

## Relación entre CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y factores naturales y antropogénicos en Bahía Blanca, Argentina

Alicia M. CAMPO, María Eugenia FERNÁNDEZ & Jorge O. GENTILI

Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. 12 de Octubre, 1198, 4to piso, B8000CTV, Bahía Blanca, Argentina (amcampo@uns.edu.ar, eugenia.fernandez@uns.edu.ar, jogentili@uns.edu.ar).

Campo, A.M., Fernández, M.E. & Gentili, J.O. 2018. Relación entre CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y factores naturales y antropogénicos en Bahía Blanca, Argentina. *Pesquisas em Geociências*, 45: e0661.

DOI: <https://doi.org/10.22456/1807-9806.85645>

---

**Resumen.** La ciudad de Bahía Blanca (Argentina) es un centro regional concentrador de importantes empresas agroindustriales y del sector petroquímico cuyas emisiones son contaminantes de la atmósfera urbana. El objetivo del presente trabajo es analizar la variabilidad temporal de los contaminantes NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> y su relación con los factores naturales y antropogénicos que inciden en su distribución. Los datos fueron obtenidos del sitio web oficial de la Municipalidad de Bahía Blanca, del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y de una estación meteorológica perteneciente a la Universidad Nacional del Sur. El análisis de los mismos se realizó mediante técnicas asociadas a la estadística descriptiva. Se identificó la ocurrencia de contaminación de invierno (winter smog) en distintos episodios producidos por el estancamiento de aire relacionados con las bajas temperaturas, donde los NO<sub>x</sub>, CO y SO<sub>2</sub> fueron preponderantes. La contaminación de verano (summer smog) se asoció a la presencia de O<sub>3</sub>, vinculada a reacciones fotoquímicas propiciadas por la mayor incidencia de los rayos solares en días calurosos y soleados.

**Palabras clave.** contaminantes atmosféricos, variabilidad temporal, contaminación de invierno, contaminación de verano.

**Abstract.** RELATION BETWEEN CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> AND NATURAL AND ANTHROPOGENIC FACTORS IN BAHÍA BLANCA (ARGENTINA). Bahía Blanca (Argentina) is a regional center which concentrates many agroindustrial and petrochemical companies whose emissions are polluting from urban atmosphere. The aim of this work is to analyze the temporal variability of NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and its relations with natural and human factors. The analyzed data was taken from the Municipality of Bahía Blanca official website, from the National Meteorological Service (SMN) and from a meteorological station of the Universidad Nacional del Sur. It was performed using descriptive statistics techniques. Winter smog was identified in different episodes caused by the stagnation of air related to low temperatures, where NO<sub>x</sub>, CO and SO<sub>2</sub> were preponderant. Summer smog was associated with the presence of O<sub>3</sub>, related to photochemical reactions caused by the higher incidence of sunshine on warm and sunny days.

**Keywords.** atmospheric pollutants, temporal variability, winter smog, summer smog.

---

## 1 Introducción

Las concentraciones de población en las zonas urbanas generan cambios importantes en el medio natural. Las cinco esferas ambientales principales (Hidrosfera, Atmósfera, Biosfera, Geosfera, Antroposfera) se ven afectadas por las actividades del hombre y pueden vincularse a fenómenos de polución (Manahan, 2006). En lo que respecta a la atmósfera, Oke (2002) define como contaminante del aire a toda aquella sustancia que, presente en la atmósfera bajo ciertas condiciones, puede llegar a ser perjudicial para la salud humana, animal, vegetal e incluso microbiana y que puede interferir directamente en la calidad de vida y bienestar de la población. Se consideran contaminantes primarios a aquellos que son emitidos directamente desde una fuente, mientras que los secundarios se forman a partir de reacciones químicas en la atmósfera. Entre los contaminantes atmosféricos más comunes se destacan el ozono ( $O_3$ ), el dióxido de azufre ( $SO_2$ ), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), el material particulado atmosférico y los compuestos orgánicos volátiles (COV). Los focos de calor domésticos, los automóviles y las industrias son sus principales fuentes de emisiones (Fernández García, 2001).

La contaminación atmosférica es una problemática importante que afecta a ciudades de todo el planeta. Por esta razón en todo el mundo se han desarrollado múltiples investigaciones en esta línea (Derwent & Middleton, 1995; Goyal, 2003; Fernández García, 2005; Morales & Leiva, 2006; Celis & Morales, 2007; Gaitán *et al.*, 2007; Chan & Yao, 2008; Han *et al.*, 2011; Salvador *et al.*, 2011; Gallardo *et al.*, 2012; Alghamdi *et al.*, 2014; Cazorla, 2015; Iodice & Senatore, 2015; Yoo *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2016).

En la Argentina, Bogo *et al.* (1999) estudiaron las concentraciones de CO,  $O_3$ , NO y  $NO_2$  en la ciudad de Buenos Aires para un período de un año e identificaron que el flujo vehicular es el principal causante de la presencia de  $NO_x$  y CO en la atmósfera urbana. Andrés *et al.* (1997) analizaron la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno y azufre en la ciudad de Rosario y concluyeron que las zonas céntricas poseen las mayores concen-

traciones de contaminantes, con excedencias a las normas legales. Allende *et al.* (2013) observaron un ciclo diario diurno en la distribución de los aerosoles atmosféricos en el Gran Mendoza (Argentina): un máximo en las primeras horas de la mañana, concentraciones que se mantuvieron elevadas durante el día y los valores más altos a partir de la hora pico nocturna hasta aproximadamente las 3 de la mañana. Olcese & Toselli (2002) examinaron la calidad del aire en la ciudad de Córdoba (Argentina) y concluyeron que la principal fuente de polución era el tráfico vehicular.

En cuanto a los contaminantes y la situación sinóptica, Beaver & Palazoglu (2008) estudiaron la influencia de las condiciones meteorológicas en la contaminación por ozono en el Valle de San Joaquín (California). Yoo *et al.* (2014) y Zhang *et al.* (2016) analizaron el efecto del Monzón sobre la concentración atmosférica de contaminantes y afirmaron que la calidad del aire se ve afectada directamente por la ocurrencia de este fenómeno.

La ciudad de Bahía Blanca (Argentina) es un centro regional concentrador de importantes empresas agroindustriales y del sector petroquímico cuyas emisiones son contaminantes de la atmósfera urbana. En el año 2000, luego de una fuga accidental de gas cloro desde una de las plantas industriales, se redefinió el marco legal con la Ley Provincial 12530, que creó el "Programa Especial para la Preservación y Optimización de la Calidad Ambiental" para el partido de Bahía Blanca. Para la ejecución de este programa se creó el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) que se encarga, entre otras cosas, de monitorear continuamente las emisiones gaseosas, particularmente  $O_3$ ,  $SO_2$ , CO,  $NO_x$  y  $PM_{10}$ . A raíz de estos controles, se han publicado estudios tendientes a analizar la calidad del aire de la ciudad. Puliafito & Allende (2007) realizaron un inventario de emisiones para las ciudades de Bahía Blanca y Mendoza y afirmaron que el  $PM_{10}$  constituye uno de los parámetros más críticos en Bahía Blanca debido al movimiento cerealero del puerto, con excedencias reiteradas en los valores diarios máximos establecidos por la legislación. Además, Puliafito *et al.* (2009) estudiaron la calidad del aire en la zona de Bahía Blanca y el puerto de Ingeniero White basándose en datos del CTE del período

