation with relative humidity. From the chemical pollutants studied, ozone shows the higher correlation with pollen concentration, probably due to a similar daily trend. An inverse correlation was found between pollen and PM.

Keywords: Pollen, spores, atmospheric pollution

Introducción

Los granos de polen aerovagantes suelen ser partículas de un tamaño medio entre 15 y 35 micrómetros que se dispersan por el aire de forma pasiva, son liberados por las anteras de las flores y desplazados por el viento a distancias dependientes de la velocidad de este. La liberación de estos granos suele seguir un patrón diario, generalmente con mínimos nocturnos y máximos a horas diarias según las especies involucradas. La aparición en la atmósfera de los granos de polen es dependiente de la fenología de la floración de las plantas que lo forman, generalmente aparecen máximos primaverales, aunque existen tipos polínicos con máximos invernales, estivales y otoñales. Nuestro objetivo en este estudio ha sido evaluar la existencia de relaciones entre las concentraciones de polen y las concentraciones de contaminantes atmosféricos en la atmósfera de Badajoz.

El interés del conocimiento aerobiológico de la atmósfera se centra fundamentalmente en los efectos alérgicos o polinosis que producen muchos de los granos de polen aerovagantes, estos efectos se ven agravados con la contaminación atmosférica y, de forma generalizada, se asiste a un aumento paulatino de los pacientes afectados en áreas urbanas o industrializadas frente a las rurales (Lebowitz & O'rourke, 1991; Santra et al., 1991). Se aducen diversas explicaciones para este fenómeno, una irritación de las mucosas por el polvo atmosférico (Obtulowicz et al.; 1996), mayor presencia de NO₃- y SO₄-2 depositados sobre los granos de polen originado por los gases de los vehículos a motor (Hirotaka et al.; 1996), transporte de los propio alérgenos polínicos por las partículas inorgánicas de <5 µm (Schäppi et al., 1996), mayor presencia de elementos minerales en la exina (Majd y Ghanati, 1995), etc., todo esto a pesar de que la propia viabilidad de los granos de polen se ve comprometida por la contaminación atmosférica (Comptois y Schemenauer, 1991). No existen muchos trabajos que analicen de forma conjunta concentración de polen y contaminación atmosférica, se puede destacar el trabajo de Cariñanos et al. (1998, 1999) que analizaron mediante espectrofotometría de absorción las partículas presentes en las muestras aerobiológicas, éstas fueron identificados como restos de

hidrocarburos parcialmente quemados, arena, polvo mineral, hollín y cenizas, observaron que los valores de máxima concentración los detectaron en verano y la distribución horaria de las partículas inorgánicas tiene una gran relación la actividad humana en la ciudad; posteriormente (Cariñanos et al., 2001) compararon los datos de SO₂, NO₂, CO, NO₃ y partículas con los de polen durante dos años, aunque no realizaron correlación alguna.

Materiales y Métodos

El muestreo de polen se ha realizado en la Escuela de Ingenierías Agrarias de la Universidad de Extremadura (38° 53' N 6° 58' W), ubicada en el entorno suburbano de la ciudad de Badajoz junto a la delegación local de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura (Figura 1). Esta ciudad es la más poblada de Extremadura (140.000 hab.). El período de estudio abarca el año 2004 completo.

Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo



Los granos de polen han sido muestreados utilizando un captador aerobiológico volumétrico con metodología Hirst (1952), la metodología aparece descrita en Silva et al. (1999), las partículas son aspiradas con un flujo de 10 l/m y de forma continua durante todo el año, quedando retenidas en una película plástica cubierta con *Petrolatum White* como adhesivo. La identificación y recuento de los granos de polen se realiza a microscopía óptica a 400 aumentos. La identificación se realiza utilizando la denominación de tipo polínico que puede abarcar una especie, varias especies de un género, una familia completa o incluso más de una familia, dependiendo del grado diversidad morfológica en relación a la taxonomía.

Para este estudio se han seleccionado los 4 tipos polínicos más representativos: Poaceae (gramíneas), Quercus (encinas y alcornoques), Olea (olivos) y Plantago (llantenes), que abarcan el 72% de los granos contabilizados en el período de estudio. Se han calculado los períodos de polinización principal (PPP) de acuerdo con la metodología de Mäkinen (1977), por la que se calcula el día medio entre el 1 enero y el 31 de diciembre tomando como frecuencias los valores de concentración y diaria, restando y sumando la desviación típica al día medio se obtiene el período de polinización principal. Los datos de estos PPP son los que se han utilizado en el análisis estadístico ya que los datos del inicio y final de polinización no reflejan realmente las variaciones en la concentración de las fuentes de polen del área de estudio.

Los datos meteorológicos se obtuvieron de la estación meteorológica ubicada en la estación de vigilancia atmosférica de Badajoz, dependiente de la red de vigilancia atmosférica de Extremadura, REPICA (2006). La estación está ubicada junto a la Escuela de Ingenierías Agrarias de la Universidad de Extremadura junto a la delegación local de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. Se han utilizado valores horarios correspondientes a velocidad del viento (VV, m/s), dirección del viento (DD, grados), temperatura del aire (TMP, °C), humedad relativa (HR, %), presión barométrica (PRB, mbar), radiación solar (RS, W/m²) y precipitación (LL, mm o l/m²).

Los datos de concentración de contaminantes atmosféricos en el entorno del punto de muestreo de polen se obtuvieron mediante los analizadores instrumentales de la estación de vigilancia atmosférica de Badajoz citada en el párrafo anterior. La concentración de partículas en suspensión de menos de 10 µm (PM₁₀), de menos de 2,5 µm (PM_{2,5}) y de menos de 1 µm (PM₁), se evaluaron mediante un analizador de dispersión láser Grimm, modelo *enviro-check* 1165. La concentración de monóxido de nitrógeno y

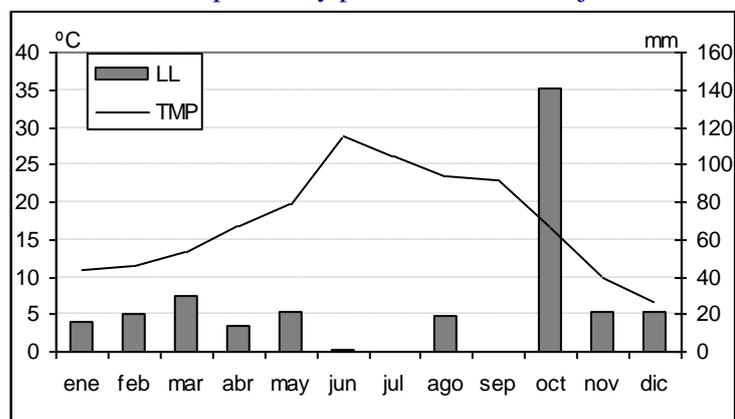
de dióxido de nitrógeno se evaluó mediante un analizador de quimioluminiscencia DASIBI, modelo 2108. La concentración de dióxido de azufre se evaluó mediante un analizador de fluorescencia molecular DASIBI modelo 4108. La concentración de monóxido de carbono se evaluó mediante un analizador de absorción de radiación infrarroja DASIBI modelo 3008. La concentración de ozono se evaluó mediante un analizador de absorción de radiación ultravioleta DASIBI modelo 1008. La concentración de benceno (BEN), tolueno (TOL) y xileno (XIL) se evaluó mediante un cromatógrafo de gases SRI modelo 8610C.

Para el análisis estadístico se ha utilizado el paquete estadístico SPSS 12.01 (noviembre 2003). Se han calculado los valores de normalidad utilizando el estadístico de Kolmogorov-Smirnov y el coeficiente de correlación de Spearman para los datos diarios y horarios.

Resultados y discusión

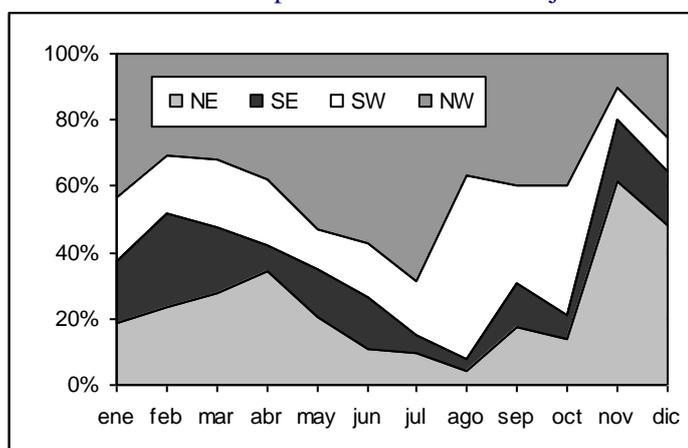
Respecto a la meteorología del período de estudio, el total de precipitaciones (305 mm) fue inferior al valor normal (483,4 mm, período 1961-90), todos los meses fueron deficitarios excepto octubre, que multiplicó por 2,6 el valor normal. La temperatura media anual fue 0,9 grados superior al valor normal, se destaca el mes de junio con 6,7 °C más que la media, aunque los meses de noviembre y diciembre redujeron sus valores medios en 2,2 y 2,4 °C respectivamente, el mes más cálido fue junio y el más frío diciembre (Figura 2).

Figura 2. Evolución de temperatura y pluviosidad en Badajoz durante el año 2004



Los valores medios mensuales de velocidad del viento oscilan entre 1 (noviembre) y 8,2 (enero) m/s. La dirección del viento predominante es del NW (40%), seguido del NE (24%) y SW (22%). La distribución mensual (Figura 3) muestra que los vientos del NW son mayoritarios entre mayo y julio, y en el mes de noviembre predominan los vientos del NE.

Figura 3. Direcciones de vientos predominantes en Badajoz durante el año 2004



Los períodos de polinización principal aparecen en la tabla 1. El número de días oscila entre 30 (Olea) y 57 (Poaceae) y para los 4 tipos el período abarca entre el 29 de marzo y el 21 de junio.

Tabla 1. Períodos de polinización principal para los 4 tipos polínicos del estudio.

	Inicio	Final	Días	Período	Media	Desv. Típ.
Olea	9-mayo	7-junio	30	130-159	144,32	14,70
Plantado	15-abril	28-mayo	44	106-149	127,66	21,65
Poaceae	26-abril	21-junio	57	117-173	144,99	27,76
Quercus	29-marzo	12-mayo	46	88-133	110,65	22,20

La prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (K-S) se ha calculado con los valores medios diarios para todos los valores de concentraciones gases y partículas, datos meteorológicos y concentración polínica. Los datos diarios suponen una cantidad muy elevada de información (24 horas x 36 días= 8794 valores) que puede resultar en otra distribución diferente. El valor menor del estadístico Z de K-S fue para O₃ (0,982, significación asintótica bilateral 0,289), le sigue el de HR (Z = 1,368, sign = 0,047) los demás valores son siempre superiores con significación inferior a 0,001. Dado que excepto un parámetro no se sigue una distribución normal para calcular relaciones entre los mismos se ha utilizado el coeficiente de correlación de Spearman.

Se investigaron a continuación las correlaciones entre datos diarios y datos horarios para las concentraciones de polen y de los contaminantes atmosféricos. En cuanto a los datos diarios, en la Tabla 2 aparecen los valores de correlación de los datos del PPP de los cuatro tipos polínicos seleccionados y los parámetros de concentración de gases y partículas y datos meteorológicos. Para tratar de interpretar los resultados y aislar los fenómenos que pueden distorsionar las posibles relaciones entre el polen, la meteorología y los gases y partículas contaminantes, se ha realizado una selección de aquellos períodos de días que están libres de precipitación, ya que es conocido que este factor de distribución irregular afecta notablemente en la composición aerobiológica de la atmósfera. Entre el 29 de marzo y el 21 de junio, período que incluye los PPP de los cuatro tipos polínicos elegidos, aparecieron 22 días con lluvia y se han utilizado 4 períodos libres lluvia.

Según la Tabla 2, ningún parámetro repite significación en los 4 tipos polínicos. La temperatura (TMP) y la humedad relativa (HR) son los parámetros que ofrecen más número de correlaciones significativas (3). SO₂ y O₃ no muestran ninguna correlación con el polen.

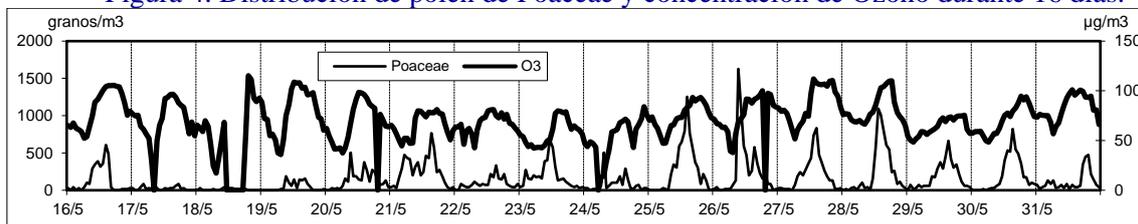
Tabla 2. Valores del coeficiente de correlación de Spearman (r) y el nivel de significación (s) para valores medios diarios, en negrita los valores de significación al nivel 0,05 (bilateral).

	Olea		Plantado		Poaceae		Quercus	
	r	S	r	s	R	s	r	S
SO ₂	0,044	0,816	0,179	0,245	0,011	0,932	0,257	0,085
CO	0,180	0,340	0,281	0,065	0,281	0,034	-0,077	0,612
NO	0,070	0,714	0,252	0,099	0,053	0,693	0,611	0,000
NO ₂	-0,142	0,456	0,394	0,008	0,036	0,788	0,449	0,002
PM _{2,5}	-0,256	0,172	0,009	0,955	0,451	0,000	0,192	0,202
PM ₁₀	-0,580	0,001	-0,036	0,819	0,403	0,002	0,205	0,172
PM ₁	-0,106	0,577	0,031	0,844	0,291	0,028	0,240	0,109
NO _x	-0,083	0,663	0,359	0,017	0,058	0,668	0,559	0,000
O ₃	-0,196	0,298	-0,181	0,239	0,060	0,656	-0,116	0,445
BEN	0,234	0,213	0,245	0,110	-0,303	0,022	0,167	0,268
TOL	0,141	0,458	0,061	0,692	-0,209	0,119	-0,397	0,006
XIL	0,207	0,273	0,428	0,004	-0,399	0,002	0,223	0,136
VV	-0,439	0,015	-0,397	0,008	-0,381	0,003	-0,205	0,171
DD	0,160	0,398	-0,343	0,023	-0,151	0,264	-0,394	0,007
TMP	-0,475	0,008	0,354	0,018	0,173	0,197	0,519	0,000
HR	0,482	0,007	-0,325	0,031	0,014	0,918	-0,601	0,000

PRB	-0,021	0,913	-0,185	0,230	0,479	0,000	0,051	0,735
RS	-0,218	0,248	0,274	0,072	0,063	0,640	0,567	0,000
LL	0,236	0,209	-0,155	0,314	-0,042	0,757	-0,610	0,000

En cuanto a la comparación de datos horarios los resultados muestran que la radiación solar es el factor que más relación tiene con la concentración polínica. La temperatura y la humedad relativa, con consecuencias directas de este fenómeno físico también muestran su relación, en el segundo caso la relación es inversa. La presión barométrica también parece influir de forma negativa, aunque podría esperarse que las altas presiones, indicadoras de buen tiempo, favorezcan la liberación del polen, parece es al contrario, bajas presiones están asociadas a un aumento de polen en la atmósfera, esto ocurre excepto en un caso. Los vientos procedentes el NW (270-360°) tienden a reducir la concentración de granos de polen, probablemente las fuentes se encuentran predominantemente en la dirección contraria. La velocidad del aire parece mostrar efectos diferentes según el tipo y el período elegido.

Figura 4. Distribución de polen de Poaceae y concentración de Ozono durante 16 días.



Respecto a la relación con los gases contaminantes, la concentración de ozono es la que muestra una mayor relación con la concentración de granos de polen (Figura 4). Este fenómeno puede ser debido a que la concentración de ozono sigue un patrón horario similar al de muchos granos de polen, como respuesta a fenómenos físicos atmosféricos relacionados con la radiación. Se observa un mínimo a las 8 de la mañana y máximo a las 17:00 h. Le siguen en importancia NO_x , NO_2 , NO , CO , tolueno y xileno; sin embargo, aparecen en algunos casos mezclados valores positivos con negativos. La relación con las partículas inorgánicas parece ser siempre negativa e independiente del tamaño, aunque no en todos los casos se ha encontrado relación. Este fenómeno deberá confirmarse en estudios posteriores. Cabe indicar, no obstante, que las partículas atmosféricas evaluadas en el analizador automático de dispersión láser corresponden a las fracciones PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ y PM_1 , mientras que el tamaño de las partículas de polen es superior a $15 \mu\text{m}$.

Agradecimientos

A la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura, España, por la cesión de los datos meteorológicos y físico químicos a través del Proyecto "Red Extremeña de Protección e Investigación de la Calidad de Aire (REPICA)", financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Referencias

- Cariñanos, P., C. Galán, P. Alcázar & E. Domínguez (1998) Spectrophometric analysis as a complementary technique to aerobiology in the study of solid particles in the air. *Aerobiologia* 14(2,3):249-254
- Cariñanos, P., C. Galán, P. Alcázar & E. Domínguez (1999) Diurnal variation of biological and non-biological particles in the atmosphere of Córdoba, Spain. *Aerobiologia* 15(3):177-182
- Comptois, P. & R. S. Schemenauer (1991) Tree pollen viability in areas subject to high pollutant deposition. *Aerobiologia* 7:144-151
- Cárianos, P, Prieto J. C., Galán C., Domínguez E. (2001) Solid suspended particles affecting the quality of air in urban environments. *Bull Environ Contam Toxicol.* 67(3):385-91

- Hirota, I., B. Shunkichi & M. Kazunori (1996) The relationship between Japanese cedar pollinosis and air pollutants deposited on the pollen. *Aerobiologia* 12(1):37-42
- Hirst J.M (1952) An automatic volumetric spore trap. *Ann. Appl. Biol.* 39(2): 257-265
- Lebowitz, M.D. & M.K.O'Rourke (1991) The significance of air pollution in aerobiology. *Grana* 30:31-43
- Majd, A. & F. Ghanati (1995) The effect of air pollution on the allergenicity of *Pinus elderica* (Pinaceae) pollen. *Grana* 34(3):208-211
- Mäkinen, Y. (1977) Correlation of atmospheric spore frequencies with meteorological data. *Grana* 16:149-153
- Obtulowicz, K., T. Kotlinowska, M. Stobiecki, K. Dechnik (1996) Environmental air pollution and pollen allergy. *Ann. Agric. Environ. Med.* 3(2):131-138
- REPICA (2006). http://aym.juntaex.es/webs/dgma/web_repica/index.html
- Santra, S. C., S. Gupta & S. Chanda (1991) Air pollutants and aeroallergens interaction. *Grana* 30:63-66
- Schappi, G. F., C. Monn, B. Wuthrich, H.-U. Wanner (1996) Analysis of allergens in ambient aerosols: Comparison of area subjected to different levels of air pollution. *Aerobiologia* 12(3):185-190
- Silva, I., A. F. Muñoz, R. Tormo, M^a A Gonzalo (1999) *El polen en la atmósfera de la ciudad de Badajoz*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura, Cáceres, ISBN 84-7723-322-5

MODELOS DE EMISION DE CONTAMINANTES EN ZONAS URBANAS EN EL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA, MEXICO

Héctor Kabeer Valenzuela Ortega

Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Blvd. Benito Juárez s/n y calle Ignacio López Rayon, Mexicali, Baja California kabeer.valenzuela@gmail.com

Models of emission of polluting agents in urban zones in the State of Baja California, Mexico

Abstract

The complexity of a great number of sources, classes of emissions, like also, the natural and anthropogenic trajectories of contamination of the air, cause a high concentration of polluting agents in urban zones, influencing in the number of cases of respiratory diseases. These cities face great challenges futures in terms air quality because of the increase in the sectors residential, commercial, industrial and an excessive increase of the population, these sectors grow to huge steps and if these rates continue, the increase of the emissions of you will contaminate arrived at limits where the effects will be catastrophic and irreversible, in this work models of atmospheric contamination appear which they arise before the necessity to establish a relation between the resulting emissions of a source and impacts on a receiver moved away to a given distance.

Key words: anthropogenic, air quality, models of atmospheric contamination.

Introducción

Este modelo de emisión de contaminantes atmosféricos es una serie de ecuaciones presentado en una forma al cual se le suministran unos datos de entrada (datos del medio emisor) a partir de los cuales el modelo genera unos datos de salida (concentraciones anuales de los distintos contaminantes) que varían según la complejidad del modelo empleado. Por tanto, los modelos de contaminación atmosférica constituyen el eslabón de enlace entre la fuente y el receptor, simulando los procesos físicos y químicos que sufren los contaminantes durante su transporte.

Con el paquete de simulación dinámica **STELLA** (*STRUCTURAL THINKING ESPERIMENTAL LEARNING LABORATORY WHIT ANIMATION*), laboratorio de aprendizaje experimental de sistemas dinámicos, capaz de realizar la simulación de sistemas dinámicos, es decir, un conjunto de elementos que forman un todo, los cuales están interrelacionados entre si, que varían respecto al tiempo y representan ciertos aspectos de la realidad, con esta herramienta se han creado diferentes escenarios (configuración de variables) los cuales nos ayudará a producir estimaciones más exactas de la emisión de contaminantes en zonas urbanas del estado de Baja California, México , ya que esta estructura permite trabajar con variables técnicas , sociales y económicas se puede generalizar los modelos de tal manera que puedan ser exportados a diferentes regiones, añadiendo o eliminando características específicas de las mismas.

Desarrollo

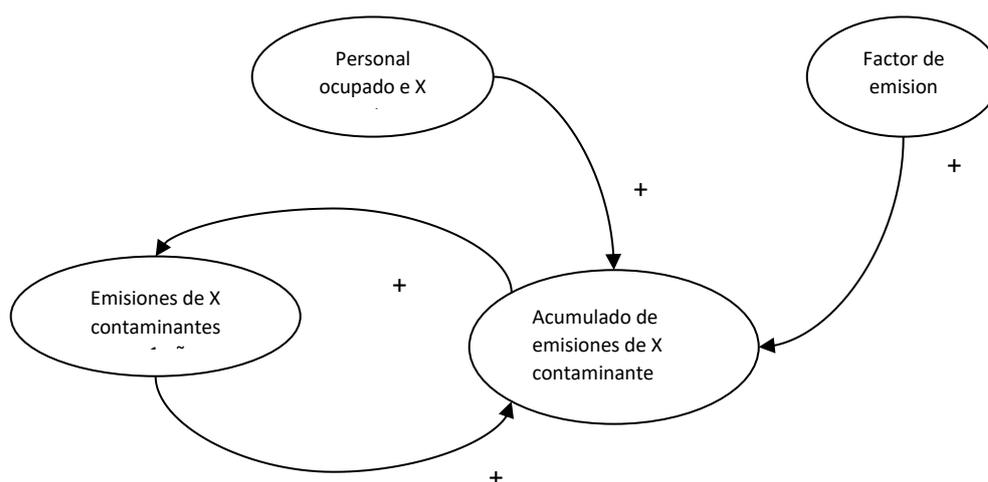
El primer paso para la creación del modelo es la identificación de las fuentes de emisión a nivel de operaciones o procesos relevantes como se ve en la tabla 1. El número total de fuentes de emisión cubiertos en el modelo está determinado por el tipo de actividad que se desea caracterizar. Dando como resultado la siguiente tabla:

Tabla 1. Identificación de las Fuentes y los eventos que la componen

<i>FUENTE</i>	<i>EVENTO</i>
Natural	Volcanes, geiser, bosques, suelos, cosechas.
Fija	Explotación minera, manufactura, productos derivados de carbón y petróleo, manejo de desechos, procesos industriales.
Móvil	Autos y camiones ligeros y pesados a gasolina y diésel, autos fuera de camino
Área	Quema y distribución de combustible, uso de solventes, quema agrícola, polvo fugitivo.

La utilidad del análisis de los sistemas y la simulación viene del proceso (identificación, especificación del problema, desarrollo y uso del modelo como de su producto (modelo final). Se creó un modelo conceptual el cual ayudó en definitiva a la definición de componentes y ver la interacción entre estos para definir la estructura básica con el cual definimos los puntos más importantes al crear nuestro modelo, siendo: Objetivo del modelo, límites, clasificación de variables, identificación de relaciones, con estos puntos se creó el siguiente modelo conceptual general.

Figura 1. Modelo conceptual general del sistema



Una vez teniendo el modelo conceptual se codificó al software *STELLA*, evaluando una serie de ecuaciones, para poder tener como resultado las emisiones de contaminantes por toneladas anuales de las diferentes fuentes de emisión.

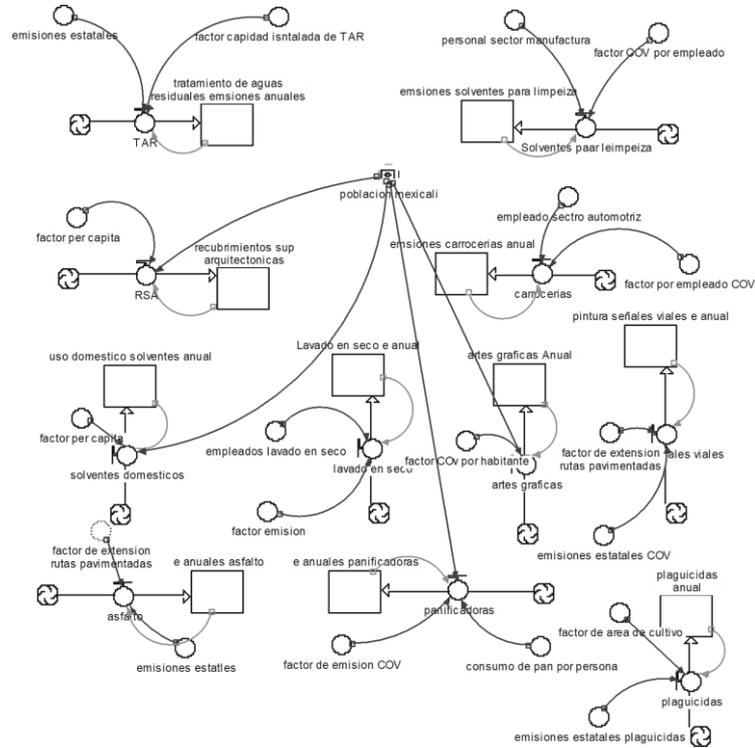
$$\text{Acumulado de emisiones de X Contaminantes} = \int \text{Emisiones de X contaminantes por año (t-dt)} + \int \text{Acumulado de emisiones de X Contaminantes (t-dt)}$$

Dónde:

Emisiones de X contaminantes por año = personal ocupado en X sector * Factor de emisiones

La representación gráfica del modelo de esta serie de ecuaciones para los diferentes eventos que componen las emisiones de compuestos orgánicos volátiles en la ciudad de Mexicali, Baja California (México) es la siguiente:

Figura 2. Modelo de emisiones de COV para la capital del estado de Baja California, México



En base al modelo se pueden evaluar simultáneamente todos los eventos, o de manera individual, pudiendo cambiar valores para crear escenarios que satisfagan las necesidades del usuario.

Resultados

Tabla 2 Resultados obtenidos de emisiones anuales por evento

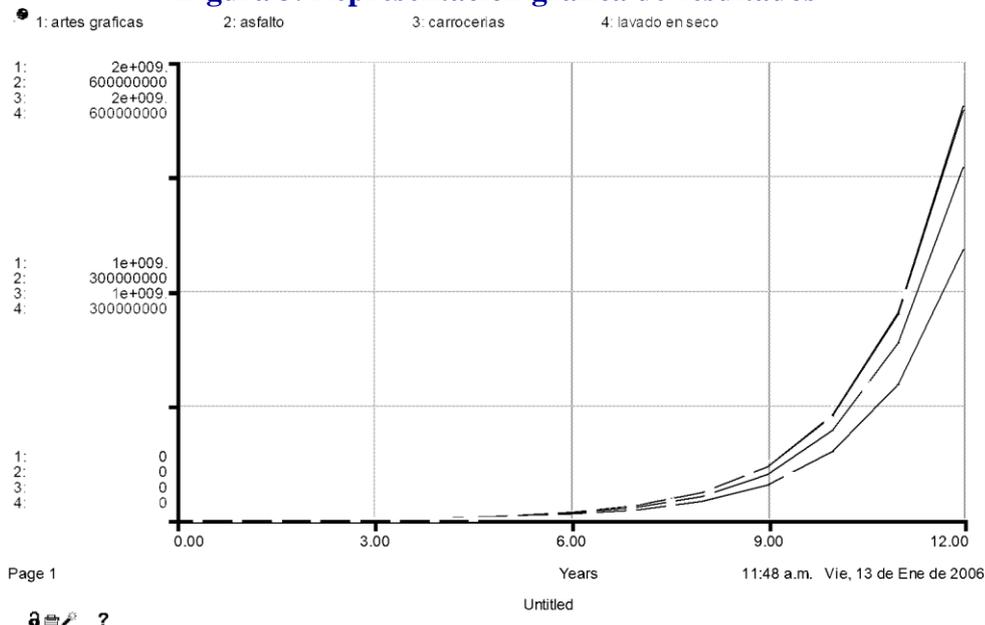
Años	artes graficas	asfalto	talleres	lavado en seco	panificadoras	pintura señales	plaguicidas	RSA	uso domestic	solventes limpieza	TAR
0	287490.59	132410.85	375267.84	130917.12	95575330	51628.91	124089.57	387882.92	2718926988	2421857.5	465381.54
1	574981.19	264821.71	750535.68	261834.24	191150660	103257.81	248179.13	775765.84	5437853976	4843715	930763.09
2	1149962.37	529643.41	1501071.36	523668.48	382301320	206515.62	496358.26	1551531.68	1.0876E+10	9687430	1861526.17
3	2299924.74	1059286.82	3002142.72	1047336.96	764602640	413031.24	992716.52	3103063.35	2.1751E+10	19374860	3723052.34
4	4599849.48	2118573.64	6004285.44	2094673.92	1529205280	826062.48	1985433.04	6206126.71	4.3503E+10	38749720	7446104.69
5	9199698.96	4237147.29	12008570.9	4189347.84	3058410560	1652124.97	3970866.09	12412253.4	8.7006E+10	77499440	14892209.4
6	18399397.9	8474294.57	24017141.8	8378695.68	6116821120	3304249.93	7941732.18	24824506.8	1.7401E+11	154998880	29784418.8
7	36798795.9	16948589.1	48034283.5	16757391.36	1.2234E+10	6608499.86	15883464.4	49649013.7	3.4802E+11	309997760	59568837.5
8	73597591.7	33897178.3	96068567	33514782.72	2.4467E+10	13216999.73	31766928.7	99298027.3	6.9605E+11	619995520	119137675
9	147195183	67794356.6	192137134	67029565.44	4.8935E+10	26433999.45	63533857.4	198596055	1.3921E+12	1239991040	238275350
10	294390367	135588713	384274268	134059130.9	9.7869E+10	52867998.91	127067715	397192109	2.7842E+12	2479982080	476550700
11	588780734	271177426	768548536	268118261.8	1.9574E+11	105735997.8	254135430	794384219	5.5684E+12	4959964160	953101400

Tomado como año base 1999.

RSA= Recubrimiento superficies arquitectónicas.

TAR= tratamiento de aguas residuales.

Figura 3. Representación gráfica de resultados



A partir de los datos graficados se determina la relación estadística más significativa entre las emisiones y las variables independientes elegidas previamente (ton/año). Luego se realiza un análisis estadístico para evaluar la imprecisión del modelo correspondiente al mejor ajuste y para determinar la incertidumbre de la estimación de emisiones. De este análisis se selecciona la relación más representativa desde el punto de vista estadístico. Es probable que esta sea una relación lineal simple pero también es posible que sea exponencial, logarítmica o segmentada. Después de determinar la relación más apropiada de mejor ajuste, las emisiones regionales pueden ser estimadas insertando datos regionales en el modelo desarrollado.

Bibliografía

- Halo JM, Wu Y, Fu LX, He DQ, He KB (2001) Source contributions to ambient concentrations of CO and NOX in the urban area of Beijing. *J. Environmental Science & Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 36: 215-228
- INE (2004) modelos de emisiones de múltiples variables, <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/457/estimacion2.pdf>.
- INE, 1999, metodologías para la estimación de contaminantes, http://www.ine.gob.mx/dggia/cal_aire/espanol/invtemi.html.
- INE-SEMARNAT (2005) Inventario de emisiones de los estados de la frontera norte de México, 1999, Junio, pp. 369
- INE-SEMARNAT (1999) Programa de Calidad del Aire de Mexicali 2000-2005, Diciembre pp. 24
- Owen B, Edmunds HA, Caruthers DJ, Rapper DW (1999) Use of a new generation urban scale dispersion model to estimate the concentration of oxides of nitrogen and sculpture oxide in a large urban area. *Science of the Total Environment* 235: 277-291

Trasporte de contaminantes unmsn (página electrónica, 1999)
http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/libros/geologia/gestion_calidad/Cap07.pdf.
Van Schoik R y Buckley D (2002). Manejo tras fronterizo de la contaminación del aire y control de calidad del aire el concepto y reto; escenarios, estrategias y sistemas.

Sección II. Agua y Ambiente

ALVARADO, J., A. GIULIANTE, L. DONOSO y T. PÉREZ: Composición química de lluvias en el litoral Central de Venezuela	277
AMADO ÁLVAREZ, J., E. RUBIÑOS PANTA, C. RAMÍREZ AYALA, E. HERNÁNDEZ, F. GAVI REYES, E. MEJÍA SÁENZ y L. TIJERINA: Calidad del agua en almacenamientos de la cuenca hidrológica del río Tulancingo, Estado de Hidalgo (México)	283
BERNAL, M., C. DURÁN: Modelo modificado de extracción en fase sólida (MMEFS) para el monitoreo de aguas superficiales	289
FABRIZIO DE IORO. A., L. DE CABO, S. ARREGHINI, A. GARCIA, M. BARGIELA, M. J. BARROS, A. MAGDALENO, V. GEMINI, S. ROSSI, M. S. FORTUNATO, R. SERAFINI, S. KOROL, J. MORETTON y A. RENDINA: Contaminantes en el riachuelo y en el estuario del Río de la Plata (Buenos Aires, Argentina): Efecto de las precipitaciones	297
GALINDO, G., M. A. GIRAUT, J. L. FERNÁNDEZ TURIEL, V. MEDINA y D. GIMENO: Valores de arsénico en aguas en dos cuencas de la llanura pampeana (Buenos Aires, Argentina).....	307
GIANCOLI BARRETO, S. R., I. S. SCARMINIO, M. C. SOLCI, D. N. ISHIKAWA, M.T. OGASAWARA, S. N. NOMI, W. J. BARRETO: Determinação da origem das águas na formação da represa de Capivara (Brasil) usando métodos estadísticos multivariados.....	317
GIMENO, D., J. L. FERNÁNDEZ y F. VALERO: Factores determinantes de la calidad del agua superficial en una cuenca mediterránea: El caso del río Llobregat, nordeste de la Península Ibérica (España)	327
HERNÁNDEZ ACOSTA, E., E. RUBIÑOS PANTA, J. AMADO ÁLVAREZ, C. RAMÍREZ AYALA, F. GAVI REYES: Contaminación del agua en el río Tulancingo (Hidalgo, Estado de México)	335
MARCO DA SILVA, A., A. H. ROSA, R. WAGNER LOURENÇO, D. GOVEIA e I. CORRÊA Bellin: Uso da terra, processos erosivos e impactos na qualidade da água do rio Sorocaba (Sorocaba SP, Brasil)	343

MARTÍNEZ, M. V., F. E. TRUJILLO, J. A. LOZA y C. L. FLORES: Comparación físicoquímica y microbiológica del agua profunda y superficial de una presa que abastece a granjas truchícolas (México)	351
MIRÓ, C., R. PERIÁÑEZ: Estudio de la dispersión de radionúclidos en el Canal de la Mancha mediante modelos numéricos acoplados con técnicas de series temporales	359
NUNES, A.: Implicações hidrológicas do abandono de terras em Portugal: Um caso de estudo na Região Interior Centro	369
RAMÍREZ AYALA, C., E. RUBIÑOS, J. AMADO, E. HERNÁNDEZ, F. GAVI, E. MEJÍA y F. PEDRERO: Cantidad y calidad química del agua en el río Amajac (Estado de Hidalgo, México)	379
RODRÍGUEZ, F. J. y L. A. NÚÑEZ: Evaluación global del uso del ozono en el proceso de potabilización del agua.....	387
RODRÍGUEZ, S., G. C. MARTÍNEZ GLORIA y H. M. CURRIE: Evaluación de nitratos en aguas de arroceras de corrientes (Argentina)	395
RUBIÑOS PANTA, E., J. AMADO, C. RAMÍREZ, E. HERNÁNDEZ, F. GAVI y E. MEJÍA: Aforo y calidad química del agua en el río Tulancingo, Estado de Hidalgo (México)	401
RUBIO MONTERO, M. P., A. CARRASCO LOURTAU: Radiactividad en aguas embotelladas procedentes de países europeos y americanos: Control del agua para consumo público	409
TRUJILLO, F. E., M. V. MARTÍNEZ y C. N. FLORES: Adecuación de la calidad química del agua potable para la infraestructura hidráulica con apoyo informático	417
VALERO CERVERA, F.: El abastecimiento de agua de consumo en el área mediterránea de España	425

COMPOSICIÓN IÓNICA DE LLUVIAS EN EL LITORAL CENTRAL DE VENEZUELA

José Alvarado¹, Adriana Giuliante², Loreto Donoso² y Tibusay Pérez²

¹Universidad Marítima del Caribe, Catia La Mar, Edo. Vargas (Venezuela), jalvaradoacuna@yahoo.com.

²Laboratorio de Química Atmosférica, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Altos de Pipe, Edo. Miranda (Venezuela). giuliante@cantv.net, edonoso@ivic.ve, tperez@ivic.ve.

Ionic composition of rain from the Venezuelan Central Coast

Abstract

The ionic composition of rain event was measured in an urban region of the Venezuelan Central Coast from May 2003 until Sept 2004. A total of 56 rain events were collected. After collection immediately the pH and conductivity were measured, then preserved with chloroform and stored at 4°. The analysis was performed with an ion chromatograph (DIONEX, DX500). The ion concentration values were expressed as volume weighted average (VWA) and also, we determined the excess sea aerosol concentration [X]. The rains were acidic (VWA pH=4.4) and the main ion responsible for the acidification were SO₄^{*} and NO₃⁻ representing 59% of the acidity of the rains. These results greatly contrast with those measured in a continental pristine area of Venezuela which rains are also acidic but the main acids responsible for the rain acidification were organics (HCOOH and CH₃COOH). These results imply that the anthropogenic activities of this urban area might be changing the ionic composition of the rain, switching from the natural organic acids to inorganic acids. It is unclear, if this change in the ionic composition have caused detrimental effects to the soils and water bodies of the region. However, it suggests that the acidification by inorganic acids could potentially cause detrimental effect in the future.*

Key words: Acid rain, wet deposition, urban coast, tropics, Venezuela.

Introducción:

Las deposiciones húmedas (lluvia o nieve) permiten la remoción de compuestos de la atmósfera por lavado. Ellas proporcionan el reciclaje natural de nutrientes hacia los suelos y ríos. Un vasto número de estudios se ha orientado a caracterizarlas a fin de entender los ciclos biogeoquímicos de los elementos. Por ejemplo, el estudio de la composición iónica de las lluvias ha permitido determinar la potencialidad de acidificación por ácidos inorgánicos y el aporte de nutrientes a los suelos de los ecosistemas. Casi un tercio de la deposición húmeda ocurre en los trópicos; sin embargo, estas áreas han sido escasamente caracterizadas. Como parte de un proyecto de investigación orientado a caracterizar la química troposférica del Litoral Central de Venezuela y su posible relación con procesos de acidificación que puedan estar ocurriendo en este ecosistema, se realizaron determinaciones de la composición química de las lluvias.

Lugar de muestreo:

El clima del Litoral Central se clasifica como Tropical-Cálido y presenta un régimen pluvial bimodal, con una época seca desde diciembre a mayo y una época de lluvia de junio a noviembre. La precipitación anual promedio es de 1.500 mm, la temperatura anual promedio es de 26°C. Los vientos predominantes son los alisios del norte (ENE). Este litoral es una estrecha área costera sobre el Mar Caribe de unos 160 km de largo, que cae abruptamente al mar ya que limita al sur con la cordillera de la costa, la cual presenta en su pico más alto una altura de 2765 m.s.n.m. El lugar de muestreo seleccionado fue Catia La Mar (10° 32'N y 67°00'W) el cual es un área urbana costera muestreada continuamente desde Mayo del 2003 hasta Septiembre del 2004, con una población aproximada de 100.000 habitantes; y con influencias del aeropuerto más importante del país, una planta termoeléctrica y la segunda área portuaria del país.

Metodología experimental:

Las lluvias fueron recolectadas por eventos mediante un colector automático, luego se les midió el volumen colectado, el pH, la conductividad; luego se preservaron con cloroformo y finalmente se almacenaron a 4 °C. El análisis de cationes y aniones (orgánicos e inorgánicos) se realizó mediante un cromatógrafo de iones (*Dionex DX-500*). Los iones solubles en agua medidos fueron: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^- , NO_3^- , HCOO^- , CH_3COO^- y C_2O_4^- . Durante el período de muestreo se colectaron 56 eventos de lluvias. La composición iónica promedio de todos los iones medidos durante el período de muestreo fue expresada como promedio pesado en volumen (PPV) el cual se define en la ecuación 1.



Ecuación 1

En donde C_i es la concentración del ion en μN
 V_i es la cantidad de lluvia caída en cada evento, expresada en mm.

Por otro lado, se determinó también la concentración de los iones en exceso con respecto al aerosol marino [X^*] (ecuación 2), a fin de cuantificar la contribución de fuentes continentales a estos iones.



Ecuación 2.

En donde:

[X^*] es la concentración del ion en exceso con respecto al aerosol marino

[X]_{Muestra} es la concentración del ion en la muestra.

[Na^+]_{Muestra} es la concentración del ion Na^+ en la muestra

[X]_{Mar} es la concentración del ion en el aerosol marino.

[Na^+]_{Mar} es la concentración del ion Na^+ en el aerosol marino.

Resultados y discusión:

El valor de *PPV* del pH fue de 4,4, por lo que se trata de lluvias ácidas. Si expresamos los resultados de [X^*] en términos porcentuales (Figura 1a) se evidencia que los contenidos de los aniones sulfato (36 %) y nitrato (23 %) son responsables del 59% de la acidez de estas lluvias. Estos resultados contrastan significativamente con resultados previos obtenidos en un área prístina continental de Venezuela (Figura 1b) cuyas lluvias son igualmente ácidas (pH~ 4.5); más, sin embargo, en este lugar los ácidos orgánicos (HCOOH y CH_3COOH) son responsables del 62% de la acidez de las lluvias (Sanhueza y con 2005).

Por otra parte, se determinó la contribución relativa de los cationes a la neutralización de la acidez de las lluvias. El NH_4^+ es el principal neutralizador de la acidez (Figura 2). Al realizar el balance de cargas, encontramos que un catión desconocido (X^*) representa el segundo mayor contribuyente a la neutralización e las lluvias (18%). Esto nos indica que debemos considerar el análisis de cationes adicionales para su identificación en estas lluvias.

Finalmente, si comparamos los valores de los iones inorgánicos mayoritarios (SO_4^* , NO_3^- y NH_4^+) encontrados en este estudio con otros estudios previos (Tabla1) encontramos que nuestros valores están por el orden de aquellos encontrados en zonas rurales de países industrializados. Las concentraciones de SO_4^* y NO_3^- son de un orden de magnitud mayor que aquellas encontradas en zonas prístinas continentales de Venezuela y Brasil (Tabla 1) mientras que el NH_4^+ está en el límite superior de estos lugares. Esto indica que las lluvias de Catia La Mar son representativas de áreas contaminadas en comparación con ecosistemas no perturbados de Venezuela y Brasil. Esto sugiere la necesidad de establecer estrategias de mitigación para disminuir la influencia de los ácidos inorgánicos a la acidez de las mismas y así minimizar el posible efecto a los suelos y cuerpos de agua de este ecosistema.

Figura 1. Concentración de aniones en lluvias de (a) Catia La Mar y (b) La Gran Sabana (Sanhueza y col, 2005).

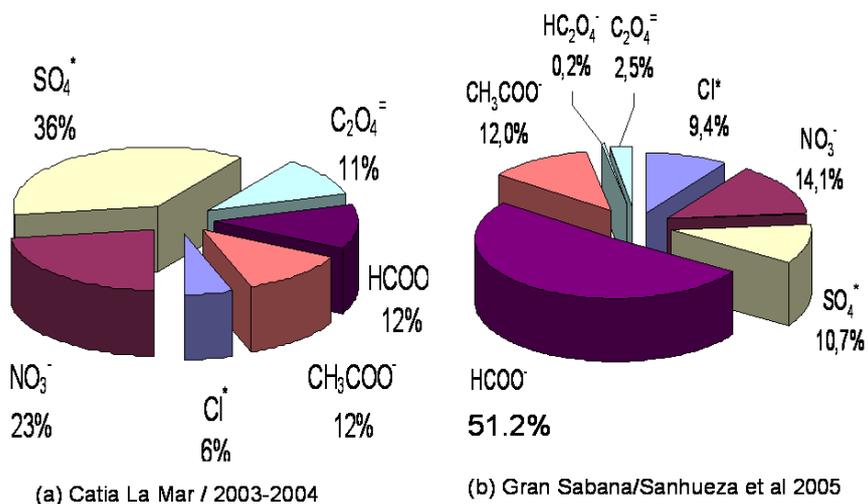


Figura 2. Concentración de cationes en lluvias de Catia La Mar.

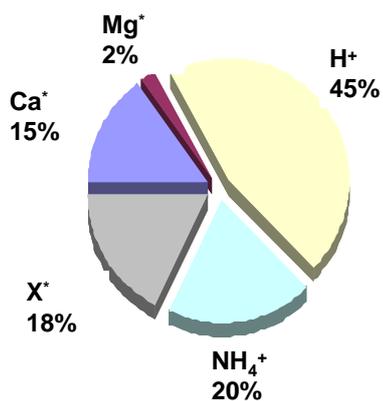


Tabla 1. Concentración de iones SO_4^* , NO_3^- y NH_4^+ en diferentes lugares.

	Concentracion en μN			Ref
	SO_4^*	NO_3^-	NH_4^+	
<i>Llanos Centrales Vzla</i>	2,1 a 4,6	2,3 a 4,6	1 a 13	<i>Sanhueza et al (1992)</i>
<i>Selva Amazónica</i>	1 a 8,6	1 a 5,5	2 a 12	<i>Andreae et al. (1989,1990)</i>
Jaribu, Australia	4.7	3.2	1.7	Gillett et al.(1990)
Katherine, Australia	4.0	3.6	2.9	Likens et al. (1987)
Norte Europa rural	69.0	31	31	Granat (1978)
Europa Central rural	90.0	39	na	Elbert y Andreae (1989)
Este USA rural	40 a 80	20 a 50	10 a 40	Stensland et al. (1986)
Oeste USA rural	6 a 75	2 a 23	12 a 20	Roth et al.(1982)
<i>Catia La mar</i>	28.5	17.5	15.1	<i>Presente estudio</i>

Conclusiones:

La composición iónica de las lluvias determinada en un área urbana costera de Venezuela permite inferir que los ácidos inorgánicos (H_2SO_4 y HNO_3) representan un 56% de la acidez libre en las lluvias contrastando con áreas prístinas de Venezuela en donde la contribución de la acidez de las lluvias proviene fundamentalmente de ácidos orgánicos.

CALIDAD DEL AGUA EN ALMACENAMIENTOS DE LA CUENCA HIDROLÓGICA DEL RÍO TULANCINGO, ESTADO DE HIDALGO, MÉXICO

Jesús Amado Álvarez, Enrique Rubiños Panta, Carlos Ramírez Ayala, Elizabeth Hernández Acosta, Francisco Gavi Reyes, Enrique Mejía Sáenz y Leonardo Tijerina Chávez

Colegio de Postgraduados. Institución de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ciencias Agrícolas. Campus Montecillo (SEDE). Carretera México Texcoco Km 36.5, Montecillo Edo. de México. C. P. 56230. Tel (595)9520229. E-mail: jesusaa@colpos.mx.

Reservoir water quality in the Tulancingo River watershed, Hidalgo State, Mexico

Abstract

The study was carried out in the Tulancingo River watershed, located in Hidalgo, Mexico. The study considered two years (2004 to 2005) to obtain data for the regional ecological planning. The main objective was to evaluate the water quality of the principal reservoirs distributed in the basin. Twelve sampling sites were selected within the basin considering the main natural and anthropic reservoirs. They were visited three times in the period of May of 2004 to January of 2005.

The water quality was determined in the Colegio de Postgraduados Laboratory, under the corresponding methodologies (four repetitions per determination). Some determined parameters are electrical conductivity, pH, nitrates, phosphates, calcium, magnesium, sodium, potassium, carbonates, bicarbonates, sulphates, and chlorides. The obtained results suggest, in basis to the nitrogen and phosphorus concentrations as well as the biological occurrence of aquatic iris, the existence of advanced eutrofication in the Esperanza Dam and median eutrofication in the Doria Lagoon. The rest of the reservoirs are free of this problem. The analysis show that the water pH is alkaline in 95% of the cases, reason why will be considered for agricultural use under hothouses conditions. The chemistry composition of the studied waters indicates that these can be used for protected agricultural production without potential problems of soluble salts, sodium effect on the physical properties of the substrate and the action of toxic elements for the plants.

Key words: Eutrofication, Phosphorous, Nitrogen, Reservoir, Tulancingo.

Introducción

La incorporación de la política ambiental, en particular de la planeación territorial en los esquemas de desarrollo nacional, apareció en México en los años 70s. Sin embargo, a principios de ésta década se empezaron a perfilar acciones dirigidas a atender de manera integral las demandas de las poblaciones relacionadas con el deterioro de los recursos naturales y la contaminación del aire, agua, y suelo, tanto en áreas urbanas como en las rurales.

Entre los problemas principales que se presentan con relación al uso del agua en cualquier tipo de embalse se encuentran: proliferación excesiva de algas indeseables, disminución en la profundidad media, reproducción desmedida de maleza acuática (arraigada o flotante), baja producción pesquera y problemas en cuanto a color, olor y sabor desagradables.

Recientemente Brentrup *et al.* (2004) definieron la eutrofización como un indeseable incremento de la producción de biomasa acuática, causada por altas cantidades de nutrientes que entran en los cuerpos de agua, los cuales resultan en una alta composición de especies, llegando a ser peligrosas porque pueden matar a las algas y en consecuencia se acelera el proceso de degradación por el consumo de oxígeno lo cual finalmente puede provocar la muerte total de plantas acuáticas.

Conforme avanza la eutrofización los nutrientes se presentan en gran abundancia, especialmente el nitrógeno (N) y el fósforo (P), lo que trae consigo un incremento en la producción de algas y otras plantas acuáticas, así como del zooplancton y de peces; los cuales al morir contribuyen al relleno gradual de la cuenca del embalse. Asimismo, se manifiesta un agotamiento de oxígeno hipolimnético, por el proceso de descomposición de materia orgánica que se ha acumulado en el fondo (Potting *et al.* 2000).