1997-2005 y concluyeron que en el 99 % de los casos el valor promedio horario de CO no superó las 3 ppm. Con respecto al dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), en el 99 % de los casos los valores registrados fueron inferiores a 112 ppb. Los óxidos de nitrógeno (2004-2006) verificaron el cumplimiento de la norma de calidad de aire anual, aunque durante 18 días del año 2004 y 11 días del año 2006 se superó la norma horaria de la reglamentación vigente. Orte *et al.* (2013) examinaron la variabilidad espacial del material particulado en Bahía Blanca. Las mayores concentraciones de PM<sub>10</sub> se hallaron en la zona industrial, seguido por la zona urbana.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es analizar la variabilidad temporal de los contaminantes NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> en la ciudad de Bahía Blanca y su relación con los factores naturales y antropogénicos que inciden en su distribución. Se examinaron las concentraciones atmosféricas para los rangos temporales que indica la normativa correspondiente (Decreto N° 3395/96 que reglamenta la Ley N° 5965) (Dawidowski *et al.*, 1997). El análisis detallado a distintas escalas temporales

y el énfasis en la relación de la distribución de los contaminantes con variables meteorológicas es un aporte original para el estudio de la calidad del aire de la ciudad de Bahía Blanca y constituye un insumo básico para la implementación de políticas públicas de carácter ambiental.

## 2 Área, materiales y métodos

### 2.1 Localización del área

Bahía Blanca es la ciudad cabecera del partido homónimo, el que cuenta con 301.572 habitantes (INDEC, 2010). Se ubica en el suroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1).

Se localiza en la faja de climas templados con veranos e inviernos bien diferenciados y primaveras y otoños moderados (Capelli de Steffens *et al.*, 2005). La dinámica natural produce variaciones en las condiciones atmosféricas, que guardan relación con el movimiento de las masas de aire de distinto origen y características (Campo de Ferreras *et al.*, 2004). En cuanto a la circulación plane-

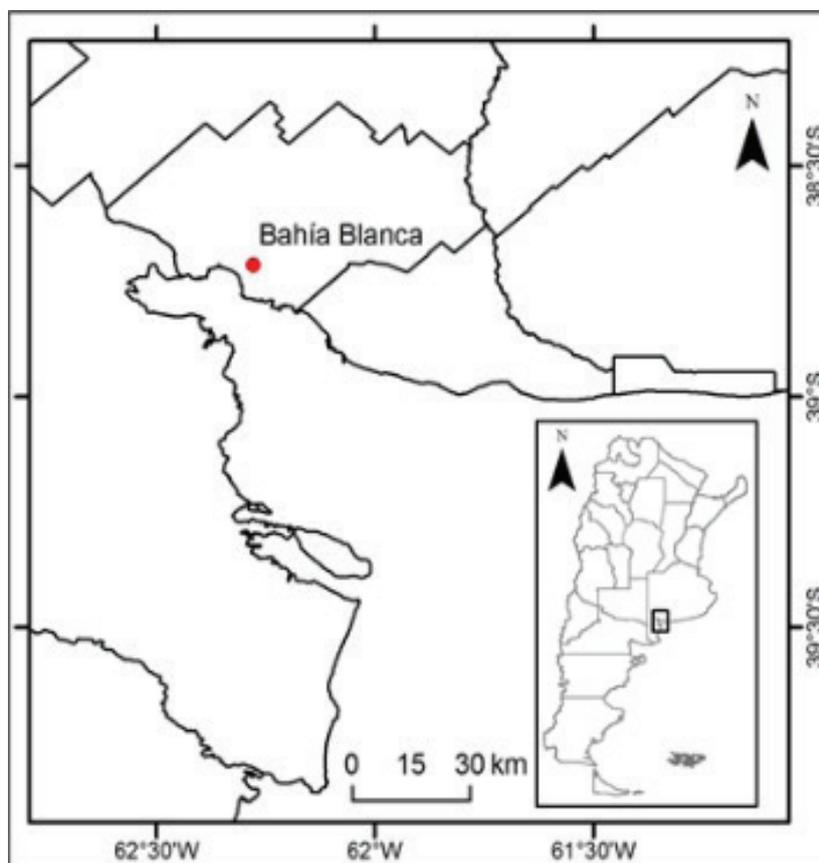


Figura 1. Localización del área de estudio conforme a Fernández *et al.* (2014).  
Figure 1. Location of the study area according to Fernández *et al.* (2014).

taria, la localidad se ubica en la zona de los vientos del Oeste. En el período analizado se registró una clara dominancia de frecuencias de días de viento con dirección NO y una intensidad media cercana a los 20 km/h. El Anticiclón Subtropical del Atlántico Sur origina masas de aire cálidas y húmedas, más influyentes en la estación verano, mientras que el Anticiclón Subtropical del Pacífico Sur genera una circulación fría y con baja humedad relativa, lo cual obedece a su procedencia austral y trayectoria continental. El encuentro de estas masas de aire se asocia con la ocurrencia de frentes y la consecuente formación de nubes y posibles precipitaciones, condiciones asociadas a situaciones de inestabilidad atmosférica (Capelli de Steffens *et al.*, 2005).

Se ubica en el límite sur de la llanura pampeana y presenta relieves escasamente perceptibles cuyas cotas descienden gradualmente hacia

el sur. Pueden identificarse tres unidades geomorfológicas: las terrazas que se extienden desde el noreste al norte, el valle del río Napostá Grande y la planicie baja, cercana a la costa (Bróndolo *et al.*, 1994).

En lo que respecta a su estructura productiva, el funcionamiento del Polo Petroquímico de Bahía Blanca le imprime un rol destacado dentro del escenario industrial nacional. Localizado sobre la costa y complementado por diversos proyectos emplazados en la zona portuaria, constituye un sector industrial dinámico y en continua expansión. La figura 2 muestra la disposición y ubicación de las empresas en la zona y de la Estación de Monitoreo Continuo del Aire en Bahía Blanca (EMCABB). Estas actividades modifican con sus emisiones la composición atmosférica natural (Puliafito & Allende, 2007).

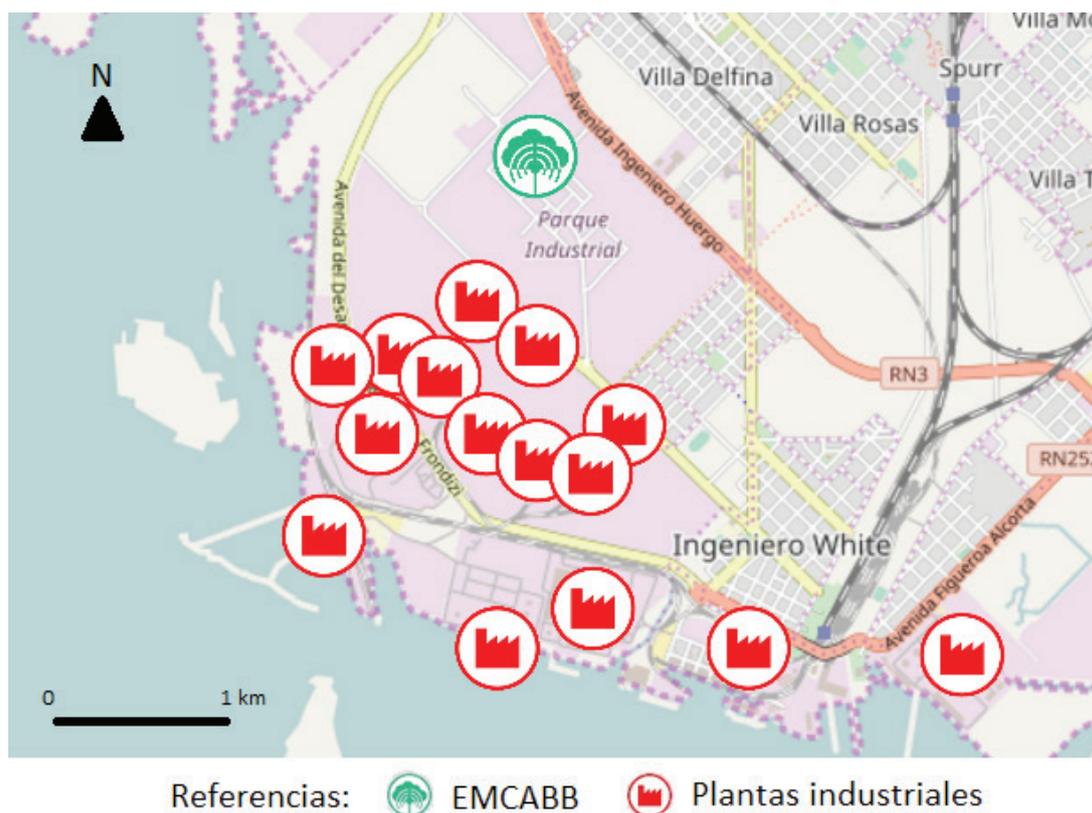


Figura 2. Esquema de plantas industriales y Estación de Monitoreo Continuo del Aire en Bahía Blanca (EMCABB) generado a partir de <http://www.quepasabahiablanca.gov.ar/> (visitado el 24 de febrero de 2016) y modificado por los autores.  
Figure 2. Sketch of industrial Plants and Continuous Air Monitoring Station in Bahía Blanca (EMCABB) generated from <http://www.quepasabahiablanca.gov.ar/> (visited on February 24, 2016) and modified by the authors.

## 2.2 Materiales y métodos

Se trabajó con datos oficiales de acceso público emitidos por el CTE y publicados on-line en el sitio web de la Municipalidad de Bahía Blanca. La Estación de Monitoreo Continuo del Aire de Bahía Blanca (EMCABB) es una cabina móvil que está equipada con analizadores de CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y PM<sub>10</sub>. El período con datos disponibles es 2010 - 2012. Los mismos se analizaron mediante técnicas asociadas a la estadística descriptiva. Asimismo, se utilizaron datos meteorológicos de la estación Base Aeronaval Comandante Espora del Servicio Meteorológico Nacional (SMN): temperatura media diaria, velocidad y dirección de viento y nubosidad. Los registros de radiación global corresponden a una estación meteorológica marca Davis perteneciente al Departamento de Geografía y Turismo de la Universidad Nacional del Sur emplazada en la ciudad de Bahía Blanca. El sensor de radiación tiene como rango 0 - 1,800 W/m<sup>2</sup> con una resolución de 1 W/m<sup>2</sup>. Cada contaminante fue analizado en función de las concentraciones límite que establece la normativa provincial, como se detalla en la tabla 1 (Decreto N° 3395/96 que reglamenta la Ley N° 5965).

## 3 Resultados y discusión

### 3.1 Óxidos de nitrógeno y ozono

El nitrógeno es un gas sin olor, color ni sabor, que constituye el 78 % del aire. Aunque en condiciones normales no es perjudicial para la salud, se puede combinar con oxígeno para formar diversos óxidos de nitrógeno (Ballester Díez *et al.*, 1999). Entre los óxidos de nitrógeno que se consideran tóxicos se encuentran el NO y el NO<sub>2</sub>. Son importantes debido a sus efectos bioquímicos o fisiológicos como contaminantes primarios o como precursores de otros tipos de contaminantes, como el ozono (Hernández Adrover, 2001). El NO<sub>2</sub> es el óxido de nitrógeno que mayor capacidad tóxica presenta, con efectos directos sobre el tracto respiratorio de animales y humanos (Andrés *et al.*, 2001). Entre las principales fuentes de este compuesto se hallan los escapes de los vehículos motorizados y la quema de combustibles fósiles.

En cuanto a su distribución anual, en el año 2011 se registró el mayor valor medio, con 12,1 ppb, seguido del 2012 con 11,4 ppb. Estos valores pueden asociarse con la erupción del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle ocurrida entre el

Tabla 1. Normativa provincial respecto a las concentraciones límite de los contaminantes atmosféricos.  
Table 1. Provincial regulations regarding limit concentrations of atmospheric pollutants.

Contaminante	Símbolo	mg/m <sup>3</sup>	ppm	ppb	Período de tiempo
Ozono (Oxidantes	O <sub>3</sub>	0,235 <sup>(1)</sup>	0,12 <sup>(1)</sup>	120	1 hora
Óxidos de nitrógeno (expresado como dióxido de nitrógeno)	NO <sub>x</sub>	0,4	0,2	200	1 hora
		0,1 <sup>(4)</sup>	0,053 <sup>(4)</sup>	53	1 año
Monóxido de carbono	CO	10,000 <sup>(1)</sup>	9 <sup>(1)</sup>	9000	8 horas
		40,082 <sup>(1)</sup>	35 <sup>(1)</sup>	3500	1 hora
		1,300 <sup>(1)</sup>	0,50 <sup>(1,2)</sup>	500	3 horas
Dióxido de azufre	SO <sub>2</sub>	0,365 <sup>(1)</sup>	0,14 <sup>(1)</sup>	140	24 horas
		0,08 <sup>(4)</sup>	0,03 <sup>(4)</sup>	30	1 año

(1) No puede ser superado este valor más de una vez al año.

(2) Corresponde a norma secundaria.

(3) 24 horas medidas entre la hora cero del día 1 y la hora cero del día 2.

(4) Media aritmética anual.

Elaborado por los autores sobre la base de la normativa provincial (Decreto N° 3395/96 que reglamenta la Ley N° 5965), 2016.

2011 y 2012. Dicho complejo se localiza en el norte de los Andes Patagónicos, a aproximadamente 900 km en dirección OSO de la ciudad de Bahía Blanca. La circulación predominante del Oeste característica de estas latitudes propicia la llega de material volcánico a la localidad. El año 2010 presentó un valor medio de 5,7 ppb. En cuanto a la variabilidad durante el año, los máximos valores se registraron en otoño e invierno (11,55 ppb y 12,06 ppb respectivamente) y los mínimos en el período estival (7,53 ppb), como también sostienen otros investigadores (Andrés *et al.* 2001; Goyal, 2003; Yoo *et al.*, 2015).