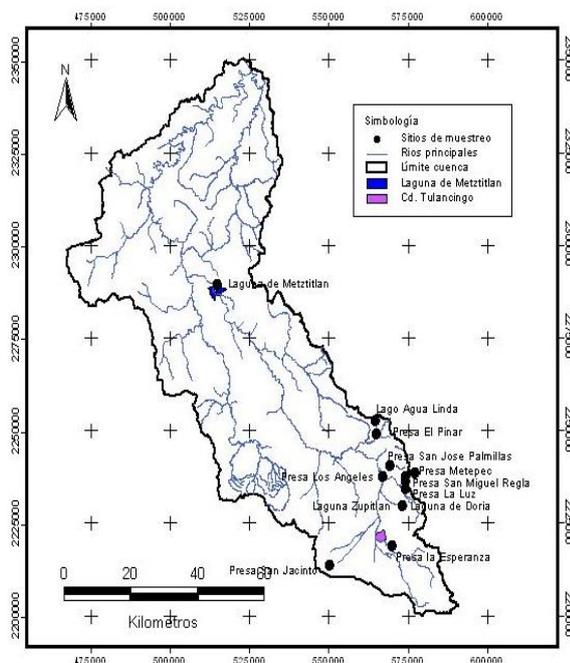
Situación actual

En el año 2000, la Red Nacional de Monitoreo de la calidad del agua contaba con una red primaria con 403 estaciones permanentes, de las cuales 215 se ubican en cuerpos de agua superficiales. En cambio, a nivel regional, la información consignada es muy poca, no hay antecedentes consistentes sobre la calidad de agua de los principales almacenamientos por lo que se estableció como objetivo evaluar el estado trófico de los principales cuerpos de agua distribuidos dentro de la cuenca hidrológica del Río Tulancingo, en el Estado de Hidalgo, México, considerando las principales características físicas, químicas y biológicas.

Materiales y métodos

Se establecieron 12 sitios de muestreo dentro de la zona, considerando los principales almacenamientos naturales y artificiales, mismos que se visitaron tres veces durante el período de Mayo del 2004 a Enero del 2005. La distribución de los cuerpos de agua se presenta en la Figura 1.

Figura 1. Sitios de muestreo en presas y lagos de la cuenca del río Tulancingo.



Análisis de la calidad del agua de riego

En laboratorios del Colegio de Postgraduados se realizaron los análisis de calidad del agua, bajo las metodologías correspondientes (cuatro repeticiones para cada determinación). Conductividad eléctrica. Se determinó usando el puente de Wheatstone. Nitratos por *Reflectoquant* (Test nitratos MERCK KgaA,S/F). Fosfatos, determinación por colorimetría con el complejo azul de fosfomolibdeno (CSTPA, 1980). El pH se analizó de acuerdo a Coleman y Thomas (1967). Los carbonatos y bicarbonatos, por titulaciones en presencia de fenoftaleína y anaranjado de metilo (*American Public Health Association and American Water Works Association*, 1946). Se determinaron los sulfatos, utilizando ácido clorhídrico concentrado, cloruro de bario al 10% y anaranjado de metilo al 0.1 % en agua según procedimiento descrito por la *Association of Official Agricultural Chemists* (1950). Para registrar Los cloruros en el agua se utilizó una solución estándar de nitrato de plata, usando como indicador cromato de potasio según metodología de la *Association of Official Agricultural Chemists* (1950). Para la valoración de los

caciones, con respecto a calcio y magnesio, por titulación con etilen-diaminotetraacetato (versenato) según Cheng y Bray (1951). La concentración de sodio y potasio se determinó por flamometría, con un equipo Perkin Elmer.

Resultados y discusión

Concentración de nitrógeno y fósforo y su relación con la eutrofización

Los datos obtenidos muestran que el mayor problema de eutrofización se presenta en la presa la Esperanza ubicada en la Ciudad de Tulancingo, Hidalgo, donde la concentración de fosfatos (0.19 mg l^{-1}) sobrepasa considerablemente la concentración promedio (0.13 mg l^{-1}). El valor reportado de nitratos también es el más alto (24 mg l^{-1}). Con estos dos factores y la inundación con lirio acuático en 100 % de la presa se confirma el problema de contaminación del agua. Es importante anotar que como medidas correctivas se puede establecer una fábrica de papel o producción de composta con el lirio acuático.

pH

El 95 % de los resultados obtenidos se consignaron por arriba de la neutralidad, donde alcanzó valores hasta de 10.05 en la Laguna Zupitlán en julio del 2004, disminuyendo ligeramente este valor a 9.66 para octubre del mismo año, lo cual es característico en ambientes con aguas duras, por la mayor disponibilidad de carbonatos y bicarbonatos (70.19 %, respecto a la suma de aniones), mientras que los valores más bajos (7.43 y 6.63) en los mismos tiempos se registraron en la Presa la Esperanza en Tulancingo, Hidalgo, la cual presenta fuertes problemas de eutrofización, ya que 100% de la superficie hídrica de este cuerpo de agua muestra lirio acuático, la concentración de carbonatos más bicarbonatos promedio fue de 74.0%.

Un estudio reciente, hecho por Ariel Consultores, S.A. (2000), menciona que los bicarbonatos se forman por la disolución de calizas y por los ácidos naturales como la oxidación de sulfuros, variando los valores de la zona estudiada de 19 a 363 mg l^{-1} .

Composición química del agua en los diferentes almacenamientos

Complementando el diagnóstico sobre la calidad del agua de los sitios en cuestión, en el Cuadro 1 se pueden apreciar los principales índices de clasificación del agua en lagos, presas y lagunas. En general el contenido de sales solubles es muy bajo, ya que el 75% de los resultados indica que las aguas son C_1 , lo cual sugiere agua de baja salinidad. Por tanto, puede usarse para riego de la mayor parte de los cultivos, en casi cualquier tipo de suelo con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad. Ariel Consultores, S.A. (2000) registraron que con dirección hacia la cañada del río Grande de Tulancingo la máxima concentración de sales alcanzó un valor de 144 mg l^{-1} .

RAS

La clasificación de las aguas con respecto a este índice se basa primordialmente en el efecto que tiene el sodio intercambiable sobre la condición física del suelo. Los datos obtenidos de las muestras de agua analizadas en el presente trabajo indican que el 100 % de éstas contiene bajas cantidades de sodio (S_1), lo que corresponde a clases de aguas que pueden usarse para el riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable.

Cuadro 1. Principales Índices promedio de clasificación del agua de riego en la cuenca hidrológica del Río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México.

Sitio	% $\text{CO}_3 + \text{HCO}_3$	RAS (Meq l^{-1}) ^{1/2}	C E ds m^{-1}	pH	Clasificación Uso Agrícola.
Laguna Meztitlan	87	0.522	0.572	7.75	$C_2 S_1$
Presa Esperanza	74	0.450	0.233	7.03	$C_1 S_1$
Presa Metepec	78	0.587	0.913	8.28	$C_3 S_1$
Laguna Zupitan	70	0.610	0.190	9.85	$C_1 S_1$
Laguna de Doria	64	0.152	0.068	7.00	$C_1 S_1$

Presa La Luz	75	0.175	0.074	7.34	C ₁ S ₁
Presa S.M. Regla	76	0.380	0.079	7.42	C ₁ S ₁
Presa Los Ángeles	54	0.420	0.430	8.82	C ₂ S ₁
Presa San Jacinto	76	0.240	0.160	7.05	C ₁ S ₁
Presa S. J. Palmilla	68	0.283	0.070	6.67	C ₁ S ₁
Presa El Pinar	63	0.148	0.015	6.55	C ₁ S ₁
Lago Agua Salada	47	0.143	0.001	5.63	C ₁ S ₁

Al respecto, en un trabajo reciente desarrollado por Ariel Consultores, S.A. (2000) en 15 sitios de muestreo (una mina, una noria, un pozo profundo y 12 sitios sobre diferentes manantiales), indicaron que la presencia de calcio en la región se debe principalmente a la disolución de feldespatos cálcicos, componentes de rocas ígneas, variando sus concentraciones entre 10 y 25 mg l⁻¹. También reportaron que el magnesio es producto básicamente de la disolución de silicatos magnésicos y ferromagnesianos contenidos en las abundantes rocas ígneas; sus concentraciones variaron entre 1.4 y 15.7 mg l⁻¹. Sobre el sodio reportaron que se origina principalmente por intemperismo de feldespatos y sedimentos marinos que abundan en la zona. Los valores reportados fueron de 3.1 a 10.4 mg l⁻¹ dentro del área considerada.

Conclusiones

La presa La Esperanza de Tulancingo Hidalgo se encuentra en estado avanzado de eutrofización, recomendándose establecer una fábrica de papel o producción de composta utilizando el lirio acuático que se presenta en 100% del espejo del agua de esta presa.

La composición química de las aguas estudiadas indica que estas pueden ser utilizadas para la producción agrícola protegida sin problemas potenciales de sales solubles, efecto de sodio sobre las propiedades físicas del sustrato y por la acción de elementos tóxicos para las plantas. Una limitante que debe considerarse en este aspecto es el alto valor del pH que se registró en la mayor parte de los cuerpos de agua muestreados.

Referencias

- American Public Health Association and American water works Association. 1946. Standard methods for the examination of water and sewage. Ed. 9. Illus. New York.
- Ariel Consultores, S.A. 2000. Estudio Hidrogeológico de la Zona Huasca-Zoquitlan, Estado de Hidalgo. Comisión Estatal del Agua. Estado de Hidalgo, Contrato No. CEAA-18/2000.
- Association of Official Agricultural Chemists. 1950. Official and tentative methods of analysis of the Association of Official Agricultural Chemists. Ed. 7. 536,910 pp. Illus, Washington.
- Brentrup, F., J. Kusters, H. Kuhlmann, J. Lammel. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy* 20, 247-264.
- Coleman, N.T. y G.W. Thomas. 1967. The basic chemistry of soil acidity. *In*: R.W. Pearson y F. Adams (eds). Soil acidity and liming. *Agronomy* 12. Am Soc. Agron. Madison, Wisc.
- Cheng, K.L. y H.R. Bray. 1951. Determination of calcium and magnesium in soil and plant material. *Soil Sci.* 72, 449-458.
- CSTPA. 1980. Handbook on reference methods for soils Testing. Council on soil Testing and plant analysis Athens, Georgia.
- Potting, J. (Edt.), Beusen, A.H. W., Ollgaard, H., Hansen, O. C. De Haan, B., Hauschild, M., 2000. The Danish LCA-methodology project. Technical report chapter on aquatic eutrophication, method development and consensus project. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Lyngby.

MODELO MODIFICADO DE EXTRACCIÓN EN FASE SÓLIDA (MMEFS) PARA EL SEGUIMIENTO DE AGUAS SUPERFICIALES

Marisela BERNAL GONZÁLEZ y Carmen DURÁN DE BAZÚA

Programa de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental (PIQAyQA). Facultad de Química, UNAM. Paseo de la Investigación Científica S/N. C. U. México.

<marisela_bernal@hotmail.com> y <mcduran@servidor.unam.mx>

Modified model of solid phase extraction (SFE) for surface water monitoring

Abstract

A new sampling system has been developed for the measurement of time-averaged concentration of organic micropollutants in aquatic environments. The system is based on the diffusion of targeted organic compounds through a rate-limiting membrane and the subsequent accumulation of these species in a bound, hydrophobic solid-phase material. One prototype system is described, suitable for the sampling of semi-polar organic species with log octanol/water partition coefficient (log P) values between 2 and 4. The system use solid-phase material (47 mm C₁₈ Empore disk) as a receiving phase but is fitted with rate-limiting membrane of polysulfone for the semi-polar analytes).

Key words: time-averaged concentration, sampling system, polysulfone

1. Introducción

El uso de plaguicidas provoca la contaminación de aguas superficiales y subterráneas. En consecuencia, diferentes organismos como la Unión Europea (EU), la Agencia Protectora del Ambiente de los EEUA (EPA-USA, *Environmental Protection Agency*), establecen un valor máximo para la concentración de plaguicidas en agua de consumo humano de 0.1 µg l⁻¹ para cada compuesto individual y 0.5 µg l⁻¹ para el total (Fielding *et al.*, 1992). Actualmente existen diferentes métodos de análisis que permiten identificar y determinar la concentración de dichos contaminantes orgánicos en muestras acuosas (Barceló, 1993; Senseman *et al.*, 1997; Kolpin *et al.*, 1998), enfocando la atención a los compuestos más polares debido a su gran producción y aplicaciones, entre los que destacan los carbamatos, las fenilureas, las triazinas y sus derivados. Una de las etapas más importantes de los métodos de análisis es el muestreo que puede ser activo el cual requiere de un gran número de muestras tomadas de un punto específico durante un periodo de tiempo relativamente largo, por lo que puede ser muy costoso. Una técnica alternativa es el uso de medidores en continuo, los cuales son captadores o permeadores pasivos, estos dispositivos generalmente en forma de tubo o disco recogen un contaminante específico por medio de su adsorción en un sustrato químico seleccionado. Después de su exposición durante un apropiado periodo de muestreo, que varía desde un par de horas hasta días o meses, la muestra regresa al laboratorio, donde se realiza la desorción del contaminante y después se analiza cuantitativamente el contaminante. Una de las contribuciones que apareció a raíz de la investigación en esta línea son la construcción de modelos físicos modificados de extracción en fase sólida (De Jonge, 2005; Xu *et al.*, 2005). Esta técnica presenta una serie de ventajas ya que es simple y presenta un bajo costo. Además, debido a su diseño, es fácilmente transportable por lo que se transforma en una técnica muy adecuada para realizar análisis de campo. Por ello, en la presente investigación se plantea el siguiente objetivo:

2. Objetivo

El estudio de la aplicación de un modelo físico modificado de extracción en fase sólida (MMEFS), utilizado como muestreador pasivo (MP), que pueda ser aplicado en análisis de campo para la determinación de plaguicidas carbámicos y s-triazinas en aguas superficiales, consistente en una fase receptora (membrana C₁₈) protegida del medio acuoso por una barrera limitante (membrana de polisulfonato para plaguicidas polares).

3. Problemática

El cultivo de las flores en México, más que una tradición, se ha vuelto un negocio y prueba de ello es que, a la fecha, se destinan 9.536 hectáreas a su producción, con lo que se coloca entre los seis países con mayor productividad en el mundo, después de Japón, Italia, Colombia, Holanda y Ecuador (BANCOMEXT, 2002). El Estado de México es el principal productor y exportador de flores en México. Al sur del estado se encuentra el llamado corredor hortiflorícola, formado por los municipios de Villa Guerrero, Tenancingo, Coatepec Harinas, Ixtapan de la Sal y Zumpahuacán, en donde se establecieron 15 de las empresas exportadoras más importantes del mundo, destacando por su infraestructura. Dichas empresas manejan aproximadamente 1.905.000 tallos, con un valor de 125 millones de dólares. De acuerdo con información de la delegación estatal del Banco Nacional de Comercio Exterior (BANCOMEXT, 2002), estas exportaciones van directamente a los Estados Unidos de América, que cubren sólo un 10% del mercado norteamericano. En esta industria se utilizan grandes cantidades de agroquímicos durante todo el año, tales como plaguicidas del grupo de las triazinas y carbamatos lo cual provoca una gran contaminación tanto de aguas superficiales como subterráneas. Con base en esta problemática, se hace necesario investigar metodologías analíticas que permitan detectar y cuantificar estos compuestos de manera simple y simultánea en agua superficial, así como realizar un seguimiento en el ambiente utilizando sistemas de muestreo de bajo costo, fáciles de manejar y que proporcionen resultados confiables.

4. Material y metodología

4.1 Modelo modificado de la extracción en fases sólida (MMEFS). Comprende un cuerpo de polipropileno de dos componentes; una tapa y un soporte, los cuales se unen para contener la membrana de fase sólida; la cual está protegida del ambiente acuático por una membrana limitante de polisulfonato. Además, cuenta con una malla protectora de acero inoxidable para evitar daños mecánicos. El modelo se presenta en la Figura 1.

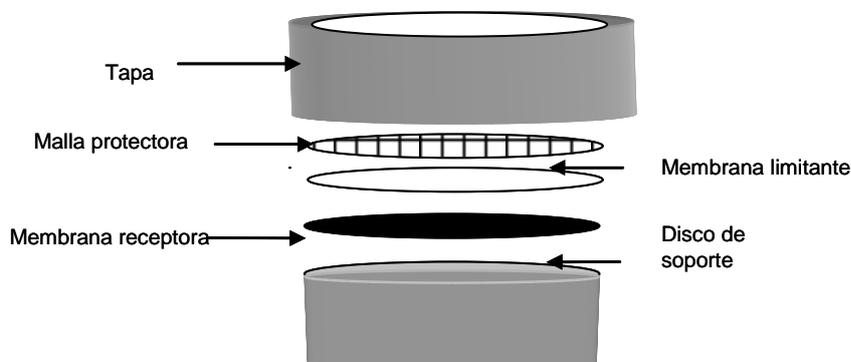


Fig. 1 Modelo modificado de extracción en fase sólida

4.2 Material

4.2.1 Discos C₁₈ Empore.- Las membranas C₁₈ son 3M Empore™ (con soporte PTFE), de Varian, Scantec Lab. El tamaño de poro es de 60 Å, tienen 47 mm de diámetro y el tamaño de las partículas es de 10-15 µm.

4.2.2 Barrera semipermeable. Membranas de polisulfonato (PS), número de referencia TCMF04700 de 47 mm de diámetro y de 0.22 µm de tamaño de poro. Son distribuidas por Millipore.

4.2.3 Mezcla de plaguicidas (Estándar).-Mezcla de seis plaguicidas con número de referencia (Mix 18003400) (atrazina, prometrín, propazina, simazina, terbutilazina y terbutrín), en una concentración de 100 mg L⁻¹ y mezcla de seis plaguicidas carbámicos con número de referencia (Mix 18005400) (carbaril, carbofurán, 3-hidroxi-carbofurán, propoxur o baygón, profán y clorprofán) en una concentración de 100 mg L⁻¹, distribuidos por Ehrenstorfer Laboratory (Germany), con una pureza de 95.5-99.5%.

4.2.4 Disolventes.- Acetona (Merck), etil acetato (J.T. Baker), isooctano (Fluka), metanol (J.T Baker).

4.3 Equipo

La concentración de cada uno de los plaguicidas se determina simultáneamente en un cromatógrafo de gases con detector de masas (CG-MS), marca Fisons MD800.

4.4 Metodología

4.4.1 Experimentos.- Con objeto de definir la capacidad de extracción del dispositivo se hicieron experimentos preliminares. Un juego de cinco dispositivos del MMEFS se expusieron a una solución de concentración conocida de contaminantes en un reservorio de 3L, retirando uno de ellos cada día hasta completar un tiempo de exposición de 5 días. Para estos experimentos, las soluciones de plaguicidas se preparan como sigue: Los plaguicidas en estudio se prepararon en un volumen de 3L de solución, para tener una concentración final de $1 \mu\text{g ml}^{-1}$. Una vez determinado el marco de referencia se procedió a realizar experimentos definitorios que permitieron corroborar esa capacidad, considerando el efecto de la “membrana limitante” del material propuesto en la literatura, membrana de polisulfonato. La Tabla 1 resume, tanto los experimentos preliminares como los definitorios. Estos experimentos se corrieron por duplicado para verificar la reproducibilidad de los experimentos.

Tabla 1. Experimentos con el dispositivo de muestreo pasivo

Experimento	Dispositivo	Matriz	Tiempo	Número de muestras
1	C ₁₈	Solución $1 \mu\text{g m l}^{-1}$	5 días	5
2	C ₁₈ + PS	Solución $1 \mu\text{g m l}^{-1}$	5 días	5

4.4.2 Extracción.- Una vez terminado el tiempo de exposición se retira la fase receptora C₁₈ del dispositivo y se realiza una extracción mediante baño ultrasónico por 5 minutos usando 5 ml de acetona seguida de otra extracción de 5 minutos utilizando 50:50 (v/v) de etilacetato:isooctano; ambos extractos se mezclan alcanzando un volumen aproximado de 10 ml; el cual se reduce hasta 1 ml mediante una corriente de nitrógeno y se transfiere a un vial para su análisis y cuantificación.

4.4.3 Cuantificación.- La concentración de cada uno de los plaguicidas se determina simultáneamente, en un cromatógrafo de gases con detector de masas (CG-MS), marca *Fisons MD800*, usando el modo de ión selectivo (Fig.2). La columna empleada para el análisis es DB-5 (5% fenil-metilsiloxano) de 30 cm x 0.25 mm d.i. con un espesor de 0.25 μm . El gas acarreador empleado es helio (1.5 ml min^{-1}); la temperatura del inyector es de 250°C y se utiliza una rampa de temperaturas para llevar a cabo la separación de todos los compuestos: La temperatura inicial en el horno es de 80°C (2 min), aumenta a 300°C a una velocidad de $10^\circ\text{C min}^{-1}$; donde permanece por 2 min. El tiempo total de la corrida es de 26 min.

4.4.4 Determinación del coeficiente de acumulación.- Se determina la concentración del analito en la fase receptora M_D en (μg). Ésta depende de la concentración C₀ en $\mu\text{g ml}^{-1}$, a la cual el sistema ha estado expuesto durante un tiempo t en (h), así como a la velocidad de muestreo R ml h⁻¹ del sistema, como se representa en la ecuación 1:

$$M_D = C_0 R t \quad (1)$$

La ecuación (1) se reformuló en términos del factor de acumulación (AF), en donde:

$$AF = R$$

$$AF = M_D / (t C_0) \quad (2)$$

Por medio de la ecuación (2) se calculan los factores de acumulación para los plaguicidas en estudio para la columna absorbadora (C₁₈), en los dos arreglos del dispositivo presentados en la Tabla 1.

4.4.5 Determinación de los coeficientes de difusión.- Para calcular los coeficientes de difusión, D, de los analitos a través de las membranas limitantes de polisulfonatos es necesario tomar en cuenta que el transporte de masa m del analito por difusión, en un tiempo, t (s), puede representarse por la siguiente relación:

$$m = U x t = (DA/L) C_0 t \quad (3)$$

donde U es la velocidad de transporte de difusión (mol s^{-1}), D es el coeficiente de difusión molecular del analito ($\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$), A es la sección transversal de la barrera de difusión (cm^2), L es la longitud que recorre el analito (cm) y C₀ es la concentración inicial del analito en el medio examinado (mol cm^{-3}). El término DA/L se expresa en ($\text{cm}^3 \text{ min}^{-1}$) (igual que la velocidad de flujo de la muestra en el dispositivo

dinámico). Consecuentemente, la velocidad de muestreo para un analito dado (R), con un dispositivo de una geometría definida y a una temperatura constante, es: $R = DA/L$, de donde se puede obtener el valor del coeficiente D .

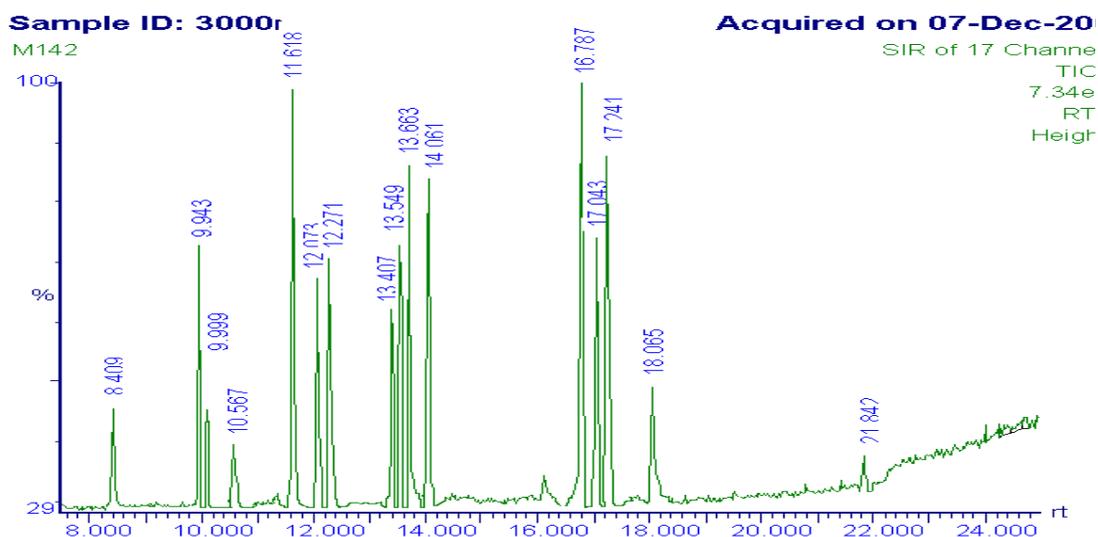


Fig. 2. Mezcla de 12 plaguicidas.

5. Resultados

Experimento 1. Para este primer experimento no se utilizó ningún tipo de barrera limitante. Después de la exposición, el dispositivo fue removido y el disco de C_{18} fue separado del dispositivo para llevar a cabo las extracciones y análisis de muestra según la metodología. Los resultados promedio durante los cinco días se presentan en la Tabla 2. Como puede predecirse la cinética de degradación de cada uno de los plaguicidas (K), así como su tiempo de vida media ($t_{1/2}$); ambos se calcularon y se presentan también en la Tabla 2. Con estos dos parámetros se puede explicar fácilmente el comportamiento de los plaguicidas en el MMEFS, cuando únicamente se utiliza la fase receptora C_{18} durante el tiempo de muestreo.

Los porcentajes de recobro de los 11 plaguicidas presentados en la Tabla 2 (carbofurán, profán, carbaril, propoxur o baygón, clorprofán, simazina, atrazina, propazina, terbutilazina, prometrín y terbutrín, ya que el 3-hidroxi-carbofurán se eliminó por presentar recobros muy bajos), presentaron valores de recobro después de una semana entre 40-90%. Esto indica que algunos de ellos son afectados por diferentes factores tales como:

- Eficiencia de recobro de cada plaguicida
- Tiempo de exposición del MMEFS
- Temperatura
- Velocidad de agitación
- pH de la muestra

Tabla 2. Porcentaje de recobro, %R, de la extracción de la fase C_{18} (5 días).

	Compuesto	t_r	Log K_{ow}	Semana 1, %R	K, d^{-1}	$t_{1/2}, d$
1	Carbofurán	8.382	1.44	82.6	0.0198	35
2	Profán	9.965	2.60	56.4	0.00115	600
3	Carbaril	10.593	2.41	69.9	0.0154	45
4	Propoxur o Baygón	11.658	2.15	46.7	0.0533	13
5	Clorprofán	12.114	2.20	69.1	0.00572	121
6	Simazina	13.451	2.10	50.0	0.0156	44
7	Atrazina	13.599	2.20	86.0	0.0065	105

8	Propazina	13.718	3.02	80.0	0.01552	60
9	Terbutilazina	14.027	3.21	90.0	0.0099	70
10	Prometrín	16.833	2.78	81.0	0.0247	28
11	Terbutrín	17.252	3.65	75.0	0.00924	75

Experimento 2. Un juego de cinco dispositivos del MMEFS completos, es decir utilizando una membrana receptora C_{18} , con una barrera limitante de polisulfonato ($C_{18} + PS$) se expuso a la solución de concentración conocida de contaminantes en un reservorio de 3L, retirando uno de ellos cada semana hasta completar un tiempo de exposición de 5 días. Los resultados para los cinco días, se presentan en la Tabla 3.

Con los resultados anteriores se calcularon los factores de acumulación AF (ml s^{-1}) y los coeficientes de difusión de difusión D (cm^2/s) para la membrana limitante de polisulfonato (Tabla 3).

Cuando el MMEFS fue utilizado en un agua real proveniente de un municipio del Estado de México, durante una semana, se detectaron plaguicidas tales como clorprofán, simazina, atrazina, propazina, terbutilazina y prometrín en concentraciones en un intervalo desde (0.0316 a $0.1519 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla 3, última columna).

Tabla 3. Porcentaje de recobro, %R, para el modelo modificado de la extracción en fases sólida (MMEFS) y factores de acumulación, AF y coeficientes de difusión, D calculados, así como las concentraciones obtenidas de cada plaguicida en estudio, C, para un agua real.

Número	Compuesto	%R (M = 1) C_{18+} TCMF	AF(ml s^{-1})x10 ⁻⁶	D ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)x10 ⁻⁸	C ($\mu\text{g l}^{-1}$)
1	Carbofurán	54.5	1.38	.963	N.d.
2	Profán	55.1	1.6	1.12	N.d.
3	Carbarilo	50.6	1.48	1.02	N.d.
4	Propoxur o Baygón	15.2	1.14	7.86	N.d.
5	Clorprofán	61	1.58	1.09	0.0516
6	Simazina	31.0	1.48	1.02	0.0316
7	Antrazina	79	1.58	1.09	0.0755
8	Propazina	59.5	1.53	1.06	0.116
9	Terbutilazina	71	1.48	1.02	0.1519
10	Prometrín	47	1.53	1.06	0.1035
11	Terbutrín	56	1.6	1.05	N.d.

N.d. = No detectados en agua real

6. Conclusiones

El MMEFS ha sido diseñado para incorporar diferente material como fase sólida y membrana limitante y variando estos dos parámetros puede optimizar el sistema para favorecer la acumulación de un amplio número de analitos.

Para el dispositivo con la barrera limitante de polisulfonato, los 11 plaguicidas fueron acumulados en la fase receptora y los valores de recobro fueron entre el 15 y 79 %. Aplicando el MMEFS a un sistema real se determinaron concentraciones desde 0.0316 a $0.1519 \mu\text{g L}^{-1}$, por lo cual se puede comparar con cualquier otro método de muestreo puntual, sin tener un gasto excesivo en el muestreo.

Todo lo anterior confirma que MMEFS es fiable para ser utilizado en campo proporcionando la concentración media de un analito en función del tiempo, es menos sensible a variaciones extremas de contaminantes y logra un seguimiento del contaminante sin la desventaja de usar organismos o dispositivos de un caro equipamiento.

Reconocimientos

La primera autora agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (México) la beca doctoral concedida para la realización de esta investigación.

Bibliografía

- BANCOMEXT (2002). Estadísticas del Banco Nacional de Comercio Exterior de México. México. D.F. México.
- Barceló, D. (1993). Environmental Protection Agency and other methods for the determination of priority pesticides and their transformation products in water. *J. Chromat. A.* 643:117-143.
- De Jones. H. (2005). New Device and Method for flux-proportional sampling of mobile solutes in soil and groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 39: 274-282.
- Fielding, M., Barceló, D., Helweg, S., Galassi, L., Torstensson, P., Van Zoonen, R., Wolter, P., Angeletti, G. (1992). Pesticides in ground and drinking water. *Water Pollution Research Report 27.* Commission of the European Communities, Brussels, pp. 1-136.
- Kolpin, D. W., Barbash, J. E., Gilliom, R. J. (1998). Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: Initial results from the National Water-Quality Assessment Program. *Environ. Sci. Technol.* 32: 558-566.
- Senseman, S. A., Lavy, T. L., Daniel, T. C. (1997). Monitoring groundwater for pesticides at selected mixing/loading sites in Arkansas. *Environ. Sci. Technol.* 31: 283-288.
- Xu, Y., Zijian, W., Runhui, K., Shahamat, K. (2005). Accumulation of Organochlorine Pesticides from Water Using Triolein Embedded Cellulose Acetate membranes. *Environ. Sci. Technol.* 32(24): 3887-3892.

CONTAMINANTES EN EL RIACHUELO Y EN EL ESTUARIO DEL RIO DE LA PLATA (BUENOS AIRES, ARGENTINA): EFECTO DE LAS PRECIPITACIONES.

A. F. de Iorio¹, L. de Cabo², S. Arreghini¹, A. Garcia¹, M. Bargiela¹, M. J. Barros¹, A. Magdaleno³, V. Gemini³, S. Rossi³, M. S. Fortunato³, R. Serafini¹, S. Korol³, J. Moretton³, A. Rendina¹.

¹Cátedra de Química Analítica, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, Buenos Aires, Argentina.

<aiorio@agro.uba.ar>

²Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Buenos Aires, Argentina.

³Cátedra de Sanidad e Higiene, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Universidad de Buenos Aires. Argentina.

Pollutants in Riachuelo river and in Río de la Plata estuary: Effects of rainfall.

Abstract

The Matanza-Riachuelo river, main collector of a basin of 2300 km², flows through one of the more densely populated areas in Argentina (the city of Buenos Aires and its surroundings). The last 14 km of this river constitutes the Riachuelo, one of the most polluted rivers on the world. Two samplings (March and August of 2005) were carried out in Riachuelo river and Río de la Plata estuary, with different levels of accumulated rainfall in the 10 previous days to the samplings. Concentrations of ammonium, nitrate, soluble reactive phosphorous (SRP), dissolved oxygen, pH, total and dissolved sulfide, conductivity, suspended particulate matter (SPM) and total and dissolved concentrations of Cu, Pb, Zn, Cr and Cd were determined. Samples were classified using the LAWA classes. Mutagenicity studies were carried out in *Salmonella typhimurium* and genotoxicity was analyzed in *Saccharomyces cerevisiae*. The quantification of aerobics and fecal microorganisms was performed. The aim of this study was to evaluate the effect of rainfall on the main physical and chemical variables measured in a lowland, urban and highly polluted river which flows into in an estuary with a notorious biological, environmental and geopolitical interest. Rainfall produced a decrease in ammonium, SRP, total and dissolved sulfide concentrations and conductivity, but an increase in nitrate and total concentrations of Pb, Zn and Cu that were positively correlated with SPM. Although, in some water samples toxicity was observed, mutagenicity was not detected. In some water samples genotoxicity was detected on *S. cerevisiae*. Notorious differences were not detected in the numbers of aerobic or fecal microorganisms analyzed. Sulfide could play an important role in the dynamics of the heavy metals of this system. Rainfall could influence the mobility of heavy metals, originating a risk to the environment.

Key words: Riachuelo, Río de la Plata estuary, heavy metals, sulfide, genotoxicity, bacteria.

Introducción

El río Matanza-Riachuelo es el colector principal de una cuenca de 2300 km², y atraviesa la zona más densamente poblada de Argentina, la ciudad de Buenos Aires y sus suburbios. En la alta cuenca prevalece la actividad agrícola-ganadera, y en las cuencas media y baja la actividad industrial presentando, además, la mayor densidad poblacional. La mayor parte de los contaminantes llegan al río por escorrentía, lixiviados desde basurales a cielo abierto, y vertidos directos domésticos e industriales. Los últimos 14 km de este río conforman el Riachuelo que constituye uno de los ríos más contaminados del mundo. El Riachuelo desemboca en el Río de la Plata, estuario compartido por Argentina y Uruguay. Las aguas del mismo son la principal fuente de agua de bebida para la ciudad de Buenos Aires y suburbios. Los primeros episodios de contaminación se registran en 1550, cuando se arrojaban a sus aguas los cuerpos de ganado luego de haber aprovechado su cuero. A principios del siglo XIX, la contaminación aumentó debido al auge de los frigoríficos, y posteriormente debido al vertido sin tratamiento de residuos provenientes de diversas industrias y a la contaminación portuaria (Bonetto *et al.*, 2001).

Las características físicas y químicas de las aguas superficiales dependen entre otros factores de la intensidad y magnitud de las precipitaciones. Arreghini *et al.* (2005) describieron la influencia que

ejercen las precipitaciones sobre las concentraciones de las variables medidas en las aguas de un arroyo perteneciente a una cuenca vecina. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la influencia de las precipitaciones sobre las principales variables físicas y químicas medidas en un río de llanura, urbano y altamente contaminado que desemboca en un estuario de notoria importancia biológica, ambiental y geopolítica.

Materiales y métodos

Se presentan los datos de dos campañas efectuadas en el Riachuelo en marzo y agosto de 2005 y que difirieron en los valores de precipitación acumulada en los 10 días previos a la campaña. Se ubicaron diez sitios de muestreo: ocho en el canal de navegación del Riachuelo aguas arriba de su desembocadura (R1: 14.000 m; R2: 5.500 m; R3: 4.500m; R4: 3.000 m; R5: 2.000 m; R6: 500 m; R7: 300 m; R8: en la desembocadura), y dos en el Río de la Plata en una transecta paralela a la costa aguas abajo de la desembocadura (LP1: 200 m; LP2: 400 m) (Figura 1). Las determinaciones de oxígeno disuelto (OD), pH (potenciometría) y conductividad (CE) (conductimetría) se realizaron *in situ*. Diez muestras fueron colectadas por sitio. Tres de ellas se filtraron a través de filtros de 0,45 μ m, separándose el material particulado en suspensión (MPS). Las muestras fueron transportadas hasta el laboratorio a 4°C para su posterior análisis. Las determinaciones químicas en agua se desarrollaron según la siguiente metodología: fósforo reactivo soluble (PRS), nitrato ($N-NO_3^-$), amonio ($N-NH_4^+$), sulfuro (S^{2-}) disuelto según APHA (1992); MPS de acuerdo con Golterman *et al.* (1978). Sulfuro total se determinó en las muestras de agua sin filtrar según APHA (1992). Las concentraciones de Zn, Cd, Cr, Cu y Pb se obtuvieron por mineralización ácida y se analizaron por espectrometría de absorción atómica (APHA, 1992).

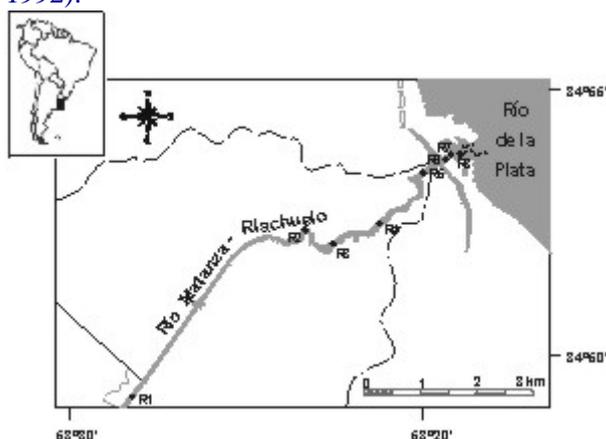


Figura 1. Mapa del Riachuelo y del estuario del Río de la Plata y sitios de muestreo.

Se utilizaron cepas mutantes de *Salmonella typhimurium*, auxótrofas para histidina, con el objeto de detectar efectos mutagénicos, de acuerdo con el protocolo de Ames (Maron y Ames, 1983). El efluente fue ensayado como agua cruda y como concentrados. Los concentrados se obtuvieron por pasaje de 1 litro de agua a través de resinas XAD4, con posterior elusión con éter etílico, el que a su vez fue evaporado y el residuo resuspendido en 10 ml de dimetilsulfóxido (DMSO). Los ensayos de genotoxicidad con levaduras se realizaron de acuerdo a lo descrito en trabajos previos (Moretton *et al.*, 1991) con la cepa *Saccharomyces cerevisiae* D7 (*MATa/MATa*, *ade2-40/ade2-119*, *trp5-12/trp5-2*, *ilv1-92/ilv1-92*) (Zimmerman 1984). Las muestras utilizadas en los ensayos de genotoxicidad se seleccionaron teniendo en cuenta los distintos grados de contaminación que podrían esperarse en el Riachuelo. La muestra R1 es representativa del tramo de rectificación del curso con un arrastre relativamente libre de contaminantes de la cuenca; R2 corresponde a los meandros formados por el cauce natural del curso una vez terminada la zona de rectificación, en donde es esperable una acumulación de contaminantes; R6 y R8 representan la actividad portuaria sumada a la contaminación que el río arrastra; LP1 puede considerarse como agua del Río de la Plata y sirve como comparación con las anteriores. Para evaluar la calidad biológica del agua del Riachuelo se determinó la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y se cuantificaron las bacterias heterotróficas, coliformes termotolerantes y estreptococos fecales. La enumeración de coliformes termotolerantes se efectuó según CHROMagar ECC (CHROMagar Microbiology, Paris, France),

mientras que los estreptococos fecales y las bacterias heterotróficas según Biokar Diagnostics, Beauvais, France. Se realizaron análisis de correlación entre las variables utilizando GENSTAT 7.1 (2003).

Resultados

Las precipitaciones acumuladas durante los 10 días previos a las campañas fueron 78 mm en marzo y 3 mm en agosto, registrándose anoxia en todas las muestras durante la campaña de agosto. En la campaña de marzo sólo los sitios de muestreo del Riachuelo (R1 a R8) registraron valores cercanos a cero o anoxia, mientras que en LP1 y LP2 los niveles de OD aumentaron, alcanzando un 60% de saturación en LP2 (Tabla 1). Los valores de pH permanecieron en torno a la neutralidad. Los valores más elevados de conductividad, PRS, amonio, sulfuro disuelto y total se registraron en la campaña de agosto desde R1 a R6, decreciendo aguas abajo (Tabla 1). Los valores de MPS fueron superiores en la campaña de marzo en todos los sitios.

Tabla 1. Variables físicas y químicas medidas en los distintos sitios de muestreo. nd: no detectable.

Fecha	Sitio	OD (mg/l)	CE (μ S/cm)	MPS (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	SRP (mg/l)	S ² -total (μ g/l)	S ² -disuelto (μ g/l)
Mar-05	R1	0,00±0,01	338±12	127,6±13,6	1,10±0,36	1,66±0,10	0,46±0,01	10,8±0,4	nd
	R2	0,00±0,01	432±7	112,6±19,2	3,03±0,25	1,61±0,13	0,50±0,04	27,6±1,9	nd
	R3	0,00±0,01	427±10	77,0±16,5	3,07±0,25	1,30±0,25	0,46±0,03	21,1±1,8	nd
	R4	0,19±0,01	455±7	80,3±15,5	2,97±0,40	0,46±0,07	0,57±0,21	29,6±1,9	nd
	R5	0,00±0,01	465±2	64,5±4,9	3,23±0,72	0,38±0,33	0,66±0,11	26,2±1,1	nd
	R6	0,00±0,01	490±13	58,6±9,0	2,50±0,79	0,08±0,04	0,69±0,01	21,1±1,7	nd
	R7	0,06±0,00	547±22	41,7±6,5	5,27±1,85	0,15±0,02	0,65±0,06	9,4±0,7	nd
	R8	0,07±0,01	563±3	40,5±8,5	3,80±0,36	0,21±0,10	0,63±0,10	4,1±0,4	nd
	LP1	4,21±0,01	341±20	91,9±2,8	1,53±0,38	0,31±0,06	0,41±0,02	2,1±0,1	nd
LP2	5,05±0,01	357±10	76,7±22,2	1,40±0,00	0,46±0,16	0,45±0,09	nd	nd	
Ago-05	R1	0,0	2160±10	29,0±4,1	10,56±1,32	0,78±0,06	2,44±0,21	247,8±70,5	152,4
	R2	0,0	1947±12	24,0±6,4	12,10±1,96	0,20±0,01	2,12±0,02	1749,8±524,2	598,6
	R3	0,0	1983±12	25,3±1,6	11,80±2,18	0,21±0,01	2,07±0,04	1857,8±212,0	669,5±74,8
	R4	0,0	2147±6	21,7±3,1	14,32±1,21	0,17±0,02	2,20±0,06	3660,4±825,6	1328,0±465,5
	R5	0,0	2090±30	39,5±15,4	16,30±3,53	0,21±0,02	2,36±0,06	3098,1±519,1	1418,3±236,1
	R6	0,0	1500±10	34,7±6,3	9,52±1,40	0,14±0,02	1,72±0,04	5477,5±921,5	1222,8±138,6
	R7	0,0	670±35	44,3±9,5	4,18±0,22	0,30±0,02	0,72±0,03	92,9±0,0	31,0
	R8	0,0	507±12	29,3±5	2,71±0,36	0,38±0,01	0,48±0,03	nd	nd
	LP1	0,0	463±61	49,0±3,0	1,42±0,94	0,39±0,01	0,44±0,05	nd	nd
LP2	0,0	347±6	52,2±2,6	1,22±0,07	0,38±0,02	0,34±0,01	nd	nd	

Las concentraciones totales de los metales analizados, con excepción del Cr, fueron mayores en la campaña de marzo, mientras que las concentraciones de todos los metales disueltos resultaron menores (Tabla 2). Sólo se detectaron concentraciones totales de Cd desde R2 hasta R6 y en R8 en marzo, mientras que Pb y Cd disueltos fueron no detectables. El MPS se correlacionó positiva y significativamente con las concentraciones totales de Cu, Pb y Zn, y negativamente con las de Cr total, Cu, Pb y Zn disueltos.

Se evaluaron las concentraciones en las fases disueltas y particuladas según las clases LAWA (Irmer, 1997 in Rybicka *et al.*, 2005). Teniendo en cuenta la fracción disuelta, las muestras resultaron fuerte a muy fuertemente contaminadas con Zn y Cr (clases III y IV). En el caso del Pb, sus concentraciones variaron de no detectable a muy fuertemente contaminadas en las muestras de agosto en las estaciones R1 a R6. Las muestras resultaron estar fuertemente contaminadas con cobre (clase III). Respecto de la fracción particulada, las concentraciones se encuentran ubicadas entre las clases III y IV.

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados de los distintos sitios de muestreo. nd: No detectable.

Fecha	Sitio	Cu	Cd	Pb	Cr	Zn	Cu	Cd	Pb	Cr	Zn
				Total (μ g/l)					Dissolved (μ g/l)		
Mar-05	R1	78±9	nd	74±17	37±4	284±30	11±1	nd	nd	4±1	78±10
	R2	57±3	2±0	57±15	96±10	205±32	9±0	nd	nd	5±0	62±10
	R3	49±5	3±0	63±25	87±9	146±7	7±0	nd	nd	7±0	54±7

	R4	54±3	2±0	56±20	70±10	186±28	8±1	nd	nd	3±0	49±4
	R5	53±14	2±0	54±16	49±9	151±13	9±1	nd	nd	4±1	55±2
	R6	38±5	2±0	42±17	36±5	114±10	15±0	nd	nd	4±0	58±6
	R7	23±8	nd	41±3	54±12	99±12	7±0	nd	nd	4±0	59±8
	R8	29±2	1±0	53±7	47±9	85±4	8±0	nd	nd	4±0	45±1
	LP1	33±3	nd	88±2	29±6	58±3	8±1	nd	nd	3±0	51±4
	LP2	13±2	nd	37±2	22±3	52±5	7±0	nd	nd	4±0	57±4
Ago-05	R1	35±9	nd	32±3	39±8	189±57	11±3	nd	23±6	24±3	66±12
	R2	27±7	nd	38±1	106±8	91±33	12±3	nd	26±13	43±12	70±40
	R3	21±1	nd	35±3	99±9	66±21	14±1	nd	29±11	57±5	57±31
	R4	21±2	nd	34±6	114±7	78±7	12±0	nd	19±21	62±5	58±16
	R5	23±5	nd	27±10	117±8	77±8	12±2	nd	22±19	62±7	67±42
	R6	19±3	nd	19±7	88±8	69±28	9±3	nd	19±10	35±4	68±33
	R7	21±2	nd	32±25	88±7	48±17	10±2	nd	3±2	34±2	43±23
	R8	17±3	nd	27±14	77±4	48±8	11±1	nd	2±1	32±2	42±14
	LP1	19±10	nd	38±12	76±6	40±3	12±0	nd	3±1	28±0	40±19
	LP2	16±3	nd	19±11	66±2	44±6	7±6	nd	13±8	18±16	34±22

Las muestras de agua cruda no presentaron efectos mutagénicos y, solo en R6 se detectó toxicidad con la cepa TA 98. Para los concentrados, la toxicidad únicamente se manifestó con el agregado de la fracción microsomal y tampoco pudo demostrarse mutagenicidad (Tabla 3). En los ensayos con *S. cerevisiae* D7, pudo determinarse que los concentrados de R2 y R6 indujeron un importante incremento en las frecuencias de conversión génica, mientras que este efecto no fue detectado con aguas crudas (Tabla 4). En la Tabla 5 se observa un incremento en los valores hallados de materia orgánica oxidable químicamente (DQO) en el muestreo realizado en agosto de 2005 en los sitios comprendidos entre R1 y R7, comparativamente con los resultados obtenidos en marzo de 2005. No se encontraron diferencias apreciables en los recuentos de bacterias aerobias mesófilas viables, ni de bacterias indicadoras de contaminación fecal.

Discusión

El exceso de precipitación es la precipitación que no se infiltra y no se retiene en la superficie terrestre, y que después de fluir a través de la cuenca, se convierte en escorrentía directa. Teniendo en cuenta que el Riachuelo se encuentra en una sección de la cuenca completamente urbanizada, asumimos que gran parte de la precipitación se convierte en escorrentía directa. En la campaña de marzo se registraron niveles elevados de precipitación acumulada, y por lo tanto de escorrentía directa, que influyeron sobre las concentraciones de las variables fisicoquímicas analizadas. La disminución en las concentraciones de amonio, PRS, sulfuros y conductividad durante la campaña de marzo sugiere que las concentraciones de solutos fueron diluidas por el ingreso masivo de agua originado por las precipitaciones. En este mismo evento, las aguas se oxigenaron aguas abajo de la desembocadura y se observó una tendencia al aumento en la concentración de nitrato hasta R6, a pesar de registrarse niveles de anoxia en esos sitios. Considerando que en ese tramo del río (R1 a R6) existen asentamientos urbanos precarios sin servicio cloacal, los altos niveles de nitrato determinado, así como el elevado número de bacterias indicadoras de contaminación fecal pueden ser atribuidos a las descargas de efluentes cloacales no tratados o escasamente tratados en la zona de Riachuelo.

Tabla 3. Determinación de la mutagenicidad en muestras de agua del Riachuelo y sus correspondientes concentrados mediante el ensayo de Ames.

Muestra	<i>S. typhimurium</i> TA98*		<i>S. typhimurium</i> TA100*	
	-S9 mix	+ S9 mix	-S9 mix	+ S9 mix
Control (Sol. Buffer pH7)	15	23	116	101
R1 Agua cruda	19	30	140	98
R2 Agua cruda	13	29	125	99
R6 Agua cruda	14	25	Tox	96
R8 Agua cruda	26	35	90	94
LP1 Agua cruda	20	34	80	97
R1 Concentrado	19	28	152	Tox
R2 Concentrado	24	17	115	90
R6 Concentrado	35	19	160	Tox

R8 Concentrado	20	22	174	95
LPI Concentrado	28	18	151	Tox

*los resultados se expresan como el promedio del número de unidades formadoras de colonias revertantes obtenidos en cada experimento.

En la campaña de marzo se registraron los valores más altos de MPS, los cuales se correlacionaron positivamente con las concentraciones totales de Cu, Pb y Zn y negativamente con las concentraciones totales de cromo y disueltas de Cu, Pb y Zn. Esto sugeriría que los procesos de resuspensión de los sedimentos del fondo del cauce podrían ser los responsables del aumento del material particulado y de las concentraciones totales de Cu, Pb y Zn. La disminución en las concentraciones de Cr total podría indicar una dinámica distinta para este metal, tal vez relacionada con la descarga directa de efluentes. El aumento en las concentraciones de sulfuro en la campaña de agosto podría ser responsable de la precipitación de los metales disminuyendo sus concentraciones totales. Esto resaltaría la importancia del sulfuro en la dinámica de los metales pesados en este sistema.

Tabla 4. Inducción de conversión génica en cepas de *Saccharomyces cerevisiae* D7 por muestras de agua del Riachuelo y sus concentrados.

Muestras	Frecuencia de conversión ($\times 10^5$)		Frecuencia de reversión ($\times 10^6$)	
	Agua cruda	Concentrado	Agua cruda	Concentrado
Control	2,1	5,2	2,0	6,3
R1	2,6	6,4	1,7	5,3
R2	1,4	23,0	3,0	19,7
R6	3,1	15,0	1,6	13,5
R8	3,7	9,1	2,2	9,3
LPI	1,8	9,0	2,4	9,0

Las muestras de agua cruda no presentaron efectos mutagénicos y sólo en R6 se detectó toxicidad con la cepa TA 98. Para los concentrados la toxicidad únicamente se manifestó con el agregado de fracción microsomal. Cuando se realizó el mismo estudio empleando el sistema de *S. cerevisiae* D7 pudo determinarse que los concentrados de R2 y R6, los cuales corresponden a una zona de acumulación de contaminantes, indujeron un importante incremento en las frecuencias de conversión génica. Este efecto no fue detectado con aguas crudas. En los concentrados de las mismas zonas se obtuvieron resultados positivos para la inducción de reversión génica de *Saccharomyces*.

En la zona del Riachuelo (sitios de muestreo R1-R7) en ambas fechas de muestreo, se obtuvieron valores elevados en la relación DQO/DBO lo que puede atribuirse a la presencia de materia orgánica no biodegradable (datos no mostrados). En ambas fechas de muestreo no se observan diferencias apreciables en los valores de los recuentos de bacterias mesófilas viables ni de bacterias indicadoras de contaminación fecal, a pesar del efecto de las precipitaciones.