Además, se analizó la distribución semanal promedio del contaminante y la concentración diferencial entre días laborables (lunes a viernes) y no laborables (sábado y domingo). La figura 3 muestra dicha distribución desagregada día a día y permite observar que entre lunes y viernes la concentración de  $\text{NO}_x$  en la atmósfera fue mayor (y con una escasa variabilidad) que la de los días sábados y domingos. El valor medio de los días laborables fue de un 24,8 % mayor que los días no laborables. En concordancia con lo hallado en la ciudad, Yoo *et al.* (2015) sostienen que en Corea del Sur el valor de los  $\text{NO}_2$  en los días de semana fue entre 20 y 33 % mayor que en los fines de semana. Marr & Harley (2002a) halló una diferencia de un 30 % en

California Central. Han *et al.* (2011) exponen una distribución similar para este contaminante. Esto permite inferir que las actividades antropogénicas, principalmente el flujo vehicular y la quema de combustibles fósiles en la ciudad, incidieron directamente en la existencia de este contaminante en la atmósfera.

El ozono es un gas presente en forma natural en la atmósfera. Se lo denomina un contaminante secundario, ya que a nivel troposférico se asocia a reacciones fotoquímicas en presencia de luz solar y contaminantes precursores, como los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) y diversos compuestos orgánicos volátiles (COV) (OMS, 2006). Su concentración suele obedecer, en consecuencia, a la hora del día y a las condiciones meteorológicas presentando ciclos fotoquímicos marcados (Bravo *et al.*, 1991). Durante el año los valores máximos se alcanzan en verano y durante el día en las horas centrales, coincidiendo con la máxima insolación (Fernández García, 2005; Alghamdi *et al.*, 2014; Yoo *et al.*, 2015). La contaminación tipo “verano” (summer smog) se refiere fundamentalmente a la contaminación fotoquímica procedente de las reacciones químicas de contaminantes precursores estimulados por la luz solar (Ballester Díez *et al.*, 1999). En las ciudades, es uno de los principales contaminantes derivados de las actividades indus-

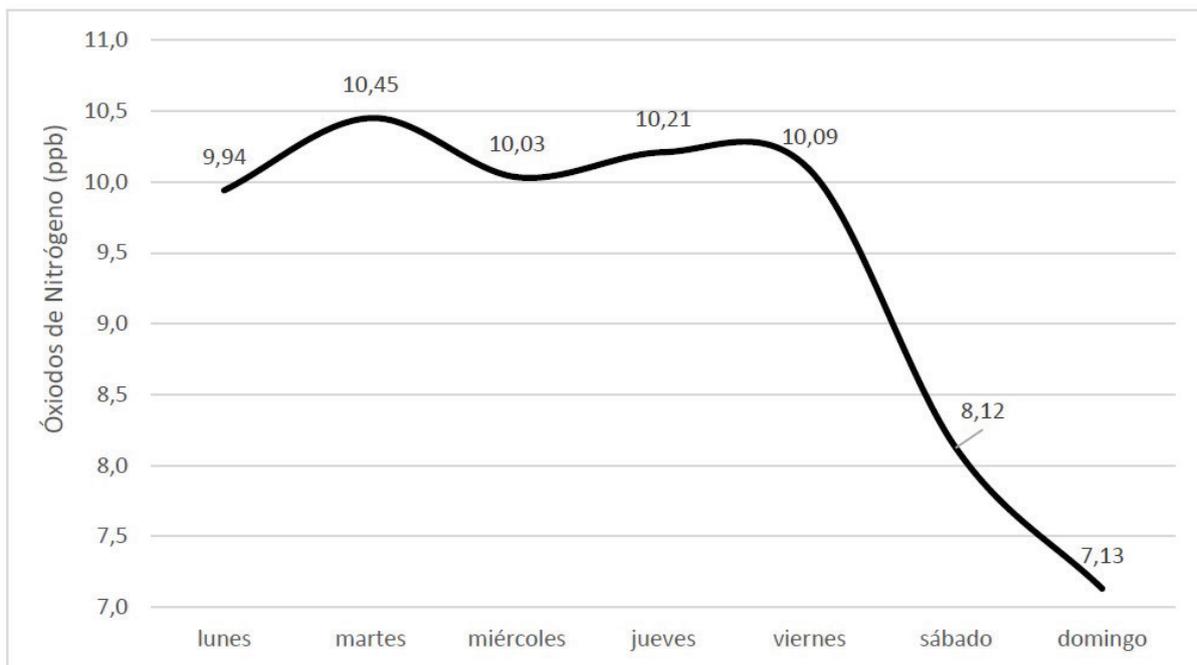


Figura 3. Distribución semanal media de los  $\text{NO}_x$  entre 2010 y 2012.  
 Figure 3.  $\text{NO}_x$  weekly average distribution between 2010 and 2012.

triales. Su presencia en el aire se asocia a cambios en la función pulmonar e inflamación en las vías respiratorias (OMS, 2006).

Las concentraciones de los contaminantes precursores ( $\text{NO}_x$  y COV) y las condiciones meteorológicas, sobre todo la presencia de luz solar, se consideran factores determinantes en la presencia del ozono en la baja atmósfera (Thompson *et al.*, 2001; Fujita *et al.*, 2003; Alghamdi *et al.*, 2014; Yoo *et al.*, 2015). Numerosos investigadores han estudiado las relaciones entre los óxidos de nitrógeno y el ozono a nivel troposférico y hallaron relaciones inversas entre ambos (Han *et al.*, 2011; Yoo *et al.*, 2015).

La distribución interanual del ozono en la atmósfera bahiense fue de escasa variabilidad, con valores de 15,6 ppb y 15,7 ppb en 2010 y 2011 respectivamente y un leve descenso en el año 2012, con un promedio de 14,8 ppb. El ozono mostró una marcada relación con las estaciones del año. En otoño y en invierno se manifestaron los valores mínimos y en verano y primavera los máximos. Los promedios oscilaron entre un mínimo de 12,88 ppb y un máximo de 17,6 ppb. El ozono es un contaminante característico de la estación cálida, debido a la fuerte vinculación de su generación con la insolación y la temperatura (Fernández García, 2005). En relación con la norma provincial de calidad del aire, ningún registro de ozono durante el período considerado excedió los valores permitidos.

Con respecto a los días laborales y no laborales, las concentraciones del ozono fueron mayores durante los fines de semana. Este fenómeno (denominado "efecto fin de semana") es común en las atmósferas urbanas (Alghamdi *et al.*, 2014) y fue examinado por numerosos investigadores (Marr & Harley, 2002a, 2002b; Fujita *et al.*, 2003; Han *et al.*, 2011; Yoo *et al.*, 2015). Marr & Harley (2002a, 2002b) sostienen que esto puede explicarse por la menor concentración de material particulado durante los fines de semana, que reduce la absorción atmosférica de radiación y aumenta la producción de ozono a nivel troposférico. Asimismo, se halla una clara correspondencia con la distribución de los óxidos de nitrógeno, que es menor durante los días no laborables (Fig. 3). Durante los fines de semana, la disminución del flujo

vehicular favorece la menor concentración de  $\text{NO}_x$  en la baja atmósfera. Además, su transformación explica el aumento de los registros de ozono. En este sentido, se destaca la importancia de los  $\text{NO}_x$  como contaminantes primarios y precursores, que funcionan como sumideros del ozono (Fernández García, 2005).