Las características de los sedimentos del Riachuelo, con elevados niveles de sulfuro y metales pesados, así como el vertido al cauce de aguas residuales sin tratamiento previo, hacen que las precipitaciones no generen el efecto dilutorio de las concentraciones de nitrato y metales pesados observadas en otros cursos fluviales (Arreghini *et al.*, 2005), en un área de gran importancia biológica, ambiental y geopolítica.

Tabla 5. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Demanda química de oxígeno (DQO), bacterias aerobias mesófilas viables, coliformes termotolerantes y estreptococos fecales en los distintos sitios.

Fecha	Sitio	DBO mg/L	DQO mg/L	B.A.M.V u.f.c./mL	Coliformes termotolerantes u.f.c./mL	Estreptococos fecales u.f.c./mL
Mar-05	R1	Menor de 1	51	$1,8 \times 10^6$	$1,9 \times 10^3$	$4,4 \times 10^2$
	R2	5,8	62	$2,7 \times 10^6$	$6,0 \times 10^2$	$3,2 \times 10^2$
	R3	ND	53	$2,5 \times 10^6$	$1,0 \times 10^3$	$4,3 \times 10^2$
	R4	1,0	47	$2,1 \times 10^6$	$3,7 \times 10^3$	$5,7 \times 10^2$
	R5	ND	58	$2,6 \times 10^6$	$3,8 \times 10^3$	$5,5 \times 10^2$
	R6	ND	43	$1,9 \times 10^6$	$4,4 \times 10^3$	$4,5 \times 10^2$
	R7	ND	33	$6,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^2$	$1,5 \times 10^2$

	R8	0,8	26	$1,8 \times 10^6$	$3,7 \times 10^2$	$1,3 \times 10^2$
	LP1	ND	20	$9,9 \times 10^4$	$4,6 \times 10^2$	$1,1 \times 10^2$
	LP2	ND	22	$1,0 \times 10^5$	$3,7 \times 10^2$	$9,3 \times 10$
Ago-05	R1	Menor de 1	82	$8,4 \times 10^5$	$5,2 \times 10^3$	$6,1 \times 10^2$
	R2	15	93	$1,4 \times 10^6$	$4,2 \times 10^3$	$2,6 \times 10^2$
	R3	ND	95	$4,7 \times 10^5$	$1,4 \times 10^3$	$4,3 \times 10^2$
	R4	12,6	95	ND	ND	ND
	R5	ND	91	ND	ND	ND
	R6	ND	72	$8,9 \times 10^5$	$4,2 \times 10^3$	$6,1 \times 10^2$
	R7	ND	34	$9,3 \times 10^5$	$5,6 \times 10^2$	$1,0 \times 10$
	R8	Menor de 1	Menor de 10	$8,0 \times 10^4$	$4,2 \times 10^2$	$1,0 \times 10$
	LP1	Menor de 1	Menor de 10	$8,0 \times 10^4$	$1,2 \times 10^2$	$1,0 \times 10$
	LP2	Menor de 1	Menor de 10	$1,0 \times 10^5$	$2,2 \times 10$	$8,9 \times 10$

B.A.M.V.: bacterias aerobias mesófilas viables. ND: no determinado.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad de Buenos Aires por el subsidio otorgado UBACyT G033 y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por el subsidio ANPCyT (BID 1201/OC-AR-PICT 15028), y a la Prefectura Naval Argentina por el apoyo logístico.

Referencias

- APHA. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Diaz de Santos SA, Madrid, España, 1804 pp.
- Arreghini S, de Cabo L, Seoane R, Tomasin N, Serafini R, Iorio AF de. 2005. Influence of rainfalls on the discharge nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24 (3-4): 225-236.
- Bonetto C, Conforti V, de Cabo L, Iorio A de, Ferrari L, Korol S, Lopez C, Moretton J, Rendina A, Topalian M, Villar C. 2001. La Contaminación del agua. En: Borthagaray J, Fernandez Prini R, Igarzabal de Nistal M, San Roman E, Tudino M (eds) Diagnóstico Ambiental del Area Metropolitana de Buenos Aires. Sistema de Información Ambiental, Buenos Aires. FADU, pp 107-143.
- GENSTAT Release 7.1. 2003. Published by VSN International, Oxford, UK.
- Golterman H, Clymo R, Ohndtad M. 1978. Methods for the physical and chemical examination of freshwaters. Oxford
- Maron D, Ames BN. 1983. Revised methods for the Salmonella mutagenicity test. *Mutation Research* 113: 173-215.
- Moretton J, Baro P, Zelazny A, D'Aquino M. 1991. Polluted water concentrates. Induction of genetic alterations in *Saccharomyces cerevisiae* D7 strain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46: 203-207.
- Rybicka HE, Adamiec E, Aleksander-Kwaterczk U. 2005. Distribution of trace metals in the Odra River system: Water –suspended matter- sediments. *Limnologica* 35: 185-198.
- Zimmerman FK. 1984. Basic principles and methods of genotoxic testing in yeast *Saccharomyces cerevisiae*. En: Kilbey BJ, Legator M, Nichols W, Ramel C (ed). *Handbook of Mutagenicity Tests Procedures*. Elsevier, Amsterdam.

VALORES DE ARSÉNICO EN AGUAS EN DOS CUENCAS DE LA LLANURA PAMPEANA, BUENOS AIRES, ARGENTINA

Galindo, G.¹, Giraut, M.A.², Fernández Turiel, J.L.³, Medina, V.⁴, Gimeno D.⁵

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires - CONICET,
Pabellón II, Ciudad Universitaria, 1428 Buenos Aires, Argentina (grigace@gl.fcen.uba.ar)

²Sist. Nac. de Información Hídrica. Subset. de Rec. Hídricos de la Nación. Paseo Colón 189-Capital
Federal. 1063. Argentina. mgiraut@miv.gov.ar

³Instituto de Ciencias de la Tierra "J. Almera, CSIC, Solé i Safaris s/n, 08028 Barcelona, España

⁴Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires –Argentina

⁵Dept. Geoquímica, Petrología i Prospecció Geològica, Fac. Geologia, Univ. Barcelona, España

Arsenic contents on two watersheds in the Pampean Plane, Buenos Aires, Argentina

Abstract

The comparison of the arsenic contents in the watersheds of the Pergamino-Arrecifes Rivers and Salado River in the Province of Buenos Aires, Argentina shows higher values in the latter. The opposite is observed in the volcanic glass content of the sediments, 30% and 20%, respectively. The traditional interpretation of the relationship arsenic content – volcanics in sediment is questioned. Arsenic origin could be related to the volcanism and associated hydrothermal activity of the Andes Cordillera between 14 and 28°S. Secondary dispersion by means of surface waters would be the main process implied in arsenic transport to the aquifers. The change from being airborne to being drainage-borne has important consequences in the understanding of the regional distribution of arsenic. This new perspective can support new ways for water quality management in relation to the exploration and use of alternative low arsenic water sources.

Key words: Arsenic, water, Pergamino, Salado, Buenos Aires, Argentina

Introducción y contexto geográfico y geológico

Se ha realizado un estudio comparativo de la distribución de arsénico en aguas subterráneas y aguas superficiales en dos cuencas hidrológicas en la Provincia de Buenos Aires: la cuenca Pergamino-Arrecifes en la Pampa Ondulada, al noreste de la Provincia y la cuenca inferior del río Salado en el centro-oeste que se denomina Pampa Deprimida (Figura 1). El objetivo es profundizar en el conocimiento de su origen, distribución y movilidad.

En ambos casos se analizan las zonas rurales donde el abastecimiento de agua es mediante agua subterránea, tanto para consumo humano como para las actividades que allí se desarrollan.

De acuerdo con los antecedentes obtenidos hasta el presente respecto a la manifestación de arsénico en ambas cuencas, su distribución es irregular y no hay estudios que expliquen su génesis de forma regional. Si bien siempre estuvo presente la preocupación de los elevados contenidos de arsénico en las aguas de consumo humano, no se ha llegado a resolver el problema a fondo para poder hacer una buena gestión del recurso, buscando alternativas razonables para cada situación, sumado a ello que en la última década se están normalizando y exigiendo calidad en los productos derivados de la agricultura y ganadería, actividades relevantes en esta región, y de fuertes ingresos para la Argentina.

En Fernández Turiel et al. (2005) se realiza una síntesis del estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. Salvo casos locales de contaminación (explotaciones mineras, fundiciones), el origen del arsénico es natural y está relacionado con el volcanismo y la actividad hidrotermal asociada de la cordillera de los Andes entre 14 y 28°S. La dispersión secundaria a través de aguas superficiales ha sido el mecanismo dominante que ha llevado el arsénico hasta las costas pacífica y atlántica. La movilidad del arsénico está condicionada por las condiciones redox y el pH. En el contexto de la región arsenical del Cono Sur, prevalecen las condiciones oxidantes, estando el arsénico mayoritariamente disuelto en forma de especies con As(V) y el pH es neutro o tiende a la alcalinidad.

En la provincia de Buenos Aires se han localizado aguas subterráneas que presentan concentraciones $>50 \mu\text{g/l}$, aunque no suelen superar los $100 \mu\text{g/l}$ (Blanco et al., 2005). Por ejemplo, en la Pampa Ondulada se han encontrado concentraciones que alcanzan los $82 \mu\text{g/l}$ (Galindo et al., 2002). En la cuenca del río Salado, las concentraciones de arsénico en aguas subterráneas pueden llegar a ser del orden de varios centenares de $\mu\text{g/l}$, observándose que se correlaciona con B, V y Mo (Galindo et al., 1999).



Fig. 1. Localización de las áreas de estudio.

El origen del arsénico es controvertido en las aguas de la zona pampeana. Su distribución en las aguas subterráneas es muy irregular horizontalmente en los acuíferos a escala local y regional (decenas de metros a decenas de kilómetros) y también verticalmente. La huella hidroquímica del agua se caracteriza por una elevada salinidad y por elevadas concentraciones de As más B y F. Esta asociación suele completarse con altas concentraciones de V, Mo, Se y U. Tradicionalmente las elevadas concentraciones de arsénico se han relacionado con un origen autóctono o proximal, en general asociado a la meteorización de las capas de cenizas volcánicas intercaladas en las series sedimentarias (fluviales, lacustres y loésicas) o con elevados contenidos de materiales de naturaleza volcánica incluidos en los sedimentos (p. ej., vidrio volcánico en los loess). De forma complementaria, aunque como una contribución menor, y dado que estos sedimentos son recientes, en su mayor parte holocenos, también la meteorización moderna de minerales de procedencia no volcánica se ha propuesto como posible fuente del arsénico.

En base a estas consideraciones los autores han esbozado una hipótesis de trabajo que explica el origen y distribución del arsénico en el agua a gran escala en esta región de Sudamérica. La mayor innovación sobre las ideas precedentes es que sienta las bases para modelar desde una nueva perspectiva el origen y distribución del arsénico en la Llanura Chaco-Pampeana, que puede ser de utilidad a la hora de gestionar los recursos hídricos de esta región.

El modelo que se propone postula el origen primario del arsénico en relación con el volcanismo cuaternario y la actividad hidrotermal asociada de la Zona Volcánica Central de la Cordillera de los Andes, que se localiza entre 14°S y 28°S . Esta zona tiene más de cincuenta volcanes que han estado activos durante el cuaternario y algunos de ellos aún lo son en la actualidad. El mecanismo disparador podría ser así de tipo climático. La deglaciación induciría el ascenso de magmas y fluidos hidrotermales que conllevaron volcanismo y afloramiento de aguas termales con elevada salinidad y altas concentraciones de As y B, entre otros elementos. Estas aguas drenaron hacia ambas vertientes de la

cordillera andina. En el caso de la vertiente atlántica estas aguas se encontraron antes de llegar a la costa con la Llanura Chaco-Pampeana que ha estado afectada por fluctuaciones climáticas alternando épocas áridas-semiáridas con húmedas. Estas fluctuaciones influyeron en la distribución de las aguas superficiales y en los niveles freáticos (Fernández Turiel, et al., 2005). Al tratarse de una penillanura, los períodos húmedos frecuentemente acababan en el desarrollo de ambientes de tipo humedal. Las bajas pendientes hicieron también que el arsénico no fuese lavado enérgicamente y transportado a la costa atlántica, sino que permaneciese en los acuíferos chaco-pampeanos.

En este contexto, el arsénico habría llegado mayoritariamente en forma disuelta a la Llanura Chaco-Pampeana desde la zona cordillerana. Esta es la diferencia principal con los modelos precedentes, en los que el origen del arsénico se relaciona con la meteorización *in situ* de materiales volcánicos (cenizas) o derivados (loess) que habrían llegado por vía atmosférica, así como de sus retrabajamientos. El papel del agua en el transporte del arsénico desde la zona cordillerana viene avalado por la distribución espacial de los sedimentos fluviolacustres y la conexión aguas arriba de las cuencas con las áreas fuente. Por el contrario, se observa que la zona próxima al río Paraná contiene arsénico en bajas concentraciones porque el aporte principal de agua único procede de la parte de la cuenca brasileña que no es un área fuente de arsénico.

En el año 1999, Galindo et al. correlacionaron en la cuenca del Saldado, donde el As con B, V, W, Mo, Ca y Hf. Está presente en el 64 % de los pozos, el valor medio es de 129,38 µg/l, valor que supera lo estipulado de 50 µg/l por el Código Alimentario Argentino (1993). La distribución del arsénico no es homogénea, los niveles máximos se observan en la cercanía de la desembocadura del río Salado y los mínimos hacia el este de la región. Se observó un comportamiento antagónico a la presencia del selenio. En cuanto a la historia geomorfológica del paisaje bonaerense, según Zárate y Rabassa (2005), dicen que a pesar de su aparente monotonía, sintetiza en sus formas una historia geológica compleja. La evolución del paisaje se interpreta en un marco geotectónico continental con el propósito de evaluar los factores de control intervinientes, utilizando atributos geomorfológicos, particularmente las características del drenaje, sino también fisiográficos geológicos (en especial la litología), paisajísticos y hasta los ambientales que consideran la cubierta vegetal. La tectónica Andina ha tenido un papel significativo como áreas de aportes de sedimentos, así como áreas generatrices de los caudales de los ríos. En este sentido, la pampa bonaerense se comporta como un receptáculo de sedimentos procedentes del oeste y funciona en esta escala como un ambiente de piedemonte distal aunque en un contexto diferente.

En el norte de Buenos Aires, han ejercido influencias también la dinámica de la cuenca del Paraná y las sierras Pampeanas como áreas de aporte secundario de sedimentos durante el último ciclo de glaciación pleistocena. Durante el Intervalo Plioceno Tardío –Pleistoceno Tardío, la sección basal del intervalo no está expuesta; comprende los depósitos arenosos de la Fm. Puelches, extendida ampliamente en el subsuelo, entre los 20 y 40 m de profundidad con espesores medios de 26 m y un máximo citado de 72 m. Suprayace a las “Arcillas Verdes” miocenas del mar paranense. Santa Cruz en 1972 le asigna origen fluvial, depositadas por un sistema de canales de orientación NNE-SSO cuya fuente original de materiales fueron sedimentitas originadas por destrucción del Basamento Cristalino. Por encima, continúan los depósitos agrupados en la Fm. Pampeano.

Los estudios composicionales señalan un aporte más complejo en el noreste provincial en relación con el sur, con materiales procedentes, además de los Andes, de Sierras Pampeanas, macizo Brasileiro y quizás Uruguay. En estos depósitos eólicos se reinicia el registro estratigráfico en el sur bonaerense.

Estas dos cuencas sedimentarias presentan orígenes diferentes en cuanto a su génesis, espesor, dimensiones y componentes litológicos.

La cuenca de Pergamino-Arrecifes corresponde a la denominada cuenca o subcuenca de Rosario, con la presencia del Basamento Cristalino y rocas basálticas por debajo de la cobertura cenozoica. El espesor sedimentario es reconocido en 1.500 m. Se ubica en la subregión de Pampa Ondulada. El río Pergamino nace a los 80 m s.n.m., en los bañados del Juncal y tiene una dirección de escurrimiento hacia el sudeste donde recibe el aporte de las aguas de pequeños arroyos antes de unirse al río Arrecifes. Los suelos de la zona de estudio corresponden principalmente a Argiudoles típicos, de suelos alcalino-sódicos (INTA, 1972). En el área de influencia de bañados y arroyos son Natracuoles típicos. Estos suelos están formados a partir de sedimentos loésicos espesos, cuya granulometría decrece desde SW a NW (de franco a franco-arcillo-limosos). El relieve es ondulado y con drenaje definido, no ofreciendo problemas

de desagüe. Dada la escasa pendiente son susceptibles a la erosión hídrica. El uso de la tierra es principalmente agrícola y en menor proporción ganadera.

La cuenca inferior del Salado corresponde a una gran cuenca tectónica, con un relleno estimado por sísmica en el sector central del orden de los 7.000 m de sedimentos mesozoicos y cenozoicos. La cuenca ha evolucionado desde el punto de vista geomorfológico, como “Pampa Deprimida” (Hurtado et al., 2005). Se trata de una llanura sumamente plana, caracterizada por tener una muy exigua pendiente y agudos problemas de escurrimientos superficiales. Los materiales originarios de los suelos fueron en su mayor parte depositados por el viento y posteriormente sufrieron sucesivos retrabajamientos por parte de las aguas, que los redistribuyeron en forma de derrames de muy extensa magnitud. Se caracteriza por poseer pH fuertemente alcalino. Otra de las características de esta región es la presencia de sales de sodio en porcentajes perjudiciales para la estructura del suelo, incidiendo en el desarrollo radicular y la infiltración de las aguas. La casi totalidad de los suelos son sódicos, Natracualfes y Natracuoles típicos. El agua superficial escurre de manera mantiforme, produciendo anegamientos muy frecuentes y depositando en ocasiones capas limo-arcillosas portadoras de sales. Las limitaciones están determinadas por la anegabilidad, alcalinidad, salinidad, baja permeabilidad, influencia de la capa freática y escasa profundidad. Presenta condiciones desfavorables en los horizontes superficiales debido a su delgado espesor y pobreza de nutrientes minerales y orgánicos. Estas condiciones determinan que sea ampliamente dominante la aptitud ganadera. El clima es templado húmedo, con el mismo régimen que en Pergamino-Arrecifes.

En la región pampeana no se producen bruscas variaciones espaciales de los caracteres climáticos medios, debido a su situación geográfica y su configuración fisiográfica. Sin embargo, se observa en la marcha del clima a través del tiempo, alternancia de períodos secos y húmedos, provocando excesos y déficit de agua. Las temperaturas aumentan de sur a norte por efecto de la latitud. En la región las precipitaciones medias anuales decrecen de noreste a sudeste, desde los 1.000 mm/año hasta los 600 mm/año, las temperaturas medias anuales disminuyen de norte a sur, de 19°C a 15°C respectivamente. La recarga es de origen meteórico, directa y areal, ingresa a la capa freática que se encuentra entre 1 y 7 m, la descarga de los acuíferos más profundos es hacia la capa freática, donde posteriormente pasa a formar parte del caudal básico de los ríos (Galindo et al., 2004).

Etchichury y Tofalo, 2004, señalan que la mineralogía de las fracciones arena fina y limo grueso de suelos y sedimentos actuales fluviales y eólicos de la Pampa húmeda presentes en el NE de Buenos Aires, tanto componentes pesados como livianos, derivan de sedimentos pampeanos y postpampeanos a los que se añaden materiales propios de las volcanitas mesozoicas norpatagónicas, del basamento de Sierras Pampeanas y de las erupciones piroclásticas cuaternarias. La particular distribución de los materiales está condicionada a las diferentes direcciones de las redes de drenaje y a la acción de los vientos dominantes.

Metodología

Con los datos preexistentes se relacionó la hidroquímica del agua con la litología de subsuelo, geología, tectónica, morfología y mineralogía, para integrar la información y poder comprender el marco geológico e hidrogeológico en que se manifiestan estos altos valores de arsénico.

Se trabajó con datos preexistentes, en la cuenca de Pergamino-Arrecifes, sobre un muestreo llevado a cabo en el año 2000 y en la cuenca inferior del río Salado con los muestreos que se realizaron durante los años 1997, 1998 y 1999.

Se compararon los resultados de ambas cuencas, tanto de aguas superficiales como subterráneas, de pH, TDS, As, B, Br y Si, como indicadores de asociaciones de fuentes de sedimentación o medios materiales que pueden ser susceptibles de modificar la calidad química de las aguas.

Resultados y discusión

Los valores encontrados en ambas cuencas se los ordenó en una tabla para una mejor visión de los mismos (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios para ambas cuencas.

Parámetros	Tipo de agua	Pergamino- Arrecifes	Salado
pH	Superficiales	6,81	8,60
	Subterráneas	6,76	7,41
TDS mg l ⁻¹	Superficiales	473	2769
	Subterráneas	552	1283
Sedim de origen volcánicos		30%	20%
As µg l ⁻¹	Superficiales	22,7	66,0
	Subterráneas	51,2	141,8
B µg l ⁻¹	Superficiales	289	666
	Subterráneas	733	627
Br µg l ⁻¹	Superficiales	143	3026
	Subterráneas	170	1132
Si mg l ⁻¹	Superficiales	19,9	11,9
	Subterráneas	28,6	32,5

Hay fuertes diferencias en el pH, TDS, As y Br, siendo los valores mucho mayores en la cuenca del río Salado que en la cuenca de Pergamino-Arrecifes y definiendo para la primera cuenca una mayor alcalinidad y salinidad.

Si bien el porcentaje de la contribución volcánica es mayor en la cuenca de Pergamino-Arrecifes, los valores de As son menores en promedio. Esta situación es, al menos en principio, contradictoria con la tradicional interpretación de que el arsénico se origina en los elementos volcánicos presentes en los sedimentos que conforman los acuíferos. Su meteorización in situ sería la causa de su transferencia al agua.

Otra razón de la menor concentración del arsénico en la cuenca de Pergaminos-Arrecifes podría ser el mejor lavado del acuífero, independientemente de cómo haya llegado el arsénico a éste. La situación geográfica de la cuenca de Pergamino-Arrecifes, proximal respecto al río de La Plata, así como el hecho de que comparativamente la cuenca del Salado está mucho peor drenada, tanto en la actualidad como parece que ha sucedido a lo largo del Pleistoceno tardío y Holoceno, pueden haber contribuido así mismo a la diferenciación positiva a favor de la cuenca del Salado en cuanto al contenido de arsénico en el agua.

El boro se relaciona con los sedimentos evaporíticos con yeso, halita y anhidrita formados por la evaporación de las aguas saladas marinas que ingresaron en mayor medida en la cuenca del Salado. En la cuenca de Pergamino-Arrecifes, los valores de boro en aguas subterráneas son más altos probablemente porque reflejan el aporte ascendente de acuíferos más profundos que tienen una mayor influencia marina, las “Arcillas Verdes miocenas del mar paranense”.

El bromo presenta valores mucho mayores en la cuenca del Salado y reflejarían, como en el caso del boro, las influencias de las formaciones evaporíticas con contribuciones marinas.

La presencia del silicio en el agua se relaciona con los sedimentos arcillosos y los minerales formadores de roca como anfíboles, piroxenos y micas, así como con el vidrio volcánico. Los valores promedios de silicio son mayores en aguas superficiales de Pergamino-Arrecifes, que en la cuenca del Salado, mientras que en las aguas subterráneas los valores promedios son mayores en el Salado que en la cuenca de Arrecifes-Pergamino, si bien los órdenes de magnitud son plenamente comparables. Diferencias locales en el contenido y variedad de materiales silicatados pueden explicar esta variabilidad del contenido de silicio

Conclusiones

La baja velocidad de escurrimiento del agua determina un mayor tiempo de contacto del agua con el terreno, incrementándose el potencial de infiltración y evapotranspiración, favoreciendo por otra parte la retención de algunos elementos potencialmente tóxicos. En un sistema de baja velocidad de escurrimiento predominan los movimientos verticales del agua ya sean descendentes (filtración) o ascendentes (evaporación y transpiración) (Galindo et al., 2005). En este contexto, la meteorización in

situ de materiales de origen volcánico, por ejemplo, vidrio, no explica suficientemente la distribución de arsénico en el agua. En las cuencas estudiadas se observa que la que posee un mayor contenido de vidrio volcánico en el sedimento es la que tiene un menor contenido de arsénico.

El funcionamiento hidrológico a escala regional durante el Cuaternario parece haber jugado un papel decisivo no sólo en el aporte del arsénico desde los Andes a la Llanura Pampeana, sino que también habría diseñado los patrones fundamentales para su redistribución, así como para su permanencia en los acuíferos.

Bibliografía

- Blanco M. del C., Paoloni J.D., Morrás H., 2005. Caracterización geoquímica del ión arsénico en la fase sólida de suelos de la región pampeana sur. En: G. Galindo, J.L. Fernández-Turiel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente (eds.), *Arsénico en aguas: Origen, movilidad y tratamiento*. Taller. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.
- Etchichury M.C. Tofalo O.R. 2004. Mineralogía de arenas y limos en suelos, sedimentos fluviales y eólicos actuales del sector austral de la cuenca Chacoparanense. *Regionalización y áreas de aporte*. Rev. Asoc. Geol. Arg., 59, 317-329.
- Fernández-Turiel J.L., Galindo G., Parada M.A., Gimeno D., García-Vallès M., Saavedra J., 2005. Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. In: Galindo G., Fernández-Turiel J.L., Parada M.A., Gimeno D. (eds.), *Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea - IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. ISBN 987-05-0058-7, pp. 1-22.
- Galindo G., Herrero M.A., Flores M., Fernández Turiel J.L. 1999. Correlación de metales trazas en aguas subterráneas someras de la Cuenca del Río Salado, Provincia de Buenos Aires, Argentina. In: A. TINEO (Ed.), *Hidrología Subterránea*, II Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica nº 13, Instituto de Correlación Geológica – CONICET, Fac. Cs. Nat. e Inst. Miguel Lillo de la Univ. Nac. de Tucumán, 251-261.
- Galindo, G., Sainato, C., Dapeña, C., Fernández Turiel, J.L., Gimeno, D., Pomposiello, M.C. y Panarello, H.P. 2002. "Natural and anthropogenic features influencing water quality in NE Buenos Aires, Argentina". *Actas del Congreso Agua Subterránea y Desarrollo Humano*, Mar del Plata. Arg. Bocanegra, E., Martínez, D., Massone, H. (Editores), Volume (CD), pp. 300-309.
- Galindo, G. Herrero, M.A., Fernández Turiel, J.L., Gimeno, D., Carbo, L. y Gil, N. 2004. Diagnóstico hidroquímico de una cuenca agropecuaria en la Pampa Ondulada, Argentina. IVº Congreso Uruguayo de Geología y IIº Reunión de Geología Ambiental y Ordenamiento Territorial del Mercosur. Montevideo, Uruguay. Setiembre 2004.
- Hurtado, M.A.; Moscatelli, G.N. y Godagnone, R.E. 2005. Los suelos de la Provincia de Buenos Aires. *Relatorio del XVI Cong. Geol. Arg.* Ed: de Barrio, R.E. Etcheverry, R.O. Caballé, M.F. y Llambías, E. La Plata. Cap. XII: 201-218.
- INTA. 1972. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3360-32 (Pergamino), Buenos Aires, Argentina.
- Santa Cruz, J.N. 1972. Estudio sedimentológico de la Formación Puelches en la provincia de Buenos Aires, *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 27 (1):1-62.
- Zárate, M.A. y Rabassa, J. 2005. Geomorfología de la provincia de Buenos Aires. *Relatorio del XVI Cong. Geol. Arg.* Ed: de Barrio, R.E. Etcheverry, R.O. Caballé, M.F. y Llambías, E. La Plata. Cap. VIII: 119-138.

DETERMINAÇÃO DA ORIGEM DAS ÁGUAS NA FORMAÇÃO DA REPRESA DE CAPIVARA (BRASIL) USANDO MÉTODOS ESTATÍSTICOS MULTIVARIADOS

Sônia Regina Giancoli Barreto¹, Ieda Spacino Scarminio², Maria Cristina Solci¹, Dilson Norio Ishikawa¹, Melissa T. Ogasawara¹, Sônia N. Nomi, Wagner José Barreto¹.

¹Laboratório de Físico-Química Ambiental, Departamento de Química, CCE, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 86051-990, Brasil. <giancoli@uel.br>

²Laboratório de Quimiometria em Ciências Naturais, Departamento de Química, CCE, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 86051-990, Brasil.

Determination of the water sources in the formation of the Capivara dam (Brazil) using multivariate statistics methods

Abstract

A physical-chemical study was made in the waters of the lake formed by the Capivara dam situated in the north-west of the Parana state, Brazil. Three water sampling points (P1, P2, P3) were selected near the city of Primeiro de Maio in July/ 2002 and February/2003. The samples were filtered in 0.45 μm cellulose esters filter. The concentrations of phosphate, silicate, chlorophyll-a, ammonia were determinate using UV-Vis spectrophotometry; sulphate using ion chromatography with conductivity suppression; Na and K using flame photometry and Fe, Mn and Ni by Atomic Absorption Spectrometry. The Analysis of the Principal Components (ACP) together with the Hierarchical Analysis of Group discriminated the samples of July/2002 and February/2003 and the sampling points. The ACP discriminated the sampling points (P1, P2, P3) mainly through the variables K, pH and absorbance ratio $A(253\text{nm})/A(203\text{nm})$. For the two sampling (July/2002 and February/2003), the main important variables for the discrimination were temperature, conductivity, Eh, pH and the concentrations of Fe, Ni, SO_4^{2-} and NH_3 . The ACP analysis of the variables group discriminated the origin of the water source from the two different tributaries: Tibagi river and Primeiro de Maio stream. The sharp concentration increases observed for the Fe and Mn and the decrease for Ni in the sampling of February/2003, were assigned to a larger superficial drainage because February is characterized by a rainy season.

Key words: natural water, multivariate statistics, water source.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos possuem composição altamente complexa entre espécies de natureza inorgânica e orgânica. Estas resultam de uma série de processos, como a degradação da biomassa terrestre e aquática, lixiviamento do solo pela chuva, reações de adsorção sobre partículas em suspensão e atividade química e biológica nos sedimentos. Os processos geoquímicos, como a erosão da crosta terrestre pela chuva e a incorporação de íons inorgânicos dissolvidos nos sedimentos, após formação de componentes insolúveis ou adsorção sobre partículas em suspensão, estão entre os fatores que dominam o controle da concentração de elementos inorgânicos em água (Buffle, 1990). Os metais são introduzidos naturalmente no ambiente através do intemperismo de rochas bem como por uma grande variedade de atividades humanas através de despejos industriais, domésticos e agropecuários. O ferro e manganês são micronutrientes essenciais para o crescimento de organismos aquáticos, enquanto o níquel além de não ser necessário para o crescimento destes organismos é tóxico. É importante ressaltar, que acima dos níveis toleráveis para cada elemento, os metais exercem efeito tóxico no ambiente (Shine et al., 1995). O presente estudo teve como objetivos quantificar os parâmetros físicos e químicos e os metais ferro, manganês e níquel na coluna de água e determinar a origem das águas de um braço da represa de Capivara através da aplicação dos métodos estatísticos de análise multivariada.

Experimental

Área de investigação

Na década de 1970 foi construída a barragem da represa Capivara, no rio Paranapanema. A área de inundação do reservatório foi de 515 km² com 12 milhões de metros cúbicos de água e mais de 100 km navegáveis, atingindo 11 e 13 municípios nos estados de São Paulo e do Paraná respectivamente (DEI, 2001).

O lago da represa Capivara é formado pelo represamento das águas do rio Paranapanema na cidade de Porecatú-PR, contando com diversos afluentes à montante. O presente estudo foi realizado no braço pertencente à cidade de Primeiro de Maio/PR (Figura 1), com coordenadas geográficas de 23° 04' 48,67" S e 50° 58' 35,02" W. O município de Primeiro de Maio está localizado no extremo norte do estado, na confluência dos rios Tibagi e Paranapanema. A região apresenta duas estações climáticas; seca nos meses de inverno e chuva durante o verão, com índice de umidade relativa do ar em torno de 73% no verão e 67% no inverno. O solo da região é utilizado para fins agrícolas, com predominância para o cultivo de soja e milho. Fevereiro e março são os meses mais chuvosos e abril e maio, os meses mais secos.

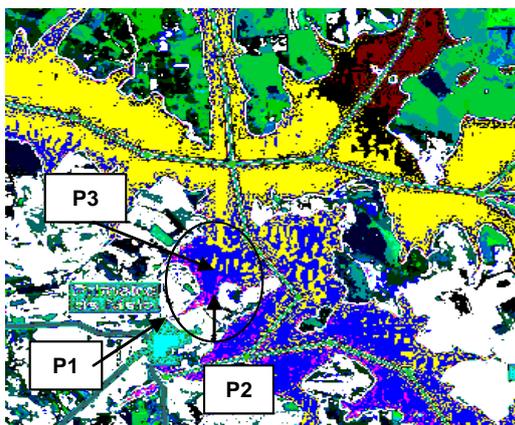


Figura 1. Mapa da região de estudo.

Amostragem

Para este estudo foram realizadas duas coletas. Em julho de 2002, as amostras de água foram coletadas em dois pontos, identificados por P1 e P2, distanciados de aproximadamente 5km (Figura 1). As profundidades da coluna de água foram aproximadamente de 8 e 10m para P1 e P2 respectivamente. Outra coleta foi realizada em fevereiro de 2003 em três pontos, identificados por P1, P2 e P3, distanciados de aproximadamente 5 km. As profundidades da coluna de água para os pontos P1 e P2 foi aproximadamente 9m. Nos pontos P1 e P2 foram coletadas amostras da superfície, meio e fundo e no P3 somente de superfície.

As amostras foram coletadas com auxílio da garrafa de Van Dorn, armazenadas em garrafas plásticas de água mineral de aproximadamente 5000ml, que foram enxaguadas várias vezes com água da represa. As amostras destinadas à determinação de clorofila-*a* foram armazenadas em garrafas cobertas com papel alumínio para evitar a interação com a luz. Foram registrados *in situ* pH, Eh, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica.

Métodos analíticos

A Tabela 1 mostra um resumo dos métodos utilizados na determinação dos parâmetros físico-químicos e dos metais.

Os recipientes utilizados nas determinações dos ânions e de metais foram previamente descontaminados com HCl 10% e HNO₃ 10%, respectivamente, por 48h, enxaguados com água deionizada e secos em estufa. Os reagentes utilizados foram de grau analítico.

As amostras de água foram filtradas, à vácuo, em membrana de éster de celulose 0,45µm colocadas em equipamento para filtração do tipo “Millipore Sterifil Holder”, com suporte de aço inox e mangueira de teflon. As águas filtradas usadas para as determinações de SO₄²⁻, NH₃, PO₄³⁻ e absorvância (A) em 253 e 203 nm foram divididas em sub-amostras e estocadas em fracos separados. Para a clorofila *a*, foram filtrados 200ml de água ao abrigo da luz em triplicata.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e métodos de determinação.

Parâmetro Físico-Químico	Método
Fosfato , amônia, clorofila- <i>a</i> (Wetzel e Likens, 1990), A(253)/A(203) (Korshin et al., 1997)	Espectrofotometria UV-Vis
Sulfato	Cromatografia de íons com supressão de condutividade.
Metais: Na e K	Fotometria de chama.
Metais: Fe, Mn, Ni	Espectrometria de absorção atômica
Alcalinidade (Wetzel e Likens, 1990)	Titulação Gram

O método de adição padrão foi utilizado para determinação de PO_4^{3-} , NH_3 e silicato. Este método é bastante útil na análise de amostras complexas, nas quais a probabilidade de efeitos de matriz é alta^z. As análises foram feitas em triplicata e com dois brancos analíticos. As absorvâncias A(253nm) e A(203nm) foram determinadas por espectrofotometria UV-Vis adicionando-se 3ml da amostra de água filtrada em cubeta de quartzo com 1cm contra água ultrapura. As amostras contendo 500ml de água filtrada e não filtrada destinadas para determinação Fe, Mn e Ni foram acidificadas com 5ml de HNO_3 1% (v/v) e armazenadas em frascos de polietileno a 4°C até análise. Em triplicata, estas amostras foram transferidas para béqueres que foram mantidos sobre chapa de aquecimento à 60°C e as amostras foram pré-concentradas até aproximadamente 20ml, transferidas à balões volumétricos de 25ml e o volume completado com água ultrapura. Os procedimentos foram acompanhados por brancos analíticos (500ml de água ultrapura acidificada com 5ml de HNO_3 1%).

Tratamento estatístico dos dados

A Análise das Componentes Principais (ACP), a Análise Hierárquica de Agrupamentos (AHA) e as Correlações entre as variáveis foram os métodos da estatística multivariada utilizados para interpretar os resultados das análises.

Resultados e discussão

A Tabela 2 mostra que em julho de 2002 (inverno), ocorreu uma diminuição de 1°C entre a temperatura das águas de superfície e de meio (4m) da coluna de água e não ocorreu variação de temperatura entre o meio e o fundo (8m) no ponto P1. No ponto P2, a variação foi o inverso do ponto P1, entre a superfície e o meio (5m), a temperatura se manteve em 20,8°C enquanto que no fundo (10m) foi de 21,9°C. Em fevereiro de 2003 (verão), verificou-se um aumento na temperatura da água de cerca de 9°C para o dois pontos com relação a julho de 2002. No ponto P1, a temperatura se manteve constante até o meio (4,5m) da coluna de água diminuindo cerca de 1,6°C no fundo (9m) e no ponto P2 ocorreu uma diminuição de aproximadamente 1°C até o meio permanecendo constante até o fundo (9m).

A absorção de luz pelas águas naturais é um indicador semiquantitativo da concentração da matéria orgânica natural (MON) dissolvida. Os catecóis e substâncias fenólicas, apresentam razões A(253)/A(203) entre 0,25 e 0,35 enquanto anéis aromáticos substituídos com carbonila, carboxila e éster carboxílico possuem razões A(253)/A(203) acima de 0,4 (Korshin et al., 1997). A Tabela 2 mostra que a razão A(253)/A(203) dos pontos P1 e P2 em julho de 2002 foram 0,19 e 0,25 e dos pontos P1, P2 e P3 em fevereiro de 2003 foram 0,19, 0,24 e 0,24 respectivamente, indicando que a MON é constituída principalmente de substâncias fenólicas e catecóis.

Tabela 2. Potencial redox (Eh), temperatura (T), condutividade elétrica, pH, O₂ dissolvido e A(253)/A(203) de amostras de água de julho de 2002 e fevereiro de 2003 nos pontos P1, P2 e P3.

Coleta	Ponto	Amostra	Eh (mV)	T (°C)	Condutividade (µScm ⁻¹)	pH	O ₂ dissolvido (mg l ⁻¹)	A(253)/A(203)
Julho 2002	P1	Superfície	220	21,0	55,00	7,35	6,10	0,25
		Meio	210	20,0	51,00	7,43	6,36	0,21
		Fundo	190	19,9	42,00	7,23	5,17	0,11
	P2	Superfície	211	20,8	43,00	8,03	8,00	0,25
		Meio	288	20,8	62,00	7,93	6,50	0,25
		Fundo	320	21,9	43,00	8,30	7,40	0,24
Fevereiro 2003	P1	Superfície	138	29,4	32,75	7,42	6,40	0,19
		Meio	139	29,6	30,70	6,59	5,90	0,21
		Fundo	161	27,8	30,10	6,65	3,30	0,16
	P2	Superfície	157	29,2	28,27	7,71	6,80	0,22
		Meio	181	28,4	29,20	7,31	5,00	0,23
		Fundo	172	28,0	30,47	7,22	5,40	0,27
	P3	Superfície	158	30,7	31,03	6,70	10,00	0,24

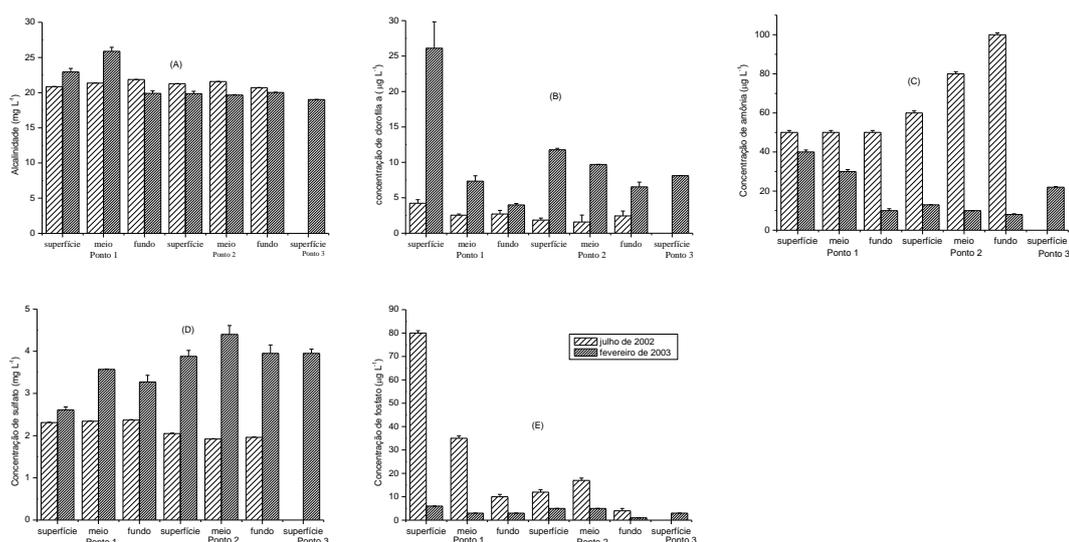


Figura 2- (A) Alcalinidade (mg l⁻¹), (B) clorofila *a* (µg l⁻¹), (C) amônia (µg l⁻¹), (D) sulfato (mg l⁻¹) e (E) o-fosfato (µg l⁻¹) nas amostras de água de julho de 2002 e fevereiro de 2003, nas três profundidades.

A Figura 2 mostra a distribuição dos parâmetros físico-químicos com relação as coletas de julho de 2002 e fevereiro de 2003, nas três profundidades.

Um estudo de correlação entre todas as variáveis mostrou que a NH₃ está correlacionada com Eh (0,84), condutividade (0,73) e temperatura (-0,72), o SO₄²⁻ com a condutividade (-0,81), Eh (-0,67) e temperatura (0,84), o PO₄³⁻ com a condutividade (0,66) e a clorofila-*a* com a temperatura (0,64). Estes resultados indicam que os micronutrientes P, N e S, importantes para a manutenção do ecossistema, e a clorofila-*a* ou biomassa fitoplancônica, sofrem interferência dos parâmetros físicos.

A Figura 3 mostra a distribuição do Fe, Mn e Ni para as amostras de julho de 2002 e fevereiro de 2003. Observou-se um aumento da concentração de Fe e Mn e uma diminuição de Ni nas amostras de água filtrada na coleta de fevereiro.

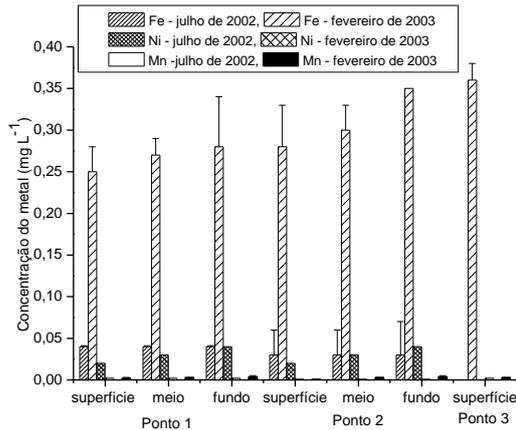


Figura 3. Concentração de metais (mg l⁻¹) determinados por EAA com chama.

O Mn foi determinado preferencialmente em amostras de água não filtrada, pois em pH entre 7 e 10 e em ambiente oxidante, a espécie inorgânica mais provável é o MnO₂ (Vanloon e Duffy, 2000). O Fe nas mesmas condições de pH e Eh se apresenta na forma de Fe(OH)₃ altamente insolúvel. A identificação de Fe dissolvido na coleta 1 com aumento acentuado na coleta 2 pode ser atribuído a um maior escoamento superficial e a influência dos tributários decorrente de um provável aumento de pluviosidade, pois fevereiro geralmente é um mês chuvoso.

Nas condições de pH e Eh do ecossistema estudado o Ni apresenta-se na forma Ni²⁺. A diminuição da concentração de Ni, pode ser atribuída a uma diluição devido ao aumento de pluviosidade. Neste caso provavelmente não ocorreu a interferência dos tributários.

De acordo com o estudo de correlação o Fe dissolvido apresentou elevada correlação positiva com a temperatura (0,95) e o SO₄²⁻ (0,91) e negativa com a condutividade (0,85), amônia (0,82) e Eh (0,72). O Ni dissolvido apresentou resultados de correlação inversos do Fe, isto é, correlação negativa com a temperatura (0,90) e SO₄²⁻ (0,80) e positiva com amônia (0,80), Eh (0,76) e condutividade (0,74).

Com o interesse de discriminar as amostras de água filtrada para estudar as suas origens foi utilizado o método da ACP. Para isso foi construída uma matriz na qual os resultados das análises físicas, químicas e as concentrações dos metais identificados nas amostras de águas filtradas foram organizadas como colunas (variáveis) e os meses de amostragens como linhas (amostras). A Figura 4 (A) mostra o gráfico dos escores para as duas primeiras componentes principais (CP1 e CP2), que juntas explicaram cerca de 62,60% da variância retida nos dados. Pode-se observar na figura que a CP1 discriminou as coletas realizadas em julho de 2002 (coleta 1) e fevereiro de 2003 (coleta 2). Os números nos parênteses que aparecem a seguir são os pesos da CP1. As variáveis T (0,9390), concentrações de Fe (0,9593) e SO₄²⁻ (0,9046) foram as principais variáveis que deslocaram a coleta 2 para a direita do gráfico e a condutividade elétrica (-0,8931), Eh (-0,8665), pH (-0,7063) e as concentrações de Ni (-0,9007) e NH₃ (-0,8956) foram as variáveis de maior peso que deslocaram a coleta 1 para a esquerda do gráfico.

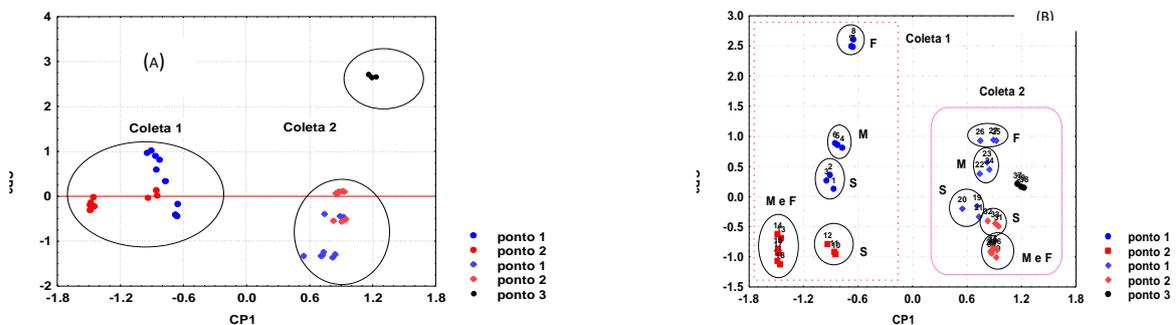


Figura 4. Gráfico dos escores das componentes principais CP1 e CP2 em (A) e CP1 e CP3 em (B).

A Figura 4 (B) mostra o gráfico dos escores para as componentes principais CP1 e CP3 que juntas explicaram cerca de 55,40% da variância retida nos dados. De acordo com a figura, a ACP discriminou

na CP3 os pontos 1 e 2 das coletas 1 e 2. As variáveis com maior contribuição foram K (0,5555), pH (-0,5526) e A(253)/A(203) (-0,8306).

O maior peso para a razão A(253)/A(203) significa que a MON é a variável que provavelmente está discriminando a origem das águas. Além disso, a Figura 4 (A) e (B) mostram que o ponto 3 da coleta 2, está mais próximo do ponto 2. A similaridade destes pontos foi confirmada pela AHA mostrada na Figura 5. Isto é um indicativo que as águas dos pontos 2 e 3 pertencem à mesma fonte, isto é, são do rio Tibagi e foram realmente discriminadas das águas do ponto 1, que sofre a interferência de um tributário, o ribeirão Primeiro de Maio.

A coluna de água dos pontos 1 e 2 em ambas as coletas foi discriminada principalmente pelas variáveis Ni, NH₃, condutividade, Eh e pH pela CP1 e K, pH e A(253)/A(203) pela CP3. Os metais Fe, Mn e Ni dissolvidos foram as variáveis mais importantes para discriminação das duas coletas, mas não discriminaram a coluna de água.

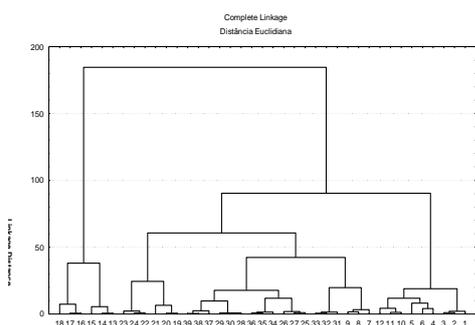


Figura 5- Dendrograma resultante da Análise Hierárquica de agrupamento. Legenda- (superfície 1, 2, 3), (meio 4, 5, 6), (fundo 7, 8, 9) Coleta 1- P1; (superfície 10, 11, 12), (meio 13, 14, 15), (fundo 16, 17, 18) Coleta 1- P2; (superfície 19, 20, 21), (meio 22, 23, 24), (fundo 25, 26, 27) Coleta 2- P1, (superfície 28, 29, 30), (meio 31, 32, 33), (fundo 25, 26, 27) Coleta 2- P2 e (superfície 37, 38, 39) Coleta 2 – P3.

Conclusão

Os resultados apresentados indicaram que a Análise das Componentes Principais e a Análise Hierárquica de Agrupamentos do conjunto de variáveis estudadas para as amostras coletadas na represa de Capivara-Pr, discriminaram as águas provenientes de duas fontes diferentes: rios Tibagi e ribeirão Primeiro de Maio. A razão A(253)/A(203) foi a variável com maior peso para a discriminação.

A Análise das Componentes Principais também discriminou as amostras de água das coletas realizadas em julho de 2002 e fevereiro de 2003, principalmente pelas variáveis Fe, Mn, Ni, SO₄²⁻, T e NH₃. Esta discriminação pode ser atribuída a um aumento de pluviosidade, considerando que fevereiro é um mês chuvoso, aumentando assim o escoamento superficial e a influência dos tributários.

Referências Bibliográficas

- Buffle, J., 1990. Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach. England: Ellis Horwood, 692 p.
- Shine, J.P., Ika, R.V., Ford, T.E., 1995. Multivariate statistical examination of spatial and temporal patterns of heavy metal contamination in New Bedford Harbor marine sediments. Environ. Sci. Technol, 29, 1781-1788.
- DEI (Duke Energy International), 2001. Plano de uso e ocupação do reservatório da uhe capivara, – Geração paranapanema internacional.
- Wetzel, R.A., Likens, G.E. Limnological analyses. 2nd edition. New York: Springer-Verlag, 1990. p. 111-115.
- Korshin, G.V., Li, Chi-Wang, Benjamin, M.M., 1997. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory. Wat. Res., 31, 1787-1795.
- Vanloon, G.W., Duffy, S.J., 2000. Environmental Chemistry. New York: Oxford Univ. Press Inc.

FACTORES DETERMINANTES DE LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN UNA CUENCA MEDITERRÁNEA: EL CASO DEL RÍO LLOBREGAT, NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA (ESPAÑA)

D. Gimeno¹, J.L. Fernández Turiel² y F. Valero³

¹Dept. Geoquímica, Petrología i Prospecció Geològica, Fac. Geologia, Univ. Barcelona, España
<domingo.gimeno@ub.edu>

² Inst. de Ciencias de la Tierra Jaume Almera, CSIC, Barcelona, España.