En cuanto a la distribución media horaria de los contaminantes, la figura 4 muestra que los óxidos de nitrógeno presentaron valores máximos entre las 07:00 h y 08:00 h y durante las primeras horas de la noche (20:00 h y 21:00 h), cuando el flujo vehicular es mayor. Con la salida del sol y el aumento de las temperaturas la concentración del contaminante disminuye, ya que se desencadenan reacciones fotoquímicas que posibilitan su transformación y producción de ozono en la baja atmósfera. En consecuencia, las máximas concentraciones de  $\text{O}_3$  se registraron entre las 12:00 h y 14:00 h con un descenso gradual a partir de las 18:00 h, manifestando una clara dependencia respecto a la distribución diaria de la radiación solar global y los períodos de mayor insolación. La ausencia de luz solar al atardecer y durante la noche inhibe las reacciones fotoquímicas y la consecuente producción de ozono y posibilita el aumento en la concentración atmosférica de  $\text{NO}_x$  en la atmósfera bahiense. Se destacan los  $\text{NO}_x$  como contaminantes primarios, cuya distribución depende directamente del flujo de la fuente (en particular el tráfico vehicular) y de las reacciones fotoquímicas que derivan en su transformación en ozono, que corresponde a un contaminante secundario. Las distribuciones halladas concuerdan con lo expuesto por otros autores y ponen de manifiesto las relaciones inversas entre ambos contaminantes. (Bogo *et al.*, 1999; Olcese & Toselli, 2002; Flemming *et al.*, 2005; Han *et al.*, 2011; Gallardo *et al.*, 2012; Alghamdi *et al.*, 2014; García *et al.*, 2014; Yoo *et al.* 2015; Cazorla, 2015). Pudo observarse la doble influencia de factores meteorológicos y antropogénicos como condicionantes de la variabilidad temporal de los contaminantes en la ciudad.

Asimismo, se evaluó la incidencia de la nubosidad en la concentración de los contaminantes. En lo referido al ozono, Han *et al.* (2011) y Yoo *et al.* (2015) afirman que su concentración troposférica se ve afectada por la cantidad de cielo cubier-

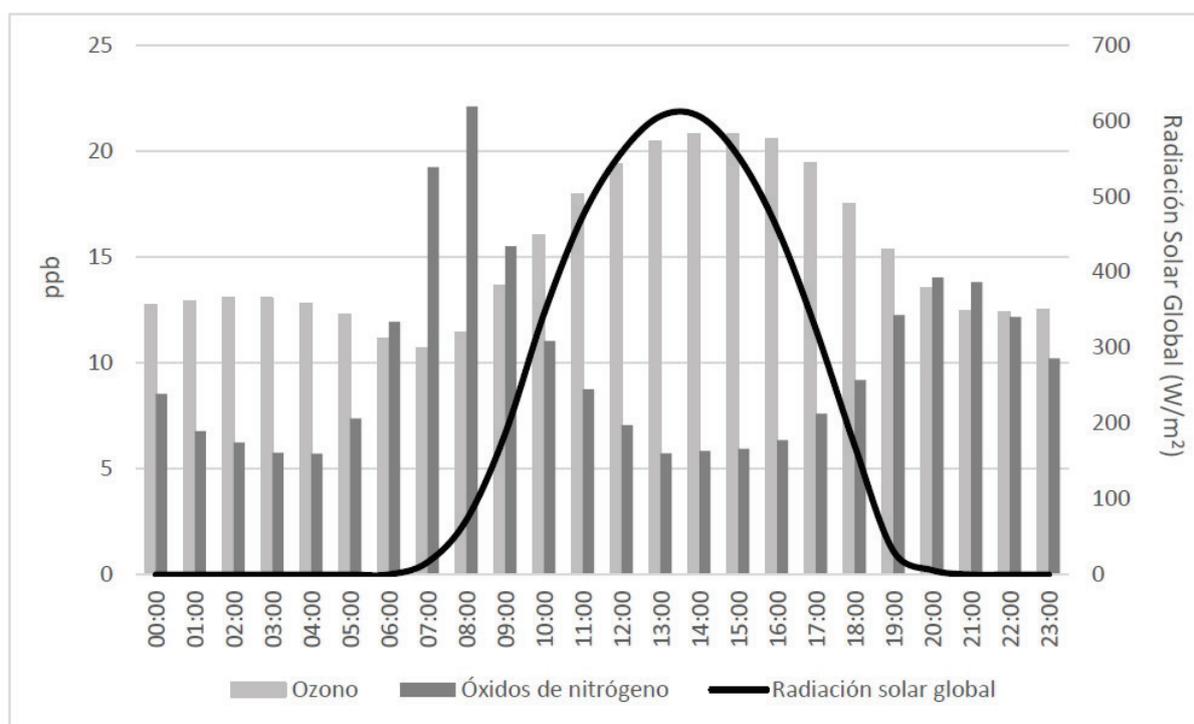


Figura 4. Distribución media diaria del ozono, óxidos de nitrógeno y de la radiación solar global entre 2010 y 2012.  
 Figure 4. Ozone, nitrogen oxides and solar radiation daily average distribution between 2010 and 2012.

to. En Bahía Blanca, la nubosidad demostró ser un factor determinante en la concentración de óxidos de nitrógeno y ozono troposférico. Se seleccionaron los días despejados y los días cubiertos de todo el período de estudio. Con respecto a los  $\text{NO}_x$ , los días cubiertos mostraron un valor promedio de 9,91 ppb y los días despejados 8,29 ppb. En lo referido al ozono, los días claros presentaron una concentración promedio de 16,42 ppb y los cubiertos 14,68 ppb. La concentración del ozono manifestó una clara dependencia de los ciclos fotoquímicos (Fig. 4), por lo que se analizó la distribución del contaminante entre las 08:00 h y las 20:00 h para todos los días despejados y cubiertos del período (Fig. 5). Se seleccionaron las horas diurnas ya que debido a la falta de iluminación las observaciones nocturnas de nubosidad suelen poseer subestimaciones, sobre todo en las nubes medias y altas (Hahn *et al.*, 1995). Además de evidenciar menores concentraciones durante los días cubiertos, el gráfico muestra que en los días despejados el patrón del contaminante fue más estable y coincidente con el ciclo radiativo. En los días cubiertos el ozono, además de presentar valores más bajos, manifestó una distribución más irregular y menos dependiente de los ciclos fotoquímicos.

La figura 6 muestra las concentraciones

medias de  $\text{NO}_x$  discriminadas por velocidad y dirección de viento. Durante las calmas las concentraciones de los  $\text{NO}_x$  fueron mayores, con un valor medio mayor a 20 ppb. Esto evidencia que la ausencia de movimientos de masas de aire favoreció la permanencia de estos contaminantes en la atmósfera, condiciones asociadas a la estabilidad atmosférica. Las altas velocidades de viento, en cambio, fomentaron la dispersión y transporte del contaminante desde las fuentes emisoras (Goyal, 2003). Para velocidades entre 1 y 10 m/s las concentraciones máximas se registraron con vientos del Oeste y del Nornoroeste, con valores mayores a 10 ppb. Los vientos de 10 m/s y superiores, no obstante, no sobrepasaron concentraciones medias de 10 ppb. Entre 20 y 30 m/s solo se registró presencia del contaminante con vientos de componente Nornoroeste y con un valor medio menor a 5 ppb.

En lo referido a los  $\text{NO}_x$  y las precipitaciones, mostraron relaciones indirectas. Los días con registro de lluvias tuvieron un valor medio de 7,31 ppb y los días sin lluvias un valor de 10,15 ppb. Esto coincide con lo expuesto por Yoo *et al.* (2014), que analizó los procesos de lavado que desencadenan las lluvias estivales en Corea del Sur. Las condiciones de inestabilidad, en consecuencia, favore-

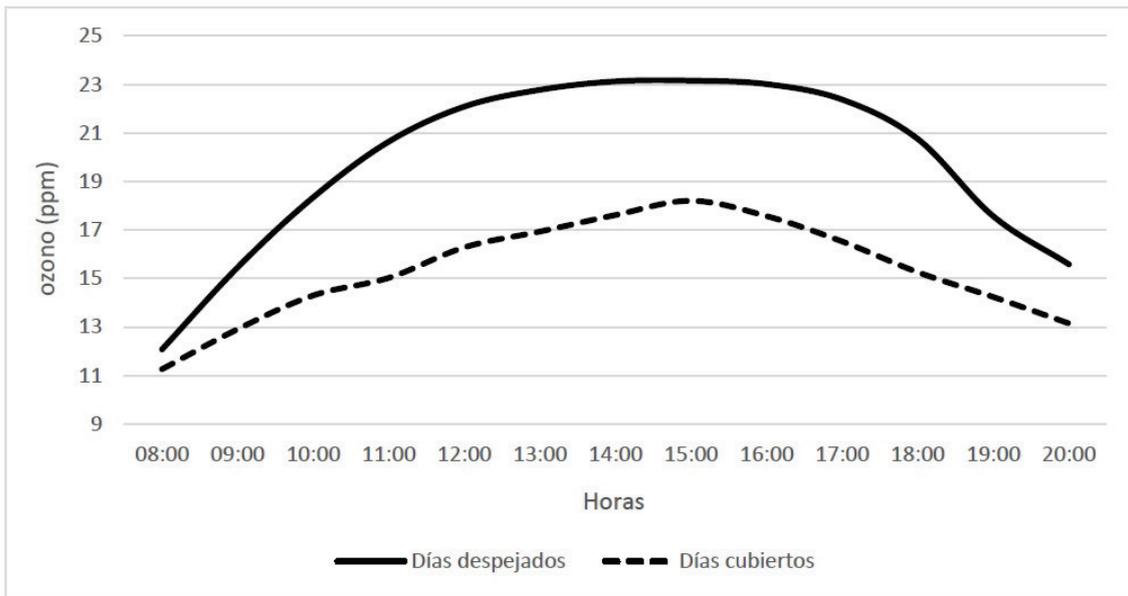


Figura 5. Distribución media diaria del ozono en días despejados y días cubiertos entre 2010 y 2012.  
 Figure 5. Ozone's daily average distribution on clear and covered days between 2010 and 2012.

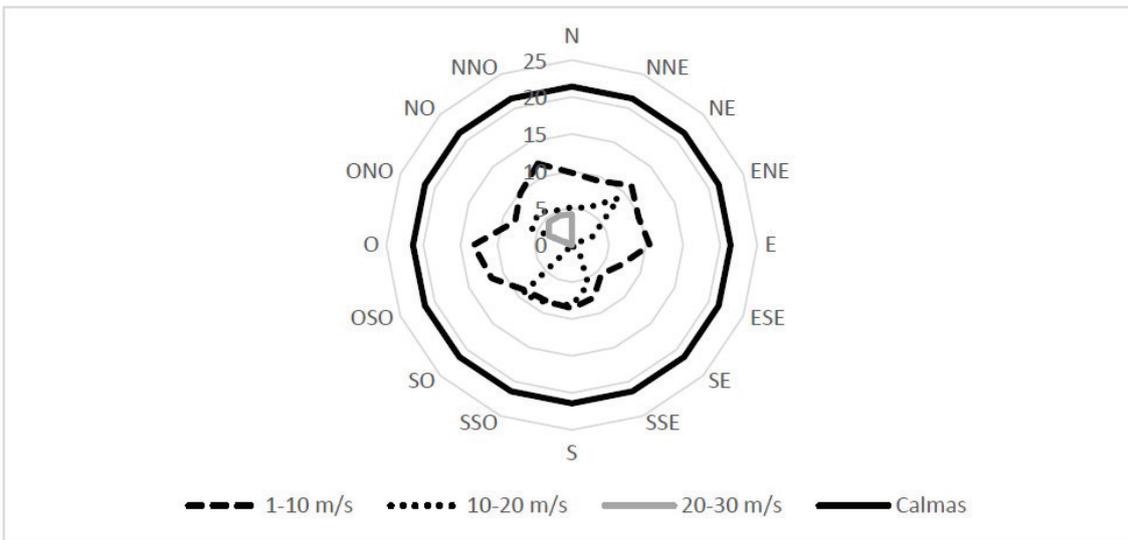


Figura 6. Distribución media de NO<sub>x</sub> (ppb) según dirección y velocidad de viento entre 2010 y 2012.  
 Figure 6. NO<sub>x</sub> average (ppb) distribution according to direction and wind speed between 2010 and 2012.

cen la menor concentración de NO<sub>x</sub> en la atmósfera de la ciudad.

En cuanto a los óxidos de nitrógeno registrados en la ciudad para el período 2010-2012 y la legislación provincial (Tab. 1), la tabla 2 muestra que se superaron los valores máximos horarios permitidos (200 ppb) en diez oportunidades, siete de ellas registradas en otoño e invierno (Almbauer *et al.*, 1995) y cinco durante las horas pico del tráfico vehicular. En cuanto a los promedios anuales, los tres años considerados registraron valores por debajo del límite legal provincial.

Tabla 2. NO<sub>x</sub> y excedencias al límite legal provincial entre 2010 y 2012.

Table 2. NO<sub>x</sub> and exceedances to the provincial legal limit between 2010 and 2012.

Fecha	Hora	NOx (ppb)
3/12/2010	6:00	202
19/07/2012	8:00	202
31/07/2012	8:00	206
8/7/2010	22:00	207
2/10/2012	8:00	226
18/06/2011	8:00	239
18/07/2011	7:00	242
19/06/2012	21:00	266
15/06/2011	8:00	292
8/2/2011	11:00	308

### 3.2 Monóxido de carbono

El monóxido de carbono es un contaminante común en la atmósfera de las ciudades, que se produce principalmente por el uso de motores de combustión interna. Es un gas inodoro, incoloro e insípido, pero altamente tóxico que puede hacer disminuir la oxigenación celular (Jiménez, 2001). El rejuvenecimiento del parque automovilístico y el uso de combustibles con menos elementos contaminantes se consideran cruciales en el control de este elemento en la atmósfera (Jiménez, 2001; Fernández García, 2005).