³Aigües Ter-Llobregat, ATLL, Abrera, Barcelona, España

Factors influencing surface water quality in a Mediterranean watershed: the Llobregat River case, NE Spain

Abstract

The objective of this work is to study the factors that influence the surface water quality in a typical Mediterranean catchment: the Llobregat River in Northeast Spain. The Llobregat River, together with the Ter River, supply water to more than 4.5 million inhabitants in the metropolitan area of Barcelona. Spatial and temporal variations of more 50 water quality parameters were monitored in 10 sampling sites for a period that extended from July 1996 to December 2000. The temperature, pH and conductivity were measured at sites, whereas metals were analysed using ICP-OES and ICP-MS techniques. The head waters of the Llobregat River catchment flow through detrital Mesozoic - Cenozoic sedimentary rocks resulting in calcium bicarbonate-type water with low mineral content. The high water quality of the waterhead is deteriorated in the upper-middle part of the catchment due to the occurrence of evaporite-bearing geological formations, and the mining and industrial activities related to potash exploitation. As a result, an increase in Na, K, Mg, Cl, Br, Rb, and Sr concentrations is reported leading to a sodium (potassium) chloride water type. This saline hydrochemical fingerprint persists downstream. This important feature renders the low water quality of the Llobregat River to be adequate for drinking supply purposes. In addition, the industrial and residential activities, specially at the lower part of the catchment, increases P, B, Mn, Fe, Pb, Al, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As and Sb water concentrations.

Key words: Catchment, Llobregat, Salinity, Trace Elements

Introducción

Uno de los puntos críticos en el desarrollo sostenible de cualquier territorio es la gestión del suministro de agua, considerándose como prioritarios tanto los parámetros relacionados con la cantidad como con la calidad. En el tema de la calidad, resulta imprescindible disponer de un sistema de control que garantice el acceso a toda aquella información necesaria para la toma de decisiones (USEPA, 1991; Neal et al., 1997, 2000; EU, 2000; Holloway y Dahlgren, 2001). Esta información debe incluir los datos que permiten evaluar la variabilidad de los factores de naturaleza espacial de la cuenca (contexto geológico y usos del territorio), así como la variabilidad temporal (por ejemplo, la variación estacional de la temperatura).

El objetivo de este trabajo es poner de manifiesto la aplicación de una red de control de calidad del agua superficial en una cuenca a fin de evaluar los factores espaciales y temporales que determinan esa calidad. La cuenca analizada es la del Río Llobregat, una cuenca típicamente mediterránea que se sitúa en el noreste de España. Esta cuenca junto con la del Río Ter suministran agua a una población de unos 4.5 millones de habitantes en Barcelona y sus alrededores (aprox. 350 hm³, donde el 52 % procede del Río Llobregat y el 48 % del Río Ter; ATLL, 2002; Fernández Turiel et al., 2003).

La cuenca del Río Llobregat

Administrativamente, las cuencas hidrográficas del noreste Catalunya se agrupan en el distrito de las Cuencas Internas, también conocido como del Pirineo Oriental. Entre estas cuencas, las de los ríos Llobregat y Ter destacan por su tamaño y su importancia económica. El valle del Llobregat ha sido el principal eje industrial de Catalunya desde el siglo XIX, pero sin abandonar la actividad agropecuaria. La industria textil, la generación hidroeléctrica y la minería de potasa han sido las principales actividades

industriales de la parte alta y media de la cuenca. La presión antrópica se incrementó de forma drástica a partir del decenio de los cincuenta del siglo XX, principalmente como consecuencia del desarrollo del área metropolitana de Barcelona.

El río Llobregat tiene un curso de 156 km y la superficie de la cuenca es de 4.948 km². Nace en las fuentes kársticas de Castellar de N'Hug y fluye en dirección sur hasta el mar Mediterráneo, donde ha formado un delta en las proximidades de Barcelona. La altura varía desde los 2.500 m s.n.m. en la cabecera de la cuenca hasta el nivel del mar.

Desde el punto de vista geológico, el Llobregat atraviesa todas las principales unidades del NE de la Península Ibérica; Pirineos, Cuenca del Ebro y Cordilleras Costeras Catalanas (Prelitoral y Litoral). Las litologías atravesadas son variadas; metasedimentos (conglomerados, areniscas, pizarras, esquistos y mármoles) y rocas ígneas (granitoides) del basamento Paleozoico, así como de forma más extensa rocas sedimentarias Mesozoicas y Cenozoicas (conglomerados, areniscas, pelitas, calizas y algunas formaciones con evaporitas y lignitos).

El clima de la cuenca del Llobregat es de tipo mediterráneo, con fuertes variaciones estacionales de la temperatura y la precipitación. Además, contrastan las condiciones climáticas de alta montaña en la cabecera de la cuenca con las del resto de la misma. La media mensual de la temperatura varía de 4 °C en enero a 15 °C en agosto en la cabecera y de 8 °C en enero a 22 °C en agosto en el resto. La variación estacional de la temperatura también se observa en la temperatura del agua del río, que la refleja fielmente. La precipitación se produce mayoritariamente en primavera (marzo-abril) y otoño (setiembre-diciembre). Esta precipitación es pluvial y nival en la parte superior de la cuenca (aprox. 1.000 mm) y sólo pluvial en el resto (< 600 mm). La recarga por precipitación se estima para toda la cuenca en aproximadamente 1.200 hm³/año, aunque puede variar notablemente de año a año, llegándose en algunos casos a situaciones de alerta por sequía pronunciada (p.ej., en 2004).

El régimen hidrológico del Río Llobregat es típico de la región mediterránea. Sigue una tendencia estacional pero muy irregular debido a las intensas tormentas que generan una elevada escorrentía ya que la infiltración es baja. Los embalses de la parte alta de la cuenca permiten regular el caudal y minimizar las variaciones estacionales. El caudal del Llobregat, medido a la entrada de la Estación de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) del Llobregat (cerca de Olesa de Montserrat, en la parte media-baja de la cuenca) varió entre 2.8 y 416.1 m³/s (media diaria) con una mediana de 8.1 m³/s entre enero de 1996 y diciembre de 2000. Como ejemplo de la brusquedad del cambio de régimen hidrológico puede citarse el caso del 10 de junio de 2000, cuando el caudal subió de 8.5 a 805.5 m³/s en un periodo de pocas horas debido a una intensa tormenta. La evapotranspiración media de la cuenca es del 66 %.

Metodología

Las estaciones de control muestreados son diez que se reparten por toda la cuenca. Siete se encuentran en el Río Llobregat y tres en su principal afluente el Río Cardener (Fig. 1). Se presentan los resultados obtenidos con periodicidad mensual entre enero de 1996 y diciembre de 2000. Temperatura, pH, conductividad específica y oxígeno disuelto se determinaron in situ. Muestras no filtradas de agua se recogieron en frascos de 100 ml de polietileno de alta densidad (HDPE). Las muestras se almacenaron en la oscuridad a 4 °C hasta su análisis por ICP-OES (Ca, Mg, Na, K, Si, S, B, P, Fe y Sr) e ICP-MS (Cl, Ag, Al, As, Au, Ba, Be, Bi, Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Ga, Gd, Ge, Hf, Hg, Ho, I, La, Li, Lu, Mn, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Pr, Pt, Rb, Sb, Se, Sm, Sn, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn y Zr) (Fernández Turiel et al., 1995, 2000a,b).

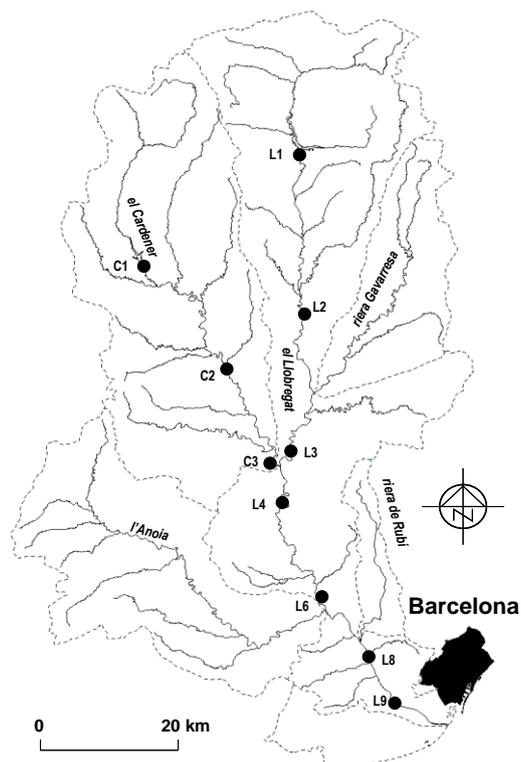


Fig. 1. Cuenca del Río Llobregat. Estaciones de muestreo.

Resultados y discusión

Variaciones espaciales y temporales

Las variaciones espaciales y temporales aguas abajo de la cuenca del Llobregat pueden sintetizarse como sigue:

Descenso moderado de las concentraciones de oxígeno disuelto y sílice.

Incremento moderado en pH y en las concentraciones de Ca, Ti, Se y Ba.

Fuerte incremento en conductividad específica y de las concentraciones de Na, K, Mg, Cl⁻, SO₄⁻², Br, Mo, Rb, Sr y U en la parte media – superior de la cuenca.

Fuerte incremento de las concentraciones de B, Li, P, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As y Sb en la parte media – baja de la cuenca, así como de Al, V, Mn, Fe y Pb (nótese la separación en dos subgrupos de estos elementos).

La variabilidad hidroquímica del Llobregat está relacionada con la salinidad. La composición del agua en la cabecera de la cuenca es bicarbonatada cálcica, transformándose partir de la parte media-alta de la cuenca en clorurada sódica - (potásica).

La variabilidad temporal de los parámetros considerados es irregular, a excepción de un pequeño grupo de elementos (Al, Mn, Fe, Pb y V) que tienden a seguir una curva sinusoidal de tipo estacional (por comparación con la de la temperatura del agua). En el caso del Al se ha observado que se correlaciona grosso modo con la turbidez, lo que no ocurre con el resto de los parámetros.

La variabilidad de las concentraciones de Na, K, Mg, Cl⁻, Br, Rb y Sr está relacionada con las formaciones geológicas con evaporitas de la parte media a superior de la cuenca, así como con su explotación minera e industria procesadora. Por su parte, la variabilidad de las concentraciones de Al, B, Fe, Li, Mn y P se asocia con actividades residenciales e industriales. Sólo la mediana de Cl⁻ en la parte inferior de la cuenca (269 mg l⁻¹) llega a exceder las normas de calidad para agua potables de la Directiva Europea 98/83/CE, la Agencia Ambiental de Estados Unidos (USEPA) y la Organización Mundial de la salud (WHO) (250 mg l⁻¹).

Origen de la salinidad

La salinidad observada desde la parte media-alta de la cuenca hasta la desembocadura es la principal causa de la baja calidad del agua del Río Llobregat.

Las características geoquímicas de las formaciones geológicas Pre-Pirenaicas (estaciones de muestreo L1, L2 y C1), que están constituidas principalmente por sedimentos detríticos Mesozoicos y Cenozoicos (conglomerados areniscas y pelitas), se traducen en aguas superficiales de baja mineralización.

Aguas abajo de Balsareny en el río Llobregat y Cardona en el Río Cardener (estaciones de muestreo L2 y C2), las aguas se salinizan, incrementándose las concentraciones de Na, K, Mg, Cl⁻, Br, Rb, Li y Sr. Esto es debido a causas naturales por lixiviado de formaciones geológicas evaporíticas y causas antrópicas como consecuencia de las explotaciones mineras sobre esas formaciones, así como de la industria procesadora relacionada. Se tiene constancia de que las sales sódicas se han explotado en la zona desde la época romana. En cambio, las sales potásicas comenzaron a explotarse en el decenio de los veinte del siglo XX.

La interacción agua-roca con las formaciones salinas incrementa las concentraciones de Na, K, Mg, Cl⁻, Br y Rb por disolución de halita (NaCl), silvita (KCl) y carnalita (KMgCl₃ · 6H₂O). El potasio discrimina entre los orígenes naturales y antrópicos de la salinidad ya que este elemento sólo se expone superficialmente en grandes cantidades mediante la minería, ya que no hay afloramientos superficiales de sales potásicas (Badia Guitart, 2001).

Los incrementos en las concentraciones en el agua de Ca, SO₄²⁻, Ba, Li, Sr y U están relacionados con la erosión de depósitos de halita (p.ej., la formación Cardona), así como de otras formaciones geológicas portadoras de anhidrita (CaSO₄) y yeso (CaSO₄ · 2H₂O). Además, estas formaciones tienen intercalaciones de pelitas con elevadas concentraciones de materia orgánica y capas de lignito con elevadas concentraciones de uranio (Martín, 1974; Inglés y Vaquer, 1976; Cabrera y Sáez, 1987).

La huella hidroquímica generada por las formaciones evaporíticas continúa aguas abajo de la cuenca, perdurando hasta la desembocadura. Un salmueroducto de 125 km de longitud fue construido en el decenio de los ochenta del siglo XX para minimizar la salinización relacionada con la minería de la potasa. Esta infraestructura transporta las salmueras de la parte media-alta de la cuenca a su parte inferior (por debajo de la estación de muestreo L7). Su construcción ha permitido mejorar notablemente la calidad del agua en la parte media de la cuenca y, de paso, la calidad del agua bruta potabilizada en las ETAPs próximas a las estaciones de muestreo L5 y L7.

Impacto antropogénico

El impacto antropogénico se refleja en la composición del agua principalmente en la salinidad, por la ya discutida previamente influencia de las formaciones geológicas con evaporitas y la actividad minera de la potasa. Además, se detectan incrementos en las concentraciones de algunos elementos trazas por vertidos de aguas residuales urbanas e industriales. Estos aspectos son evidentes en la huella hidroquímica de las estaciones de muestreo L6 y L7, en la parte media a baja de la cuenca.

La ocupación del territorio se densifica aguas debajo de la cuenca y especialmente en esa parte – media baja de la cuenca. Esta situación se refleja en el incremento de las concentraciones de B, Mn, Fe, Pb, Al, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As y Sb. El incremento de la carga contaminante tiene un efecto adverso sobre la biodiversidad del río, limitando las especies a aquellas que pueden tolerar una contaminación moderada (Prat et al., 2001).

El tramo final del curso del Río Llobregat se ha modificado en los últimos años para, entre otros fines, ampliar el puerto de Barcelona. Este cambio podría inducir cambios en la calidad del agua subterránea del delta. Por otra parte, la puesta en servicio de diferentes infraestructuras de saneamiento y, en especial, de una gran depuradora en el Prat de Llobregat está haciendo que la situación ambiental de la parte baja de la cuenca del Río Llobregat esté mejorando con rapidez.

Conclusiones

El contexto geológico de la cabecera de la cuenca del Río Llobregat genera una huella hidroquímica caracterizada por su baja mineralización. Las formaciones evaporíticas de la parte media a alta de la cuenca y las actividades mineras e industriales relacionadas con la explotación de potasa modifican la huella hidroquímica anterior, salinizándola. Este hecho se refleja en el incremento substancial de las concentraciones de Na, K, Mg, Cl⁻, Br, Rb y Sr. Esta situación reduce la calidad del agua, especialmente

para su uso como agua para consumo humano. Los tratamientos de potabilización convencionales no reducen la salinidad. Esta situación ha hecho que para solucionarla se construya una planta de electrodiálisis reversible (EDR) en la ETAP del Llobregat de ATLL. Los incrementos de concentraciones de P, B, Mn, Fe, Pb, Al, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As y Sb se localizan en la parte media a baja de la cuenca y se relacionan con vertidos de aguas residuales urbanas e industriales. Su reducción va asociada a la mejora de las infraestructuras de saneamiento de esta zona de la cuenca.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte de un proyecto de investigación llevado a cabo con la colaboración de ATLL, la Universidad de Barcelona y el CSIC. Este trabajo se ha desarrollado en el marco del *Grup de Recerca Consolidat* SGR-2005-00795 PEGEFA (Petrología y Geoquímica Fundamental y Aplicada) de la Generalitat de Catalunya.

Referencias

- ATLL (Aigües Ter-Llobregat): 2002, Memoria 2001, Aigües Ter Llobregat. 147 pp.
- Badia Guitart, J.: 2001, La salinització de la conca del Cardener-Llobregat al Bages, Butlletí Institutio Catalana d'Història Natural 69, 127-138.
- Cabrera, L. y Saez, A.: 1987, Coal deposition in carbonate-rich shallow lacustrine systems: the Calaf and Mequinenza sequences (Oligocene, eastern Ebro Basin, NE Spain), *Journal of the Geological Society of London* 144, 451-461.
- EU (European Union): 2000, Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water policy, *Official Journal of European Communities* L327.
- Fernández Turiel, J.L., Lopez, A., Llorens, J.F., Querol, X., Acenolaza, P., Durand, F., Lopez, J.P., Medina, M.E., Rossi, J.N., Toselli, A.J. y Saavedra, J.: 1995, Environmental monitoring using surface water, river sediments, and vegetation: a case study in the Famatina Range, La Rioja, NW Argentina, *Environment International* 21(6), 807-820.
- Fernández Turiel, J.L., Llorens, F., Lopez-Vera, F., Gomez-Artola, C., Morell, I. y Gimeno, D.: 2000a, Strategy for water analysis using ICP-MS, *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 368(6), 601-606.
- Fernández Turiel, J.L., Llorens, J.F., Carnicero, M. y Valero, F.: 2000b, Application of ICP-MS to outlet water control in the Llobregat and Ter drinking water treatment plants, *Quimica Analitica* 19, 217-224.
- Fernández Turiel, J. L., Gimeno, D., Rodríguez, J.J., Carnicero, M., Valero, F., 2003. Spatial and seasonal variations of water quality in a Mediterranean catchment: The Llobregat River (NE Spain). *Environmental Geochemistry and Health*, 25: 453-474.
- Holloway, J.M. y Dahlgren, R.A.: 2001, Seasonal and event-scale variations in solute chemistry for four Sierra Nevada catchments, *Journal Hydrology* 250, 106-121.
- Inglés, M. y Vaquer, R.: 1976, Distribución de uranio en sedimentos no carbonosos de la cuenca de Calaf (Barcelona), *Instituto de Investigaciones Geológicas* 31, 35-44.
- Martín, M.: 1974, Sobre la petrogenesis de algunas litofacies españolas con fases urano-organicas, *Boletín Geológico y Minero* 85, 561-581.
- Neal, C., House, W.A., Jarvie, H.P., Leeks, G.J.L. y Marker, A.H.: 1997, Conclusions to the special volume of Science of the Total Environment concerning UK fluxes to the North Sea, *Land Ocean Interaction Study: river basins research, the first two years*, *The Science of Total Environment* 194/195, 467-478.
- Neal, C., Williams, R.J., Neal, M., Bhardwaj, L.C., Wickham, H., Harrow, M. y Hill, L.K.: 2000, The water quality of the River Thames at a rural site downstream of Oxford, *The Science of Total Environment* 251/252, 441- 457.
- Prat, N., Munne, A., Bonada, N., Sola, C., Plans, M., Rieradevall, M., Casanovas, R. y Vila, M.: 2001, La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 1999, *Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius* 9, 1 - 171.

USEPA (United States Environmental Protection Agency): 1991, The Watershed Protection Approach:
An Overview. EPA 503/9-92-001. Office of Water, Washington, DC.

CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN EL RÍO TULANCINGO (HIDALGO, ESTADO DE MEXICO)

Elizabeth Hernández Acosta¹, Enrique Rubiños Panta², Jesús Amado Alvarez², Carlos Ramírez Ayala² y Francisco Gavi Reyes²

¹Universidad Autónoma Chapingo. Area de Recursos Naturales, Departamento de Suelos. Chapingo, Texcoco (México). <elizahac@yahoo.com.mx>

²Colegio de Postgraduado de Montecillo (SEDE). Texcoco 56230. Tel (595) 9520229

³Universidad Juárez del Estado de Durango. Facultad de Agricultura y Zootecnia, Venecia. Durango (México).

Water contamination of Tulancingo River, Hidalgo State, Mexico

Abstract

The river Tulancingo is born in the limits of the State of Puebla with the name of river San Lorenzo, its volume is regulated by La Esperanza reservoir, that has a capacity of 2.5 million cubic meters, until its crossing with the highway Mexico - Tampico, in the town of Puente de Venados, Venados River, arriving at the lagoon Metztitlan, where it is taken for fish farming. Dissolved and suspended solids are accumulated through the course containing urban and industrial waste. A total population of 505,263 inhabitants distributed in 1,388 localities lives in the area according to the census of population for year 2000. The objective was to evaluate the water contamination of the Tulancingo River in order to establish planning strategies for the natural resources management inside the hydrologic basin of the Tulancingo River. Subsequently, during the cycles 2004-2005, was done a diagnostic of the water quality in different monitoring stations. Taking into account the previous knowledge, the parameters analyses during 2005-2006 Tulancingo River water were suspended solids, total dissolved solids, dissolved oxygen, Aerobias Mesofilas, and total coliform bacteria. The results obtained indicate that the waters of the Tulancingo River the water are strongly contaminated inside the Tulancingo municipality, exceeding by notably the maximum values of the Official Mexican Norm NOM-001-ECOL-1996. High population of Aerobias Mesofilas bacteria ($610.000 \text{ ufc ml}^{-1}$), total coliform bacteria ($1.607 \text{ NPM ml}^{-1}$), and fecal coliform bacterie ($1.601 \text{ NMP ml}^{-1}$) was found in the water of the lagoon of Meztlán. There are also high values of suspended and dissolved solids and low values of dissolved oxygen. These features limit the fish production in that body of water.

Key word: Soluble solids, Total dissolved solids, Bacteria, Dissolved oxygen, Mexico.

Introducción

México es el undécimo país más poblado del planeta y el tercero en América Latina (después de Estados Unidos y Brasil). De acuerdo con el INEGI (2005), actualmente habitan en nuestro territorio 103,1 millones de personas. Durante las últimas décadas México ha sufrido profundos cambios económicos y sociales que han venido acompañados de un creciente deterioro de su medio ambiente y una reducción en sus recursos naturales. Durante el año 2000, se estimó que los centros urbanos generaron $250 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ de aguas residuales, de los cuales el 80 %, se colocó en alcantarillado y de éstos el 23%, recibió algún tipo de tratamiento (CNA, 2002). El río Tulancingo nace en los límites del estado de Puebla con el nombre de río San Lorenzo, su caudal es regulado por la presa La Esperanza, que tiene una capacidad de 2,5 millones de metros cúbicos, cambiando de nombre (río Santa María, río Tulancingo, río Grande, en este trayecto el agua es aprovechada en parte para la irrigación de tierras de Distrito de Riego 028, de Tulancingo (de $250 \text{ a } 500 \text{ l s}^{-1}$, sin considerar los escurrimientos máximos). También toma los nombres de río Acoculco, río Mesillas, río Metepec, río Meco, hasta su cruce con la carretera México-Tampico, en el poblado Puente de Venados (río Venados), llegando a la laguna de Metztitlan, donde es aprovechado para uso piscícola. En su recorrido acumula sólidos disueltos y suspendidos, los cuales contienen desechos humanos de animales e industriales principalmente. Según el censo de población del año 2000 (INEGI, 2000), existía una población total de 505.263 habitantes distribuidos en 1,388 localidades. Se estableció como objetivo registrar la contaminación del agua del río Tulancingo, con el propósito de establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos naturales dentro de la subcuenca hidrológica del río Tulancingo.

Situación actual

Con el fin de evaluar el grado de contaminación del agua se han desarrollado diversos índices de calidad tanto generales como de uso específico. En México se emplea el Índice de Calidad del Agua (ICA), que agrupa de manera ponderada algunos parámetros del deterioro de la calidad del líquido (León, 1991). La mayoría de los cuerpos de agua superficiales del país reciben descargas de agua residuales sin tratamiento, lo que ocasiona distintos niveles de contaminación en prácticamente todos estos cuerpos. Resaltan algunos casos como el de los ríos Tula, Balsas y Papaloapan que siguen con valores muy altos de coliformes; la demanda bioquímica de oxígeno ha sufrido una reducción en los ríos Tula y Balsas y un incremento en el Lerma y el Colorado. Los niveles de oxígeno disuelto son aceptables excepto en el Lerma. El río San Juan tiene problemas serios con sólidos disueltos. A nivel nacional, las cuencas más contaminadas son las del Lerma, Alto Balsas Blanco y la de San Juan en Nuevo León; las menos contaminadas son las cuencas de los ríos Grijalva y Usumacinta (SEMARNAT, 2002). Con esta información podemos establecer que los esfuerzos hechos hasta la fecha cubren las grandes cuencas hidrológicas del país; sin embargo, faltaba hacer la tarea a nivel de subcuencas, es decir, a nivel regional, estatal y municipal.

Materiales y Métodos

Para el desarrollo de este proyecto se trabajó en equipo de manera integral, definiendo principalmente las facetas terrestres. Posteriormente durante los ciclos 2004-2005, se hizo un diagnóstico sobre la calidad del agua en diferentes sitios (Rubiños *et al.*, 2005); ya con el conocimiento de las condiciones prevalecientes se procedió durante 2005-2006 a determinar la contaminación del agua en el río Tulancingo, valorando principalmente: sólidos solubles, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, bacterias mesófilas aerobias, bacterias coliformes totales y bacterias coliformes fecales, considerando la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. (Diario Oficial de la federación, 1997).

Resultados y Discusión

Contaminantes microbiológicos

Los resultados obtenidos indican que la contaminación del río Tulancingo es muy alta, sobre todo en las áreas adyacentes a la ciudad del mismo nombre, sobrepasando por mucho los valores límites máximos establecidos por Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Diario Oficial de la Federación (1997). Se consignaron bacterias mesófilas aeróbicas en promedio de 368,600 ufc/ml, en la presa La Esperanza, hasta 7.933.333,3 ufc ml⁻¹, en la salida de la Ciudad de Tulancingo. De 1.607 a 1.753 NMP ml⁻¹ de bacterias coliformes totales, desde la presa La Esperanza, hasta la laguna de Meztitlan, Se reportaron de 956 a 2.400 NMP/ml de bacterias coliformes fecales, en el río Venados y en la ciudad (Cuadro 1).

De acuerdo con Rodier *et al.* (1981), la presencia de una bacteria patógena en el agua, pone en riesgo al usuario dependiendo del tipo de utilización. Ciertas bacterias, ingeridas al mismo tiempo que el agua contaminada, provocan infecciones generales muy severas. Los resultados de este trabajo indican que esta situación se puede dar en el área entre el pueblo de río Venados, hasta la laguna de Meztitlan, debido a que el aspecto del agua, sobre todo en color y olor es diferente que la concentrada en el área del fundo legal de la ciudad de Tulancingo, donde el agua es de color negro y de olor sulfuroso. Entre los patógenos que podemos encontrar en aguas contaminadas están la bacteria salmonella, responsable de fiebres tifoideas, y otros gérmenes que contaminan al hombre, no por ingestión sino por vía cutánea como los estafilococos patógenos.

Cuadro 1. Valores Promedio del análisis microbiológico en aguas del río Tulancingo.

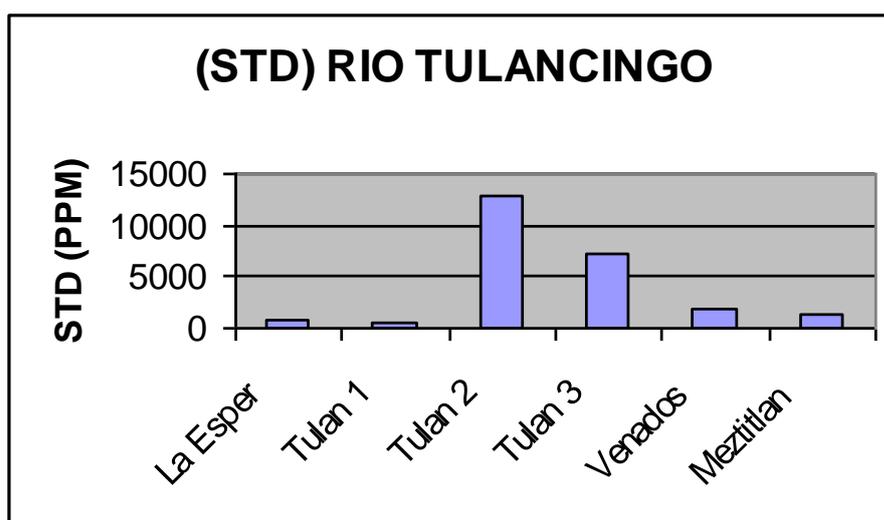
Localidad	BMA (ufc ml ⁻¹)	BCT (NMP ml ⁻¹)	BCF (NMP ml ⁻¹)
Centro de la ciudad de Tulancingo	3,362,000	1,618	1,967
Presa la Esperanza	368,600	1,697	1,967

Río Tulancingo (DDR)	4,003,333	1,753	2,400
Río Tulancingo	7,933,333	1,670	1,220
Río Venados	433,460	1,607	956
Laguna de Meztlán	610,000	1,607	1,601

BMA= Bacterias Mesófilas Aeróbicas; BCT= Bacterias Coliformes Totales; BCF= Bacterias Coliformes Fecales; Ufc= Unidades formadoras de colonias; NMP= Número más probable; DDR= Distrito de Desarrollo Rural.

Sólidos totales disueltos

Las aguas negras son líquidos turbios que contienen material sólido en suspensión, cuando son frescas, su color es gris y tienen un olor a moho no desagradable, flotan en ella cantidades variables de materia como: sustancias fecales, trozos de alimentos, basura, papel, astillas y otros residuos de las actividades cotidianas de los habitantes de una comunidad. Con el transcurso del tiempo, el color cambia gradualmente del gris al negro, desarrollándose un olor desagradable, según el Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York (1990). Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que las aguas están fuertemente contaminadas. Según la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Diario Oficial de la Federación (1997), los límites máximos indican que para uso público, urbano se establecen en 125 mg l^{-1} , para proteger la vida acuática 60 mg l^{-1} y para uso en el riego agrícola 200 mg l^{-1} , los valores consignados en este estudio fluctuaron de 460 a 12.970 mg l^{-1} , como se puede apreciar en la Figura 1.

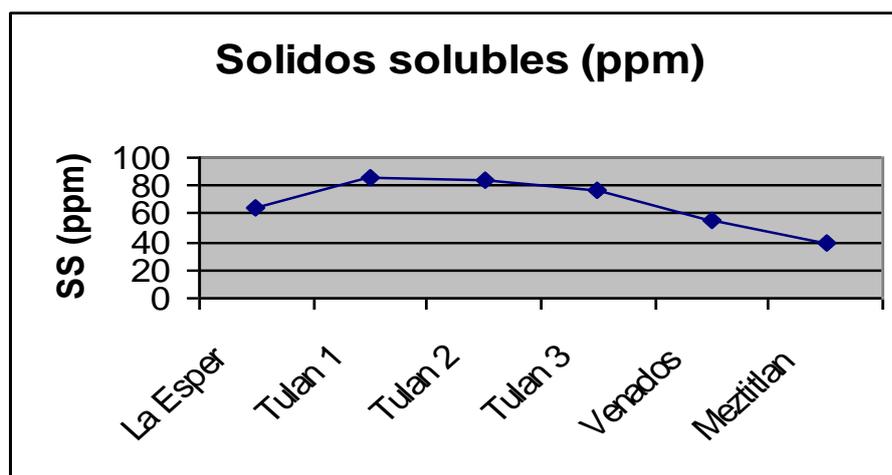


STD= Sólidos Totales disueltos

Figura 1. Distribución de Sólidos Totales Disueltos en aguas del río Tulancingo.

Sólidos Solubles

El agua provee solamente el volumen y es el vehículo para el transporte de los sólidos, los cuales pueden estar disueltos, suspendidos o flotando. Los resultados obtenidos fueron de 54.7, 39.5, 76.7, 65.0, 84.7, y 86.4 mg l^{-1} para las localidades de pueblo río Venados, laguna de Meztlán, río Tulancingo a la salida de la ciudad, presa La esperanza, río Tulancingo en el centro de la Ciudad y río Tulancingo en el distrito de desarrollo rural (Figura 2). Estos datos indican en todos los casos que las aguas están fuertemente contaminadas según la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Diario Oficial de la Federación (1997), ya que el valor máximo permisible es de 2 mg l^{-1} para todos los usos.



SS= Sólidos Solubles

Figura 2. Distribución de sólidos solubles en aguas del río Tulancingo.

Oxígeno disuelto

Las aguas negras contienen pequeñas y variables concentraciones de gases disueltos, entre los más importantes está el oxígeno, presente en el agua original del abastecimiento y disuelto también al ponerse en contacto con el aire. En el Cuadro 2 se presentan los resultados obtenidos para esta variable; éstos señalan una fuerte contaminación en el agua del río Tulancingo, dentro del área de la ciudad de Tulancingo, su concentración fue de 0.0 mg l^{-1} en los tres muestreos desarrollados. En la presa La Esperanza se registro un promedio de 5.9 mg l^{-1} , lo cual indica que también tiene deficiencias de este elemento, en parte, ocasionado por la presencia del lirio acuático, el cual ha llegado a cubrir hasta el 95% del espejo del agua de esta obra hidráulica. Con el fluir del agua, ésta se va oxigenando, llegando al pueblo Río Venados, con una concentración promedio de 8.1 mg l^{-1} de oxígeno disuelto, lo cual es más o menos aceptable. Finalmente, en la Laguna de Mezitlan, la concentración promedio fue de 6.31 mg l^{-1} , indicando que esta concentración es baja y que afecta la vida acuática de este cuerpo de agua, el cual se usa para la producción piscícola, en baja escala.

Al respecto, Terrazas (2005) indica que las aguas superficiales limpias suelen estar saturadas de oxígeno, lo que es fundamental para la vida. Si el nivel de oxígeno disuelto es bajo (entre 0.1 a 3.0 mg l^{-1}), indica contaminación con materia orgánica, mala calidad del agua e incapacidad para mantener determinadas formas de vida. Así; con valores entre 7 a 10 mg l^{-1} en el agua existe una población diversificada de peces, mariposas, caracoles, insectos; con valores bajos de oxígeno disuelto equivalentes a 1 mg l^{-1} , existe un aumento de bacterias y peces toscos; con valores de 0.5 mg l^{-1} de oxígeno disuelto pueden sobrevivir lombrices de lodos. Además, en ausencia de oxígeno disuelto, predomina la oxidación de la materia orgánica (esto ocurre por los procesos anaeróbicos que causan malos olores debido a la producción de metano y compuestos de azufre), color negro de las aguas, existen sólo bacterias anaeróbicas todas estas condiciones provocan la muerte de peces y organismos superiores. Los productos finales de la oxidación anaeróbica son: metano (energía), CO_2 , amoníaco, ácido sulfhídrico y sulfuros metálicos insolubles.

Cuadro 2. Concentración del oxígeno disuelto (mg l^{-1}), en aguas del Río Tulancingo.

Localidad	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	μ
Presa la Esperanza	2.90	7.64	7.23	5.92
Río Tulancingo 1	0.0	0.0	0.0	0.0
Río Tulancingo 2	0.0	0.0	0.0	0.0
Río Tulancingo 3	0.0	0.0	0.0	0.0
Río Venados	6.24	8.39	9.82	8.15
Laguna de Mezitlan	4.00	7.13	7.82	6.31

Conclusiones

Las aguas del río Tulancingo dentro del fondo legal de esta ciudad están fuertemente contaminadas, sobrepasando por mucho los valores límites máximos establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, resultando indispensable diseñar y establecer una planta de tratamiento de agua.

Aguas a bajo del río Venados las aguas pueden ser utilizadas para la producción agrícola en el Distrito de riego de Meztitlan.

La alta concentración de bacterias mesófilas aerobias ($610.000 \text{ ufc ml}^{-1}$), bacterias coliformes totales ($1\ 607 \text{ NPM ml}^{-1}$), y de bacterias coliformes fecales ($1\ 601 \text{ NMP ml}^{-1}$), consignadas en el agua de la laguna de Meztitlan, indica alerta para la producción de peces que se reproducen en esa masa de agua.

Agradecimientos

Se agradece al CONACYT y al Gobierno del Estado de Hidalgo por el apoyo brindado para el desarrollo de este estudio.

Literatura Citada

- CNA. 2002. Compendio Básico del agua en México. CNA. México. D. F.
- Diario Oficial de la Federación. 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Departamento de Sanidad del Estado de Nueva Cork. 1990. Manual de tratamientos de Aguas Negras. Décima Reimpresión. Ed. Limusa. México D. F. pp1-25.
- INEGI. 2000. XII Censo General de Población y Vivienda. Aguascalientes Ags. México.
- INEGI. 2005. XIII Censo General de Población y Vivienda. Aguascalientes Ags. México.
- León, L. F. 1991. Índice de calidad del agua, ICA. Inf. SH-9101/01. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Cuernavaca, Morelos, México.
- Rodier, J. Ch. Geoffray, G. Kovacsik, J. Laporte, M. Plissier, J. Scheidhauer, J. Verneaux, J. Vial y L. Rodi. 1981. Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar. Ed. Omega, Barcelona, España. pp.59-75.
- Rubiños E., J. Amado A., C. Ramírez A., E. Hernández A., F. Gavi R. y E. Mejía Sáenz. 2005. Aforo y calidad química del agua en el Río Tulancingo, Estado de Hidalgo, México. Memorias del XIII. Congreso Nacional de Irrigación. Acapulco, Guerrero, México.
- SEMARNAT. 2002. Agua. Calidad del agua. Informe de la Situación del medio ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Pp 129-154. Boulevard Adolfo Ruiz Cortínez No 4209. Jardines de la Montaña, C. P.14210. Tlalpan México D. F.
- Terrazas O., M. L. 2005. Diagnóstico de la contaminación del agua superficial del río Chapingo, Estado de México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México.

USO DA TERRA, PROCESSOS EROSIVOS E IMPACTOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SOROCABA, SOROCABA SP BRASIL

Alexandre Marco da Silva^{1,3}, André Henrique Rosa¹, Roberto Wagner Lourenço¹,
Danielle Goveia^{1,2}, Iramaia Corrêa Bellin^{1,2}

¹Departamento de Engenharia Ambiental – UNESP – Sorocaba – SP – Brasil. amsilva@sorocaba.unesp.br

²Instituto de Química – UNESP – Araraquara – SP, Brasil.

³Pesquisador da FAPESP (FAPESP Proc. nº 04/15796-6).

Land use, erosion processes and impacts on water quality of the Sorocaba River, Sorocaba, SP, Brasil

Abstract

The land cover, soil erosion and water quality relationships were here investigated in Sorocaba River (Sorocaba city, SP, Brazil). The land cover map was elaborated using a digital satellite image and geoprocessing techniques. The erosive process was evaluated through field incursions and geo-referring the linear erosive features. The water quality of the Sorocaba River was assessed through water sampling in five sampling points located along the urban settlement. The results show that there was a increasing on the values of mostly of evaluated parameters along the sampling points of the Sorocaba River. The pH was the unique parameter that did not show variation among the sampling point. The numerical analysis (cluster) showed high similarity among all sampling points, and P3 and P5 showed the closest similarity values. We concluded that the water quality of the Sorocaba River is severely impacted and actions in order to reestablish the riparian vegetation, grow to be better the sewage treatment, as well as a reorientation of the land use in some regions of the Sorocaba city are crucial and urgent for reestablish the good quality of the Sorocaba River and elevate the life-quality of local population.

Key-words: land cover, erosion, water quality, environmental impact.

Introdução e objetivos

O processo de urbanização/industrialização constitui uma das principais causas da degradação da qualidade da água e dos recursos hídricos de uma região, visto que processos de desmatamento, conversão de áreas rurais em urbanas (especialmente em áreas de periferia urbana) são francos condicionadores de processos geradores de poluição e erosão.

A qualidade da água de um rio ou córrego reflete as condições ambientais de onde ela passou (Silva, 1999), uma vez que a qualidade d'água de mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes de poluição (Tucci, 1997; Azevedo Neto, 1991).

No Brasil vários trabalhos têm sido realizados buscando estudar as relações entre o uso da terra, seus efeitos locais e seus efeitos nos corpos d'água (Silva, 1999; Brigante & Espíndola, 2003; Martinelli et al., 2002), não necessariamente próximos ao local inicialmente impactado e/ou fonte de poluentes, e especialmente em regiões onde o processo urbano-industrial vem se desenvolvendo de maneira expressiva.

Apesar de sua importância regional no cenário socioeconômico, a bacia do rio Sorocaba vem sofrendo ao longo dos anos profundos impactos ambientais, não havendo na literatura nenhum estudo sistemático e criterioso da situação atual da qualidade da água do rio Sorocaba, especialmente dentro dos limites do município de Sorocaba, que busque discriminar seus pontos mais críticos e/ou suas possíveis fontes poluidoras.

Considerando o exposto, o objetivo do presente trabalho foi investigar a relação entre as classes de cobertura do solo, a possível ocorrência de processos erosivos e analisar alguns parâmetros indicadores da qualidade da água do rio Sorocaba, município de Sorocaba-SP, Brasil.

Caracterização ambiental e metodologia empregada

O município de Sorocaba situa-se no interior do estado de São Paulo, entre as coordenadas 23° 21' e 23° 35' Sul e 47° 17' e 47° 36' Oeste. Possui uma área de 449 km² e uma população de 552.194 habitantes, sendo cerca de 98% considerada urbana. Por sua vez, o rio Sorocaba é o principal curso d'água que passa pelo município de Sorocaba, passando por regiões rurais e urbanas (Figuras 1 e 2).

O mapa de cobertura do solo foi elaborado utilizando-se imagem de satélite (Landsat-5, de maio de 2003) e dados de campo georreferenciados, sua classificação foi feita utilizando-se o software Idrisi versão Kilimanjaro (Eastman, 2003) e por um método semi-supervisionado descrito em Silva (2004). A análise da ocorrência de processos erosivos foi realizada através de atividades de campo (observação e georreferenciamento de feições erosivas) e ainda análise de fotografias aéreas, quando necessário.

Para a análise da qualidade da água do rio Sorocaba estabeleceu-se cinco pontos de amostragem, todos localizados dentro dos limites do município de Sorocaba. A escolha dos pontos de amostragem de água foi feita levando-se em consideração as características de uso e ocupação do solo, de forma a avaliar a influência das atividades antrópicas e da urbanização na qualidade da água. Uma vez que os pontos de coleta foram georreferenciados, estes foram plotados no mapa de cobertura do solo mostrado na Figura 2 para permitir uma visualização da localização dos pontos na paisagem, distância média entre si e relacionar sua posição e o uso da terra da área de drenagem que o cerca.

A coleta das amostras e suas respectivas análises foram realizadas em janeiro de 2004. Em cada ponto, as amostras foram coletadas numa profundidade de 0 a 1,0 metro da superfície da água no manancial, utilizando-se coletor apropriado. Após as coletas foram analisados os seguintes parâmetros: temperatura, pH (medido com um pHmetro portátil WTW 315i/SET), condutividade (medida com um condutivímetro portátil WTW 330/SET) cor e turbidez (medida com um *Spectrophometer Hach DR/2000*).

Finalmente, tentando buscar a visualização de forma mais nítida e exata a participação de cada ponto de amostragem na dinâmica ambiental da região estudada aplicou-se a análise de agrupamento (*cluster analysis*) utilizando-se agrupamentos sequenciais aglomerativos e método de ligação completa, acompanhando detalhadamente os procedimentos descritos em Valentin (2000). Os dados aplicados na análise numérica foram valores de correlação de Pearson obtidos entre cada ponto de amostragem.

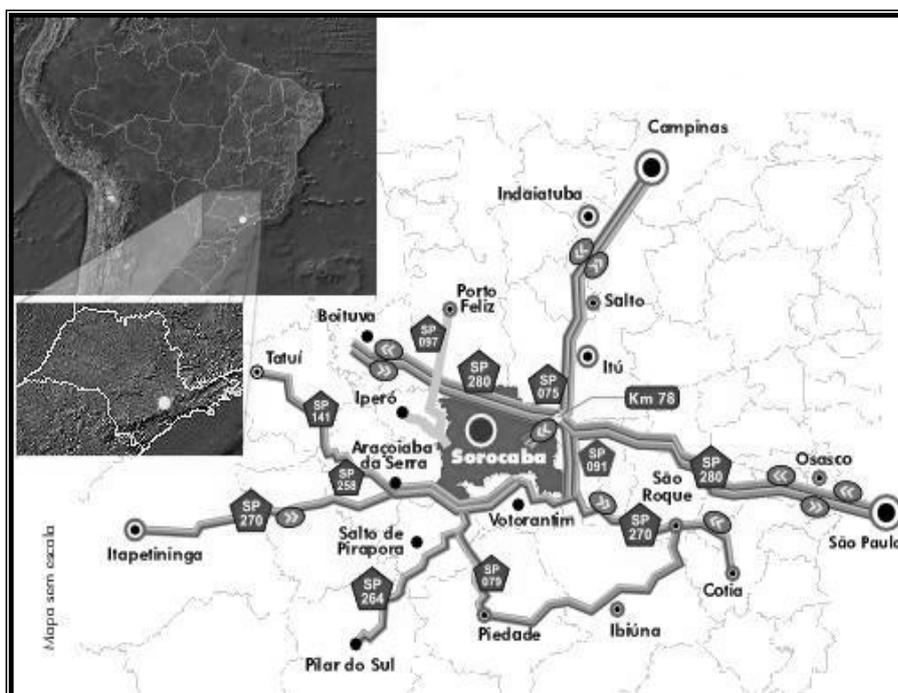


Figura 1. Localização do município de Sorocaba (SP). Fonte: www.sorocaba.sp.gov.br

Resultados e discussão

Conforme pode ser visto na Figura 2, observou-se que a classe de cobertura que ocorre em maiores proporções é a pastagem, ocorrendo em 36,2 % da área estudada. A classe vegetação natural remanescente/reflorestamento ocorreu em segundo lugar, com 22,1 % e a classe área urbana apresentou 18,7 % de ocorrência. O mapa de cobertura revelou uma distribuição espacialmente irregular da maioria das categorias de cobertura do solo, exceção feita principalmente para a classe “área urbana” que ocorreu de forma predominantemente concentrada na porção centro-sul do município. A classe “vegetação natural remanescente” ocorre de forma também irregular, sendo que sua principal área de ocorrência é a porção sudeste do município, região onde ocorrem as faixas de maiores valores de altimetria e também de declividade no município.

Os processos erosivos observados mostram uma ocorrência dispersa ao longo da área de estudo, acontecendo os quatro principais tipos de erosão: laminar, linear (ravinação e voçorocas) e também erosão em canais (no próprio canal de drenagem), embora esta última não muito pronunciada. Dentro dos limites urbanos verificou-se a ocorrência predominante de processos erosivos lineares em fase inicial de desenvolvimento (ravina), principalmente em regiões onde o processo de expansão urbana está acontecendo (áreas limpas para início de obras civis e/ou prestes a receberem asfalto). Na área rural verificou-se uma maior evidência de processos erosivos em áreas dominadas por pastagem, onde a cobertura do solo e também o gado que ali vive está sendo mal manejados e isto contribui para o aceleração do processo, sendo evidente em alguns casos o surgimento de feições erosivas lineares e culminando na transferência de quantidades expressivas de sedimento para cursos d’água afluentes do rio Sorocaba em determinadas épocas do ano.

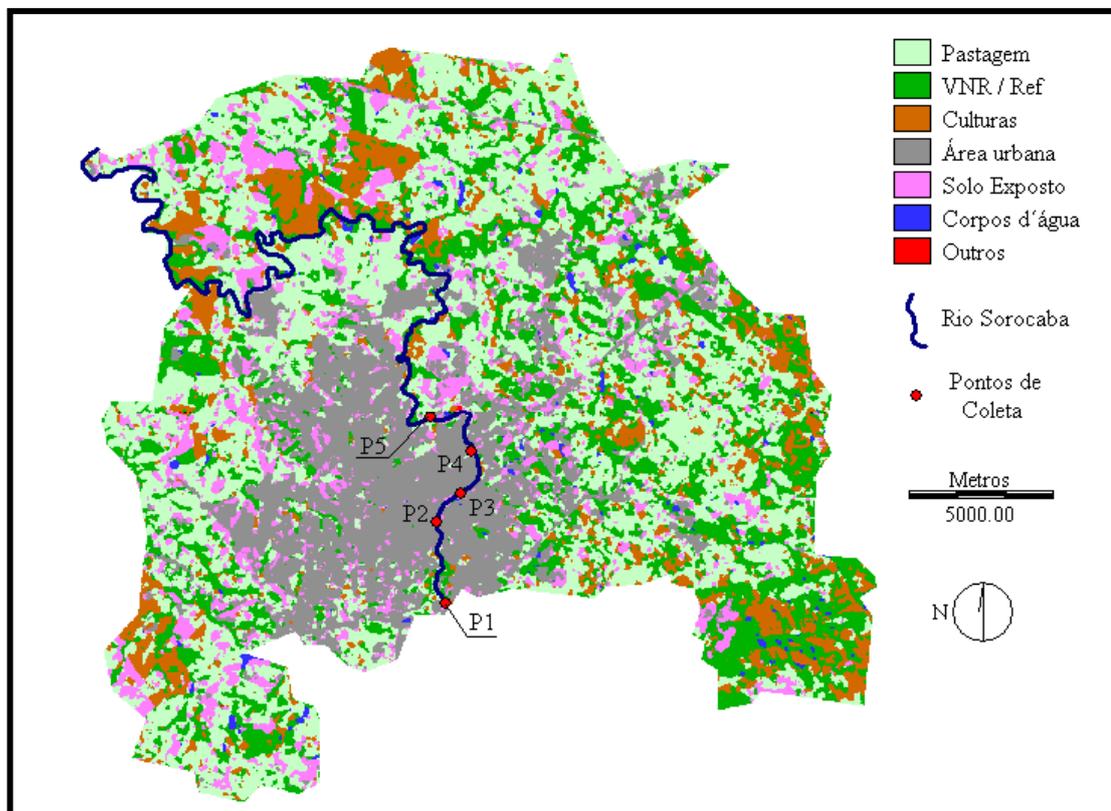


Figura 2. Mapa de cobertura do solo para o município de Sorocaba-SP, localização do rio Sorocaba e pontos de coleta de água para análises físico-químicas.

Os resultados da análise da água (Tabela 1) mostram um aumento nos valores de cor, turbidez, condutividade elétrica e temperatura das amostras de água ao longo do curso do rio Sorocaba, sendo

apenas o pH o único parâmetro que não apresentou variação de valores ao longo do curso do rio Sorocaba. O pH mostrou-se sempre muito próximo a faixa de neutralidade e não sofreu alterações ao longo dos pontos de amostragem. Por outro lado, a turbidez sofreu pequenas alterações nos valores, sendo que o ponto P4 foi o que apresentou maior valor. Contudo, segundo Mota (1995), todos estes valores aqui apresentados são considerados baixos para este parâmetro, indicando que a turbidez é um parâmetro que não está sendo afetado em função da alteração do uso da terra, embora seja um parâmetro que possui um comportamento de rápida variação acompanhando picos de vazão e picos de concentração de sedimentos em momentos de chuvas intensas (Silva, 1999).

A condutividade elétrica, um parâmetro que fornece importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como sobre fenômenos importantes que ocorrem em suas bacias de drenagem (Esteves, 1988) apresentou valores considerados sempre altos segundo critérios de interpretação citados em Casatti et al (no prelo), uma vez que todos os pontos ultrapassaram o valor de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. De fato, os índices de qualidade de água apontados para o rio Sorocaba pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo (www.cetesb.sp.gov.br) apontam uma qualidade considerada ruim para as águas do rio Sorocaba. Todos os pontos apresentaram um aumento regularmente crescente, porém os primeiros três pontos de amostragem apresentaram aumentos mais expressivos em relação aos três últimos pontos.

É importante enfatizar que, pela época que foi realizada a coleta (época de cheia no local de estudo) teoricamente os elementos poluentes estejam mais diluídos e os efeitos dos elementos poluentes teriam influência menos impactante na comunidade aquática, portanto, é esperado um quadro ainda pior para os meses de estiagem, onde a vazão do rio diminui expressivamente.

Tabela 1. Parâmetros analisados de amostras de água coletadas na bacia do rio Sorocaba.