En lo que respecta a su distribución interanual, los años 2010 y 2011 registraron un valor de 0,2 ppm, siendo el año 2012 el que registró mayor presencia del contaminante, con un valor de 3,5 ppm. Cabe señalar, no obstante, que el monóxido de carbono no se encontró en cantidades significativas que implicasen un riesgo para la población. En cuanto a su variabilidad estacional, presentó una mayor concentración entre el otoño y el invierno (0,28 y 0,25 ppm respectivamente), como también afirmaron otros investigadores: Bogo *et al.* (1999) para la ciudad de Buenos Aires y Yoo *et al.* (2015) para Corea del Sur. No se registraron variaciones significativas entre días laborables y no laborables.

La distribución media horaria del CO mostró la importancia que tiene el flujo vehicular en su presencia en la atmósfera (Bogo *et al.*, 1999;

Gallardo *et al.*, 2012; Iodice & Senatore, 2015). En la figura 7 se observan dos máximos diarios: el primero alrededor de las 08:00 h y el segundo entre las 19:00 h y las 22:00 h. Ambos coinciden con los horarios de mayor tráfico vehicular en las ciudades. Esto concuerda con lo expuesto por Bogo *et al.* (1999) para la ciudad de Buenos Aires, por Jiménez (2001) en la ciudad de México, por Olcesi & Toselli (2002) en la ciudad de Córdoba, por Goyal (2003) en Delhi (India), por Gallardo *et al.* (2012) en Bogotá (Colombia), Buenos Aires (Argentina), Santiago (Chile) y São Paulo (Brasil), entre muchos otros.

Con respecto a su relación con los elementos del tiempo, en la figura 8 se observa la relación inversa del contaminante con la velocidad de viento, situación que demuestra que las condiciones de estabilidad favorecen la concentración de CO en la atmósfera. Durante las calmas el valor medio hallado fue mayor a 0,30 ppm. Con vientos de entre 1-10 m/s los registros oscilaron entre 0,18 ppm y 0,26 ppm y con velocidades de 10-20 m/s los valores medios máximos (0,25 ppm) se registraron con vientos del NE. En lo que respecta a velocidades entre 20 y 30 m/s la concentración de CO disminuyó a valores menores a 0,20 ppm. Este comportamiento coincide con el hallado para los óxidos de nitrógeno en la ciudad de Bahía Blanca y expuesto por otros autores (Mazzeo & Venegas, 2002; Goyal, 2003). Además, el CO manifestó una relación indirecta con las lluvias, ya que las precipitaciones se

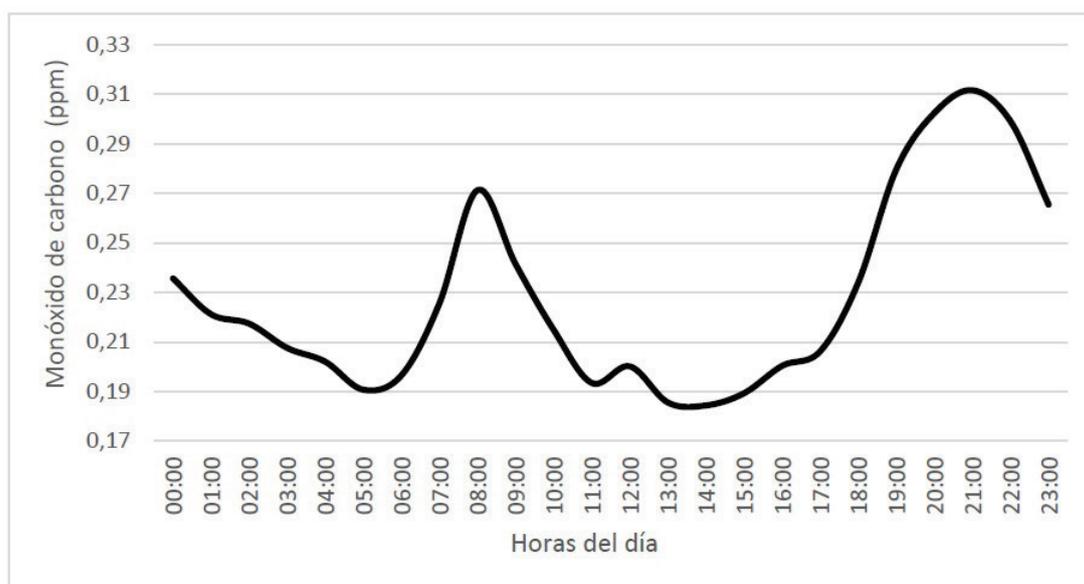


Figura 7. Distribución horaria media del CO entre 2010 y 2012.  
 Figure 7. CO average hourly distribution between 2010 and 2012.

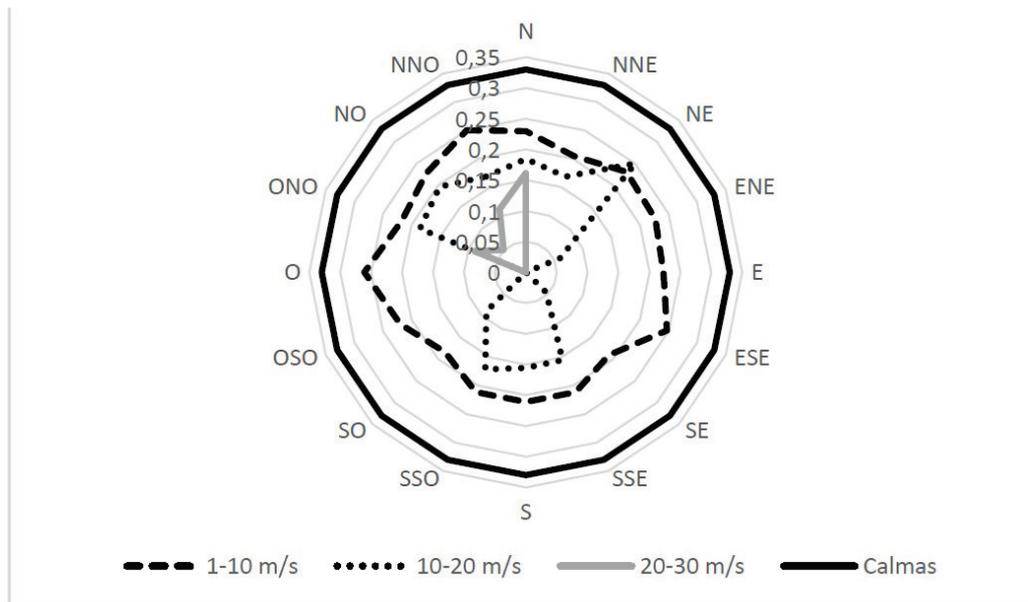


Figura 8. Distribución media de CO (ppm) según dirección y velocidad de viento entre 2010 y 2012.  
 Figure 8. CO average distribution (ppm) by direction and wind speed between 2010 and 2012.

asocian a condiciones de inestabilidad y desencadenan procesos de lavado que disminuyen sustancialmente las concentraciones de contaminantes en la baja atmósfera, proceso estudiado por Yoo *et al.* (2014), entre otros. Los valores registrados nunca sobrepasaron el límite legal vigente, ni los valores hora a hora ni los registrados cada ocho horas.