Amostra	pH	Temperatura (°C)	Cor (adimensional)	Turbidez (NTU)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
P1	6,8	ND*	85	14	147,7
P2	6,9	20,4	97	18	175,2
P3	6,8	21,1	120	23	202,0
P4	6,9	21,1	135	24	205,0
P5	6,8	23,3	127	23	210,2

*ND: não determinada

A análise numérica por agrupamento efetuada com os dados físico-químicos das amostras de água coletadas mostra que houve uma forte semelhança do quadro apresentado entre todos os pontos de amostragem, apresentando valores de correlação (r^2) altamente significativos em todas as ocasiões. Os valores de correlação entre os pontos de amostragem são apresentados na Tabela 2 e menciona-se que o parâmetro temperatura não foi considerado pela ausência de informação do ponto P1. Contudo, uma vez efetuando-se o agrupamento considerando “(1 - r^2)” para tornar mais nítida a visualização do agrupamento, a Figura 3 mostra o resultado do processo de agrupamento (dendrograma) dos pontos conforme as características numéricas de cada ponto.

Percebe-se que os pontos com altíssimo grau de similaridade são os pontos P3 e P5. Em seguida observa-se maior similaridade entre os pontos P1 e P2, perfazendo um outro conjunto independente do primeiro. O nível de similaridade seguinte é entre estes dois grupos, seguido finalmente pelo ponto P4.

Tabela 2. Valores de R^2 obtidos entre os cinco pontos de amostragem.

	P2	P3	P4	P5
P1	0.99962	0.99942	0.99583	0.99921
P2		0.99887	0.99398	0.99851
P3			0.99793	0.99990
P4				0.99845

Ecologicamente isto significa que está havendo uma contínua diminuição da qualidade d'água do rio Sorocaba dentro do trecho considerado, contudo, o ponto P4 mostrou-se ligeiramente diferenciado dos demais provavelmente por existir próximo a ele um ponto de entrada de poluição (córrego contendo alta carga de poluição, ou ainda tubulação de esgoto não tratado), observado em função da alteração dos parâmetros cor e turbidez. Fato curioso é, segundo o dendrograma, a retomada das condições do P5 similares ao P3, ainda mais fortes do que entre o P1 e P2 que são postos sequenciais.

Conclusões

Em função das informações levantadas e aqui apresentadas, conclui-se que o rio Sorocaba está com a qualidade de suas águas alterada, necessitando de medidas urgentes de controle de poluição bem como medidas de recuperação da qualidade da água e, também, recuperação do próprio canal de drenagem, este já expressivamente alterado em função da ausência de mata ciliar em largas faixas, e também do aporte de sedimentos que alteram a geometria do canal de drenagem pelo depósito em alguns trechos.

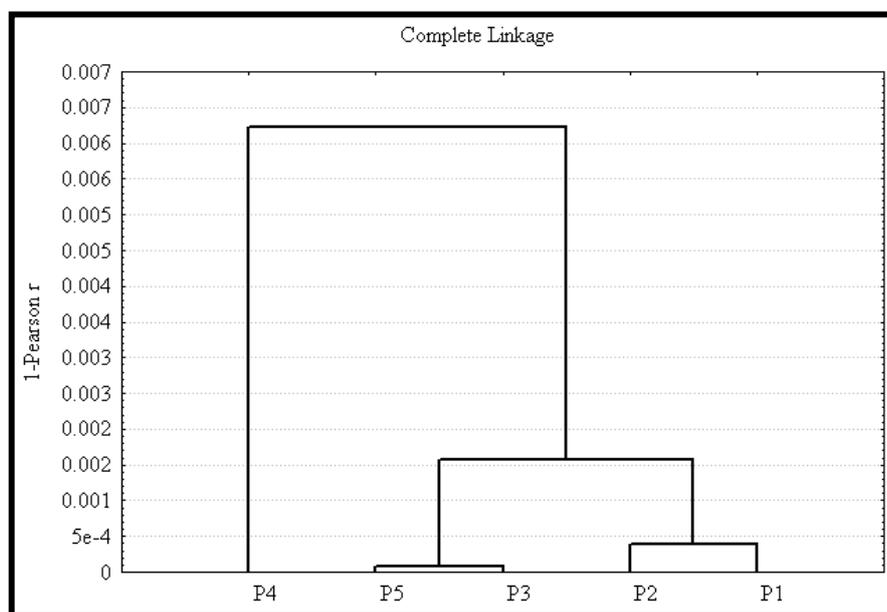


Figura 3. Dendrograma mostrando o grau de semelhança entre os pontos de amostragem.

Agradecimentos

Os autores agradecem a FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo FAPESP Proc. nº 04/13096-7, 03/13044-4), CNPq, CAPES e FUNDUNESP pelo apoio financeiro que viabilizaram a execução deste trabalho e também a participação neste evento.

Referências

- Azevedo Neto, J. M. de. 1991. Manual de saneamento de cidades e edificações. PINI Editora. São Paulo – SP. 229 pp.
- Brigante, J. & Espíndola, E. L. G. 2003. Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu. Rima Editora, São Carlos - SP, 255 pp.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A.M. e Castro, R. M. C. (no prelo). Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology
- Eastman, J. R. 2003. Idrisi Kilimanjaro. Software.
- Esteves, F. A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência / FINEP, 575 pp.
- Martinelli, L. A.; Silva, A. M., Camargo, P. B.; Moretti, L. R.; Tomazelli, A. Silva, D. M. L.; Fischer, E. G.; Sonoda, K. C; Salomão, M. S. M. B. 2002. Levantamento das cargas orgânicas lançadas

nos rios do estado de São Paulo. *Biotaneotropica*. Vol. 2, n. 2, 18p. (revista eletrônica – www.biotaneotropica.org.br).

Mota, S. 1995. *Preservação e conservação dos Recursos Hídricos*. 2ª edição. ABES, Rio de Janeiro, RJ. 187 pp.

Silva, A. M. 1999. *Utilização de técnicas de geoprocessamento no estudo das relações entre os processos erosivos e sedimentológicos de bacia hidrográfica*. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC – USP, São Carlos – SP.

Silva, A. M. 2004. *Análise da cobertura do solo da área de entorno de três unidades de conservação localizadas no estado de São Paulo*. *Holos Environment*, Rio Claro, vol 4, n. 2, p. 130 – 144.

Tucci, C. E. M. 1997. *Hidrologia - Ciência e Aplicação* – Porto Alegre - RS. Editora da Universidade (UFRGS) / Edusp/ ABRH. 943 p.

Valentin, J. L. 2000. *Ecologia numérica*. Editora Interciência, 117 pp.

COMPARACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DEL AGUA PROFUNDA Y SUPERFICIAL DE UNA PRESA QUE ABASTECE A GRANJAS TRUTÍCULAS

M.V. Martínez, F.E. Trujillo, Y.J.A. Loza, C.L. Flores
*Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
Cerro de Coatepec s/n. C.U. Toluca, Edo. de México, México. C.P. 50130.
etf@uaemex.mx, vmm@uaemex.mx*

Physico-chemical and microbiological comparison of deep and shallow water in a dam used by trout farms

Abstract

*The physicochemical and microbiological quality of water used in farms for the cultivation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) is fundamental for the growth of the organism. Likewise, the water supply, fast flows with low temperatures and sufficiently oxygenated, is also necessary. The lack of water with a suitable quantity and quality could have repercussions on the growth and health of the trouts, causing death in extreme cases. In this work, a comparative analysis of quantity and quality of water has been made in two farms for trout production in a series arrangement located at the central region of México. Two periods have been considered: from November 2003 to May 2004, using only the water current and from September 2004 to November 2005 when water was added from the dam, in a proportion of 20% from the bottom of the dam and 80% from the surface. Obviously, a flow increase has been shown and it was determined that the quality of deep water is better than the water from the surface of the dam, due to a lower temperature and to the higher dissolved oxygen of this water, as well as the practically null concentration of ammonia nitrogen, nitrites and nitrates. At the present time, a 95% of deep water and 5% of surface water is used simultaneously with the water current.*

Key words: Rainbow Trout, Water Quality, Dam.

Introducción

En México, el cultivo de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) se inició a fines del siglo XIX, cuando se introdujo huevo oculado procedente de Norteamérica, desde entonces la truchicultura ha tenido notable desarrollo en algunas regiones del país (Enríquez *et al.*, 2000), siendo la región Central de México la de más alta producción, la cual tiene como objetivo desarrollar una acuicultura rentable y competitiva acorde a las demandas del mercado nacional e internacional

En el cultivo de la trucha arco iris, la calidad del agua es uno de los principales factores que limitan el mantenimiento de las granjas, así como el crecimiento y calidad de los peces, su dependencia inminente es de los parámetros tanto fisicoquímicos como microbiológicos presentes en el agua. No obstante que se debe contar con la suficiente cantidad de agua cristalina, de cursos rápidos, con bajas temperaturas y bien oxigenadas, se debe mantener un cuidado especial cuando se tienen cursos que abastecen a granjas de cultivo conectadas en serie, ya que son más propicias a que se presenten deterioros progresivos en los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua, y como consecuencia, se afecte la producción de las granjas.

El abastecimiento de agua para la zona acuícola en estudio proviene de manantiales y de aguas superficiales, este recurso es considerado por muchos de los usuarios como continuo y de óptima calidad, lo cual no es del todo cierto o al menos no en forma constante: existe disminución del caudal en época de estiaje, suspensiones provisionales del abastecimiento del líquido, la presencia de contaminantes de origen natural provenientes de actividades humanas adyacentes a las fuentes de abastecimiento de agua, o contaminantes generados por los mismos desechos producidos por las truchas (Loza, 2005; Martínez *et al.*, 2005).

Durante 2002 y 2003, expertos en preservación ambiental realizaron estudios de impacto ambiental e implementaron algunas medidas que sirvieron para convertir a dos presas de la región Centro en cuencas protegidas, las cuales se declararon “Santuarios del agua”. De 2001 a 2003 se construyó la presa en estudio, la cual también es considerada como un “Santuario del agua”, por su extensión de más de 30

hectáreas y porque solo almacena agua de lluvia. En su construcción se tuvo especial cuidado en la limpieza del terreno, con la finalidad de eliminar la mayor parte de materia orgánica y microbiológica posible, sin embargo, en una parte pequeña del terreno no fue posible por ser una zona pantanosa.

En el periodo de lluvias de 2004 se llenó parte de la presa, y con ello se empezó a usar una mezcla conformada por 70 a 80 % de agua superficial y el resto de agua de fondo, de esta forma, se triplicó el caudal del curso de agua que abastece las granjas acuícolas aguas abajo.

En este trabajo se presenta la comparación de la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua de un curso que se combina con una mezcla de agua superficial y de fondo (80/20) de una presa y que abastece a una zona trutícola de elevada producción, durante septiembre de 2004 a octubre de 2005. A partir de noviembre de 2005 se tiene una mezcla con 95% de fondo y 5% de superficial.

Metodología

Localización de los sitios de muestreo

Se ubicaron cinco sitios de muestreo en la zona acuícola en estudio, región que se caracteriza por ser una de las más importantes de la región Central de México por su elevada producción, y sobre todo por la calidad de la trucha cultivada. La selección contempló la inspección de varias granjas de elevada producción, y se ubicaron las entradas (*sitios 1, 4*) y salidas (*sitios 2, 5*). Es importante señalar que el agua del río es usada por varias granjas aguas arriba, a este curso se incorpora agua proveniente de una presa recién construida. Se consideró como *sitio 5* la entrada alterna de agua de un manantial que se incorpora al curso estudiado en la granja 1, y que también se eligió como una fuente de datos comparativos.

La Tabla 1 muestra los sitios evaluados de acuerdo con el orden de toma de muestras que se mantuvo a lo largo del proyecto, así como la frecuencia.

Tabla 1. Sitios de muestreo.

Sitio de Muestreo	Granja de Cultivo	Sitio de Interés
A1		Entrada
B1	Granja 1	Salida
C1		Manantial
D2	Granja 2	Entrada
E2		Salida

Frecuencia de Muestreo

Se realizaron siete muestreos entre los meses de octubre 2003 a noviembre 2005, de acuerdo con las indicaciones de las Normas Oficiales Mexicanas y del Manual APHA-AWWA-WPCF (1995). Para fines de este trabajo se consideró adecuado realizar cuatro muestreos en época de lluvias y tres en estiaje en dos años. Cada punto de muestreo fue evaluado en siete ocasiones a lo largo de dos años: en noviembre de 2003; en marzo, mayo y septiembre de 2004; y en marzo, julio y noviembre de 2005.

Análisis de parámetros

En la toma, transporte y conservación de cada muestra se consideraron los criterios establecidos para cada parámetro tanto de las Normas Oficiales Mexicanas y del Manual APHA-AWWA-WPCF (1995). En cada uno de los sitios de muestreo se realizó la medición de temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH, asimismo se aplicaron las técnicas de gravimetría, volumetría, espectrometría de absorción atómica de determinación de los parámetros fisicoquímicos: dureza, calcio, sulfatos, nitratos, cloruros, sólidos suspendidos, alcalinidad, acidez, nitrógeno amoniacal y sólidos disueltos. Los parámetros bacteriológicos se realizaron mediante la técnica de número más probable (NMP), esta determinación se basó en las Normas Oficiales Mexicanas y en el Manual APHA-AWWA-WPCF (1995).

Resultados

Los resultados que se presentan en este trabajo son los valores obtenidos de las mediciones y determinaciones de las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua de dos granjas trutícolas durante dos años de monitoreo, y son parámetros que pueden afectar directamente la calidad de vida de las truchas.

En la Figura 1.1 se presenta el flujo volumétrico del agua que viaja a través de las granjas, aunque está en función de la época del año. En el muestreo de marzo del 2005 se observó el incremento significativo del caudal, debido que se incorporó el curso proveniente al agua superficial y profunda de la presa aguas arriba. En el caso del manantial no presentó ninguna variación significativa.

Se observa en la Figura 1.2 que existe la tendencia de disminución del valor de pH entre la entrada y salida, así como en el muestreo del mes de noviembre del 2003 que presentó los valores de pH más altos (7.1 a 8.6). Los valores más bajos y con menos variación se encontraron en el mes de septiembre del 2004 (6.1-6.4). En el muestreo 6, el intervalo de valores de pH fue de 7.1 a 7.7, un poco mayor que en el último muestreo que fue de 7.0 a 7.4, en el que se tiene la incorporación del curso con un 95% de agua profunda y 5% superficial.

En marzo del 2003 se tuvieron las concentraciones más bajas oxígeno disuelto (Figura 1.3), debido a la época de estiaje, sin embargo, en el muestreo de marzo del 2004, los valores encontrados fueron más alto y similares a los encontrados en noviembre del 2005, debido a la incorporación del caudal de la presa, aunque esta concentración fue menor a la esperada. Esto se debió a que no se habían realizado los trabajos de limpieza en los estanques, dado que la época de lluvias se prolongó hasta principios de noviembre.

El agua de manantial presentó las temperaturas más bajas entre 11.8 y 12.4. En el caso de los otros sitios de muestreo se encontró que la incorporación del agua profunda de la presa que se dio en el último muestreo disminuye la temperatura que abastece a las granjas, siendo esta temperatura la más baja encontrada acercándose a la temperatura del agua del manantial, a diferencia de cuando se usó mayor proporción del agua superficial de la presa, las temperaturas fueron más elevadas, ya que existe un calentamiento natural del agua que por lo general sigue la misma tendencia que la temperatura ambiente. Ninguno de los calentamientos presentados fue peligroso para las truchas.

De los valores de conductividad eléctrica que se presenta en la Figura 1.5 ninguno está fuera del rango ideal para el cultivo de la trucha (20 a 500 mg L^{-1}). El agua del manantial presentó los valores más elevados, con excepción del primer muestreo que es bajo. Cuando se añadió el agua superficial de la presa se duplicaron los valores de conductividad eléctrica encontrados en el muestreo 5, indicando un aumento de materia disuelta, la cual disminuyó en los siguientes dos muestreos.

En el caso de los resultados obtenidos en las determinaciones de la alcalinidad (Figura 1.6) se encontró un comportamiento contrario al de la conductividad, es decir, en el muestreo 4 en el que se presentaron los valores más bajos de conductividad, se encontraron los valores más grandes de alcalinidad, así como valores de pH entre 6.1 y 6.4, que nos indica la presencia de los iones bicarbonatos y la ausencia de los iones carbonatos. Es importante señalar que, en los muestreos de noviembre de 2003 y junio 2004, se encontraron valores por debajo del mínimo recomendado y requiere que sea incrementado con medios alcalinos.

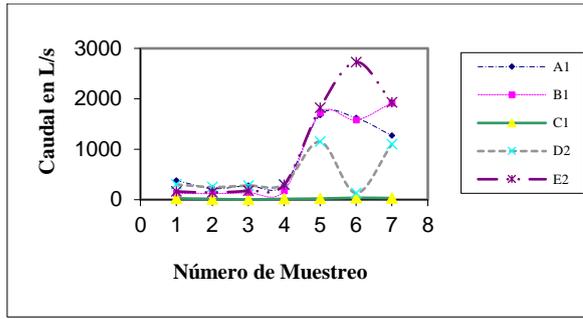
La Figura 1.7 muestra los valores de acidez determinados, los cuales siguen un comportamiento un tanto similar a la alcalinidad, siendo el manantial el que presenta valores más elevados de acidez. Los valores de acidez más altos se tienen en septiembre de 2004, lo cual se debe al poco contenido de sales disueltas, que permite la solubilidad de bióxido de carbono. La acidez fue mayor en el caudal donde se incorporó con mayor proporción del agua profunda que la superficial, que también se debe al bajo contenido de sales disueltas presente en este tipo de agua.

El nitrógeno amoniacal es el primer componente del ciclo del nitrógeno. Los valores de nitrógeno amoniacal estuvieron lejos de alcanzar el valor dañino (1.821 mg L^{-1}) para el cultivo de la trucha arco iris. Este valor se mantuvo constante e igual o menor a 0.02 mg L^{-1} N-NH₃ en los muestreos 1, 2, 5, 6 y 7, únicamente en el muestreo realizado en septiembre de 2004 se registraron incrementos a este valor, alcanzando el valor máximo de 0.08 a la entrada de la granja 2. Si bien este valor no representa daño o perjuicio alguno al cultivo de la trucha arco iris, si ejemplifica la interdependencia que existe entre granjas y que no existe ningún efecto con el agua de la presa.

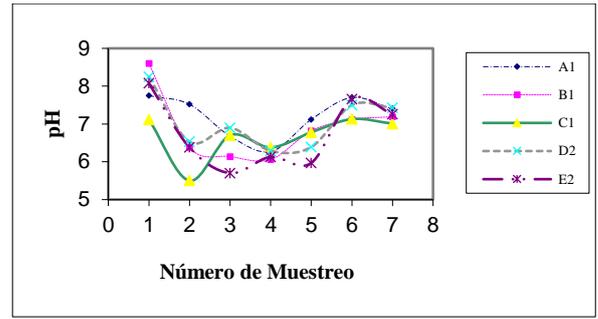
La granja 2 fue la que presentó la concentración de nitritos más alta de $0.38 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$ en su efluente (Figura 1.9), aunque las concentraciones están debajo de la concentración que puede causar daño al cultivo de la trucha ($1.6 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$), es preferible que la concentración de este contaminante altamente tóxico sea nula, a pesar de que es una especie química transitoria en el ciclo del nitrógeno. Las causas posibles de su presencia son: la presencia en el mes de marzo de un menor flujo, así como temperaturas más altas y las menores concentraciones de oxígeno disuelto, las cuales no son favorables para la conversión química de los nitritos a nitratos. En el caso del último muestreo se debe a la presencia de materia orgánica en descomposición, esto debido a que no se había hecho limpieza de los estanques. Los nitratos son el último componente químico en el proceso de nitrificación. Los valores para todos los muestreos siempre indicaron niveles sobradamente adecuados para el cultivo de la trucha arco iris (Figura 1.10). Es un parámetro controlado en forma natural y cuya bioacumulación resulta imposible en los estanques gracias al constante e interrumpido flujo de agua. Resulta interesante el comportamiento de los nitratos en el agua del manantial, debido a la movilidad de este ion a través del flujo colectivo del agua en el suelo, además, su transporte es relativamente fácil porque los coloides del suelo tienen mínima atracción con él.

También se puede observar una producción constante de nitrógeno amoniacal, una subsiguiente producción de nitritos, una alta conversión a nitratos y una disminución considerable de la concentración de oxígeno. Con estos datos se comprueba la presencia de un adecuado proceso de nitrificación en el cual existe consumo de oxígeno, sin embargo, parte de este consumo es causado por la respiración de los peces.

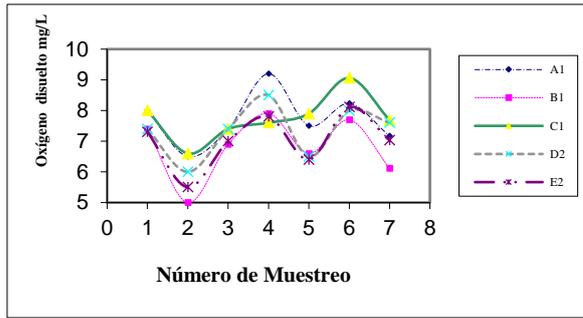
Los coliformes totales y fecales determinados en los siete muestreos se presentan en la Figura 2. La presencia de coliformes totales durante el periodo de marzo 2004 a marzo 2003 coincide con la presencia de mayor o menor cantidad de ganado ovino, vacuno y equino cerca de la zona de estudio. Esto se debió a que las granjas están en una zona de pastizales, la cual fue arrendada. Se puede observar que la contaminación fue una problemática local, la cual se derivó de la actividad ganadera, y que disminuyó en los siguientes muestreos debido a que se cercaron las granjas y se evitó el pastoreo cerca de ellas.



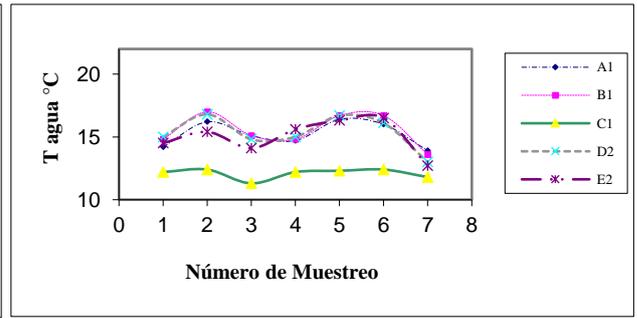
1.1. Caudal



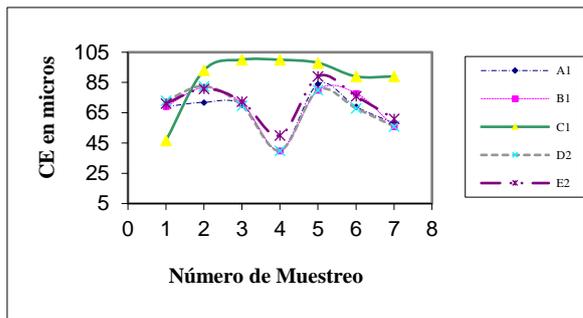
1.2. Valores de pH a largo del curso



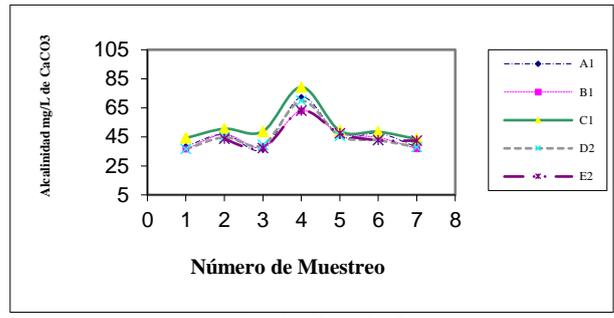
1.3. Oxígeno disuelto



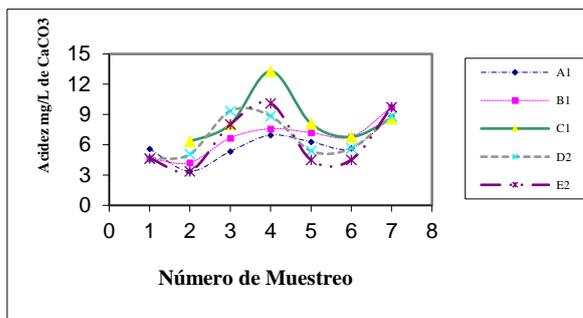
1.4. Temperatura del agua



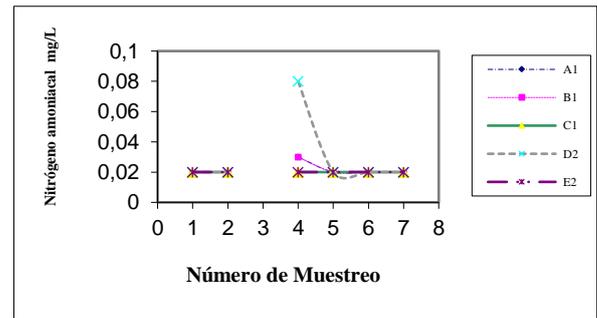
1.5. Conductividad eléctrica



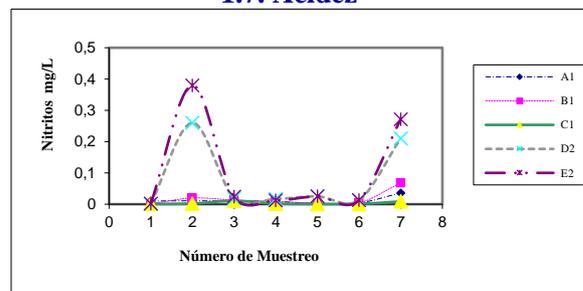
1.6. Alcalinidad



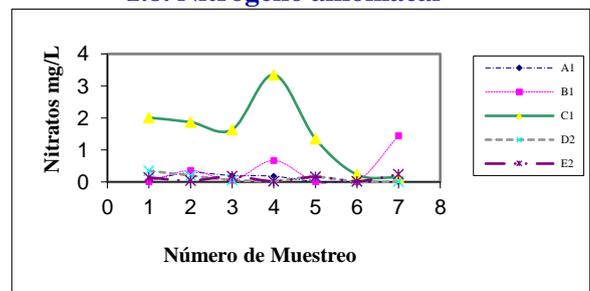
1.7. Acidez



1.8. Nitrógeno amoniacal

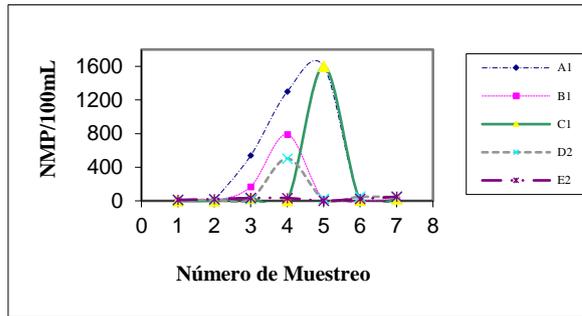


1.9. Nitritos

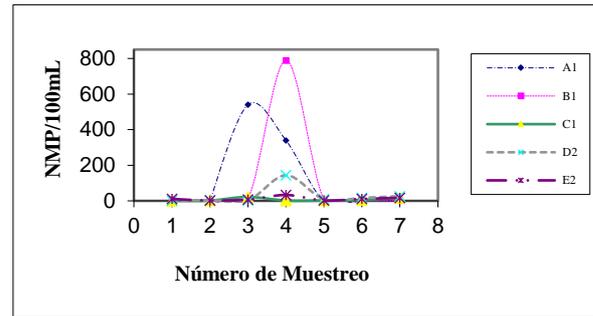


1.10. Nitratos

Figura 1. Parámetros fisicoquímicos.



2.1. Coliformes totales



2.2. Coliformes fecales

Figura 2. Parámetros microbiológicos.

Conclusiones

La incorporación del caudal de la presa recién construida al curso del agua superficial influyó positivamente en la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua que abastece a las granjas en estudio.

Se observó un mayor incremento en la concentración de oxígeno disuelto, lo cual favoreció la descomposición completa del nitrógeno amoniacal hasta nitratos, disminuyendo considerablemente la concentración de nitritos.

Cuando se utiliza el agua profunda de la presa, se obtienen temperaturas más bajas cercanas a la del manantial, a diferencia de cuando es utilizada el agua superficial.

En general, el agua en la zona es poco mineralizada, por lo que se presentan concentraciones bajas de alcalinidad y dureza total. Al incorporar el agua profunda, dichas concentraciones tienden a disminuir aún más, por lo que se requiere adicionar sales alcalinas como carbonato o hidróxido de calcio.

En el periodo intermedio, se presentó una contaminación microbiológica la cual se disminuyó al cercar las granjas y evitar el pastoreo cerca de los estanques.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto de Capacitación Agrícola del estado de México (ICAMEX) y a la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados de la Universidad Autónoma del Estado de México, por el apoyo otorgado para la realización de este trabajo.

Bibliografía

- APHA-AWWA-WPCF. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, D.C.
- Enríquez, R.; Ortega, C.; Salgado, C.; Vega, F. 2000. *Diagnóstico por cultivo celular e inmunofluorecencia de la necrosis pancreática infecciosa viral (IPNV) en trucha arco iris*. Boletín del Programa Nacional de Sanidad Agrícola.
- Loza, Y.J.A. 2005. *Sistema para captura y análisis de datos de calidad de agua en granjas de cultivo de trucha arcoiris*. Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Martínez, V.; Trujillo, E.; Fonseca, G.; Lucero, M; Vázquez, G. 2005. *Evaluación de la calidad del agua en granjas de cultivo intensivo de truchas arcoiris *Oncorhynchus mykiss**. Informe final de proyecto de Investigación clave ICAMEX 030, UAEM 1792/2003X, FE23/2003.

ESTUDIO DE LA DISPERSIÓN DE RADIONÚCLIDOS EN EL CANAL DE LA MANCHA MEDIANTE MODELOS NUMÉRICOS ACOPLADOS CON TÉCNICAS DE SERIES TEMPORALES

C. Miró^{1*}, R. Perriáñez²

¹*Departamento de Física, Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura. Avda. de la Universidad s/n, 10071-Cáceres, España.*

²*Departamento de Física Aplicada 1, EUITA, Universidad de Sevilla. Ctra Utrera km 1, 41013-Sevilla, España.*

* *Tel.: +3427257152; fax: +3427257110; correo electrónico: cmiro@unex.es (C. Miró)*

Study of the dispersion of radionuclides in the English Channel using numerical models connected with time series techniques

Abstract

A numerical model that simulates the dispersion of radionuclides in the English Channel, released from Cap de la Hague nuclear fuel reprocessing plant (France), has been applied to study the dispersion induced by different release functions. Outputs from the model are treated using time-series techniques. These techniques allow the determination of characteristic times of the system as well as other information, as total activity concentrations, and dispersion factors for any point of interest. All this information may be very useful to support the decision-making process after an emergency situation. Examples for different release functions are described and discussed in the paper.

Key words: Modelling, Dispersion, Radioactivity, English Channel.

1. Introducción

En los últimos años se han desarrollado diversos modelos numéricos para simular la dispersión de radionúclidos en el mar. Por otra parte, las series temporales son unas técnicas matemáticas interesantes, que pueden utilizarse en el estudio de la evolución espacio-temporal de una magnitud. En este trabajo se combinan la modelización numérica y el análisis con series de tiempo. Así, las series temporales se aplican a los resultados procedentes del modelo numérico. El escenario fue el Canal de la Mancha al que se evacuan isótopos radiactivos desde el centro de reprocesamiento de combustible nuclear de Cap de La Hague, en Francia.

Estos métodos permitirán obtener funciones analíticas que describan la evolución temporal de la concentración sobre el Canal. A partir de ellas se podrán calcular magnitudes interesantes como los tiempos característicos del sistema y la actividad total. El poder estimar estas magnitudes puede resultar muy útil en la gestión de la contaminación tras un accidente ya que permite estimar el tiempo requerido para que la contaminación se traslade de la fuente a un punto dado (por ejemplo, a una ciudad costera), el tiempo durante el cual el punto se ve afectado por los contaminantes o los niveles de actividad que pueden llegar a alcanzar, además de, por ejemplo, los factores de dispersión a lo largo del Canal.

Además, el presente trabajo desarrollado con contaminantes radiactivos describe técnicas generales que pudieran aplicarse a otro tipo de contaminantes y en otros escenarios.

2. Modelo

El modelo de dispersión se basa en la circulación residual (promediada) por lo que pueden realizarse simulaciones sobre largas escalas temporales (años). La circulación residual en el Canal de la Mancha se obtuvo a partir del modelo hidrodinámico previamente desarrollado para simular la dispersión de radionúclidos conservativos evacuados desde La Hague (Perriáñez and Reguera, 1999). El modelo es 2D promediado en la vertical; las ecuaciones hidrodinámicas (Perriáñez, 2005) incluyen los términos no lineales, el término de Coriolis y una ley cuadrática para la fricción con el fondo. En Perriáñez y Reguera (1999) se presentan de forma exhaustiva comparaciones entre las corrientes observadas y calculadas.

También se consideró el viento para obtener la circulación media en el Canal, a partir del modelo de mareas bajo condiciones climáticas medias.

El modelo de dispersión se resolvió siguiendo la ecuación de dispersión advectiva/difusiva (Periáñez, 2005), la cual es válida en el caso de profundidades de agua que son constantes en el tiempo pero no uniformes sobre el dominio del modelo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{1}{H} \left(\frac{\partial(uCH)}{\partial x} + \frac{\partial(vCH)}{\partial y} \right) = \frac{1}{H} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(KH \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(KH \frac{\partial C}{\partial y} \right) \right] - \lambda C \quad (1)$$

donde C es la concentración del radionúclido disuelto, H es la profundidad, u y v son las componentes de la corriente residual a lo largo de los ejes x e y , respectivamente, K es el coeficiente de difusión y λ es la constante de desintegración radiactiva. Sin embargo, se han estudiado radionúclidos con una semivida grande comparada con los tiempos típicos de simulación (máximo un año), por lo que el término de desintegración puede despreciarse.

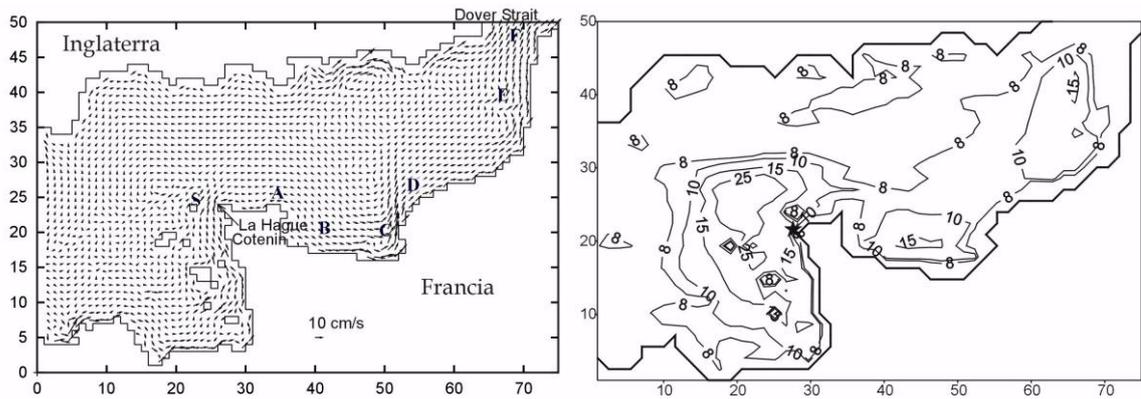
La ecuación de dispersión se resuelve usando esquemas de diferencias finitas. Pueden verse detalles de los esquemas numéricos en Periáñez (2005) y de las condiciones de contorno y de la malla de cálculo en Periáñez y Reguera (1999). El coeficiente de difusión se tomó como $K=51 \text{ m}^2/\text{s}$ siguiendo a Breton y Salomon (1995).

Por otra parte, el modelo analítico propuesto para reproducir la evolución temporal de la concentración de radionúclidos consta de dos partes aditivas: la tendencia general de la serie de datos y la estacionalidad. Para reproducir la tendencia, cada serie de datos procedente del modelo numérico fue en primer lugar suavizada por el método de las medias móviles. Posteriormente, se ensayaron diferentes funciones analíticas seleccionando la que minimiza el error estándar cuadrático (Baeza et al., 2005). Por otro lado, se propuso un modelo para la estacionalidad basado en las series de Fourier. Para ello fue necesario obtener el periodograma de la serie de datos (Box and Jenkins, 1976), el cual proporciona las frecuencias más relevantes ω_k . La siguiente etapa consistió en determinar los valores de los parámetros del modelo propuesto. Por otra parte, como la contaminación precisa de algún tiempo para viajar del término fuente a un punto dado del canal, resultó más conveniente aplicar el modelo analítico sólo al intervalo de tiempo durante el cual el punto se ve afectado por el contaminante. Así, el tiempo es desplazado desde t a $t - T_L$, donde T_L es el tiempo requerido para la llegada del pulso de contaminante al punto estudiado.

3. Resultados y Discusión

La circulación residual utilizada para resolver la ecuación de dispersión se presenta en la Figura 1. Como ejemplo de las prestaciones del modelo, en esta figura se muestran también los cálculos, a partir del modelo numérico, de la distribución de ^{137}Cs disuelto en agua en febrero de 1991. Las medidas experimentales de ^{137}Cs en este mes desde La Hague hasta el estrecho de Dover se situaron en un rango de 3.5 a 13.8 Bq/m^3 (Herrmann et al., 1995) con un valor medio de $10 \pm 3 \text{ Bq/m}^3$. Las concentraciones calculadas están en concordancia con estos valores y son, en general, mayores a lo largo de la costa francesa que a lo largo de la británica, como también puede observarse, apareciendo un máximo de actividad al oeste de La Hague (Bailly du Bois et al., 1997).

Las simulaciones realizadas para este estudio consisten en introducir desde La Hague al mar, durante 30 días, un pulso arbitrario de radionúclidos en disolución. Durante un año se calcula la evolución temporal de la concentración en diferentes localizaciones del Canal. Los puntos seleccionados se situaron aproximadamente a lo largo de la trayectoria de la pluma contaminante. Dichos puntos se muestran en la Figura 1 así como las coordenadas en la malla, las distancias desde la fuente, r , y la profundidad del agua, H .



Punto	S	A	B	C	D	E	F
Coordenada	(26,24)	(36,25)	(42,20)	(50,20)	(55,28)	(65,40)	(69,48)
Profundidad H (m)	20	45	20	12	25	25	20
Distancia r (km)	0	50.25	82.46	121.65	146.37	210.77	246.22

Figura 1. Parte superior izquierda: circulación residual en el Canal, obtenida a partir del modelo hidrodinámico. Puntos donde se aplicó el modelo. El punto S (fuente) corresponde al centro de reprocesamiento de La Hague. Parte superior derecha: distribución calculada de ^{137}Cs en agua (Bq/m^3) en febrero de 1991. Parte inferior: datos de los puntos donde se aplica el modelo.

Se utilizaron dos funciones analíticas diferentes para definir las evacuaciones del término fuente. En primer lugar, se empleó una función escalón que representa una evacuación constante. Y para ver el efecto de una evacuación variable y periódica, se utilizó una función sinusoidal con un periodo arbitrario también de 30 días. Los resultados del modelo numérico para los dos casos estudiados se resumen en la Figura 2, donde se muestra la actividad calculada en la fuente y en todos los puntos. En todos los casos aparece una distorsión de la señal que viaja a lo largo del Canal. Las concentraciones máximas también decrecen debido a la difusión turbulenta; obviamente, hay un retraso en la señal entre los puntos A y F. Por otro lado, el modelo completo predicho por las series temporales para la concentración resulta ser para los dos casos y en todas las estaciones, el descrito por la siguiente función:

$$Modelo(t) = a + \sum_{k=1}^q \left[c_k \cos\left(2\pi\omega_k(t - T_L)\right) + d_k \sin\left(2\pi\omega_k(t - T_L)\right) \right] \quad (2)$$

para $t \geq T_L$ y donde $q = (N-1)/2$ para N impar y $q = N/2$ para N par, y $\omega_k = k/q$ es la frecuencia de cada armónico.

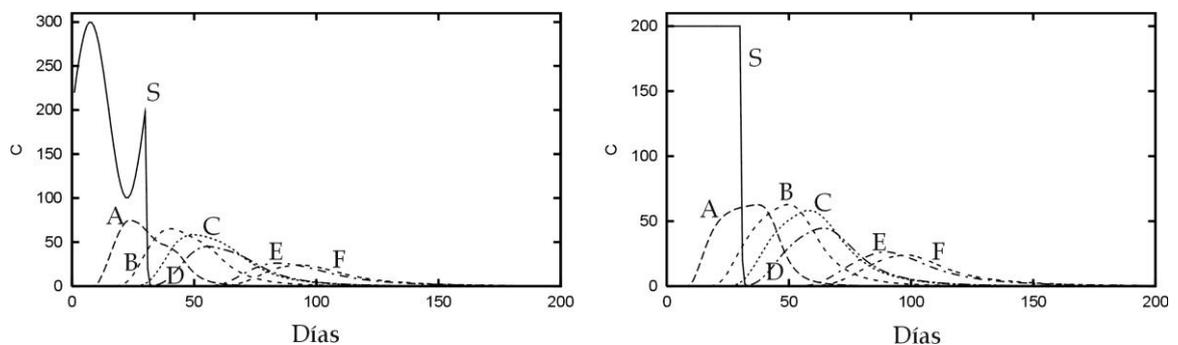


Figura 2. Evolución temporal de la concentración de radionúclidos (unidades arbitrarias/m³) en la fuente (S) y en todos los puntos (A hasta F) para los dos casos: función seno (izquierda) y función escalón (derecha).

En la Tabla 1 se muestran los resultados numéricos de los parámetros T_L , a , c_k , d_k y ω_k , obtenidos por ajustes por mínimos cuadrados mediante métodos no lineales. La bondad del modelo desarrollado se estimó con el coeficiente de correlación R entre los datos proporcionados por la simulación numérica y los obtenidos por el modelo analítico. En todos los casos este valor se encontró entre 0.997 y 0.999 por lo que se puede concluir que las funciones analíticas reproducen perfectamente los datos obtenidos a partir de los modelos numéricos, mostrados en la Figura 2.

Tabla 1. Parámetros del modelo analítico de la evolución temporal de la contaminación en el Canal de la Mancha.

Punto	a		ω_k		c_k		d_k		T_L (día)
	F. Seno	F. Escalón	F. Seno	F. Escalón	F. Seno	F. Escalón	F. Seno	F. Escalón	
S (fuente)	200	200	0.0333	0.0333	0	0	100	0	0
A	32.59	31.49	0.0166 0.0333 0.05	0.0161 0.0322 0.0484	-18.22 -8.94 -3.71	-24.1 -0.382 -4.76	29.6 1.53 -4.7	23.2 -0.472 -1.47	10
B	25.69	25.06	0.0119 0.0238 0.0357	0.0116 0.0232 0.0349	-13 -9.31 -2.73	-17.01 -5.51 -0.758	27.9 -2.58 -2.22	25.0 -6.27 0.435	20
C	23.5	22.17	0.0108 0.0217 0.0326	0.0102 0.0204	-11.23 -9.09 -2.45	-12.53 -7.81	25.12 -2 -2.09	23.9 -4.72	28
D	17.28	17.34	0.0106 0.0213 0.0319	0.0106 0.0213	-7.55 -7.36 -1.74	-10.76 -5.25	19.24 -1.3 -1.78	17.5 -4.17	34
E	10.56	10.23	0.00926 0.0185 0.0278	0.00893 0.0179	-3.77 -4.26 -1.07	-4.69 -4.01	10.78 -0.07 -0.948	10.32 -1.25	59
F	9.422	9.57	0.00909 0.0182 0.0273	0.00926 0.0185	-3.54 -4 -0.589	-5.23 -3.19	9.81 -0.44 -0.931	8.94 -1.87	65

De los resultados de la Tabla 1, se deduce que la tendencia de los datos que está descrita por el parámetro a , resulta ser constante en el tiempo. El valor de a , para un punto dado es esencialmente el mismo para los dos tipos de términos fuente. Los cálculos se repitieron con evacuaciones de otras duraciones obteniéndose análogos resultados.

En cuanto a la estacionalidad, se observa que los pulsos pierden su forma inicial. Para ambos casos, el término estacional puede expresarse con pocos sumandos, dos o tres, de la serie de Fourier. Por otro lado, existe una frecuencia fundamental ω_1 y dos adicionales $\omega_2=2\omega_1$ y $\omega_3=3\omega_1$.

Los principales tiempos característicos considerados fueron:

T_L : tiempo que tarda en llegar la pluma contaminante al punto estudiado. Se determinó anteriormente y su valor se reportó en la Tabla 1.

T_p : Tiempo que tarda en llegar el máximo de la pluma contaminante a un punto. Se determinó a partir de la ec. (1).

T_d : Duración de la contaminación en un punto. Se estimó a partir de la inversa de la frecuencia fundamental, $T_d = 1/\omega_1$.

T_c : Tiempo de tránsito de un punto a otro. Se obtuvo a partir del máximo de la función de correlación cruzada entre la fuente y el punto (Baeza et al., 2005).

Los resultados numéricos de estos tiempos característicos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Tiempos característicos (días).

Punto	Función seno durante 30 días			Función escalón durante 30 días		
	T_p	T_d	T_c	T_p	T_d	T_c
S	7.5	30	0	0 - 30	30	0
A	24	60	16	37	62	16
B	41	84	31	50	86	32
C	49	96	41	58	98	42
D	56	92	47	64	94	48
E	84	110	75	90	112	76
F	93	106	82	100	108	83

A partir de la Tabla 2 se deduce que los tiempos de tránsito del radionúclido en disolución desde La Hague hasta el estrecho de Dover (punto F) es de 82-83 días, lo cual está en concordancia con estimaciones de estudios anteriores efectuados con otros métodos (Salomon et al., 1995; Perriñez, 2003). Si la velocidad de los radionúclidos puede calcularse por el cociente entre la distancia desde (S) al punto considerado (ver Fig. 1) y T_c . La velocidad media (promediada sobre todos los puntos) es 2.95 ± 0.18 (SD) y 2.90 ± 0.20 (SD) km/día para la función seno y para la escalón, respectivamente. Como puede observarse, la velocidad de tránsito de los contaminantes permanece esencialmente constante a lo largo del canal y no depende de la forma del pulso inicial de contaminación.

A partir del modelo descrito por la ecuación (2) es posible encontrar la actividad total C_T (unidades arbitrarias), que atraviesa un punto del Canal. Esta concentración podrá calcularse por la expresión:

$$C_T = \int_0^{+\infty} \text{Modelo}(t) \cdot S \cdot H \cdot dt$$

donde S es la superficie de la celda (25×10^6 m²). En los casos estudiados la ecuación anterior puede desarrollarse analíticamente, resultando una expresión mucho más simple:

$$C_T = \frac{a}{\omega_1} SH$$

Para calcular su valor en cada punto estudiado bastará sustituir los valores de la Tabla 1.

También el modelo desarrollado nos permite estimar la magnitud de la dilución de la contaminación a lo largo del canal. Ello puede hacerse definiendo el factor de dispersión del contaminante en cada punto, DF , como la actividad total evacuada desde la fuente, C_R , dividida por la actividad total que atraviesa el punto:

$$DF = \frac{C_R}{C_T}$$

En los dos casos estudiado $C_R = 10^{12}$. Se ha calculado DF a lo largo del canal. Los resultados numéricos muestran que DF aumenta con la distancia, r (km), lo cual es lógico, pero además lo hace según la siguiente expresión obtenida mediante ajuste por mínimos cuadrados:

$$DF = 1.03 + 0.018r$$

con un coeficiente $R = 0.998$. De esta expresión se deduce que, por ejemplo, en el estrecho de Dover el factor de dispersión es 5.5.

4. Conclusiones

Se han aplicado simultáneamente modelos numéricos y análisis de series temporales al estudio de la dispersión de radionúclidos en el Canal de la Mancha evacuados desde el centro de procesamiento del

combustible nuclear de Cap de La Hague. Con estas técnicas se han obtenido funciones analíticas de la evolución temporal de los niveles de actividad en el Canal.

Se analizaron dos tipos de evacuaciones de corta duración, 30 días, descritas por una función escalón y una función periódica. Los resultados muestran que la evolución de la concentración de contaminantes puede expresarse por suma de dos términos, la tendencia, que resulta ser constante en mientras el punto está afectado por el contaminante, y la estacionalidad obtenida por análisis de Fourier, con dos o tres sumando solamente. El valor de la inversa de la frecuencia fundamental proporcionó el tiempo durante el cual un punto está afectado por la contaminación.

Se calcularon diversos tiempos característicos. Con la excepción del tiempo necesario para que a un punto llegue el máximo de concentración, los tiempos característicos no dependen de la forma del pulso evacuado. También se obtuvo una expresión sencilla de la actividad total que atraviesa a cada punto. Por último, se estimaron los factores de dispersión desde La Hague hasta el Estrecho de Dover, encontrándose que dependen de forma lineal de la distancia. Así por ejemplo, el tiempo de tránsito del contaminante desde La Hague al Estrecho de Dover resulta ser de unos 82 días, a una velocidad media de 3 km/día, llegando un quinto de la actividad total evacuada.

En conclusión, el análisis de series temporales puede acoplarse a modelos numéricos para el estudio de evacuaciones contaminantes rutinarias o de emergencias. Además, por su generalidad, estas técnicas pueden utilizarse para el estudio de la dispersión de otros tipos de contaminantes no radiactivos y en otros escenarios acuáticos y atmosféricos.

Referencias

- Baeza, A., García, E., Miró, C., Rodríguez, A., Sequeira, M.M., 2005. Behaviour of tritium in the waters of the River Tagus. *Fusion Science and Technology* 48, 488-491.
- Bailly du Bois, P., Rozet, M., Thorat, K., Salomon, J.C., 1997. Improving knowledge of water-mass circulation in the English Channel using radioactive tracers. *Radioprotection Colloques* 32, 63-69.
- Box, G.E, Jenkins, G.M., 1976. *Times Series Analysis. Forecasting and Control*. 2nd. edn. Holden Day, San Francisco.
- Breton, M., Salomon, J.C., 1995. A 2D long term advection dispersion model for the Channel and southern North Sea. Part A: validation through comparisons with artificial radionuclides. *Journal of Marine Systems* 6, 495-513.
- Herrmann, J., Kershaw, P.J., Bailly du Bois, P., Guegueniat, P., 1995. The distribution of artificial radionuclides in the English Channel, southern North Sea, Skagerrat and Kattegat, 1990-1993. *Journal of Marine Systems* 6, 427-456.
- Periáñez, R., Reguera, J., 1999. A numerical model to simulate the tidal dispersion of radionuclides in the English Channel. *Journal of Environmental Radioactivity* 43, 51-64.
- Periáñez, R., 2003. Redissolution and long-term transport of radionuclides released from a contaminated sediment: a numerical modelling study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 5-14.
- Periáñez, R., 2005. *Modelling the Dispersion of Radionuclides in the Marine Environment: an Introduction*. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Salomon, J.C., Breton, M., Guegueniat, P., 1995. A 2D long term advection dispersion model for the Channel and southern North Sea. Part B: transit time and transfer function from La Hague. *Journal of Marine Systems* 6, 515-527.

IMPLICAÇÕES HIDROLÓGICAS DO ABANDONO DE TERRAS EM PORTUGAL: UM CASO DE ESTUDO NA REGIÃO INTERIOR CENTRO

Adélia NUNES

*Centro de Estudos Geográficos, Faculdade de Letras, Largo da Porta Férrea
Universidade de Coimbra, 3004-530 Coimbra, Portugal
Tel. 239859900 - Fax. 239836733
adelia.nunes@portugalmail.pt*

Hydrological implications from land abandonment in Portugal: a case of study in a central inland region

Abstract

*The principal aim of this paper is to analyse the effects of land use and cover change associated with land abandonment in soil moisture content and runoff generation on inland of Portugal Central. A Profile Probe associated to HH2 Moisture Meter is used to monitoring the soil moisture. Experimental erosion plots (2*8 m) and rainfall simulation techniques are employed to evaluate the infiltration/runoff generation. The seasonal evolution of soil moisture, in 2005's, shows an important relationship with the precipitation, but there are a key of spatial variations in connection with the vegetation cover, organic matter and roots penetration. By means of experimental plots was concluded that traditional land uses (cereal crop and fallow land) export the maximal values of runoff. The abandonment of land use and the enlargement of land cover (shrub cover and oaks recuperation) increase the infiltration and reduce the transport of water from versants to rivers. The results for the new forms of abandonment, linked to Agrarian Policy of the European Union, indicates that grassland is more efficient to conserve the water content and have a great holding capacity than afforested land.*

Key words: land abandonment, increase of land cover, hydrological implications, Inland of Central Portugal

1- Introdução

O abandono de terras de cultivo adquiriu, na segunda metade do XX, especial relevância em praticamente todos os países da Europa mediterrânea. Em Portugal, a debandada do espaço rural, em geral, e do espaço agrário, em particular, terá tido início na década de 50 e atingiu valores muito elevados nas décadas de 60-70, com as migrações internas para as regiões urbanas e com a saída de grande quantidade de mão-de-obra para alguns países da Europa. Com a integração de Portugal no mercado comunitário, num momento de inflexão da PAC, passou a financiar-se a retirada de terras de cultivo (*set-aside*), e promoveu usos mais extensivos.

O abandono de vastas extensões de terras outrora cultivadas e o posterior desenvolvimento de uma cobertura vegetal, de forma espontâneo ou impelida pelo Homem, desencadeia enormes impactes do ponto de vista ambiental e socio-económico. Estas alterações no uso do solo afectam directamente os processos de colonização vegetal e, por conseguinte, toda a dinâmica hidrológica (Gallart e Llorens, 1996).

O principal objectivo deste trabalho é investigar as consequências hidrológicas das mudanças no uso do solo, especialmente associadas ao abandono das terras de cultivo, nas variações temporais da humidade do solo, escoamento superficial e capacidade de infiltração. Para o efeito, foram monitorizadas várias áreas-amostra, representativas de diferentes usos do solo (tradicionais; campos abandonados em diferentes etapas de recuperação vegetal; parcelas sujeitas aos programas ambientais da PAC). Os resultados obtidos no decurso do ano de 2005 são apresentados e discutidos.

2- Área de estudo e metodologia

A área de estudo abrange a parte meridional da Beira Interior Norte, no Interior Centro de Portugal (Figura 1). Corresponde a uma área de planalto (Meseta Ibérica), o substrato granítico é o dominante e os solos são na sua maioria Cambissolos, em especial cambissolos dístricos (FAO-UNESCO, 1974). Anualmente, a precipitação média ronda os 800 mm/ano, sendo a sua sazonalidade tipicamente mediterrânea (o Outono/Inverno é o período mais húmido e a Primavera/Verão coincide com uma época de carências hídricas). De acordo com a classificação bioclimática de Rivas-Martínez (2004),

estabelecida para a região, os termotipos principais são o Supramediterrâneo inferior e Mesomediterrâneo superior enquanto os Ombrotipos presentes oscilam entre o seco superior e o sub-húmido inferior.

O uso do solo e a cobertura vegetal desta área experimentou, à semelhança daquilo que foi assinalado em praticamente todas as áreas rurais do país, profundas transformações ao longo do último século. Por

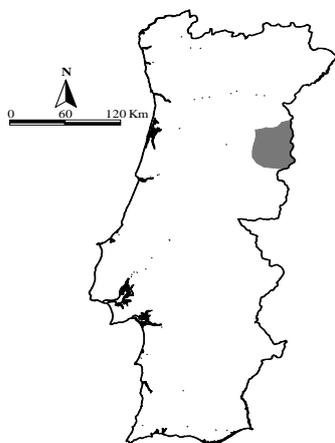


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.

efeito da acentuada saída de população do espaço rural, devido às migrações intra-nacionais e internacionais no decurso da segunda metade do século XX, assistiu-se a um dismantelamento da estrutura produtiva e à crescente marginalização deste território, através de processos de extensificação ou até mesmo do completo abandono. Após os anos 90, a PAC passou a financiar a retirada de terras de produção (*set-aside*), e promoveu a sua reconversão em pastagens naturais e em áreas de floresta.

Com o abandono dos campos tem início um processo de colonização vegetal, que converge para uma reflorestação espontânea, num espaço de tempo que pode ser extremamente variável, em função de diversos factores (Molina *et al.*, 2001), tais como as características edáficas, o clima, a topografia e acções humanas posteriores (prática da pastorícia, exploração de lenha) ou perturbações mais intensas como os incêndios florestais. Para a área em estudo, a sucessão secundária das comunidades vegetais na sequência do abandono de terras, conduziria a um carvalhal de *Quercus Pyrenaica* Will. como etapa final (Vegetação Natural Potencial), depois de um longo

período de tempo sem perturbações. No entanto, este processo está longe de representar uma etapa linearmente gradativa.

Com a finalidade de averiguar os efeitos hidrológicos decorrentes do abandono do espaço agrário foram monitorizadas áreas-amostra, representativas de diferentes usos do solo: os tradicionais -alternância cereais de sequeiro (PCS) e pousio (PP); campos abandonados em diferentes etapas de recuperação vegetal - matos com 15-20 anos (PM) e carvalhais em recuperação com 30-40 anos de abandono (PCR); e ainda parcelas sujeitas aos programas ambientais da PAC – pinhal jovem (PPJ) e pastagens (PPN). A avaliação do teor de humidade nos diferentes usos do solo efectuou-se através de um *Profile Probe* associado a um *HH2 Moisture Meter*, o qual permite a obtenção de valores relativos à sua evolução temporal, às seguintes profundidades: 0-10; 10-20; 20-30; 30-40cm.

A quantificação do escoamento superficial processou-se através de parcelas de erosão fechadas (2*8m), enquanto nas simulações de chuvas utilizou-se um simulador do tipo pulverizador, segundo o desenho de Cerdà *et al.* (1997). A pressão aplicada oscilou entre 1,5 e 1,6kg cm⁻², que equivale a uma intensidade variável entre 53 e 55mm h⁻². Apesar da chuva cair sobre uma área de aproximadamente 1m⁻², as medições realizaram-se na parte central, usando uma microparcela circular, com 0,24 m⁻².

Para avaliar o grau de hidrofobia foi aplicado o *Molarity of Ethanol Droplet* (Teste da Molaridade com Etanol) o qual consiste na mistura de etanol com água destilada até atingir vários volumes: 1, 3, 5, 8.5, 13, 18, 24 e 36%. Sobre a superfície do solo vão-se colocando gotas com concentrações crescentes de etanol até que esta demore menos de 3 a infiltrar-se (Coelho *et al.*, 2002). Foi ainda determinada a cobertura vegetal máxima e mínima nos diferentes usos e recolhidas amostras de solo, a partir das quais se achou a densidade, a porosidade e a matéria orgânica.

3- Análise e discussão dos resultados

Características dos solos e variações na cobertura vegetal

De entre os usos do solo analisados (Quadro 1), os máximos valores de densidade correspondem às parcelas em pousio e às pastagens, a que equivalem os mínimos de porosidade. Em contrapartida, são os campos de cereais, as parcelas com plantações de pinheiros e os campos há mais tempo abandonados que assinalam as maiores percentagens de poros ($\geq 60\%$) e os mínimos de densidade ($\leq 1,07\text{g cm}^{-3}$). Contudo, nos dois primeiros casos, trata-se de uma porosidade essencialmente textural, resultante da

recente remobilização do solo enquanto no terceiro uso, corresponde a uma evolução natural dos solos, sob uma vegetação em avançado estado de recuperação.

Em consequência da maior quantidade de biomassa fornecida pela vegetação presente, são precisamente estas últimas parcelas que contêm os maiores teores de matéria orgânica, a rondar em média os 15 g kg⁻¹. Estes quantitativos de matéria orgânica, aliados à presença de uma camada de manta morta, relativamente espessa à superfície, promovem a formação de uma hidrofobosidade bastante vincada, uma vez que foi necessário utilizar soluções de forte concentração em álcool para que as gotas se infiltrassem em menos de 3 segundos. Nas áreas-amostra representativas de um abandono intermédio, onde podem proliferar comunidades arbustivas em diferentes etapas de desenvolvimento, a adição anual de uma maior ou menor fracção vegetal pode traduzir-se em solos bastante ricos em matéria orgânica ou então em solos mais pobres neste constituinte.

Nas parcelas recentemente lavradas (cultura de cereais, pousio e reflorestadas) a ausência de uma camada de material orgânico em decomposição à superfície e os baixos teores de matéria orgânica contidos por estes solos reflectem-se numa baixa resistência à penetração de água.

Quadro 1. Características dos solos e variações sazonais no coberto vegetal.

Usos do solo		Dens.	Poros.	Morg.	Hidrof.	Cobertura vegetal (%) (*)			
		(g cm ⁻³)	(%)	(g kg ⁻¹)		Sdesc.	Mmorta	Liq.+musg.	Herb+arb.
Parcelas com cereais (PCS) (n = 8)	Max.	1,07	77,10	9,80	1	100	0	0	80
	Med.	0,89	66,41	5,23	0,3				
	Min.	0,60	59,65	2,00	0	20	0	0	0
Parcelas em pousio (PP) (n = 8)	Max.	1,35	59,73	9,00	13	60	0	5	65
	Med.	1,21	54,20	4,90	4,9				
	Min.	1,07	49,18	0,70	1	30	0	0	40
Parcelas com matos (PM) (n = 12)	Max.	1,25	69,20	30,20	24	15	20	20	85
	Med.	1,07	59,82	14,41	11,7				
	Min.	0,82	52,98	2,40	1	0	0	10	75
Parcelas com carvalho em recuperação (PCR) (n = 8)	Max.	1,05	76,85	19,50	24	0	100	0	10
	Med.	0,90	65,14	14,83	20				
	Min.	0,62	60,46	11,20	18	0	100	0	0
Parcelas com pastagens naturais (PPN) (n = 8)	Max.	1,35	56,5	10,50	13	20	5	10	87,5
	Med.	1,22	54,00	7,27	6,7				
	Min.	1,15	48,96	2,40	1	5	0	2	70
Parcelas florestadas com <i>Pinus pinaster</i> (PPJ) (n = 8)	Max.	0,97	73,86	11,90	1	95	0	0	10
	Med.	0,82	66,82	8,63	0,8				
	Min.	0,70	60,46	4,80	0	90	0	0	5

Max. : Máximo; **Med.:** Média; **Min.:** Mínimo; **Dens.:** Densidade aparente; **Poros.:** Porosidade; **Morg.:** Matéria orgânica; **Hidrof. :** Hidrofobia; **Sdesc.:** Solo descoberto; **Mmorta:** Manta morta; **Liq.+musg.:** Líquens+musgos; **Herb+arb.:** Herbáceas+arbustos; (*) avaliação efectuada em finais das estações húmida (máximo) e seca (mínimo).

Variações espaço-temporais no teor de humidade dos solos

Os resultados expressos no Quadro 1, relativo a alguns parâmetros estatísticos da humidade do solo ao longo do ano de 2005, permite avaliar o seu comportamento quer nos 40cm de profundidade (Quadro 2A) quer as variações por camadas de 10cm (Quadro 2B), nos diferentes usos do solo. Para o perfil do solo (0-40cm), os valores médios mais elevados de humidade foram assinalados pela pastagem logo seguida, por ordem decrescente, pela parcela com pinheiros jovens e pelo carvalho em recuperação (abandono já muito antigo). Com os menores teores de humidade sobressai a parcela de mato. De facto, são diversas as investigações a concluir que a recolonização por parte de densas comunidades arbustivas apesar de favorecerem a infiltração e limitarem o escoamento superficial, aumentam significativamente as perdas de água por interceptação e por evapotranspiração (Gallart e Llorens, 1996; Belmonte *et al.*, 1999; Serrato, 2001). A este propósito Belmonte *et al.* (1999), com 100% de cobertura vegetal, sob “matorral”, detectaram uma perda de 26% da chuva, por interceptação, enquanto Serrato (2001) ao estudar o balanço hídrico em dois arbustos típicos do mediterrâneo (*Thymus vulgaris* e *Rosmarinus officinalis*) registou perdas por interceptação de 6,5% e 9,9%.

As principais variações temporais registadas no comportamento da humidade do solo, à superfície e no perfil, parecem estar dependentes da sazonalidade da precipitação (Nunes, 2006). As diferenças espaciais entre os usos do solo tendem para uma maior homogeneidade quando se avaliam os valores máximos de humidade, denotando uma crescente heterogeneidade quando comparados os teores

mínimos. Estas disparidades entre os usos do solo, sobretudo nos períodos de maior secura, relacionam-se com as diferentes capacidades de armazenamento e retenção da água pelo solo.

Quadro 2. Parâmetros estatísticos da humidade (%) nos diferentes usos do solo e profundidades (ano de 2005).

		A				
		Máximo	Média	Mínimo	D.padrão	C.variação
0-40 cm	PCS	30,9	17,4	7,3	7,2	0,4
	PP	25,0	17,8	6,6	7,0	0,4
	PM	23,3	12,6	5,6	4,8	0,4
	PCR	31,2	18,8	7,4	6,3	0,3
	PPJ	30,3	22,4	15,6	4,3	0,2
	PPN	33,0	23,7	10,0	6,8	0,3

		B										
		Máximo	Média	Mínimo	D.padrão	C.variação	Máximo	Média	Mínimo	D.padrão	C.variação	
0-10 cm	PCS	17,7	8,9	0,0	5,4	0,6	20-30 cm	46,4	16,4	5,7	14,1	0,9
	PP	17,7	5,7	0,0	7,2	1,3		39,4	19,0	4,9	12,0	0,6
	PM	15,7	3,1	0,0	3,9	1,3		28,7	13,5	3,8	5,7	0,4
	PCR	20,5	13,8	4	5,9	0,4		36,0	21,7	8,6	7,4	0,3
	PPJ	13,4	8,1	2,7	3,1	0,4		38,1	29,7	19,5	4,9	0,2
	PPN	24,0	16,4	8,9	4,6	0,3		45,5	26,8	16,0	7,9	0,3
10-20 cm	PCS	24,4	12,1	0,7	7,6	0,6	30-40 cm	42,8	31,9	22,3	5,8	0,2
	PP	28,1	14,9	0,2	10,0	0,7		38,5	29,3	21,0	6,2	0,2
	PM	29,2	4,2	0,0	8,0	1,9		46,5	29,4	16,6	7,1	0,3
	PCR	32,2	24,5	11,4	6,7	0,3		36,9	14,6	3,3	9,1	0,6
	PPJ	32,4	22,8	12,2	4,7	0,2		41,8	29,2	21,4	4,4	0,1
	PPN	39,5	21,2	11,9	7,1	0,3		45,9	28,2	23,8	5,6	0,2

PCS: Parcelas com Cereais de Sequeiro; **PP:** Parcelas em Pousio; **PM:** Parcelas com Mato; **PCR:** Parcelas com Carvalho em Recuperação; **PPN:** Parcelas com Pastagens Naturais; **PPJ:** Parcelas com Pinhal Jovem

As maiores variações, confirmadas pelos maiores desvios-padrão, obtidas nas parcelas com cereais e em pousio, até aos 30cm de profundidade, sugerem que estes usos são os que respondem mais eficazmente às oscilações sazonais da precipitação sendo, igualmente, os que registam a menor capacidade de retenção hídrica. Este comportamento deve-se à actual ou recente utilização antrópica, cujo remeximento do solo implicou uma destruição da sua estrutura natural e um aumento da porosidade textural. Os baixos teores de matéria orgânica aliados a uma cobertura vegetal intermitente, com raízes pouco profundas, fazem com que respondam mais eficazmente ao balanço hídrico sazonal.

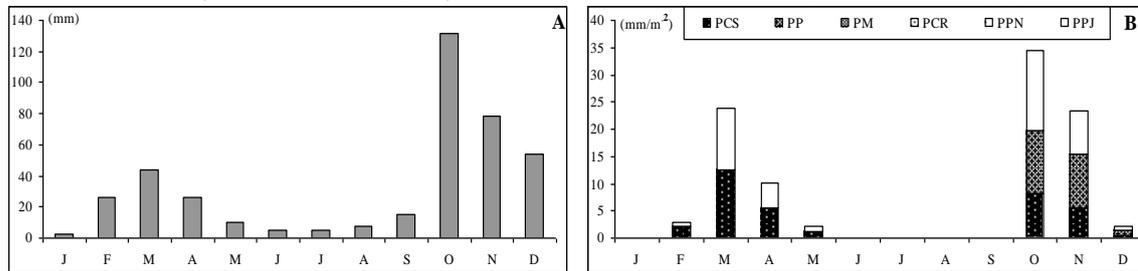
A camada superficial é a que regista, em termos médios, os menores teores de humidade, verificando-se um incremento à medida que a profundidade aumenta. Em simultâneo denota-se uma crescente variabilidade na capacidade de retenção de água pelos diferentes solos, até aos 30cm de espessura, corroborada pelos maiores desvios-padrão (Quadro 2B). A partir dessa profundidade assinala-se uma maior homogeneidade no conteúdo de água retida pelo solo. Com efeito, é nesta camada (30-40cm) que se verificam os menores coeficiente de variação ao longo do tempo e entre os diversos usos do solo. À medida que a profundidade diminui, aumenta a variabilidade intranual da humidade e as discrepâncias entre os usos do solo analisados, as quais atingem um valor máximo entre os 10 e os 20cm de espessura. Esta maior variação deve-se, sobretudo, às diferenças registadas entre a parcela de mato, que assinala a esta profundidade teores médios de humidade muito baixos, a rondar os 4%, e a de carvalho em recuperação, cujos valores médios ultrapassam os 24 %. Aliás, estas duas parcelas revelam acentuadas diferenças na distribuição da humidade no perfil do solo. Em termos médios, a de carvalho concentrou uma humidade superior (18% contra os 12,6% da de mato), sobretudo nos 30cm superficiais, em nítido contraste com a de mato cujo valor máximo foi detectado abaixo desta profundidade. Este comportamento dever-se-á ao sistema radicular das espécies vegetais presentes; no primeiro caso espécies do género *Quercus*, com raízes bastante profundas e, na segunda situação, espécies do género *Cytisus*, com um sistema radicular mais à superfície.

Resposta hidrológica dos diferentes usos do solo

Na Figura 2A representa-se a distribuição mensal da precipitação no decurso de 2005 e a resposta hidrológica manifestada pelos diferentes usos do solo (Figura 2B), monitorizados através de parcelas de erosão fechadas. Com um total de precipitação claramente baixo, a rondar cerca de metade do valor

médio para a região, apenas as parcelas recentemente intervencionadas pelo Homem responderam em termos hidrológicos, verificando-se nas restantes uma completa inércia. Com efeito, no decurso do passado ano a chuva que caiu não foi, nem em quantidade nem em intensidade, suficiente para colmatar a escassez hídrica dos solos e gerar escoamento, motivo pelo qual toda a água se infiltrou.

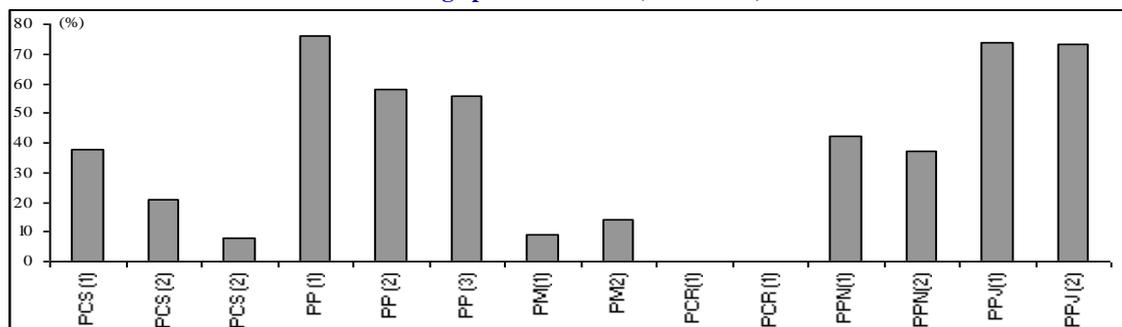
Figura 2. Evolução mensal da precipitação (A) e do escoamento superficial por usos do solo (B), em 2005.



PCS: Parcelas com Cereais de Sequeiro; **PP:** Parcelas em Pousio; **PM:** Parcelas com Mato; **PCR:** Parcelas com Carvalho em Recuperação; **PPN:** Parcelas com Pastagens Naturais; **PPJ:** Parcelas com Pinhal Jovem

Quando os mesmos usos do solo foram submetidos a uma maior intensidade de precipitação, através de técnicas de simulação de chuvas, as respostas hidrológicas evidenciaram maior diversidade (Figura 3). O escoamento máximo superficial foi assinalado pelas parcelas que comportam plantações jovens de *Pinus Pinaster*, seguidas das que se encontram em pousio, com coeficientes de exportação de água superiores a 55%. A presença de micro-crostas, mais ou menos espessas, e a rápida saturação das camadas superficiais explica em grande medida os elevados coeficientes de água exportados. As pastagens (PPN) e as parcelas em alqueive (PCS) registaram valores intermédios de escoamento, enquanto nas de mato a percentagem de infiltração rondou os 90%. No carvalho em avançado estado de recuperação toda a precipitação foi absorvida. Com efeito, a densa camada de manta morta desta último uso, e o coberto vegetal das parcelas de matos não só protegem o solo do impacto directo das gotas de água como favorecem os processos de infiltração, ao mesmo tempo que a chuva é interceptada e fica armazenada no porte aéreo ou superficial. Acresce ainda, o facto destas parcelas comportarem maiores quantidades de matéria orgânica, a qual favorece a formação de agregados e uma maior porosidade nos primeiros centímetros do solo (Barrionuevo, 1995). Por outro lado, o desenvolvimento do sistema radicular das plantas cria zonas (macroporos) que favorecem a infiltração da água para níveis mais profundos do solo.

Figura 3. Coeficiente de escoamento superficial dos diferentes usos do solo na sequência de simulações de chuva, após um longo período de seca (verão 2005).



PCS: Parcelas com Cereais de Sequeiro; **PP:** Parcelas em Pousio; **PM:** Parcelas com Mato; **PCR:** Parcelas com Carvalho em Recuperação; **PPN:** Parcelas com Pastagens Naturais; **PPJ:** Parcelas com Pinhal Jovem

A aplicação do coeficiente de correlação linear de Bravais-Pearson entre as principais variáveis físicas e químicas dos solos e o respectivo comportamento hidrológico (Quadro 3) mostra relações bastante significativas que importa destacar. Da sua análise sobressai o elevado grau de correlação, positivo, estabelecido entre os níveis de hidrofobia e a percentagem de cobertura vegetal total e a manta morta.

Com sentido negativo destacam-se ainda relações definidas entre esta variável (hidrofobia) e o escoamento total e, em particular, com volume de água infiltrado nos primeiros 15 minutos de experiência. O teor de matéria orgânica associa-se positivamente com a manta morta disponível à superfície do solo e denota em relação inversa, altamente significativa, com coeficiente de escoamento. A cobertura vegetal total relaciona-se de forma negativa com o coeficiente de escoamento e com a concentração total de sedimentos, enquanto a manta morta estabelece relações, mais relevantes e de sinal inverso, com os volumes de infiltração na primeira metade das experiências. As parcelas com maiores coeficientes de escoamento superficial foram igualmente as que verificaram a maior concentração de sedimentos arrastados pela água.

Quadro 3: Resultados da aplicação do coeficiente de correlação linear de Bravais-Pearson entre algumas variáveis físico-químicas dos solos e o respectivo comportamento hidrológico, avaliado através das simulações de chuvas.

(n=14)	Decl.	Hsol.	Hidrof.	Morg.	Cvtot.	Mmort.	Rpenet.	Tesc.	Cesc.	Vinf15.	Vinf30.
Hsol	-0,15										
Hidrof.	0,31	0,44									
Morg.	-0,08	0,28	0,44								
Cvtot.	0,41	0,12	0,84**	0,22							
Mmort.	0,15	0,42	0,86**	0,64**	0,53*						
Rpenet.	0,05	0,12	0,19	-0,50*	0,38	-0,26					
Tesc.	-0,44	-0,06	-0,46	0,39	-0,44	-0,31	-0,29				
C. esco	-0,06	-0,15	-0,59**	-0,87**	-0,50*	-0,62**	0,20	-0,34			
Vinf15	-0,01	-0,38	-0,61**	-0,05	-0,28	-0,75**	0,07	0,63**	-0,02		
Vinf30	-0,03	-0,40	-0,52*	0,07	-0,20	-0,65**	0,04	0,69**	-0,18	0,98**	
Csed.	-0,03	0,22	-0,46	-0,35	-0,62*	-0,30	-0,27	-0,18	0,71**	-0,08	-0,23

Decl.: Declive; Hsol.: Humidade do solo; Hidrof.: Hidrofobia; Morg.: Matéria orgânica; Cvtot.: Cobertura vegetal total; Mmort.: Cobertura por manta morta; Rpenet.: Resistência à penetração; Tesc.: Tempo necessário para que se gerasse escoamento; Cesc.: Coeficiente de escoamento superficial em relação à precipitação total; Vinf15.: Volume de água infiltrado nos 15 minutos iniciais; Vinf30.: Volume de água infiltrado nos 30 minutos iniciais. Csed.: concentração total de sedimento; * P> 0,05; ** P> 0,02.

4- Conclusões

Apesar da informação apresentada neste trabalho não nos possibilitar a obtenção de conclusões peremptórias sobre as implicações hidrológicas das mudanças no uso do solo e cobertura vegetal, devido à monitorização de um período de tempo restrito (1 ano), a sua análise permite esboçar algumas orientações que se revelam interessantes na percepção das respectivas consequências. Entendimento esse que assumirá uma crescente premência num cenário de mudanças climáticas em que se prevê uma diminuição da quantidade de precipitação na Europa Mediterrânea.

Reconhece-se que o acentuado incremento do coberto vegetal, de forma espontânea ou induzido pelo Homem, verificado de há umas décadas para cá tem enormes repercussões no ciclo hidrológico e importantes consequências socioeconómicas nos países em que a água é um recurso limitado, como é o caso dos da bacia mediterrânea. Assim, prever os impactes das alterações climáticas num contexto de aceleradas mutações nos usos do solo constitui, no nosso país, um importante desafio para a eficaz gestão dos recursos hídricos no futuro.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado com o apoio do projecto “Mudanças no uso do solo no Interior Centro e Norte de Portugal”, financiado pelo III QCA, através do FEDER e OE.

6- Referências bibliográficas

- Barrioueyo, G. S., 1995. *Arquitectura y dinámica de las matas de esparto (Stipa tenacissima L.), Efectos en el medio e interacciones con la erosión*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Belmonte, F., Díaz, A., Bermúdez, F., Laguna, E., 1999. Optimo de cobertura vegetal en relación a las pérdidas de suelo por erosión hídrica y las pérdidas de lluvia por interceptación. *Papeles de Geografía*, 39, 5-15.
- Cerdà, A.; Ibáñez, S.; Calvo, A. 1997. Design and operation of a small portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology*, 11, 163-170.
- Coelho, C., Ferreira, A., Baake, M., Keizer, J., 2002. Impacts of prescribed shrubland fire and forest wildfire on overland flow and soil erosion generation processes. En: Rubio, J. L., Morgan, R., Asins, S., Andreu, V. (Eds.), *Proceedings of the third international congress man and soil at third millennium*, Geoforma Ediciones, Logroño, 1485-1495.

- FAO-UNESCO, 1974. *Soil map of the world*. Unesco Paris, 59 p.
- Gallart, F.; Llorens, P., 1996. Los efectos hidrológicos de la recuperación del bosque en área de montaña. En Ruiz, J.M.G. & Lasanta, T. (Eds.), *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales*, Logroño, 73-78.
- Molina, D.; Tera, J. N.; López, J. M., 2001. El abandono del medio rural pirenaico y repercusión en la fertilidad de los suelos, el paisaje vegetal y los procesos erosivos. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 52, 321-341.
- Nunes, A., 2006. Impactes hidrológicos das mudanças no uso do solo em Portugal. Um caso de estudo no interior Centro. 8º Congresso da Água, Figueira da Foz, Março de 2006.
- Rivas-Martínez, 2004. *Global Bioclimatics*. Phytosociological Research Center, Spain (www.ucm.es/info/lif/book/bioc/global_bioclimatics_9/htm)
- Serrato, F., 2001. Balance hídrico, distribución de flujos y modelización de la interceptación en dos arbustos semiáridos mediante lluvia simulada. *Papeles de Geografía*, 33, 23-34.

CANTIDAD Y CALIDAD QUIMICA DEL AGUA EN EL RIO AMAJAC, ESTADO DE HIDALGO (MEXICO)

Carlos Ramírez Ayala, Enrique Rubiños Panta, Jesús Amado Alvarez, Elizabeth Hernández Acosta, Francisco Gavi Reyes y Enrique Mejía Saenz

Colegio de Postgraduados. Institución de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ciencias Agrícolas. Campus Montecillo (SEDE). Carretera México Texcoco Km 36.5, Montecillo Edo. de México. C. P. 56230. Tel (595)9520229. E-mail: cara@colpos.mx.

Water quantity and quality in the Amajac River, Hidalgo State, Mexico

Abstract

The studied area is located in the central South portion of the State of Hidalgo, Mexico, at approximately 34 km to the North of the City of Pachuca. Carbonatic rocks, volcanic rocks, and lacustrine sediments of the Atotonilco formation outcrop in this area. Abundant springs and streams are present in the Abra. The objective of the present work is to characterize the quantity and quality of water of the Amajac River, to establish strategies of planning in the management of natural resources within the river basin. Twenty water samples were taken during the period 2004-2005 in 18 sites (georeferenced using GPS). These sampling stations are representative of the Amajac river course. Samples were taken before and after the period of rains. A total of 13 water quality parameters were determined in these samples. The obtained results indicate that the waters of the Amajac River are of C₂ class and are free of polluting agents being equivalent to one third of the concentrations observed in the Tulancingo River. The waters coming from the Tolantongo caves are of C₃ class. The waters of the River Amajac show an adequate level of quality to be used for agriculture, aquiculture and hydropony. Water storage in dams to supply raw water to urban areas is another possibility of use of these waters.

Key words: planning, carbonate rocks, volcanic rocks, quality, water, Amajac.

Introducción

La medición del gasto es de gran utilidad en la toma de decisiones durante la administración de los recursos hidráulicos, en la ejecución de los programas de riego y en diversas actividades relacionadas con el manejo del agua, entre estas últimas se mencionan las siguientes: a) control de la cantidad de agua de riego entregada a cada usuario, b) registro del volumen de agua potable consumido, c) detección de problemas potenciales en el funcionamiento de una bomba o en la operación de un sistema de riego, d) determinación de las pérdidas de agua por conducción en las redes de distribución y evaluación de la factibilidad del revestimiento en acequias y canales de tierra, e) calibración de estructuras de aforo y determinación de los coeficientes empíricos para su ecuación de descarga, f) pruebas de capacidad en bombas para determinación de la curva característica de operación, g) ensayos con turbinas para fines hidroeléctricos y de modelación, h) determinación de los escurrimientos pluviales y magnitud de las crecientes en corrientes naturales, i) pruebas de permeabilidad en acuíferos, para determinación de la producción específica y evaluación de la factibilidad de la recarga artificial, j) Medición de la capacidad de un sistema de drenes, en lugares con nivel freático elevado.

La calidad del agua es un tanto subjetivo y está socialmente definido, dependiendo del uso que se le piense dar al líquido (WRI, 2000), por lo que cada uso requiere de un determinado estándar de calidad. Por esta razón, para evaluar la calidad del agua se debe ubicar en el contexto del uso probable que tendrá. La calidad del agua en la mayor parte del mundo está lejos de ser la adecuada. De acuerdo con la OMS, una quinta parte de la población mundial no tiene acceso a agua libre de contaminantes, situación que se acentúa en áreas rurales donde no existe la posibilidad de que el agua tenga un tratamiento que mejore su calidad y posibilite su uso general.

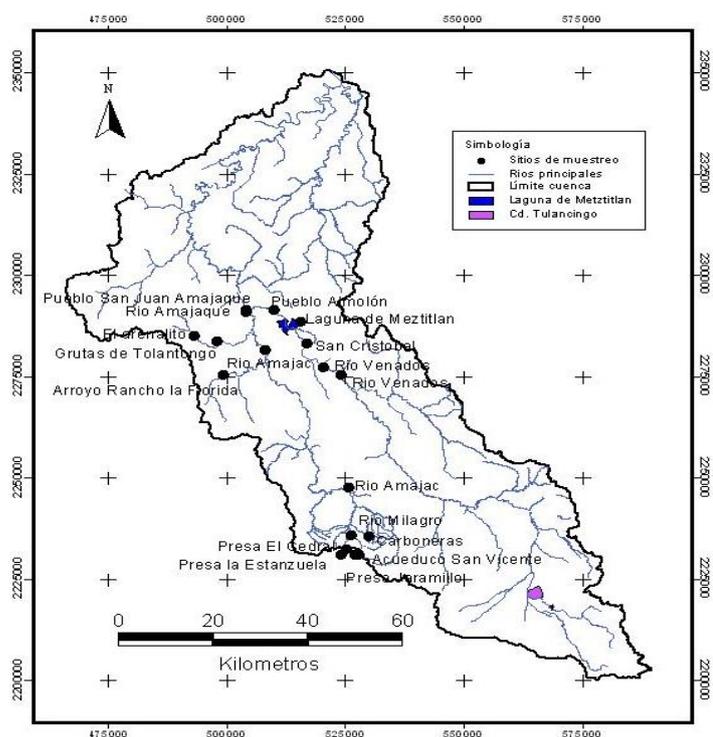


Figura 1. Sitios de muestreo.

Situación actual

Se habían desarrollado algunos trabajos muy generales a nivel nacional, como parte del estudio de la cuenca hidrológica del Río Papaloapan. La cuenca del río Amajac sólo contribuye con un 5.3 % del total, por lo que resultaba indispensable obtener información más específica y detallada de esta región.

Materiales y métodos

Localización

El área estudiada (Figura 1) se localiza en el límite de la Sierra Madre Oriental y la faja volcánica Transmexicana, en la porción sur central del Estado de Hidalgo, a aproximadamente 34 km al Norte de la Ciudad de Pachuca.

Durante los años 2004-2005 se tomaron 20 muestras de agua (18 sitios, su localización se hizo mediante el empleo de un GPS), en sitios representativos dentro de la cuenca del río Amajac, a las cuales se les determinaron 13 parámetros. Las muestras se tomaron antes y después del período de lluvias.

Análisis de la Calidad del Agua de Riego

La conductividad eléctrica se determinó usando el puente de Wheatstone (método de Wilcox). Los nitratos se analizaron con la prueba *Reflectoquant* (Test de nitratos *MERCK KgaA,S/F*). Los fosfatos se determinaron por colorimetría con el complejo azul de fosfomolibdeno (CSTPA, 1980). El pH de acuerdo con Colman y Thomas (1967). Los carbonatos y bicarbonatos mediante titulaciones en presencia de fenoltaleína y anaranjado de metilo (*American Public Health Association and American Water Works Association, 1946*) Se determinaron Los Sulfatos, utilizando ácido clorhídrico concentrado, cloruro de bario al 10% y anaranjado de metilo al 0.1 % en agua según procedimiento descrito por la *Associatin of Official Agricultural Chemists* (1950) Para registrar Los cloruros en el agua se utilizó una solución estándar de nitrato de plata, usando como indicador cromato de potasio según

metodología de la *Association Oficial Agricultural Chemists* (1950). Para la valoración de los cationes, con respecto a calcio y magnesio, por titulación con etilen-diaminotetraacetato (versenato) según Cheng y Bray (1951). Para calcular la cantidad de sodio y potasio, se determinó por flamometría, con un equipo Perkin Elmer.

Aforo del agua

El registro de los escurrimientos iniciales fue medido usando el método volumétrico, midiendo el tiempo de llenado (t) de un recipiente de volumen conocido (V), donde se colectó la muestra, después de hacer las adecuaciones pertinentes, determinando el caudal (Q) con la ecuación: $Q = V/t$. Al avanzar el recorrido por el río, el caudal aumentó, por lo que fue necesario utilizar el método del flotador (un trozo de madera), el cual se utiliza para medir la velocidad (V) del agua, dividiendo la distancia recorrida entre el tiempo promedio de viaje del flotador. La determinación del área (A) se hizo dividiendo el espejo del agua en varios segmentos iguales, formando triángulos y trapecios, luego el caudal (Q), se determinó con la ecuación $Q = A * V$ (Briones y García, 1997).

Resultados y discusión

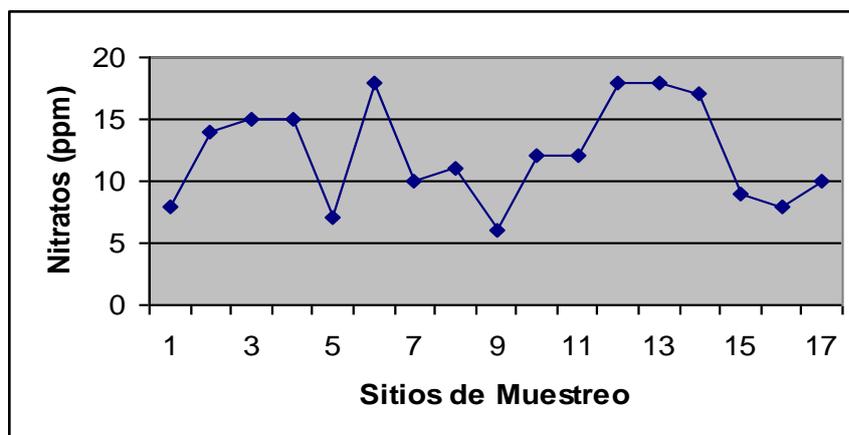
Cantidad de agua en el Río Amajac

Los manantiales de esta cuenca comienzan con caudales muy pequeños de 3 a 22 litros por segundo en la zona alta de la sierra de Pachuca, el gasto aumenta cerca de los 500 l s⁻¹ rumbo al Pueblo de Santa María Amajac y como a la mitad del recorrido, entre Meztitlan y San Pablo, se registro un aforo de 1.391 l s⁻¹. Las grutas de tolantongo aportan un caudal de aproximadamente 400 l s⁻¹, llegando al pueblo de San Juan Amajaque con 2.275 l s⁻¹ (lugar donde se junta con las aguas del Río Tulancingo, el cual en el mes de Enero llevaba 1.152 l s⁻¹).

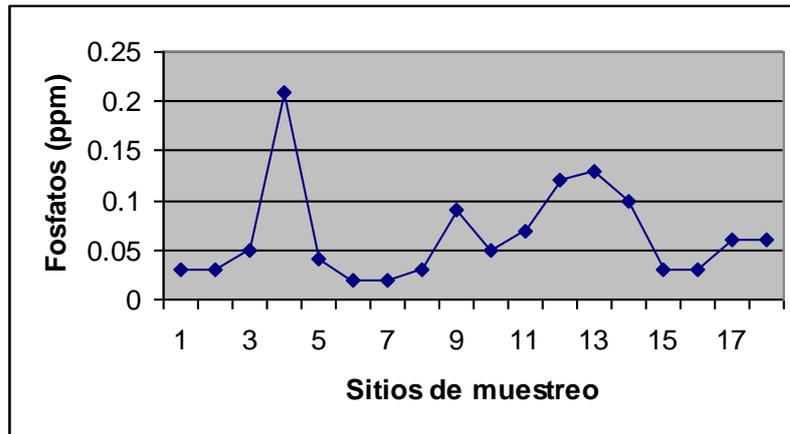
Calidad de agua en el Río Amajac

Nitratos y Fosfatos. La concentración de nitrato (Grafica 1) fluctúa de 8 a 12 mg l⁻¹, lo cual indica muy bajos contenidos de este parámetro.

De manera similar la concentración de fosfato (Grafica 2) se consignó de 0.03 a 0.09 mg l⁻¹, indicando que las aguas están libres de contaminantes organofosfatados, como los detergentes y que estos valores equivalen a una tercera parte de las concentraciones registradas en el Río Tulancingo, el cual desde su nacimiento en los límites con el Estado de Puebla acusa contaminantes con jabones y detergentes.

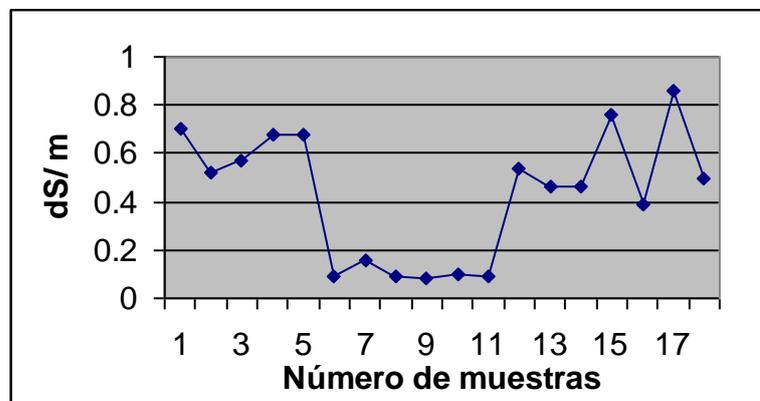


Gráfica 1. Nitrato (mg l⁻¹) en aguas de Río Amajac.



Gráfica 2. Fosfato (mg l^{-1}) en Aguas de Río Amajac.

Sodio y sales. La evaluación química del agua en toda la cuenca indica que afortunadamente son aguas con bajos contenidos de sodio, y pueden utilizarse para la producción agrícola sin ningún problema. Respecto a la concentración de sales en las aguas del Amajac, se registro que son de clase C2, es decir que pudieran provocar pequeñas disminuciones en el rendimiento de algunos cultivos agrícolas poco tolerantes a la salinidad. Sin embargo, están menos contaminadas que las aguas del río Tulancingo, donde la clasificación fue de C3. Es oportuno anotar que las aguas procedentes de las grutas de Tolantongo también son de esta misma clasificación C3, por lo que al juntarse las aguas de estos dos río tienen la misma clasificación (Gráfica 3).



Gráfica 3. Conductividad Eléctrica en Aguas de Río Amajac.

Conclusiones

- 1.- Las aguas del Río Amajac muestran una muy baja carga contaminante, siendo del orden de una tercera parte de las concentraciones registradas en el Río Tulancingo. Es oportuno anotar que las aguas procedentes de las grutas de Tolantongo tienen una clasificación de C3.
- 2.- Las aguas que se generan en la cuenca del Río Amajac pueden utilizarse para actividades agrícolas, acuícolas y producción en hidroponía bajo condiciones de invernadero.
- 3.- Su calidad también es apta para ser almacenada y ser suministrada a áreas urbanas.

Referencias

- American Public Health Association and American water works Association. 1946. Standard methods for the examination of water and sewage. Ed. 9. Illus. New York.
- Association of Official Agricultural Chemists. 1950. Official and tentative methods of analysis of the Association of Official Agricultural Chemists. Ed. 7. 536,910 pp. Illus, Washington.
- Briones, S. G. y I. García C. 1997. Aforo del agua en canales y tuberías. 1-21. Trillas, México D. F.
- Castellanos, B.J.Z., B. Hurtado y S. Villalobos. 1998. Cambios en la calidad del agua subterránea debido al abatimiento de los niveles piezométricos en el Estado de Guanajuato. Memorias del Simposio Internacional de Aguas Subterráneas. León Guanajuato, México. p. 137-152.
- Coleman, N.T. y G.W. Thomas. 1967. The basic chemistry of soil acidity. En: R.W. Pearson y F. Adams (eds). Soil acidity and liming. Agronomy 12. Am. Soc. Agron. Madison, Wisc.
- Cheng, K.L. y H.R. Bray. 1951. Determination of calcium and magnesium in soil and plant material. Soil Sci.72: 449-458.
- CSTPA. 1980. Handbook on reference methods for soils testing. Council on soil testing and plant analysis. Athens, Georgia.
- FAO. 2000. Conclusiones del grupo de trabajo sobre gestión de la calidad del agua. Recomendaciones a la organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación. Gestión de la calidad del agua y control de la contaminación en América Latina y el Caribe. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile. p.300.
- Palacios, V. O.L., O. A. Maldonado D. L., J.L. Oropeza M. y D.S. Fernández R. 2000. Calibración y validación de un modelo hidrológico de la cuenca del Río Itzapa, Chimaltenango, Guatemala. X Congreso Nacional de Irrigación. Simposio 7. Modelación en Ingeniería Hidroagrícola. Chihuahua, Chih. p. 129-134.
- Vásquez F. 2000. Peligro de degradación de la calidad de las aguas subterráneas por intrusión marina en el valle Caplina-Tacna-Perú. Gestión de la calidad del agua y control de la contaminación en América Latina y el Caribe. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile. p. 254-266.
- WRI.2000. World Resources 2000-2001: people and ecosystems the fraying web of life. United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank, World Resources Institute. New York.

EVALUACIÓN GLOBAL DEL USO DEL OZONO EN EL PROCESO DE POTABILIZACIÓN DEL AGUA

Rodríguez F.J.¹, Nuñez, L.A.²

¹Área de Química Orgánica. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Burgos. Av. Cantabria s/n, 09006 Burgos. España. qpvito@ubu.es

²Área de Ingeniería Química. Fac. Ciencias. Universidad de Burgos.

Assessment of the ozone for drinking water treatment

Abstract

An assessment of the ozone application in drinking water treatment has been carried out considering the influence of organic matter, the suppression of organic matter during the coagulation-flocculation stage and the biodegradation of organic matter in the water.

Key words: ozone, water, treatment

Introducción

Debido a su alto poder oxidante, el ozono puede utilizarse para eliminar diversos microcontaminantes orgánicos e inorgánicos del agua, aunque la primera aplicación y la más extendida ha sido la desinfección en el tratamiento del agua potable. Actualmente, el espectro de acción del ozono se ha extendido mucho, abarcando otros tipos de aguas, como aguas residuales, aguas industriales (de proceso, de limpieza, *etc.*), aguas marinas, *etc.*

En el ámbito de la potabilización del agua el ozono se puede usar para diversos fines, entre los que destacan los siguientes: desinfección y control de algas, oxidación de microcontaminantes inorgánicos (Fe y Mn), oxidación de microcontaminantes orgánicos (eliminación de olores y sabores, compuestos fenólicos, pesticidas, *etc.*), oxidación de la materia orgánica natural (NOM) del agua (con diversos objetivos: eliminación del color del agua, incremento de la biodegradabilidad de la NOM, reducción en el potencial de formación de trihalometanos (THMFP) y en el de halogenuros totales (TOXFP) y mejora del proceso de coagulación-floculación.

En la secuencia de potabilización del agua el ozono puede aplicarse en tres puntos distintos:

a) Preozonización: aplicación en cabeza de tratamiento. Puede suministrarse en la toma de agua para proteger a las líneas de conducción que llevan a la estación potabilizadora de posibles crecimientos microbianos, para el control de olores y sabores y como una primera desinfección; sin embargo, lo más común es aplicar la preozonización como primera etapa en misma planta de tratamiento, utilizándose principalmente para la eliminación de Fe y Mn, para el control de olores y sabores, como ayuda del proceso de coagulación y como desinfectante.

b) Ozonización intermedia: se aplica antes de la etapa de filtración. Se utiliza principalmente para oxidar la NOM, aumentando su biodegradabilidad y favoreciendo su eliminación biológica en los filtros (de arena o de carbón activado granular-GAC), lo cual ha llevado a designar dicho proceso como BAC (Carbón Activado Biológico); también se puede usar para la eliminación de microcontaminantes orgánicos y para eliminar Fe y Mn en aguas con alto contenido en NOM.

c) Postozonización: aplicación al final de la secuencia de tratamiento. Se usa exclusivamente para la desinfección, sobre todo en Europa. En Estados Unidos, la desinfección principal se lleva a cabo mediante preozonización.

Cada vez es más común en Europa y en USA la utilización simultánea del ozono en dos puntos de la secuencia de tratamiento: Preoz/Postoz, Preoz/Oz.Inter y Postoz/Oz.Inter; incluso, algunas plantas (Francia) utilizan la ozonización simultánea en los tres puntos de aplicación.

En el presente trabajo se evalúa la influencia del tratamiento con ozono sobre la eficacia de la secuencia de potabilización del agua referente a los siguientes aspectos: cambios en la materia orgánica natural del agua (NOM), eliminación de NOM durante la etapa de coagulación-floculación, cambios en el potencial de formación de trihalometanos (THMFP), cambios en la biodegradabilidad de la NOM. Se

ha utilizado como agua natural objeto de estudio la procedente del embalse de Úzquiza, que abastece a la ciudad de Burgos.

Influencia sobre la materia orgánica natural del agua (NOM)

La ozonización de la materia orgánica natural del agua (NOM) proporciona unas reducciones importantes en la absorbancia UV_{254} y el color, mientras que la reducción de turbidez es mínima y la eliminación de carbono orgánico total: COT (oxidación completa de la materia orgánica hasta CO_2) sólo se consigue (y en pequeños porcentajes) a altas dosis de ozono. En la Figura 1 se observa el efecto del ozono sobre una muestra de ácidos húmicos extraídos del embalse de Úzquiza (Burgos).

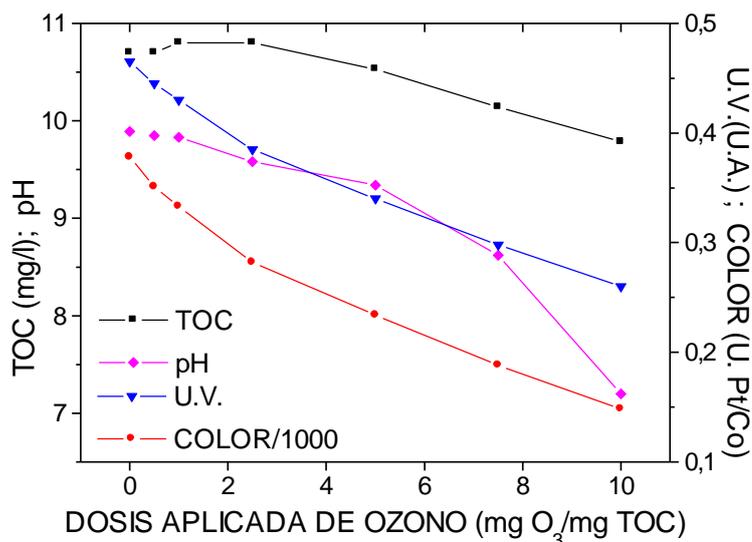


Figura 1. Influencia del ozono sobre la materia orgánica natural del agua (ácidos húmicos naturales).

Influencia sobre la eliminación de materia orgánica durante la etapa de coagulación-floculación

Los procesos de coagulación-floculación consisten fundamentalmente en la desestabilización y posterior eliminación de partículas coloidales del agua, tanto de carácter orgánico (virus, bacterias, sustancias húmicas, *etc.*) como inorgánico (arcillas, *etc.*), aunque también contribuyen a la eliminación de materia orgánica disuelta. En general, la eliminación de materia orgánica natural del agua (NOM) empleando como coagulante sales de aluminio incluye reacciones de hidrólisis, acomplejamiento, precipitación y adsorción, dependiendo fundamentalmente del pH de trabajo. En el presente estudio el coagulante usado es el sulfato de aluminio, que en medio acuoso origina como especie predominante a $pH > 5$ el $Al(OH)_3$ sólido, por lo que el mecanismo principal de eliminación de materia orgánica es la adsorción de NOM y de complejos solubles Al-NOM sobre el $Al(OH)_3$ (s).

La aplicación de ozono antes de la etapa de coagulación (preozonización) puede influir en dicho proceso, ya que la ozonización transforma la naturaleza de la materia orgánica, originando moléculas de menor peso molecular y con mayor carácter hidrofílico. La presencia de concentraciones elevadas de cationes divalentes en el agua (Ca^{2+} principalmente) puede afectar también a la eficacia de la coagulación sobre el agua ozonizada.

En la Figura 2 (ozonización y posterior coagulación de una muestra de ácidos húmicos extraídos del embalse de Úzquiza, Burgos) se observa que según se incrementa la dosis aplicada de ozono disminuye la eficacia de la coagulación, inhibiéndose casi por completo dicho proceso para dosis de ozono $> 2,5$ mg O_3 /mg COT. Esto es debido a la reacción del $Al(OH)_3$ con los subproductos de la ozonización (oxalato principalmente), los cuales pueden formar complejos (solubles y en estado coloidal) con el aluminio; esto se confirma por el gran aumento de la turbidez y por la presencia de una cantidad creciente de Al residual a altas dosis de ozono. A las dosis más altas de ozono se observa un incremento en la eliminación de UV_{254} y color.

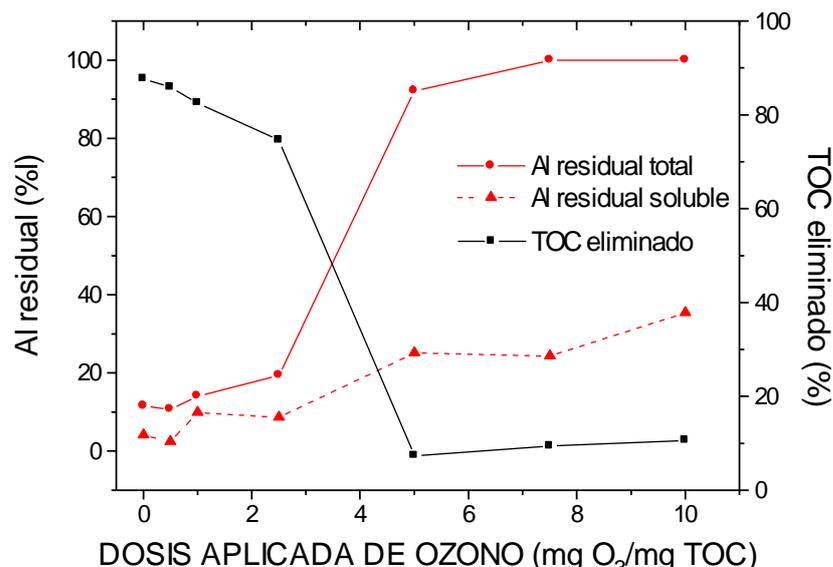


Figura 2. Influencia del ozono sobre el proceso de coagulación-floculación (ácidos húmicos naturales).

En la Figura 3 (ozonización y posterior coagulación de una muestra de ácidos húmicos extraídos del embalse de Úzquiza, Provincia de Burgos, con adición de calcio) se observa la influencia positiva de la presencia de iones Ca^{2+} en la coagulación del agua preozonizada, evitando el drástico descenso en la eliminación de COT que se observaba a partir de dosis $> 2,5 \text{ mg O}_3/\text{mg COT}$ en ausencia de Ca^{2+} . El Ca^{2+} compete con el Al^{3+} por la formación de complejos con los subproductos de la ozonización (oxalato principalmente), evitando de esta manera la disolución del $\text{Al}(\text{OH})_3$. El Ca^{2+} también puede eliminar el efecto negativo del oxalato mediante la precipitación del CaC_2O_4 .

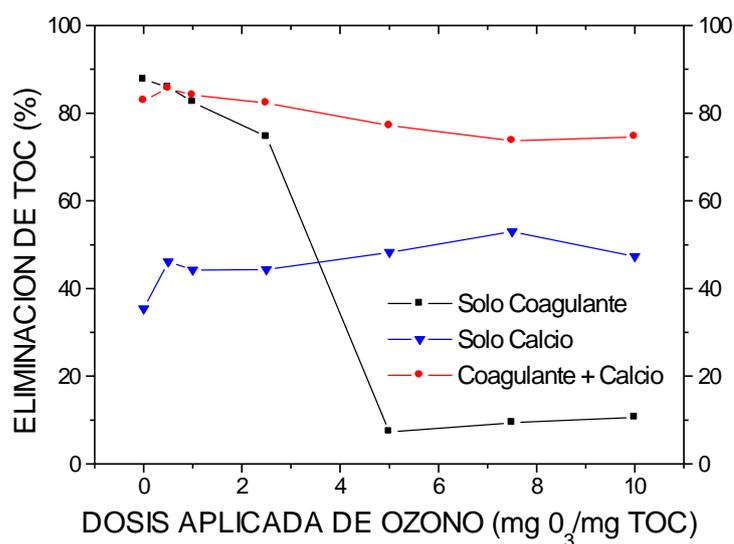


Figura 3. Influencia de la presencia de calcio (dureza) en el proceso de ozonización-coagulación.

Influencia sobre el potencial de formación de trihalometanos (THMFP)

El potencial de formación de trihalometanos (THMFP) varía en el agua con factores que son inherentes a la misma, como son el contenido y naturaleza de la materia orgánica presentes, pero es también función de otro tipo de variables cuyo valor no viene predeterminado, por lo que es posible proceder a su optimización con el fin de lograr la minimización de la formación de este tipo de

compuestos no deseables. El proceso de potabilización del agua en la ciudad de Burgos incluye como etapa final un tratamiento con ozono y una cloración a dosis mínimas; en este trabajo se ha estudiado la influencia de la dosis de ozono (preozonización) sobre la posterior generación de trihalometanos (THM) tras la adición de cloro.

En la Figura 4 (ozonización del agua natural del embalse de Úzquiza y posterior cloración) se observa que el THMPF disminuye progresivamente a medida que se incrementa la dosis de ozono. La disminución es muy acusada hasta llegar a dosis de ozono de 2 mg/L, valor para el que llega a detectarse una disminución del potencial de formación superior al 20%; posteriormente, aunque la tónica de descenso se mantiene, este es menos notorio, así, con dosis de ozono de 5 mg/l la disminución es cercana al 27 %.

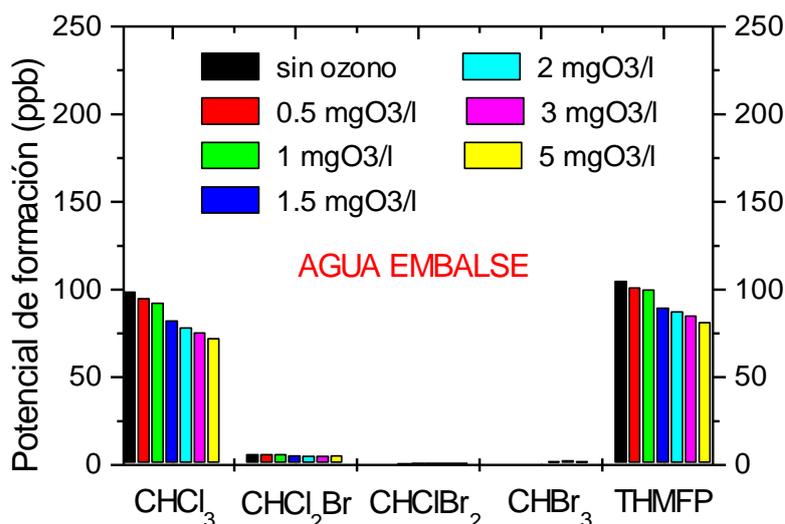


Figura 4. Influencia del ozono sobre el potencial de formación de trihalometanos (agua embalse).

Influencia sobre la biodegradabilidad de la materia orgánica natural del agua (NOM)

La oxidación parcial de la materia orgánica natural del agua (que está compuesta principalmente por compuestos poco biodegradables, como las sustancias húmicas) por el ozono genera subproductos de menor peso molecular y de mayor polaridad; esta transformación generalmente conduce a un incremento de la biodegradabilidad de la materia orgánica. El uso del ozono como desinfectante al final de la secuencia de potabilización del agua puede en algunos casos originar la aparición de rebrotes bacterianos en el sistema de distribución, una desventaja de la postozonización; sin embargo, si el ozono se aplica antes de una etapa de filtración a través de un lecho de arena o carbón activado granular (que también presentan una cierta actividad biológica), el proceso de biodegradación puede tener lugar en el filtro, produciendo un agua biológicamente estable (sin peligro de rebrotes bacterianos) y que tiene un menor contenido orgánico que el que se podría conseguir con ozono o con filtros solamente. En el caso del GAC (carbón activado granular), la eliminación de la materia orgánica se produce mediante una combinación de dos mecanismos: adsorción y biodegradación; cuando la ozonización se combina con filtros de GAC, el proceso se denomina BAC (carbón activado biológico).

Este trabajo estudia la biodegradabilidad de la materia orgánica natural del agua (NOM) y la influencia del tratamiento de preozonización, mediante ensayos biológicos basados en la medida del carbono orgánico disuelto biodegradable (BDOC); BDOC es la fracción del carbono orgánico disuelto (DOC) que puede ser metabolizado por bacterias en un periodo de unos pocos días a unos meses. En el tratamiento de potabilización del agua la eliminación de BDOC, más que la de DOC, es la requerida para evitar rebrotes bacterianos y sus problemas asociados en la red de distribución. En el presente estudio se han usado dos ensayos biológicos para la determinación del BDOC: el método de Billen-Servais (que usa una muestra de agua como inóculo) y el método de Joret-Lévi (que usa como inóculo arena procedente de un filtro de una planta potabilizadora). Tres tipos de NOM han sido estudiados

mediante análisis de BDOC: un agua natural procedente del embalse de Úzquiza (Burgos) y ácidos fúlvicos y húmicos naturales (extraídos del embalse anterior); los ácidos húmicos y fúlvicos son poco biodegradables, ya que son grandes macromoléculas no aptas para el metabolismo bacteriano. El tratamiento de ozonización incrementa la biodegradabilidad de ambas sustancias húmicas y del agua natural (Tabla 1).

Tabla 1. Influencia del ozono en la producción de BDOC (relación BDOC/TOC, en %).

Dosis Aplicada de Ozono (mg O ₃ /mg TOC)	Porcentaje de BDOC (%)					
	Agua Natural		Acidos Húmicos		Acidos Fúlvicos	
	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)
0,0	18,0	30,8	0,0	6,7	2,1	7,0
2,5	18,8	33,5	0,1	9,2	8,2	10,7
5,0	23,7	35,5	6,8	15,0	8,8	11,5
7,5	26,0	36,3	10,6	19,5	9,1	16,0
10	26,6	39,5	18,3	23,8	14,9	18,6

(1) Método de Billen-Servais.

(2) Método de Joret-Lévi.

Bibliografía

- Croué J-P, Beltrán F.J., Legube B, y Doré M, *Ind. Eng. Chem. Res.* 1989, 28, 1082-1089
- Reckhow D.A. y Singer P.C., *Journal AWWA*, April 1984, 151-157.
- Amy G.L., Chadik P.A., Sierka R.A., *Environmental Technology Letters*, 1986, 7, 99-108.
- Thurman, E.M. 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Ed: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Pub., Dordrecht (Holanda).
- Choudry, G.G. 1984. *Humic Substances - Structural, Photophysical, Photochemical and Free Radical Aspects of Interactions with Environmental Chemicals*. Ed: Gordon and Breach, New York.
- Galapate, R.P. et al. 1997. Origin of Trihalomethane Precursors in Kurose River, Hiroshima, Japan. *Wat. Sci. Technol.*, 35:8:15.
- Dojlido, J.R. et al. 1993. *Chemistry of Water and Water Pollution*. Ed: Ellis Horwood. New York.
- Matia i Ribot, L. 1997. Subproductos generados en la desinfección de aguas potables. *Tecnol. Agua.*, 170 (Noviembre):18.
- Davis, J.A. 1981. Adsorption of Dissolved Organics in Lake Water by Aluminum Oxide. Effect of Molecular Weight. *Environ. Sci. Technol.*, 15:10:1223.
- Mantoura, R.F.C. et al. 1978. The complexation of metal with humic materials in natural waters. *Estuarine, Coastal Marine Sci.*, 6:387.

EVALUACIÓN DE NITRATOS EN AGUAS DE ARROCERAS DE DE CORRIENTES (ARGENTINA)

RODRÍGUEZ¹, Silvia C., MARTÍNEZ¹, Gloria C., CURRIE², Héctor M.

¹Cátedra Química Analítica y Agrícola.

²Cátedra Hidología Agrícola.

Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad Nacional del Nordeste –
Sargento Cabral 2131 - 3400. Corrientes. Argentina. TE: + 54-3783-427589- int 145.
gloriam@agr.unne.edu.ar / rodrisil@agr.unne.edu.ar

Evaluation of nitrates in waters of ricefields of Corrientes, Argentina

Abstract

The nitrates constitute the nitrogenous species more abundant and more interesting in natural waters; they result from the natural decomposition of the nitrogenous organic material by the microorganism activities. The prevention of contamination of surface and ground water for these chemical species depends on the ability of maintain a low level of NO_3^- which can be absorbed by the crop; in this way, only a minimum amount remains in the soil. Corrientes is one of the biggest rice producers of the Republic of Argentina This crop depends completely of water availability. The main nutritional deficiencies of soils in rice crop are related to phosphorus and nitrogen, being the fertilization a common practice. Consequently, water quality monitoring is necessary to manage adequately the rice crop areas. The objective of this work was to evaluate the concentration of nitrate and its temporal behavior in rice fields of different zones of Corrientes, Argentina. Sampling was carried out during 2004/2005 in three production areas: 1) a West area (Empedrado) with a floating pumping station on the Paraná River in November and December 2004 and February 2005; 2) a South area (Curuzú-Cuatíá) with the water source in a reservoir in November and December 2004, January and February 2005; and 3) a North area (Berón of Astrada) with a permanent pumping station in the Paraná River in October and December of 2004 and January of 2005. Three replicates were taken in the primary channel, the crop field and the secondary channel. Samples were analyzed in the laboratory of Analytical and Agricultural Chemistry of the Agronomist Faculty, UNNE, being the nitrate concentrations determined by UV-visible spectrum absorption (method sodium salicylate), within 24 hours after sampling. The maximum nitrate concentrations found in the sampled waters were 0.26 mg l^{-1} for the West zone; 0.45 mg l^{-1} for the South zone and 1.30 mg l^{-1} for the North zone. All nitrate determinations are below the maximum limit established by FAO (10 mg l^{-1}). The temporal behavior of the nitrate concentrations is similar in the different rice fields, coinciding with diverse authors, the biggest concentrations are observed at the beginning and final of the crop cycle.

Key words: nitrates, rice, irrigation.

Introducción

Los nitratos (NO_3^-) constituyen la especie nitrogenada más abundante y de mayor interés en todos los cuerpos de aguas naturales; aparecen como el resultado de la descomposición natural del material nitrogenado orgánico, por acción de microorganismos.

El ion amonio (NH_4^+) proveniente de la materia orgánica o de fertilizantes, se puede oxidar en la capa superior del suelo y formar NO_3^- que puede ser aprovechado por las plantas o lavado en profundidad hacia zonas reducidas de suelo. Tanto el NH_4^+ como el NO_3^- son solubles y se movilizan a través del perfil del suelo hasta las aguas subterráneas durante los períodos de lluvia mediante el proceso de lixiviación. El NO_3^- se encuentra también en la escorrentía superficial durante los períodos de lluvias. La prevención de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por el nitrógeno depende en gran medida de la capacidad de mantener el NO_3^- del suelo por debajo de un nivel tal que pueda ser absorbido por los cultivos y así reducir la cantidad del mismo que queda retenida en el suelo después de la cosecha (CREA, 1998).

En la provincia de Corrientes, Argentina, en la campaña 2002/2003 se detectaron 147 explotaciones arroceras que ocupan más de 58.000 hectáreas; el agua utilizada para riego de dichas explotaciones proviene un 62,4% de represas, un 24,7 % de ríos y un 2,3 % de perforaciones, siendo la cantidad de superficie a cultivar proporcional al caudal de agua disponible para el riego. Algunas de estas fuentes, como las represas, permanecen largos períodos en reposo, factor que puede disminuir su calidad debido a una disminución del oxígeno disuelto, necesario para el desarrollo de la vida acuática, y un aumento de la concentración de materia orgánica, que favorece el proceso de eutrofización de las aguas al que contribuyen tanto el nitrógeno como el fósforo (INTA, 2003).

En el cultivo de arroz, las principales deficiencias nutricionales de los suelos están dadas por el fósforo y el nitrógeno razón por la cual la fertilización es una práctica muy usual en este cultivo; estimaciones del Ministerio de Agricultura, Ganadería, Industria y Comercio de la provincia de Corrientes (MAGIC) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) indican que el uso de fertilizantes nitrógenados de cobertura comprende actualmente un 65-70% de la superficie cultivada, lo que puede afectar tanto las aguas superficiales como las subterráneas (CREA, 1998). Se considera que una parte del agua utilizada para riego en este cultivo es absorbida por la planta, o es evapotranspirada mientras que el resto se infiltra y se dirige hacia las napas freáticas o bien por ruptura de tapas se pierde por escurrimiento hacia las aguas superficiales por lo que hace necesario estimar en dichas aguas el aporte de nitrato (Tinarelli, 1989).

La continua y creciente contaminación de las aguas subterránea en áreas agrícolas es un fenómeno mundial que genera preocupación en muchos países por reducirla, de allí que esta tema sea el objeto de numerosos y permanentes estudios. Teniendo en cuenta la intensa actividad agrícola de la región y la incorporación de nuevas prácticas en el manejo de los suelos, como la referida a la utilización de fertilizantes, especialmente los nitrogenados, es necesario controlar la composición química del agua subterránea, con la finalidad de preservar su calidad. Según informes de la Organización Mundial de la salud (OMS), los niveles de nitrógeno-nitrato en el agua subterránea se han incrementado en muchas partes del mundo como consecuencia de la intensificación de las prácticas agrícolas. En algunos países este aumento es tal que, más del 10 por ciento de la población bebe agua con niveles de nitratos superiores a la norma de 10 mg l⁻¹ (Ayers y Wescott, 1989).

Diversos autores han encontrado concentraciones de nitrato próximas a 40-45 mg l⁻¹ en los pozos de riego ubicados en las proximidades de arrozales de regadío cultivados en forma intensiva.

Por ello fue objetivo de este trabajo evaluar la concentración de nitratos y su comportamiento en diferentes momentos de muestreo en tres arroceras de distintas zonas de la provincia de Corrientes, Argentina.

Materiales y métodos

Trabajo de campo

El trabajo se realizó en tres zonas arroceras de la provincia de Corrientes (27°15' y 30°44'S; 59°37' y 55°40'O) durante la campaña agrícola 2004/2005:

Zona Oeste: situada en Empedrado (27°57'S, 58°48'O), con una estación de bombeo flotante sobre el río Paraná; en la que se realizaron los muestreos en los meses de noviembre y diciembre de 2004 y febrero de 2005;

Zona Sur: emplazada en Curuzú-Cuatiá (29°49'S, 58°03'O), cuya fuente de agua es una represa, tomándose las muestras en los meses de noviembre y diciembre de 2004, enero y febrero de 2005;

Zona Norte: situada en Berón de Astrada 27°33'S, 57°32'O), que utiliza el agua del río Paraná, con una estación de bombeo fija; muestreándose en los meses de octubre y diciembre de 2004 y enero de 2005.

En cada una de ella se tomaron muestras del canal primario (muestra 1); de la chacra (muestra 2) y del canal secundario (muestra 3), con tres repeticiones cada una.

Trabajo de laboratorio

Las muestras recolectadas fueron llevadas al laboratorio de Química Analítica y Agrícola de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE, determinándose las concentraciones de nitrato por

Espectrofotometría UV-Visible (método del salicilato de sodio), dentro de las 24 hs posteriores a su recolección.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos se consignan en los Gráficos 1, 2 y 3.

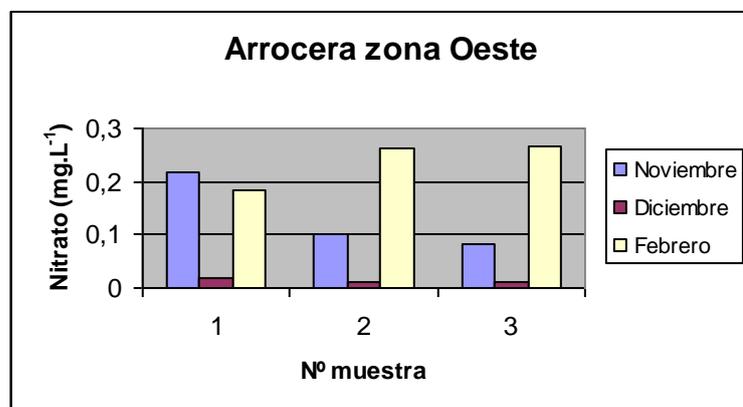


Gráfico 1. Concentración de nitrato (mg l⁻¹) en tres momentos de muestreo, promedio de tres repeticiones para la arrocera de la zona oeste.

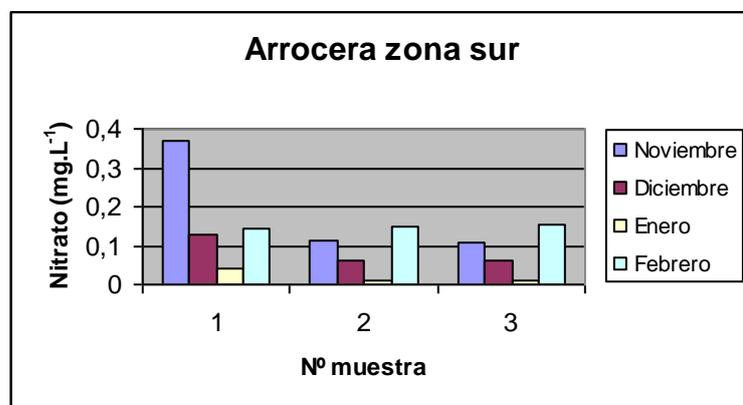


Gráfico 2. Concentración de nitrato (mg l⁻¹) en cuatro momentos de muestreo, promedio de tres repeticiones para la Arrocera de la zona sur.

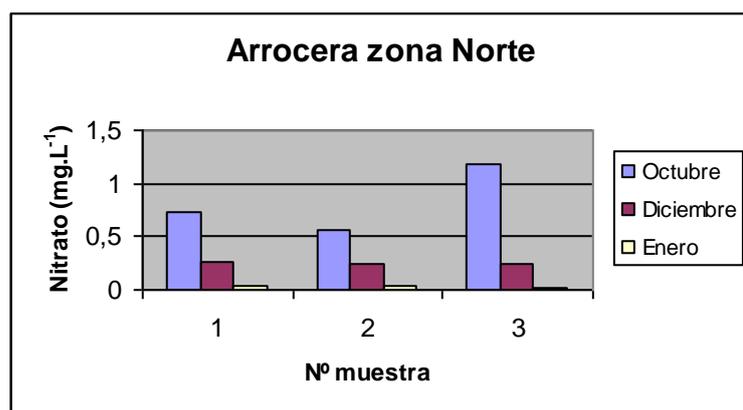


Gráfico 3. Concentración de Nitrato (mg L⁻¹) en tres momentos de muestreo, promedio de tres repeticiones para la Arrocera de la zona norte.

Las concentraciones de nitratos halladas en todas las muestras analizadas están por debajo de los valores máximos (10 mg L⁻¹) aceptado por la FAO (Ayers y Wescott, 1989).

Como se puede observar en los gráficos, el comportamiento del nitrato es similar para todas las arroceras, hay una mayor concentración al inicio y final del ciclo lo que coincide con lo investigado por Bhuigan (1948), quien demostró que el N total es mayor poco después de anegar, luego disminuye y permanece en concentración baja, para luego aumentar después de la cosecha; en la arrocera de la zona norte aparentemente esto no sucede pero se debe tener en cuenta que el último muestreo se realizó en el mes de enero cuando el cultivo estaba en la mitad de su ciclo.

De igual modo, Barrera (citado por Grist, 1982) que determinó el contenido de N en arroceras, durante las cuatro etapas de crecimiento del arroz, encontró que en general el contenido de N en el último muestreo era mayor que el que se presentaba cuando el suelo está inundado.

Esto puede deberse a que bajo inundación la mineralización del nitrógeno culmina en la formación de amonio, que es estable en esas condiciones y tiende a acumularse, con una pérdida paralela de nitrato (Ponnanperuma, 1978).

Conclusiones

Los valores de nitratos obtenidos en las aguas analizadas se encuentran por debajo del límite máximo establecido por la FAO.

El comportamiento de las concentraciones de nitrato en las distintas arroceras es similar, mayores concentraciones al comienzo y final del ciclo de cultivo.

Bibliografía

- Ayers, R.S. y Wescott, D.W. 1989. Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and Drainage. N° 29 Rev. Roma.
- Bhuigan, S. 1948. Transformation of nitrogen in rice soil. Soil Sci 67, 231-237.
- CREA. 1998. Arroz. Cuaderno de actualización técnica N° 61.
- Grist, D. H. Arroz. Compañía Editorial Continental. Méjico (1982)
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 2003. Proyecto Arroz. Campaña 2002-03, Volumen XI. Publicaciones Regionales.
- Ponnanperuma, F.N. 1978. Electrochemical changes in submerged soils. Soils and Rice. IRRI.
- Tinarelli, D. 1989. El Arroz. Ed. Mundi Prensa, Madrid (España).

AFORO Y CALIDAD QUÍMICA DEL AGUA EN EL RÍO TULANCINGO, ESTADO DE HIDALGO (MÉXICO)

Enrique Rubiños Panta, Jesús Amado Alvarez, Carlos Ramírez Ayala, Elizabeth Hernández Acosta, Francisco Gavi Reyes y Enrique Mejía Sáenz

Colegio de Postgraduados. Institución de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ciencias grícolas. Campus Montecillo (SEDE). Carretera México Texcoco Km 36.5, Montecillo Edo. de México. C. P. 56230. Tel (595)9520229. E-mail: jerpkike@colpos.mx.

Water quantity and quality in the Tulancingo River, Hidalgo State, Mexico

Abstract

The main environmental dimensions and public health concerns associated with the water quality in the world are:: a) five million annual deaths as a result of diseases transmitted by the water, b) dysfunction of the ecosystem and loss of biodiversity, c) contamination of the marine ecosystems due to activities made on land, d) contamination of groundwater resources, e) world-wide contamination by persistent organic polluting agents. Mexico has experienced strong economic and social changes during the last decades which has been accompanied by an important environmental deterioration. Different efforts are in development to rise a sustainable development. The objective of the present work was to monitor the amount and chemical quality of the water of the Tulancingo River in order to establish strategies of planning in the management of the natural resources within the river basin. During the period 2004-2005, 30 water samples were taken in 15 representative sites along the Tulancingo River catchment. A total of 13 parameters were determined in them. The results indicate flows of 1 to 35 l s⁻¹ in the springs and streams of the headwater basin (e.g., River San Lorenzo near the border with the Puebla State). Flow increases to 380 l s⁻¹ in the City of Tulancingo, arriving to 745 l s⁻¹ in the Mezquitlán Lagoon. The waters of the Tulancingo River are contaminated downwards the city of Tulancingo by domestic, municipal and industrial sewages. After the Metepec, Tenango de Doria, and Agua Blanca de Iturbide the contaminant load is increased with fertilizers by-products.

Key Words: Quality, Water, Planning, Tulancingo

Introducción

El problema más prioritario de la actualidad, después únicamente del relativo a la disponibilidad del agua potable, es el del acceso a los alimentos, por ello la agricultura es un componente dominante de la economía mundial. En muchos países la necesidad acuciante de producir alimentos en cantidades suficientes ha repercutido en las prácticas agrícolas de todo el mundo. Esta presión ha originado una expansión hacia tierras marginales y normalmente esta asociada a la agricultura de subsistencia. En otros, la necesidad de alimentos ha llevado a la expansión del riego y una utilización cada vez mayor de fertilizantes y plaguicidas con el fin lograr y mantener mayores rendimientos (Ongley, 1997).

Como es bien sabido, la agricultura es el principal usuario de recursos de agua dulce ya que utiliza un promedio mundial del 70 % de todos los suministros hídricos superficiales. No obstante, la agricultura es al mismo tiempo causa y víctima de la contaminación de los recursos hídricos: es causa por la descarga de contaminantes y sedimentos en las aguas superficiales y/o subterráneas, por la pérdida neta de suelo como resultado de prácticas agrícolas desacertadas y por la salinización y anegamiento de las tierras de regadío. Es víctima por el uso de aguas residuales y aguas superficiales y subterráneas contaminadas, que afectan a su vez los cultivos y generan enfermedades a los consumidores y trabajadores agrícolas.

Durante las últimas décadas México ha sufrido profundos cambios económicos y sociales que han venido acompañados de un creciente deterioro de su medio ambiente, por lo cual se han hecho esfuerzos para lograr el desarrollo sustentable. El objetivo del presente trabajo fue registrar la cantidad y calidad química del agua del Río Tulancingo, con el propósito de establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos naturales dentro de esta cuenca hidrológica.

Situación actual

En cuanto a detalles técnicos, bajo condiciones actuales se encuentran mezclados diferentes tipos de monitoreos de calidad del agua, los cuales están hechos a nivel nacional. Faltaba especificar estas características de manera regional. De acuerdo con la CNA (1998), esta región se le conoce también como cuenca del Río Moctezuma formada por las subcuencas Moctezuma, Meztitlan, Amajac y Atlapexco, donde se integra la mayor parte de la superficie del Estado de Hidalgo, pues representa hidrológicamente el 53% del área total del Estado, incluyendo los Distritos de Riego Tulancingo (028) y Meztitlán (08); tiene como corriente principal al río Moctezuma que nace en el cerro de la Bufa en el Estado de México a 3,800 m s.n.m. Los afluentes de esta corriente son: el Río Tizahuapa que nace en la Sierra de Pachuca, el Meztitlán que nace en Puebla y lleva sus aguas a la Laguna de Meztitlán con el nombre de río Tulancingo, para continuar posteriormente su curso hasta el Moctezuma como río Amajac.

De la evaluación realizada por la CNA (1997) para, conocer la calidad del agua en las seis cuencas del Estado de Hidalgo y sobre la base del análisis de 38 parámetros físicos, químicos y bacteriológicos, se obtuvo que la cuenca del río Tula y el emisor profundo desde los límites del Estado de México hasta su confluencia con el río Moctezuma, la contaminación predominante es: materia orgánica, cobre, zinc, bacterias, detergentes y fenoles disueltos, con un índice de calidad de 4 (Fuertemente Contaminada). La fuente de contaminación principal proviene de la descarga de aguas residuales de la zona metropolitana de la Cd. de México, de las descargas municipales de Hidalgo y también de la refinería de PEMEX y otras industrias, lo que ocasiona afectaciones a la salud, a la agricultura y a la acuacultura principalmente.

Como se puede apreciar los datos reportados anteriormente explican de manera general la problemática general. Sin embargo, faltaba complementar esta información a nivel regional y municipal, por lo que el objetivo del presente trabajo fue registrar la cantidad y calidad química del agua del Río Tulancingo, con el propósito de establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos naturales dentro de las áreas adyacentes al río Tulancingo.

Materiales y Métodos

Localización

El Estado de Hidalgo se localiza en las regiones hidrológicas # 26, con una superficie de 19,793.6 km² lo que representa 94.7 %, y el 5.3 % restante del área total se localiza en la región # 27 del Río Papaloapan, con una superficie de 1,111 km² (CNA, 1998).

Durante los ciclos 2004-2005, se tomaron 30 muestras de agua (15 sitios, Figura 1) en zonas representativas dentro del flujo de agua del Río Tulancingo; a las cuales se les determinaron 13 parámetros. Las muestras fueron tomadas en dos épocas del año la primera antes del período de lluvias y la segunda después del período de lluvias.

Análisis de la calidad del agua de riego

En laboratorios del Colegio de Postgraduados se realizaron los análisis de calidad del agua, bajo las metodologías correspondientes (cuatro repeticiones para cada determinación). La conductividad eléctrica se determinó usando el puente de Wheatstone, método de Wilcox. La concentración de nitrato por *Reflectoquant* (test MERCK KgaA,S/F). La concentración de fosfatos se analizó por colorimetría con el complejo azul de fosfomolibdeno (CSTPA, 1980); el pH según Coleman y Thomas (1967). Los carbonatos y bicarbonatos por titulaciones en presencia de fenoftaleína y anaranjado de metilo (**American Public Health Association** y *American Water Works Association*, 1946). Se determinaron los sulfatos utilizando ácido clorhídrico concentrado, cloruro de bario al 10% y anaranjado de metilo al 0.1 % en agua según procedimiento descrito por la *Association of Official Agricultural Chemists* (1950). Para registrar los cloruros en el agua se utilizó una solución estándar de nitrato de plata, usando como indicador cromato de potasio según metodología de la *Association of Official Agricultural Chemists* (1950). La concentración de sodio y potasio se determinó por flamometría, con un equipo Perkin Elmer. Para la valoración de los cationes, con respecto a calcio y magnesio, se realizó por titulación con etilendiaminotetraacetato (versenato) según Cheng y Bray (1951).

Aforo del agua

El registro de los escurrimientos iniciales fue medido usando el método volumétrico, midiendo el tiempo de llenado (t) de un recipiente de volumen conocido (V), donde se colecto la muestra, después de hacer las adecuaciones pertinentes, determinando el caudal (Q) con la ecuación: $Q = V/t$.

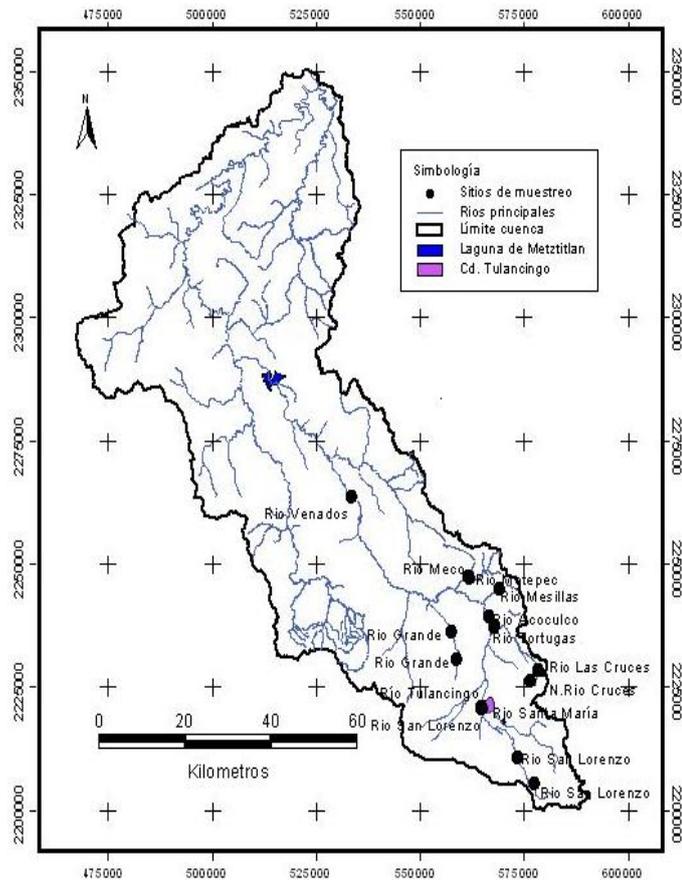


Figura1. Sitios de muestreo en aguas del río Tulancingo.

Al avanzar el recorrido por el Río, el caudal aumentó, por lo que fue necesario utilizar el método del flotador (un trozo de madera), el cual se utiliza para medir la velocidad (V) del caudal, dividiendo la distancia recorrida entre el tiempo promedio de viaje del flotador. La determinación del área (A) se hizo dividiendo el espejo del agua en varios segmentos iguales, formando triángulos y trapecios, luego el gasto (Q), se determinó con la ecuación: $Q = A * V$ (Briones y García, 1997).

Resultados y Discusión

Cantidad de agua en el Río Tulancingo

En los límites del Estado de Puebla nace el Río San Lorenzo con gastos pequeños donde hay manantiales de 1 a 35 $L s^{-1}$, ya en la Ciudad de Tulancingo se aforo una cantidad de 380 $L s^{-1}$, mientras que el Río la Esperanza conducía un gasto de 188 $L s^{-1}$ (en este punto se juntan las aguas de los Ríos citados). Al avanzar en el recorrido, durante mayo del 2004 el agua aumento a 745 $L s^{-1}$ donde cambia el nombre de Tulancingo a Río Venados (Cuadro 1). Es oportuno señalar que estas cantidades aumentan al doble inmediatamente después del período de lluvias allá por el mes de octubre.

Calidad de agua en el Río Tulancingo

Nitratos y fosfatos. La mayor concentración de fosfatos 9.97 mg L^{-1} se consignó en el Río Santa María la Esperanza, en la Cd. de Tulancingo, Hidalgo. Estos valores acusan fuertes problemas de contaminación, equiparables a los valores reportados en aguas del Río Tula en el Estado de Hidalgo, por Díaz y Arias (1992), donde el promedio global fue de 3.3 ppm.

De manera similar la mayor concentración de nitratos (25 mg L^{-1}) se consignó en la ciudad de Tulancingo con lo cual se establece que hay descargas residuales que desde este punto acarrean grandes concentraciones del parámetro citado, a lo cual se les sumará los desechos agrícolas del parteaguas abajo de este Río. Así antes de llegar al área del Ejido El Chamizal, antes de la caída a la Barranca por el lado del Río Meco, se observan problemas de proliferación de lirio acuático.

Sodio y sales. La evaluación química del agua en toda la cuenca indica bajos valores de sodio donde el RAS, fluctuó de 0.18 hasta $1.05 \text{ (meq L}^{-1})^{1/2}$, equivalentes a una clasificación S1 y pueden utilizarse para la producción agrícola sin ningún problema. Respecto a la concentración de sales en las aguas del Tulancingo se registró que son de clase C3 y C4, es decir que pudieran provocar disminuciones en el rendimiento de los cultivos agrícolas, ya que se reportaron valores muy altos en la Conductividad Eléctrica como en el Pueblo de Tortugas donde este parámetro se consignó en $3.686 \mu\text{s cm}^{-1}$ Con lo cual se rebasan los límites más altos de clasificación.

pH. Todos los valores están por encima de la neutralidad, excepto las aguas del Río Meco en el Ejido El Chamizal, en la Caída a la Barranca. En este punto exactamente hay una vertiente de aguas residuales de una empresa que se dedica a la producción de ropa.

Clasificación Agrícola. Existe una alta concentración de sales desde el Río San Lorenzo, Río Santa María Nativitas, Santa María la Esperanza, Río Tortugas y Río Acolulco hasta el Río Meco, donde la clasificación para uso agrícola fue de C3 a C4, como se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados de la calidad del agua en la Cuenca del Río Tulancingo, Estado de Hidalgo (Total=15 muestras).

# labor	$Q \text{ l s}^{-1}$	P- PO_4	NO_3	pH	Clasif. Agri.
4310	745	0.19	16	7.9	C2 S1
4313	30	0.19	17	8.2	C2 S1
4314	35	0.26	18	8.7	C3 S1
4315	16	0.67	19	7.5	C4 S1
4316	380	1.17	20	7.3	C4 S1
4317	188	9.97	25	7.3	C3 S1
4319	30	0.09	15	7.5	C3 S1
4320	260	0.82	20	7.5	C4 S1
4321	90	0.10	12	7.3	C2 S1
4322	370	0.08	11	6.9	C4 S1
4323	20	0.24	17	7.4	C1 S1
4324	1	0.21	17	7.4	C2 S1
4325	39	0.05	10	7.7	C1 S1
4327	8	0.13	11	7.8	C1 S1
4328	45	1.66	19	7.5	C2 S1

Conclusiones

1.- Se puede confirmar que las aguas del Río Tulancingo después de cruzar por la Ciudad del mismo nombre están contaminadas, por desechos domésticos, municipales e industriales. Posteriormente, al cruzar los municipios de Metepec, Tenango de Doria y Agua Blanca de Iturbide se agregan residuos de fertilizantes utilizados en la agricultura.

2.- Resulta indispensable establecer plantas de tratamiento de aguas residuales, debiéndose prever el aprovechamiento de los lodos extraídos como mejoradotes de suelo para uso agrícola.

3.- El Gobierno del Estado de Hidalgo, debe proporcionar a los Gobiernos de Veracruz, Puebla y San Luis Potosí la información pertinente sobre los posibles efectos ambientales en sus respectivas regiones afectadas.

Referencias

- American Public Health Association and American water works Association. 1946. Standard methods for the examination of water and sewage. Ed. 9. Illus. New York.
- Association of Official Agricultural Chemists. 1950. Official and tentative methods of analysis of the Association of Official Agricultural Chemists. Ed. 7. 536,910 pp. Illus, Washington.
- Briones, S. G. y I. García C. 1997. Aforo del agua en canales y tuberías. 1-21. Trillas, México, D. F.
- Coleman, N.T. Y G.W. Thomas. 1967. The basic chemistry of soil acidity. *in*: R.W. Pearson y F. Adams (eds). Soil acidity and liming. Agronomy 12. Am Soc. Agron. Madison, Wisc.
- Cheng, K.L. y H.R. Bray. 1951. Determination of calcium and magnesium in soil and plant material. Soil Sci. 72: 449-458.
- CNA. 1997. Diagnóstico de la región XIII Valle de México, Tomo I., CNA. México D.F., 337 pp
- CNA. 1998. Programa Estatal Hidráulico 1996-2020. Texto y Cuadros básicos. CNA, Hidalgo, Pachuca, Hidalgo. 198 pp.
- CSTPA. 1980. Handbook on reference methods for soils Testing. Council on soil testing and plant analysis. Athens, Georgia.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudios FAO, Riego y Drenaje. 55. Roma.

RADIATIVIDAD EN AGUAS EMBOTELLADAS PROCEDENTES DE PAÍSES EUROPEOS Y AMERICANOS

Rubio Montero, M.P.^{1,a}, Carrasco Lourtou, A.M.²

¹Universidad de Extremadura, 06800 Mérida (Badajoz), España

²Universidad de Extremadura, 06071 Badajoz, España

^aTel: +34 924 387 068 (2544). Fax: + 34 924 303 782. E-mail: pilar@unex.es

Natural radioactivity in mineral waters from Europe and America

Abstract

Consumption of mineral water is a common practice by the population over the last decades. Radioactive water content and doses assessment to the public from drinking water is the scope of this work. The state of the art about the levels permitted in several countries is studied. Also, we present the levels and doses found in several drinking waters from several European and American countries.

Key words: Mineral Water, Radioactivity, Radiological Monitoring, Dose

Control del agua para consumo público

El consumo diario de agua mineral ha aumentado en la comunidad internacional durante las últimas décadas. Esto hace necesario revisar la dosis recibida por la población procedente del contenido radiactivo de estas aguas. El objetivo de este trabajo es recopilar datos procedentes de diversos países europeos y americanos, referentes al contenido radiactivo de sus aguas minerales y la dosis recibida por la población. También se hace referencia al control radiológico establecido por las legislaciones de diferentes países respecto al agua de bebida.

El agua de consumo humano es de gran importancia para la salud pública. Es necesario asegurar la calidad de éstas en cuanto a salubridad y limpieza, de tal forma que el agua que se va a consumir no contenga ningún tipo de microorganismo, parásito o sustancia, en una concentración que pueda suponer un riesgo.

Esto debe tenerse en cuenta para todas las aguas que, independientemente de su origen y del tratamiento de potabilización que reciban, se utilicen para beber, cocinar, preparar alimentos u otros usos domésticos, así como para las aguas usadas en la industria alimentaria.

Una parte muy importante del análisis al que debe someterse el agua es el referido al control del contenido radiactivo. La interacción de las radiaciones ionizantes con los seres vivos produce alteraciones en sus estructuras a nivel celular. Por ello, es necesario cuantificar el riesgo al que está sometido un individuo expuesto a estas radiaciones, y limitar, hasta unos valores aceptables, esta exposición para evitar la aparición de efectos biológicos nocivos.

La ingestión diaria de agua conduce a la población a la exposición interna a la radiación, directamente a través de la desintegración de los radionúclidos incorporados al organismo por ingestión o inhalación, o bien indirectamente, cuando estos radionúclidos son incorporados a la cadena alimenticia. El riesgo que supone el contenido radiactivo de un agua estará marcado por la cantidad diaria de agua ingerida. El control de este riesgo pasa por el estudio de ciertas variables, de las cuales, es posible fijar valores paramétricos que establecen el valor máximo permitido para cada una de ellas. Algunas de las variables son descritas a continuación.

Dosis equivalente: Tiene en cuenta la energía depositada por unidad de masa en el órgano o tejido interesado, y el tipo de radiación incidente. Para calcular la dosis efectiva por ingesta es necesario tener en cuenta muchos factores, como el consumo diario, la edad de la persona, el factor de conversión actividad a dosis, y otros.

Actividad alfa total: Aporta información del contenido de radionúclidos emisores alfa presentes en la muestra.

Actividad beta total: Aporta información del contenido de radionúclidos emisores beta presentes en la muestra.

Actividad beta resto: actividad beta de una muestra a la que se ha restado la contribución beta debida al isótopo de origen natural ^{40}K .

Análisis isotópico gamma: Es un método no-destructivo de análisis que tiene una amplia aplicación en la identificación de varios elementos presentes simultáneamente en la muestra, como en la determinación a nivel de trazas de varios elementos que no pueden ser determinados por otros métodos. Es una técnica de rápida respuesta ya que no hay espera por decaimiento radiactivo.

En ocasiones, son especialmente indicadas las determinaciones de algunos isótopos, tanto de origen natural como artificial, tales como:

Tritio (^3H): es un isótopo radiactivo emisor beta del hidrógeno. Se produce naturalmente, de forma poco abundante, por la acción de rayos cósmicos y la degradación del radionúclido natural en rocas y en la tierra. Su procedencia artificial se debe normalmente al funcionamiento de las centrales nucleares. Se distribuye rápidamente en el agua libre y es incorporado al cuerpo humano por tres mecanismos diferentes: ingestión, inhalación y por absorción a través de la piel. Su presencia puede indicar la presencia de otros radionúclidos de origen artificial que, en su caso, habría que investigar.

Cesio (^{134}Cs , ^{137}Cs): Elemento químico no muy abundante en la corteza terrestre y su procedencia artificial es debida mayoritariamente a accidentes nucleares o a la detonación de bombas atómicas. La mayor parte de los compuestos de cesio son muy solubles en agua, lo cual aumenta el riesgo de ingestión por agua de bebida.

Estroncio (^{90}Sr): Forma compuestos de estroncio en su mayoría muy solubles. Su largo periodo y su prolongado tiempo de retención en el organismo como consecuencia de su similitud con el calcio respecto al comportamiento metabólico, hace que una vez ingerido se deposite en los huesos en desarrollo sustituyendo a éste. Se ha encontrado en la lluvia radiactiva subsiguiente a la detonación de algunas armas nucleares.

Uranio (^{238}U , ^{235}U , ^{234}U): Elemento que se encuentra formando parte de la corteza terrestre, sus compuestos presentan una elevada solubilidad en agua. Decae en elementos que son fácilmente incorporados al ser humano, como radio y radón.

Radio (^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra): La concentración de Ra en el agua de bebida es especialmente importante debido a que el comportamiento metabólico es similar al del Ca, y una fracción importante del Ra absorbido se deposita en los huesos, contribuyendo a la dosis interna. La contribución del Ra a la dosis equivalente en bebidas es mayor que la del ^{137}Cs , incluso en el entorno de centrales nucleares.

Legislación internacional sobre control radiológico del agua para consumo humano

No existe un criterio único a la hora de establecer el riesgo radiológico por ingesta de agua, ya que dependerá de la composición del agua objeto de estudio. Por ello, la tendencia actual es definir normativas que recojan los niveles límites de determinadas variables para calificar el agua como apta o no apta para el consumo, y en algunos casos, valores de los parámetros indicadores por encima de los cuales, se recomienda hacer estudios más amplios antes de proceder a la comercialización de esas aguas. Dado que las dosis recibidas por la población están fuertemente relacionadas con la cantidad de radionúclidos presentes en el agua, es especialmente recomendable la determinación de las concentraciones de actividad α - y β - total, sin hacer distinción entre radionúclidos de origen natural o artificial.

En la Tabla 1 se recogen los parámetros utilizados en diferentes países para establecer el control radiológico de las aguas de consumo público. Todos los estados miembros de la Unión Europea deben estudiar de forma regular la concentración de tritio y la dosis indicativa total, con objeto de comprobar si estos parámetros de control son menores que los marcados en la Directiva comunitaria 98/83/CE. Además, cada uno de los estados miembros puede fijar valores para nuevos parámetros no incluidos si así lo exige la protección de la salud humana en su territorio nacional o en parte del mismo. Portugal se rige por el Decreto 243/2001 basado totalmente en la normativa comunitaria. Francia regida por el Decreto 2001-1220 estipula que si la concentración de tritio encontrado en el agua de consumo humano supera los niveles de referencia se debe buscar la presencia eventual de otros radionúclidos artificiales. En España se considera, además del tritio y de la dosis indicativa total, las concentraciones de actividad alfa- y beta- total (Real Decreto 140/2003).

Como ejemplo de países americanos en los que exista una norma específica para el control radiológico, podemos citar México (Norma Oficial Mexicana Nom-127-ssa1-1994), y Brasil (Portaria

No. 518). En ambos casos, proponen valores para la concentración alfa y beta totales (Tabla 1). Sin embargo, Brasil establece que, si los valores obtenidos son mayores que esos valores máximos permitidos, deben estudiarse las concentraciones de otros radionúclidos presentes en la muestra.

Tabla 1. Valores paramétricos recogidos en legislaciones de diversos países (ver texto para detalles sobre la legislación).

	UE	Portugal	Francia	España	México	Brasil
Tritio	100 Bq L ⁻¹	-----	-----			
Dosis	0,10 mSv año ⁻¹	-----	-----			
Ac. alfa	-----	-----	-----	0,1 Bq L ⁻¹	0,1 Bq L ⁻¹	0,1 Bq L ⁻¹
Ac. beta	-----	-----	-----	1 Bq L ⁻¹	1 Bq L ⁻¹	1 Bq L ⁻¹

Radiactividad en aguas de consumo público en diferentes países

El consumo de agua mineral ha aumentado en las últimas décadas entre la población, a veces como una elección, aunque otras veces como única opción, tal es el caso de algunas localidades mediterráneas como la Isla de Palma de Mallorca (España) debido a la elevada salinidad del agua superficial (Bayés et al., 1997). En el periodo 1990-2000 el consumo se incrementó en Alemania más del 50%, y más del 130% en Estados Unidos (Rusconi et al., 2004). En Hungría, el consumo aumentó hasta siete veces en el periodo 1988-1998. El consumo promedio de agua mineral en 1999 fue 28 L persona⁻¹ año⁻¹, mientras que en el año 2000 alcanzó cerca de 40 L persona⁻¹ año⁻¹ (Somlai et al., 2002).

Uno de los países donde mayor impacto ha tenido este hábito es Italia (Rusconi et al., 2004). Entre 1995 y 2000 la producción nacional aumento cerca del 55%. En 2000, 9.500 millones de litros fueron embotellados, lo que representa un tercio de la producción europea. Actualmente, 9.000 millones de litros son vendidos sólo en Italia, lo que representa un valor de 3.000 millones de euros. El consumo individual asciende a 160 L año⁻¹.

Existe una amplia bibliografía acerca del contenido radiactivo en aguas minerales procedentes de diferentes países. Se han realizado trabajos extensos donde se analiza el contenido radiactivo α - y β -total en Italia (Rusconi et al., 2004), España (Bayés et al., 1996; Dueñas et al., 1997; Martín Sánchez et al., 1999), donde se incluyen también datos de marcas europeas en general, y México (Dávila Rangel et al., 2003). La mayor parte de la actividad alfa proviene de las cadenas de isótopos naturales descendientes del uranio. Por tanto, es frecuente encontrar datos acerca de los isótopos de uranio presentes (Rusconi et al., 2004; Martín Sánchez et al., 1999; Dávila Rangel et al., 2003). Es importante hacer referencia por su importancia d.p.v. radiológico a la presencia de isótopos de Ra en aguas de bebida, de los cuales, el más importante es el ²²⁶Ra por su largo periodo (1.600 años). Existen numerosos datos acerca de ²²⁶Ra en aguas minerales procedentes de España (Bayés et al., 1996; Martín Sánchez et al., 1999; Manjón et al., 1997), Italia (Rusconi et al., 2004), Hungría (Somlai et al., 2002; Baradács et al., 2001), Austria (Kralik et al., 2003), México (Dávila Rangel et al., 2003) y Brasil (De Oliveira et al., 2001; Godoy et al., 2001). A continuación, vamos a presentar un resumen de los niveles de concentración de actividad α - y β - total encontrados en diferentes estudios. Estos niveles nos dan una idea previa de cuales aguas deben ser objeto de estudio en función de su contenido radiactivo.

Rusconi et al. (2004) analizan aguas procedentes del Norte de Italia, en concreto 21 marcas producidas en Lombardía. Los valores de α -total variaron entre < 3 hasta 550 mBq L⁻¹, entre los cuales, solamente cuatro marcas superaron el límite de concentración recomendada por WHO (1993), <0.1 Bq L⁻¹. Los valores de β -total oscilaron entre 27 y 1108 mBq L⁻¹. Solamente una marca superó el límite recomendado por WHO (1993) para la concentración β -total, <1 Bq L⁻¹. No encontraron una clara correlación entre los parámetros fisicoquímicos con la radiactividad, salvo para las aguas más mineralizadas, especialmente las que presentaban residuos >500 mg L⁻¹, y que eran producidas en acuíferos calizos. También fueron estimadas las concentraciones de U y ²²⁶Ra, a partir de las cuales, se estimaron las dosis recibidas por niños y adultos. Los valores encontrados variaron de 1 a 50 μ Sv año⁻¹.

Sin embargo, en el caso de bebés las dosis alcanzadas fueron mayores y alcanzaron hasta $0,26 \text{ mSv año}^{-1}$. Las mayores dosis correspondieron a las aguas con mayor mineralización.

Bayés et al. (1996) determinaron las concentraciones de actividad β -total en 23 aguas de bebida comercializadas en España, más de la mitad procedentes de localidades mediterráneas. Los valores obtenidos variaron desde $<6,1 \text{ mBq L}^{-1}$ hasta $2,850 \pm 0,065 \text{ Bq L}^{-1}$. Las mayores concentraciones correspondieron a aguas termales reflejando una mayor concentración de ^{40}K y de isótopos $4n$ y $4n+2$. Las mayores cantidades de residuo seco se correspondieron con mayores cantidades de actividad β -total.

En otro trabajo posterior, Dueñas et al. (1997) analizaron un total de 84 aguas embotelladas en localidades repartidas por todo el territorio español y ocho procedentes de diferentes países europeos no especificados. Observaron que las concentraciones de actividad α - y β -total de las muestras analizadas seguían en ambos casos una distribución log-normal. De todas las muestras analizadas, un 26,2 % presentó una actividad α -total $>0,1 \text{ Bq L}^{-1}$, es decir, superaron el límite establecido por la legislación española (Tabla 1). Todas presentaron actividad β -total $<1 \text{ Bq L}^{-1}$. Las mayores concentraciones de actividad corresponden con aguas producidas en zonas graníticas, mientras que las regiones con menores concentraciones promedio son las de rocas sedimentarias, y sedimentos marinos recientes.

Martín et al. (1999) analizaron 43 marcas de aguas embotelladas de las cuales dos procedían de Francia, 13 de Portugal y 28 de España. Catorce muestras presentaron concentraciones α -total por encima del límite permitido $<0,1 \text{ Bq L}^{-1}$. Los valores encontrados para la concentración α -total oscilaron entre $<0,007$ y $8,4 \pm 1,6 \text{ Bq L}^{-1}$. Cuatro de esas catorce muestras presentaron valores de la concentración β -total $>1 \text{ Bq L}^{-1}$. Todos los trabajos españoles (Bayés et al., 1996; Dueñas et al., 1997; Martín Sánchez et al., 1999) presentaron coincidencias en algunas de las aguas analizadas, dando todos ellos valores coincidentes dentro de la desviación estándar. En todos ellos, se encontró una fuerte correlación entre el contenido radiactivo y el residuo seco del agua embotellada (mg L^{-1}). Las dosis equivalentes estimadas excedieron en dos casos el límite establecido por la legislación vigente de 1 mSv año^{-1} (Tabla 1).

Dávila Rangel et al. (2003) determinaron las actividades α - y β -total en 21 marcas nacionales e internacionales de agua embotellada (purificada y mineral) distribuidas en supermercados mexicanos. Todas las aguas analizadas presentaron valores de actividad β -total menores del límite permitido para el agua de bebida ($<1 \text{ Bq L}^{-1}$). Tres marcas de agua purificada sobrepasaron el límite alfa ($0,1 \text{ Bq L}^{-1}$). Las cinco aguas minerales analizadas, el límite alfa fue excedido en tres de ellas. En el caso de la marca Evian, analizada en Martín Sánchez et al. (1999) y Dávila Rangel et al. (2003) se obtuvieron diferentes resultados, lo que podría indicar diferente tratamiento del agua y diferente origen.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo prestado por la Junta de Extremadura (Proyecto Ref.: 2PR02C012) y el Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto Ref.: FIS2004-03155) para la realización de este trabajo.

Bibliografía

- Baradács E., Hunyadi I., Dezsó Z., Csige I., Szerbin P., 2001. ^{226}Ra in geothermal and bottled mineral waters in Hungary. *Radiat. Meas.* 34, 385-390.
- Bayés J.C., Gómez E., Garcías F., Casas M., Cerdá V., 1996. Radium determination in mineral waters. *Appl. Radiat. Isot.* 47, 849-853.
- Dávila Rangel J.I., López del Río H., Mireles García F., Quirino Torres L.L., Villalba M.L., Colmenero Sujo L., Montero Cabrera M.E., 2002. Radioactivity in bottled waters sold in Mexico. *Appl. Radiat. Isot.* 56, 931-936.
- De Oliveira J., Paci Mazilli B., De Oliveira Sampa M.H., Bambalas E., 2001. Natural radionuclides in drinking water supplies of Sao Paulo State, Brazil and consequent population doses. *J. Environ. Radioactivity* 53, 99-109.
- Dueñas C., Fernández M.C., Liger E., Carretero J., 1997. Natural Radioactivity levels in bottled water in Spain. *Wat. Res.* 31, 1919-1924.
- Godoy J.M., da S. Amaral E., Godoy M.L.D.P., 2001. Natural radionuclides in Brazilian mineral water and consequent doses to the population. *J. Environ. Radioactivity* 53, 175-182.

- Kralik C., Friedrich M., Vojir F., 2003. Natural radionuclides in bottled water in Austria. *J. Environ. Radioactivity* 65, 233-241.
- Manjón G., Vioque I., Moreno h., García-Tenorio R., García-León M., 1997. Determination of ^{226}Ra and ^{224}Ra in Drinking Waters by liquid Scintillation Counting. *Appl. Radiat. Isot.* 48, (1997) 535-540.
- Martín Sánchez A., Rubio Montero M. P., Gómez Escobar V., Jurado Vargas M., 1999. Radioactivity in bottled mineral waters. *Appl. Radiat. and Isot.* 50, 1049-1055.
- Rusconi R., Forte M., Abbate G., Gallini R., Sgorbati G., 2004. Natural radioactivity in botled mineral waters: A survey in northern Italy. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 260, 421-427.
- Somlai J., Horváth G., Kanyár B., Kovács, T., Bodrogi E., Kávási N., 2002. Concentration of ^{226}Ra in Hungarian bottled mineral water. *J. Environ. Radioactivity* 62, 235-240.
- WHO*, 1993. *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 2nd ed., Vol 1. Recommendations, Worl Helath Organization, Geneva (Suiza)

ADECUACIÓN DE LA CALIDAD QUÍMICA DEL AGUA POTABLE PARA LA INFRAESTRUCTURA HIDRÁULICA CON APOYO INFORMÁTICO

F.E. Trujillo, M.V. Martínez, C.N. Flores

*Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
Cerro de Coatepec s/n. C.U. Toluca, Edo. de México, México. C.P. 50130.
etf@uaemex.mx, vmm@uaemex.mx*

Software application for drinking water quality adaptation to the hydraulic needs

Abstract

The corrosion and scale in potable water distribution and extraction system every year produce a great economic lost and waste of this vital liquid, affecting the well efficiency and population service. Although the solution for these problems is expensive because of the costs of well and distribution system rehabilitation and replacement, it is possible to establish prevention policies by water chemistry adapting. In this work, the AgrInc_Agua 2.0 software was done, which implement Langelier and Ryznar qualitative methods, and Mojmir Mach quantitative method to determinate the corrosive or scale forming tendency of natural water and set up the chemical equilibrium conditions, using calcium hydroxide or calcium carbonate, such as a low-cost option. AgrInc_Agua 2.0 was applied on potable water samples from a tank which supply to Toluca City in Estado de México, those samples were taken from December 2004 to May 2005. Although the water fulfils the Mexican standard for human use and consumption, it is determined that the water tends to corrode the hydraulic substructure, for that reason it is set up the monthly chemical equilibrium condition to contribute to protect the hydraulic substructure, to reduce the maintenance and to postpone the replacements.

Key words: Corrosion, scale forming, potable water, Mojmir Mach, AgrInc_Agua 2.0.

Introducción

La infraestructura hidráulica de extracción y distribución de agua suele sufrir importantes problemas de corrosión o incrustación, llegando inclusive, al extremo de impedir su uso, principalmente cuando éstas tienen un bajo contenido de sales disueltas y alcalinidad, o bien, cuando se da un ataque electroquímico. Generalmente, durante todo este proceso, la corrosión de bombas y tuberías conlleva costos e inhabilitaciones, las cuales deberían reducirse de algún modo.

Los fenómenos de corrosión y de incrustación, están en relación directa con las características fisicoquímicas del agua y las sustancias disueltas en ésta, y aunque depende también del material con el que el agua está en contacto, las propiedades de los materiales que evitan que ocurra el fenómeno de corrosión y que pueden sustituir al acero, tienen deficiencias en su comportamiento mecánico que no permiten una buena eficiencia en el sistema, por lo que es importante abatir esta característica con tratamientos específicos de bajo costo.

Para evaluar los parámetros agresivos del agua, en México, la Comisión Nacional del Agua (CNA, 1994a, 1994b) propone el uso de los siguientes índices: de saturación de Langelier, de agresividad, de estabilidad de Ryznar, de corrosión de Riddick y de fuerza de conducción de Mc Cauley. Estos modelos son considerados como cualitativos, ya que solo indican el carácter agresivo o incrustante del agua, sin determinar cuánto. Los índices de Langelier y Ryznar son los más utilizados.

Existen métodos que permiten determinar de manera cuantitativa la agresividad del agua, tal es el caso de Mojmir Mach y Legrand-Poirier, los cuales al tener un mayor sustento teórico proveen mejores resultados que los modelos cualitativos; sin embargo, debido a su complejidad y difícil aplicación, dichos modelos suelen ser poco utilizados.

El objetivo de este trabajo consiste en desarrollar un sistema informático que incorpore los dos índices más utilizados en México, para determinar cualitativamente la tendencia corrosiva o incrustante del agua, conjuntamente con el método cuantitativo de Mojmir Mach, para aplicarlo a agua potable de un tanque de distribución, y proponer una alternativa de bajo costo para la adecuación de su calidad química, de tal forma que proteja la infraestructura hidráulica, sin alterar su condición de agua para uso y consumo humano.

Métodos y técnicas empleadas

Lugar de estudio y muestreos

Para este estudio, se eligió uno de los tanques de distribución que abastece agua potable a la Ciudad de Toluca, Estado de México, debido a las manifestaciones corrosivas detectadas en la infraestructura hidráulica de distribución. El tanque de distribución recibe un flujo de agua superficial potabilizada, así como el aporte de agua de siete pozos, que se homogenizan en dicho tanque.

Se realizó una campaña de muestreo durante los meses de diciembre de 2004 a mayo de 2005. Se realizaron mediciones *in situ* de temperatura, pH, conductividad, y cloro residual, asimismo, se determinaron en laboratorio los parámetros transitorios (acidez, alcalinidad, dureza, DQO, DBO), las especies aniónicas (N-nitratos, N-nitritos, N-amoniaco, cloruros, sulfatos, fosfatos), catiónicas (calcio, magnesio, sodio, potasio), sólidos (disueltos totales, disueltos fijos, disueltos volátiles, suspendidos totales, suspendidos fijos, suspendidos volátiles) y parámetros microbiológicos (coliformes totales y fecales). Las mediciones y determinaciones se realizaron con base en las técnicas de análisis establecidas en las Normas Oficiales Mexicanas vigentes y por la APHA-AWWA-WFPC (1995).

La medición *in situ* de la temperatura, conductividad y pH se realizó durante los meses de diciembre de 2004 a marzo de 2005, utilizando un potenciómetro *Conductronic PC18* (3442). En abril y mayo de 2005 se utilizó un termómetro de mercurio marca Brannan para la temperatura; para la conductividad y pH, se usó un potenciómetro marca HANNA (HI9812). El cloro residual se midió durante todo el periodo de muestreo con un "Pool and Spa Test kit" marca *Rainbow Lifeguard*.

Métodos cualitativos y cuantitativos

Para la determinación de la agresividad del agua, se utilizaron los métodos cualitativos de Langelier y Ryznar, así como el método cuantitativo de Mojmir Mach.

El índice de Langelier ($I_L = pH - pH_s$) proporciona un valor cualitativo sobre la estabilidad del agua, aplicando la diferencia entre el pH medido del agua y el pH de equilibrio o de saturación. Si el índice es igual con cero, el agua está en equilibrio químico, si es positivo, el agua es incrustante, y si es negativo, el agua es corrosiva (CNA, 1994a, 1994b). El índice de Langelier no proporciona una estimación del grado de corrosión o incrustación del agua en estudio (Allende, 1976).

El índice de estabilidad de Ryznar ($I_R = 2pH_s - pH$) toma como base los mismos parámetros que Langelier, pero siempre da un valor positivo, el cual provee una idea del nivel corrosivo o incrustante del agua. El carácter del agua se determina con base en los siguientes criterios (CCA, 2005): $4 \leq I_R < 5$, fuertemente incrustante; $5 \leq I_R < 6$, moderadamente incrustante; $6 \leq I_R < 7$, poco incrustante o corrosiva; $7 \leq I_R < 7.5$, corrosiva; $7.5 \leq I_R < 9$, fuertemente corrosiva; $9 \leq I_R$, muy corrosiva.

El método de Mojmir Mach (Allende, 1976; Trujillo y Martínez, 2005a) se fundamenta en el índice de Langelier y en el gráfico de Tillmans, Mach incorpora la fuerza iónica (μ) al índice de Langelier, y considera la aportación de los denominados iones ajenos (cationes y aniones presentes en el agua y diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones).

El pH de equilibrio o saturación (pH_s) del agua se obtiene de $pH_s = 0.6301 + pK_2 - pK_{ps} - \log[\mu - A] - \log[\mu - D] + 2.5\varepsilon$, donde, pK_2 es la segunda constante de disociación del ácido carbónico, pK_{ps} el producto de solubilidad del carbonato de calcio, $A = 3[Cat^{++}] + [Cat^+] + [An^-]$, $D = 4[An^-] - 0.5[Cat^+] + 1.5[An^-]$, Cat^{++} son los cationes divalentes, Cat^+ los cationes monovalentes, An^- los aniones divalentes, An^- los monovalentes y $\varepsilon = \sqrt{\mu} / (1 + 0.9\sqrt{\mu})$, el término corrector. Dado que la temperatura del agua afecta sus propiedades agresivas, las constantes de equilibrio, deben calcularse con base en las ecuaciones presentadas por Masschelein (1992). El índice de saturación de Langelier calculado con el pH de saturación del modelo de Mojmir Mach, se interpreta de la misma forma que el índice original.

Considerando la fuerza iónica en equilibrio, es posible determinar las concentraciones de calcio y bicarbonatos con base en $[Ca^{++}] = \frac{1}{3}(\mu - A)$ y $[HCO_3^-] = \frac{2}{3}(\mu - A)$. Por lo tanto, la tendencia del agua puede determinarse a través de las concentraciones de la fuerza iónica, calcio, o bicarbonatos: $Ag_r1 = \frac{1}{3}(\mu_{eq} - \mu_{real})$, $Ag_r2 = [Ca^{++}]_{eq} - [Ca^{++}]_{real}$, $Ag_r3 = [HCO_3^-]_{eq} - [HCO_3^-]_{real}$. Cuando el valor de

Agr es igual con cero el agua se encuentra en equilibrio, si es positivo el agua es considerada como corrosiva, si es negativo, el agua es considerada como incrustante.

La representación gráfica del equilibrio de saturación del método de Mojmir Mach tiene como base el diagrama de equilibrio de Tillmans, a través de un sistema de coordenadas con ordenada $[H_2CO_3]$ y abscisa $\frac{1}{2}[HCO_3^-]$. En este sistema de coordenadas se pueden representar las concentraciones determinadas de $[H_2CO_3]$ y $[HCO_3^-]$ obtenidas a partir de la acidez y alcalinidad del agua respectivamente, incluyendo los iones ajenos en el equilibrio de saturación. Si el punto está por debajo de la curva de equilibrio, se clasifica a ésta como un agua incrustante, y cuando está arriba de la curva como agresiva. El bióxido de carbono total se puede obtener mediante $[CO_2]_t = [HCO_3^-] + [H_2CO_3]$.

Utilizando las concentraciones iniciales y de equilibrio de ácido carbónico y bicarbonatos se determina la concentración que se requiere adicionar de hidróxido o carbonato de calcio por litro para obtener un agua en equilibrio químico.

Software de apoyo

El índice de saturación de Langelier, el índice de estabilidad de Ryznar, así como el método cuantitativo de Mojmir Mach se implementaron en una herramienta informática denominada *AgrInc_Agua 2.0 - Agresividad e Incrustabilidad del Agua* (Trujillo y Martínez, 2005b). El análisis y diseño de la herramienta informática se llevó a cabo utilizando el enfoque estructurado mediante la metodología en cascada de Ingeniería de Software, y su codificación se realizó bajo ambiente Windows® en el lenguaje de programación Borland® Delphi® 2005. La interfaz se diseñó considerando aspectos de usabilidad de tal forma que se facilitara su uso.

Para determinar la naturaleza agresiva o incrustante del agua, se requieren los datos de concentraciones en mg/L de los cationes, aniones, especies encontradas en el agua y sólidos disueltos totales, provenientes de los reportes de laboratorio, así como la temperatura del agua, y su pH, estos datos se introducen directamente en la interfaz, o mediante un archivo tipo texto.

AgrInc_Agua 2.0 indica de forma gráfica y numérica, el tipo de agua y determina el punto necesario para mantenerla en equilibrio. Los resultados numéricos pueden almacenarse en un archivo que es posible leer directamente en Microsoft® Word®, mientras que las gráficas se almacenan en archivos con formato BMP, que también pueden incorporarse a Word® o manejarse en cualquier visualizador de imágenes.

Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra la composición fisicoquímica y microbiológica obtenida de las muestras de agua del tanque de distribución. Los coliformes totales y fecales corresponden a valores menores a 2 NMP/100ml, no detectables con la técnica del NMP. De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-2000), el agua del tanque cumple los requerimientos para uso y consumo humano.

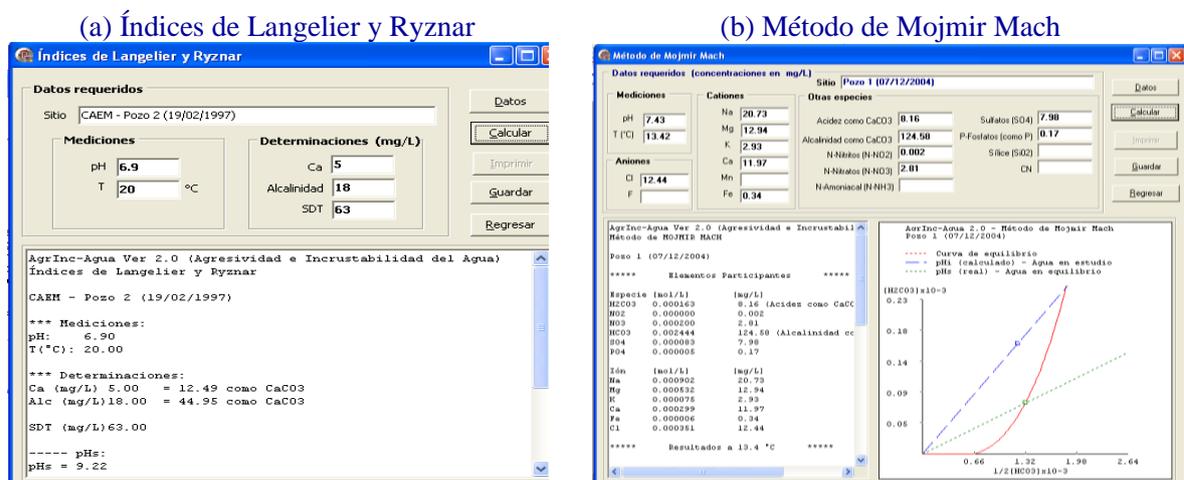


Figura 1. Interfaces de AgrInc_Agua 2.0.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua del tanque en estudio.

Parámetro / Mes	Dic 04	Ene 05	Feb 05	Mar 05	Abr 05	May 05	Unidades
Hora	10:34	09:38	10:15	11:14	10:00	10:10	hh:mm
Temperatura de la muestra	17.7	14.4	17.4	19	19	19	°C
Conductividad	207	239	236	260	230	170	μS
pH	6.45	6.85	7.07	7.3	7.9	6.7	pH
Cloro	1.5	1	1.5	1.5	1	1	mg l ⁻¹
Alcalinidad	60.4	66.80	104.38	76.67	138.82	80.15	mg l ⁻¹ CaCO ₃
Acidez	5.44	4.32	7.20	5.40	6.78	19.21	mg l ⁻¹ CaCO ₃
Dureza	31.36	61.74	73.98	78.24	77.17	78.70	mg l ⁻¹ CaCO ₃
N-nitratos	0.63	1.32	0.86	0.75	0.78	0.13	mg l ⁻¹ N-NO ₃
N-nitritos	0.002	0.001	0.003	< 0.001	< 0.001	0.005	mg/L N-NO ₂
Cloruros	12.86	8.97	8.15	5.71	5.10	7.14	mg l ⁻¹ Cl ⁻
Sulfatos	16.52	15.16	16.08	17.36	15.64	16.12	mg l ⁻¹ SO ₄ ⁻²
Fosfatos	0.03	0.02	0.04	0.02	0.04	0.034	mg l ⁻¹ P
Calcio	11.66	13.19	13.79	12.66	15.02	21.53	mg l ⁻¹ Ca
Magnesio	7.59	8.73	9.03	8.23	10.14	10.64	mg l ⁻¹ Mg
Hierro	< 0.08	< 0.08	< 0.08	< 0.08	< 0.08	< 0.08	mg l ⁻¹ Fe
Potasio	3.4	3.60	3.68	3.71	3.70	3.42	mg l ⁻¹ K
Sodio	9.76	11.31	25.44	12.47	13.97	37.15	mg l ⁻¹ Na
Sólidos disueltos totales	202	153	203	233	178	142	mg l ⁻¹ SDT
Sólidos suspendidos totales	0	0	4	2	2	3	mg l ⁻¹ SST
Coliformes totales	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	NMP/100 mL
Coliformes fecales	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	NMP/100 mL

Para la aplicación del método de Mojmir Mach, y los índices de Langelier y Ryznar, se utilizó el software AgrInc_Agua 2.0; los resultados correspondientes se presentan en la tabla 2 y muestran la tendencia corrosiva o incrustante del agua, así como las condiciones de equilibrio mediante carbonato de calcio, e hidróxido de calcio.

De acuerdo con el índice de Ryznar, el agua se identifica como muy agresiva, los métodos de Langelier y Mojmir Mach confirman esa tendencia, además, los pH de saturación de los métodos cualitativos y cuantitativos resultan ser similares.

De manera particular, el método de Mojmir Mach presentó los tres valores de agresividad positivos para las muestras de diciembre a abril; en el mes de mayo los valores de agresividad calculados con base en las concentraciones de calcio y la fuerza iónica resultan contradictorios de acuerdo con el valor obtenido con los bicarbonatos, y con los resultados de los dos métodos cualitativos. Estos resultados podrían ser atribuidos a los incrementos observados en las concentraciones de calcio y ácido carbónico, aunque también podrían deberse a errores en la determinación de dichos parámetros fisicoquímicos.

Con base en los pH de saturación calculados por Mach y el gráfico de Tillmans correspondiente, es posible establecer el equilibrio del agua al agregar un agente inhibidor como el hidróxido de calcio o el carbonato de calcio. Las concentraciones requeridas para adecuar la calidad química del agua se obtuvieron considerando el ácido carbónico en exceso. Los datos del muestreo del mes de mayo no deben considerarse hasta determinar de manera precisa el tipo de agua en esa temporada.

Considerando los resultados calculados en cuanto al pH de saturación, y con excepción del mes de mayo, el agua seguiría manteniendo su propiedad potable una vez que se lograra adecuar su química con calhidra o cal.

Tabla 2. Resultados de la aplicación de AgrInc_Agua 2.0.

		Dic 04	Ene 05	Feb 05	Mar 05	Abr 05	May 05
pH medido	pH	6.45	6.85	7.07	7.3	7.9	6.7
Métodos Cualitativos	pH	8.4	8.4	8.1	8.3	7.9	8
	I. Langelier	-2	-1.5	-1	-1	-0.02	-1.3
	I. Ryznar	10.4	9.9	9.2	9.2	7.9	9.3
Método Cuantitativo (M. Mach)	pH	8.3	8.4	8.1	8.2	7.7	8.6
	I. Langelier	-0.8	-0.8	-0.6	-0.7	-0.1	-1.6
	Agr1	0.00017	0.00008	0.00012	0.00013	0.00035	-0.00014
	Agr2	0.00020	0.00008	0.00012	0.00015	0.00050	-0.00039
	Agr3	0.00009	0.00007	0.00010	0.00008	0.00004	0.00037
	$Y_1=[H_2CO_3]_{inicial}$	0.000108	0.000086	0.000144	0.000108	0.000135	0.000384
	$X_{equil}=0.5[HCO_3]$	0.00069	0.00073	0.00113	0.00084	0.00139	0.00116
Equilibrio (mg l ⁻¹)	$Y_{equil}=[H_2CO_3]$	0.000017	0.000015	0.000043	0.000025	0.000122	0.000014
	Ca(OH) ₂	3.37	2.62	3.72	3.06	0.51	-
	CaCO ₃	9.1	7.08	10.06	8.26	1.37	-

Conclusiones

En este estudio, se determinó que el agua potable del tanque posee un carácter corrosivo, lo cual afecta a la infraestructura de almacenamiento y distribución, sin embargo, su calidad fisicoquímica y microbiológica cumple con las Normas Oficiales Mexicanas para su uso y consumo humano.

El método de Mojmir Mach resultó ser la mejor opción con respecto al índice de saturación de Langelier y al índice de estabilidad de Ryznar, ya que no solo identificó la tendencia corrosiva del agua, sino que proporcionó una medida de dicha tendencia y aportó los elementos para establecer el equilibrio químico del agua con base en carbonato de calcio e hidróxido de calcio, sin embargo, se recomienda utilizar el método de Mach conjuntamente con los índices de saturación y estabilidad para confirmar los resultados obtenidos. Es conveniente monitorear el agua del tanque de distribución durante un mayor periodo, para establecer las mejores condiciones de equilibrio químico.

AgrInc_Agua 2.0 ha demostrado ser una herramienta confiable y simple en su manejo, que promueve el uso del método cuantitativo de Mojmir Mach el cual posee un mayor sustento teórico con relación a los métodos cualitativos.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la *Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados* de la Universidad Autónoma del Estado de México por el financiamiento y apoyo en el marco del proyecto con clave UAEM 1965/2004. Asimismo, se agradece al organismo operador *Agua y Saneamiento de Toluca*, del H. Ayuntamiento de Toluca, por las facilidades otorgadas para acceder y muestrear el tanque en estudio.

Bibliografía

- Allende, A. V. 1976. Apuntes sobre Química del Agua. I.S.P.J.A.E. Habana, Cuba.
- APHA-AWWA-WFPC. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C.
- CCA, 2005. Centro Canario del Agua. Índices de Langelier, Ryznar y Puckorius: método de cálculo, notas e interpretación de resultados. Disponible en [http:// www.fcca.es/docs/metodos.htm](http://www.fcca.es/docs/metodos.htm). Accedido el 28 de octubre del 2004.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1994a. Rehabilitación de pozos. Libro III, 2.1.

- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1994b. Protección catódica y recubrimientos anticorrosivos. Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Libro V, 3.5.1.
- NOM-127-SSA1-2000. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que se debe someterse el agua para su potabilización. DOF.
- Masschelein, W. J., 1992. Unit processes in drinking water treatment. Ed. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Trujillo, E.; Martínez, V. 2005a. Aplicación de modelos cualitativos y cuantitativos para determinar la naturaleza oxidante y la capacidad de formar sólidos insolubles del agua, en fuentes de abastecimiento ubicadas en el Estado de México. Reporte Final. Proyecto 1965/2004. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Trujillo, E.; Martínez, V. 2005b. AgrInc_Agua 2.0. Programa de computadora. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México.

EL ABASTECIMIENTO DE AGUA DE CONSUMO EN EL ÁREA MEDITERRÁNEA DE ESPAÑA

Fernando VALERO CERVERA

*Jefe de Proceso, Investigación y Desarrollo, Aigües Ter-Llobregat (ATLL) Barcelona (España)
fvalero@atll.es.*

Drinking water quality in the Spanish Mediterranean area

Abstract

Drinking water quality in Spain is regulated under European Directive 98/83/CE and the national legislation of RD140/2003. At the same time, the Water Framework Directive 2000/60/CE regulates the quality of raw water. Water stress in the Spanish Mediterranean area, is also increasing due to population density, diffused pollution and the improvement of agricultural productivity. The dry year of 2004 is highlighting the dramatic impact of drought and can be greatly exacerbated by the inefficient use of water, inadequacies in infrastructure, water use, pollution, demand management and in legislative frameworks and regulatory mechanisms. Water recycling and reuse through surface and groundwater bodies, and new desalination plants has been proven in water stressed regions to be a drought proof source of water and one of the most effective water scarcity solutions.

Key words: Water quality, Spain, Drinking water, Desalination, Water reuse

Introducción

La calidad del abastecimiento de agua de consumo en Europa, viene regulada por la Directiva Europea 98/83/CE, que ha sido posteriormente transpuesta por los diferentes estados miembros, a la legislación nacional; en España mediante el Real Decreto 140/2003 y normas que lo desarrollan.

Sin embargo, la gran variabilidad de situaciones que se dan en la Unión Europea, hace difícil establecer criterios generales que puedan ser cumplidos en la práctica por todos los estados. Así, a la diversidad natural asociada al territorio, debe unirse la social, la económica, los aspectos demográficos, las prácticas agrícolas, ganaderas e industriales; todo ello tiene su repercusión en el medio ambiente y, por tanto, en los recursos hídricos destinados a la potabilización de las aguas.

Es en esta situación en la cual se publica también la Directiva Marco 2000/60/CE, relacionada con el recurso y por tanto con las aguas destinadas a su posterior potabilización. La relación entre ambas legislaciones se basa en mejorar y proteger el recurso en general y, en particular, aquél que debe ser utilizado para la producción de aguas de consumo humano, mediante la designación como “zonas protegidas” a aquellas en las que el agua está destinada a su posterior potabilización. El fundamento es conceptualmente muy sencillo: utilizar el agua de mejor calidad disponible para producir agua de consumo de la mejor calidad posible.

En España el 78% del agua captada se emplea en la agricultura, un 15% en la industria y alrededor de sólo un 7% se dedica al consumo final de los hogares. Tanto si el agua de consumo proviene de aguas superficiales (un 74%) como de subterráneas (26%), todos los recursos son vulnerables frente a una gran variedad de contaminantes que provienen de diferentes actividades.

El crecimiento económico, la demanda de la agricultura con prácticas incorrectas de riego, nuevas urbanizaciones, insuficientes sistemas de tratamiento de aguas residuales y el incremento de actividades de aire libre provocan una gran presión sobre el recurso. Sus consecuencias son la reducción de la disponibilidad y la contaminación. Aunque el conjunto de los problemas está bastante generalizado, es la zona del Levante español, la que representa mejor esta situación.

Por otra parte, el consumidor ha aumentado su nivel de vida y por tanto sus patrones de exigencia; ahora no sólo espera en su grifo un agua apta para el consumo, sino que exige además un agua de buena calidad, capaz de relegar la compra del agua embotellada a situaciones muy específicas, o con un componente psicológico personal.

Aunque los problemas subsisten, ha habido un significativo progreso en la gestión de los recursos hídricos y en su calidad como consecuencia del aumento de medidas de protección implementadas en los últimos años.

Desgraciadamente la sequía sufrida en España durante el año 2004 ha actualizado los aspectos relacionados con el abastecimiento de agua de consumo y ha consolidado lo que se ha llamado la nueva cultura del agua, que cambia las grandes obras hidráulicas como los embalses y los trasvases por la gestión de la demanda, fundamentada en el ahorro, la reutilización y la obtención de recursos alternativos. Se incluye en la nueva estrategia el empleo de nuevas técnicas de tratamiento, como por ejemplo la desalinización, que pasa de su uso clásico en las islas, a su implantación definitiva en todo el litoral mediterráneo, mediante la construcción de grandes desalinizadoras basadas en la ósmosis inversa.

Características del recurso

Los ríos españoles recogen al año unos 106.000 hm³ de los que sólo se podrían utilizar 9.000 hm³ si no hubiera embalses. La proporción de agua que se puede emplear de forma natural, sin hacer embalses es pequeña, no llega al 10%, frente al 40% de Francia. Ello se debe a que los ríos españoles tienen grandes diferencias de caudal entre unas estaciones y otras: su régimen torrencial, hace muy difícil su aprovechamiento.

Para poder disponer de agua suficiente se han construido más de un millar de embalses que suman una capacidad superior a 56 000 hm³ al año (el 98% en 300 grandes presas). La disponibilidad por habitante es mayor que la media de la UE. Pero debido a su desigual distribución, algunas zonas secas tienen escasez crónica de agua.

El problema de la sequía

La falta de lluvias ocasiona episodios de sequía, que de manera cíclica aparecen sobre la península ibérica, y que suele agravar las dificultades de la zona mediterránea.

En concreto el año hidrológico que abarca desde el 1 de septiembre de 2004 hasta el 31 de agosto del 2005, pasará a la historia por haber sido el más seco en España desde que se inició el cálculo de volúmenes de precipitaciones en 1947.

La precipitación media en España ha sido de tan sólo 411 mm, un 40 % menos que el valor medio normal, afectando a todas las regiones, excepto a Canarias. El mayor déficit de precipitaciones se registró en Extremadura, sur de Castilla y León, Castilla-La Mancha, Cataluña y Andalucía, en donde no llegaron ni al 50 % de los valores normales, y en numerosas zonas apenas se llegó al 35 % de los valores medios. En el resto de España el déficit fue importante, excepto en la vertiente cantábrica, sur de Galicia, La Rioja, Navarra, este de Aragón, Centro de Valencia, sur de Murcia y este de Almería, aunque sin llegar a los valores normales. Pero además el reparto de las escasas lluvias fue heterogéneo y se concentraron en el mes de octubre del 2004. Y a medida que pasaron los meses, las reservas acumuladas han ido descendiendo hasta el 40%: en septiembre, almacenaban sólo 22.037 hm³, frente a los 31.552 hm³ de un año antes.

El proceso es cíclico y aparentemente afectado por el cambio climático por lo que es necesario establecer planes de emergencia y desarrollar indicadores de alerta que permitan identificar el inicio de una sequía o su fase de desarrollo.

Directiva marco

La publicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), marca un antes y un después en los criterios medioambientales del recurso hídrico, especialmente aquellos destinados a la posterior potabilización para agua de consumo. Uno de los principales objetivos que persigue la norma es que los Estados miembros alcancen “el buen estado de las aguas”, lo que implica al mismo tiempo un buen estado fisicoquímico y ecológico de las aguas, apostando claramente por la protección del recurso.

Los principios en que se basa son:

- prevenir todo deterioro adicional, proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos,
- promover un uso sostenible del agua, y
- aumentar la protección y mejorar el estado de las masas de agua mediante el control de la contaminación.

Así, algunas de las principales consecuencias que esta Directiva tendrá son entre otras:

- la mejora de la coordinación entre la Administración estatal y las autonómicas en tareas como la regularización de los vertidos indirectos,
- el principio de la reparación del daño en origen,

- el criterio “del que contamina paga”;
- la incorporación de una red de control de parámetros biológicos, hasta ahora casi inexistente, para evaluar el estado ecológico de las aguas,
- la internalización de los costes del agua estimados en base a los análisis económicos que se realicen individualmente por cuencas hidrográficas;
- el esfuerzo de coordinación con Portugal en la planificación de los ríos fronterizos, poniendo especial atención en los aspectos cualitativos y cuantitativos, y
- la necesidad de potenciar los organismos de cuenca dotándoles de medios e infraestructura suficientes para abordar las tareas necesarias para llevar a buen fin los objetivos de la Directiva.

Por todo ello, su cumplimiento es difícil, aun asumiendo su importante coste económico. Para su puesta en marcha será necesario que las administraciones destinen los fondos adecuados, pero será necesaria la implicación de la comunidad y la acción individual que serán claves para garantizar un recurso seguro.

Principales problemas en los recursos

La costa mediterránea española, ha tenido en los últimos años un incremento demográfico importante, asociado a un cambio en las condiciones de vida, que ha llevado a un aumento de las necesidades de agua de consumo. Ello ha agravado la sobreexplotación de los acuíferos, incapaces de recuperar su calidad y su cantidad.

La explotación del acuífero conlleva el riesgo de utilización de aguas contaminadas, si se realiza sin las debidas precauciones, como ocurre en la contaminación por nitratos que actualmente presentan algunas de las unidades hidrogeológicas, principalmente las situadas en el Levante español, en donde el abonado con purines todavía es una práctica agrícola usual.

La progresión de la intrusión salina por alteración del régimen de flujo como consecuencia del bombeo excesivo en acuíferos costeros conectados hidráulicamente con el mar, o la ubicación inadecuada de las captaciones de bombeo en este tipo de acuíferos, provoca el avance de una cuña de agua salada, tierra adentro, al disminuir el flujo de agua dulce hacia el mar, lo que provoca graves problemas de contaminación en numerosas unidades hidrogeológicas de la costa mediterránea.

Así, la escasez de los recursos y su vulnerabilidad han obligado a optimizar los tratamientos de potabilización y a establecer prácticas medioambientales de protección, campañas de ahorro, mejora de los procesos agrícolas e industriales y aplicación efectiva de prácticas de reutilización.

Problemas de contaminación

Los principales problemas de calidad en los recursos en el mediterráneo español pueden agruparse de la siguiente manera:

- **Salinidad.** El origen del problema de la salinización de acuíferos puede ser debido a la influencia de los materiales geológicos por los que circula el agua (yesos y otras rocas evaporíticas), a la recirculación de aguas de riego, cargadas de sales añadidas en los tratamientos agrícolas a las que se suman las sales disueltas en el suelo, o a la intrusión marina, provocada por a invasión del agua de mar en los acuíferos costeros cuando se realizan bombeos excesivos. Respecto a las aguas superficiales, aspectos locales como la cuenca del río Llobregat en Cataluña, cuyo cauce pasa por zonas mineras de potasas, elevan las concentraciones de cloruros, Na y K.

El incremento en el contenido salino se traduce generalmente en altas concentraciones de sulfatos y cloruros. Compuestos como los sulfatos, aparecen en elevadas cantidades en las tierras por donde discurre gran parte del cauce del río Ebro, debido a la presencia de yesos naturales. Los regadíos puestos en marcha en los últimos años, en nuevas zonas agrícolas, han aumentado la presencia de estos sulfatos en las aguas subterráneas de la zona.

En el Levante mediterráneo la intrusión marina se presenta de forma generalizada, y en algunos de sus acuíferos costeros (Plana de Vinaroz-Peñíscola y Plana de Oropesa-Torreblanca) los contenidos de cloruros superan los 500 mg L⁻¹ permanentemente.

- **Contaminación microbiológica.** Todavía hay muchas poblaciones en España sin sistemas de depuración y otras, que los tienen, deben mejorarlos. Ello contribuye a vertidos de aguas residuales urbanas al medio, que se une a los vertidos propios de los distintos tipos de ganadería. Los indicadores microbiológicos se han modificado y se cita la necesidad de valorar la presencia de

- parásitos como el *Cryptosporidium*, que ha provocado importantes brotes epidémicos, a nivel mundial en los últimos años con efectos graves a nivel gastrointestinal.
- **Nitratos.** El empleo de fertilizantes, naturales y artificiales en las zonas agrícolas, unida al empleo de los efluentes de granjas animales (purines), provocan la aparición de nitratos en las aguas superficiales, pero sobre todo filtraciones a las aguas subterráneas, alcanzándose en muchos casos valores superiores a los 50 mg L⁻¹, dificultando su empleo para la potabilización. Cataluña, Baleares, Murcia y Albacete, encabezan en los últimos años las zonas con mayores problemas en este campo. La contaminación por nitratos afecta de forma importante al litoral mediterráneo, y es especialmente acusada en el Maresme, donde se llega a superar los 500 mg L⁻¹, y en grandes áreas de las planas costeras del Júcar (Castellón y Valencia), donde se superan 100 mg L⁻¹.
 - **Parámetros inorgánicos.** Los vertidos de efluentes derivados de actividades urbanas, mineras y, fundamentalmente, industriales provocan la presencia de metales pesados en las aguas subterráneas, que, en ocasiones, inciden en la calidad hasta el punto de que no resultan aptas para el consumo humano. El Fe y el Mn son los elementos que aparecen con mayor frecuencia en contenidos que exceden los límites legislados.
 - **Microcontaminantes orgánicos:** Plaguicidas. La agricultura intensiva hace que se actualicen continuamente los plaguicidas disponibles, que afectan tanto a aguas superficiales como subterráneas. En éstas últimas, se producen también contaminaciones puntuales que provienen de depósitos enterrados, gasolineras, fugas de alcantarillado, vías de comunicación, *etc.*, que son difíciles de seguir.
 - **Eutrofización.** Engloba un conjunto de parámetros de diferente tipo, pero en todo caso indica un empeoramiento de la calidad del agua, cuantitativamente más importante a nivel de embalses. A pesar de que el aumento de EDARs ha significado una mejora en la calidad global de los recursos con disminución de los aportes de N y P, en algunos casos, no se ha llegado a una mejora real hasta que han contado con un tratamiento biológico posterior al clásico fisicoquímico.

Agua de consumo

La legislación vigente de aguas de consumo (RD140/2003) recoge una serie de parámetros que en la mayoría de los casos actúan como indicadores de la calidad del agua y hacen referencia a diferentes contaminantes en el origen. Se recogen valores límite para parámetros que aporten el máximo de información sobre la calidad del agua y en muchos casos se trata de parámetros generalistas y fáciles de medir que indican una alteración global de la calidad del agua (pH, conductividad, turbidez). De particular importancia es la contaminación con microcontaminantes orgánicos e inorgánicos, como los pesticidas y los metales pesados cuyas concentraciones máximas permitidas van disminuyendo en las distintas legislaciones europeas.

La norma adapta los avances científico-técnicos y modifica la anterior en aspectos tan importantes como los parámetros de calidad, el punto de cumplimiento, el control y los aditivos y materiales en contacto con el agua. Algunos de los reglamentos posteriores que la desarrollan, como es la Orden de sustancias en contacto con el agua, son de difícil cumplimiento para algunos abastecimientos, que tienen que emplear la “mejor tecnología disponible” para conseguir cumplir la legislación.

En general, en el articulado se produce una nueva orientación que apuesta por el control de los compuestos tóxicos, amparada en las nuevas técnicas de análisis que permiten su determinación y cuantificación a bajas concentraciones (como ciertos contaminantes orgánicos específicos y subproductos de la desinfección). Esta orientación conlleva a su vez la eliminación de parámetros clásicos de carácter fisicoquímico como el calcio, el potasio o la dureza y otros considerados como no deseables, que en muchos casos eran generalistas como los hidrocarburos disueltos o las sustancias extraíbles al cloroformo. Además, se establecen en algunos casos valores paramétricos más restrictivos que los anteriores como, por ejemplo, para el arsénico, el antimonio o el plomo.

Además, por primera vez obliga a todos los gestores de los abastecimientos a establecer un Plan de Autocontrol y a enviar todos los datos estáticos (relacionados con las infraestructuras) y dinámicos (boletines de análisis) al SINAC (Sistema de Información Nacional de Aguas de Consumo), un sistema informático que permitirá a la Administración disponer de toda la información relativa a la calidad del agua en todo el territorio.

Sin embargo, no hay que olvidar que, si se dispone de un recurso de baja calidad, el tratamiento debe adecuarse específicamente a sus características, aunque ello conlleve un aumento de los costes y

en algunos casos mejoras en las infraestructuras, con resultados que no siempre son inmediatos. Los tratamientos necesarios incluyen dentro del tratamiento convencional, el empleo de diferentes oxidantes (cloro, hipoclorito sódico, dióxido de cloro, permanganato potásico, ozono, cloraminas...), nuevos coagulantes (policloruros de aluminio, ...), carbón activo en grano o en polvo, y dentro del tratamiento avanzado, tecnologías de membranas como la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa o electrodiálisis reversible. La mayoría de estas tecnologías son empleadas actualmente en los distintos abastecimientos de aguas de consumo en la zona mediterránea de España, cuyos gestores han introducido importantes mejoras en los últimos años.

Los problemas más importantes que aparecen en el agua de consumo en la zona mediterránea de España, son la salinidad (cloruros y sulfatos), los nitratos y los subproductos de la desinfección. Salinidad y nitratos tienen su origen en el recurso, como hemos dicho anteriormente, y su eliminación durante el proceso es difícil y requiere técnicas muy avanzadas y costosas, basadas en tratamientos con membranas. La formación de subproductos en general y de trihalometanos (THMs) en particular obedece también a un recurso de mala calidad. Así, la presencia de materia orgánica y de contaminación microbiológica, provoca la necesidad del empleo de oxidantes en distintas fases del tratamiento; el más utilizado de todos ellos es el cloro que provoca la formación de los THMs. Esta formación se ve favorecida por una temperatura elevada (como la que existe en la zona mediterránea en la que, en muchos depósitos municipales, la temperatura del agua puede superar los 25°C), y por un elevado tiempo de residencia del agua producida en la red. Mejorar el tratamiento específicamente para reducir el potencial de formación de los THMs es costoso y no siempre posible, y la disminución de los tiempos de residencia, a lo largo de las redes de distribución, es difícil de conseguir, especialmente en zonas turísticas con demanda estacional.

El P.H.N. vs. el programa A.G.U.A.

El derogado Plan Hidrológico Nacional (P.H.N.), que apostaba por el enfoque tradicional de ofertar nuevas infraestructuras hidráulicas como los embalses y los trasvases ha dejado paso al programa A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua), que recoge la filosofía de la “nueva cultura del agua” que se basa en la gestión de la demanda. Sus alternativas son las políticas de ahorro y eficiencia, la reutilización y la desalación del agua de mar. Los nuevos embalses y trasvases pasan a un segundo plano y, en el caso de ser necesarios, deberán ejecutarse analizando sus costes, viabilidad e impacto sobre el medio ambiente.

Los métodos de desalinización son caros porque exigen gran cantidad de energía, aunque, sobre todo en la ósmosis inversa, se han conseguido avances tecnológicos que han aumentado notablemente su eficiencia. La implantación de desalinizadoras se localizaba en las islas (especialmente en las Canarias), y en algunas ciudades de la costa mediterránea, en las que significaban un complemento del suministro de agua en las épocas de más restricción del suministro normal. Con el nuevo enfoque, las desalinizadoras (Instalaciones Desalinizadoras de Aguas Marinas, IDAMs), pasan a ser en algunos casos la fuente principal de abastecimiento de algunas zonas, especialmente en el Mediterráneo.

En esta línea, cabe destacar entre otras las siguientes mejoras iniciadas o a punto de iniciarse en el arco mediterráneo, consecuencia del programa A.G.U.A.:

- Desalinización (IDAMs):
 - Ampliación de la IDAM del Tordera (Barcelona), de 10 hm³/año a 20 hm³/año.
 - Ampliación de la IDAM del Canal de Cartagena-San Pedro del Pinatar (Murcia), que actualmente tiene una capacidad de 65.000m³/día.
 - Ampliación de la IDAM del Canal de Alicante (Alicante), de 50.000m³/día a 100.000 m³/día
 - IDAM de Valdedentisco (Murcia), previsión 200.000 m³/día
 - IDAM del Area Metropolitana de Barcelona, previsión 200.000 m³/día

Estas IDAM se unirán a otras ya en funcionamiento en la zona como la IDAM de Almería, de 50.000 m³/día y la de Carboneras (Almería), con una producción máxima de 150.000 m³/día.

- Mejoras de la calidad
 - Instalación de Electrodiálisis Reversible (EDR) en Gandía (Valencia) para la eliminación de nitratos, para un caudal de 16.000 m³/día.

- Ampliación y mejora de la ETAP del Llobregat (Abrera-Barcelona) con una etapa de 220.000 m³/día de EDR para la eliminación de la salinidad en general y de bromuros en particular.

Otro de los puntos principales en el programa A.G.U.A. es la reutilización, basada en la mejora de los efluentes de las EDARs, mediante tratamientos terciarios, para su posterior empleo en riego agrícola, riego de campos de golf, usos industriales, mantenimiento de caudales ecológicos en ríos y para la recarga de determinados acuíferos, bien sea para evitar intrusiones salinas del mar, bien para su posterior aprovechamiento. Actualmente en España se reutilizan alrededor de 300 hm³/año de aguas depuradas y la intención de la administración es su aumento a corto plazo.

La baja calidad de las aguas suele ser indicativa de escasez del recurso, y suele ir acompañada de elevados costes de potabilización y, en general, de elevados precios del agua. Los precios del agua más elevados estimulan la eficiencia hidráulica, lo que sin duda es positivo desde el punto de vista cuantitativo y de presión sobre los recursos naturales. Sin embargo, no debe perderse de vista que una política de ahorro eficiente por parte de los usuarios tiene su contrapartida en un aumento de la concentración de la carga contaminante en el agua residual en el ciclo de uso urbano. Si el agua debe cubrir los mismos servicios hidráulicos (lavados, higiene, *etc.*) con menor volumen de recurso, su nivel de deterioro final será mayor y por tanto su reutilización puede ser más difícil. Ésta es una muestra clara de la necesidad de enfocar el ciclo integral del agua, incidiendo en una clara mejora y protección del recurso, como pilar fundamental del mismo.

Conclusiones

España es un país cuyo clima irregular en las distintas zonas agrava los problemas de la calidad del recurso. En muchos ríos, especialmente en la zona del Levante, el caudal es muy irregular. A nivel global hay épocas de sequía con otras con unas reservas y unos caudales aceptables. Esto hace que la polución sea también irregular en muchos casos, y se caiga en el error, de creer que disminuye, en los años húmedos (por el efecto enmascarante de la dilución) y que su aparición vaya ligada a las sequías. Es necesaria una gestión homogénea que garantice un recurso de la mejor calidad posible, protegido y estudiado en continuo.

Las políticas de ahorro, reutilización y construcción de desalinizadoras deben estar acompañadas por la apuesta de la mejora del recurso. La Administración debe poner los medios necesarios para cumplir y hacer cumplir la legislación de aguas de consumo, relacionándola con la nueva Directiva Marco y asumiendo su filosofía. En paralelo los gestores deben poner la mejor tecnología disponible en los tratamientos, para conseguir, no sólo la potabilidad del agua (esto es que cumpla estrictamente la legislación) sino que sea un agua de consumo de calidad, con unos niveles organolépticos aceptados por el consumidor y con una seguridad sanitaria por encima de los mínimos marcados por la ley.