### 3.3 Dióxido de azufre

El SO<sub>2</sub> es un contaminante que se produce por la combustión de materiales fósiles que contienen azufre, como el carbón y el petróleo. En la

atmósfera tiende a oxidarse y a producir ácido sulfúrico, responsable de la lluvia ácida (Manahan, 2006). Es un gas irritante que a altas concentraciones puede producir broncoconstricción (Ballester Díez *et al.*, 1999).

En el análisis anual se observó que el SO<sub>2</sub> no presentó variaciones significativas en los años estudiados, sin embargo, fue más abundante en invierno (Fig. 9), como sostienen Ballester Díez *et al.* (1999) y Yoo *et al.* (2015). Ello explica la relación indirecta con la temperatura y su vinculación con mecanismos de estancamiento atmosférico. No se observó en su distribución diferenciaciones entre días laborables y no laborables.

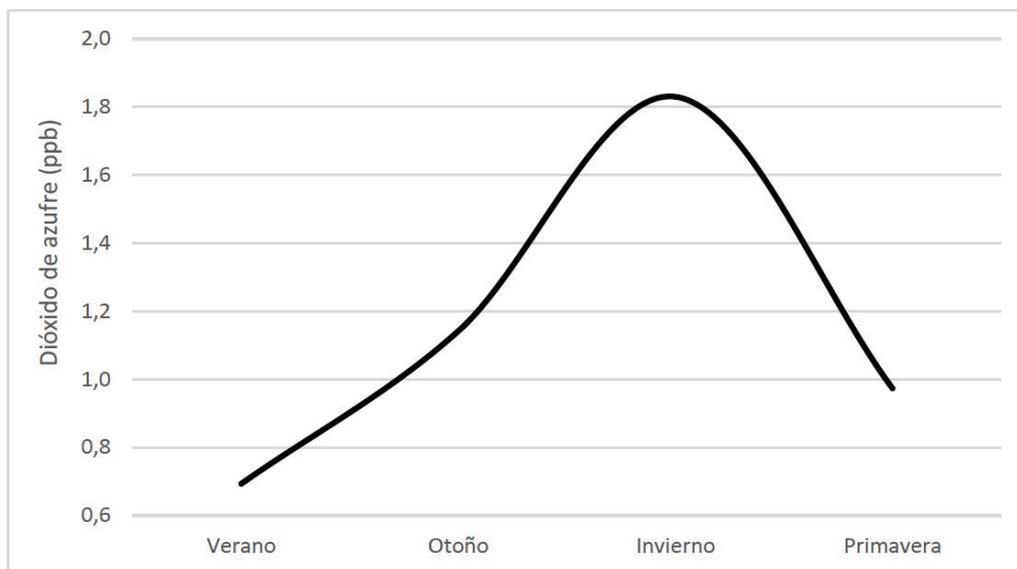


Figura 9. Distribución estacional media de SO<sub>2</sub> entre 2010 y 2012.  
 Figure 9. SO<sub>2</sub> mean seasonal distribution between 2010 and 2012.

Las precipitaciones mostraron incidencia en la concentración atmosférica como consecuencia de los procesos de lavado expuestos y explicados por Yoo *et al.* (2014), entre otros. Los días con registro de precipitaciones presentaron una concentración media de 1,14 ppb y los días sin lluvias un valor medio de 0,72 ppb. Las situaciones de inestabilidad, en consecuencia, favorecieron la menor concentración de SO<sub>2</sub> en la atmósfera bahiense.

La concentración de SO<sub>2</sub> se encontró muy por debajo del límite legal establecido. Las cantidades registradas no indicaron que sea aún un contaminante peligroso para la ciudad. Esto se halla en concordancia con lo expuesto por Piccolo *et al.* (1988) y Zapperi (2012) acerca de la no existencia de lluvia ácida en Bahía Blanca.

#### 4 Conclusiones

El análisis realizado permitió observar la doble influencia de factores meteorológicos y antropogénicos como condicionantes de la variabilidad temporal de los contaminantes en la ciudad de Bahía Blanca. Los óxidos de nitrógeno, el monóxido de carbono y el dióxido de azufre son considerados contaminantes primarios, por lo que sus concentraciones se vieron determinadas por la variabilidad del flujo de la fuente, principalmente el tránsito vehicular. Los óxidos de nitrógeno manifestaron una distribución variable a lo largo del año y durante el transcurso del día, con medias estacionales máximas en otoño e invierno. La erupción del Complejo Volcánico Puyehue-Cordón Caulle, ocurrida entre 2011 y 2012 explica su mayor concentración durante esos años. Además, la variabilidad en el flujo vehicular entre días laborables (lunes a viernes) y no laborables (sábado y domingo) influyó en su distribución. Con respecto a su comportamiento horario, los óxidos de nitrógeno presentaron valores máximos entre las 07:00 h y 08:00 h y durante las primeras horas de la noche, cuando el tránsito vehicular es mayor. Con la salida del sol se desencadenan reacciones fotoquímicas que posibilitan su transformación y producción de ozono en la baja atmósfera, lo que explica su disminución en las horas de mayor insolación. En concordancia, las máximas concentraciones de

O<sub>3</sub> se registraron entre las 12:00 h y 14:00 h con un descenso gradual a partir de las 18:00 h. Asimismo, la concentración de ozono fue mayor durante los fines de semana. Debido a su dependencia de los ciclos fotoquímicos, mostró una marcada relación con las estaciones térmicas, con máximas concentraciones en verano.

En cuanto a condiciones de estabilidad e inestabilidad, los NO<sub>x</sub> y CO mostraron mayores concentraciones durante las calmas y bajas velocidades de viento. Las precipitaciones, asociadas a situaciones de inestabilidad atmosférica, favorecieron los procesos de lavado y dispersión de contaminantes. De esta manera, en la ciudad de Bahía Blanca se identificó la ocurrencia de contaminación de invierno (winter smog) donde los NO<sub>x</sub>, CO y SO<sub>2</sub> fueron preponderantes. Los episodios producidos por el estancamiento de aire relacionados con bajas temperaturas y las inversiones térmicas favorecieron la concentración de los contaminantes. Por otro lado, la contaminación de verano (summer smog) se asoció a la presencia de ozono, vinculado con reacciones fotoquímicas propiciadas por la mayor incidencia de los rayos solares sobre la superficie. Los días calurosos y soleados se relacionaron con la presencia de estos contaminantes, característicos del estado de tiempo viento Norte.

**Agradecimientos** - Al Servicio Meteorológico Nacional por brindar datos meteorológicos correspondientes al período de estudio. El presente trabajo se realizó en el marco del proyecto de investigación "Geografía Física Aplicada al estudio de la interacción Sociedad-Naturaleza. Problemáticas a diferentes escalas témporo-espaciales", 24/G078, subsidiado por SGCyT, UNS.

#### Referencias bibliográficas

- Alghamdi M.A, Khoder M., Harrison R.M., Hyvärinen A.P, Hussein T., Al-Jeelani H., Abdelmaksoud A.S., Goknil M., Shabbaj I.I., Almeahmadi F.M., Lihavainen H. & Kulmala M. 2014. Temporal variations of O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> in the urban background atmosphere of the coastal city Jeddah, Saudi Arabia. *Atmospheric Environment*, 94:205–214.
- Allende, D.G., Romero, G.E., Cremades, P.G., Mule-

- na, G.C., & Puliafito, S.E. 2013. Caracterización horaria y diaria de la concentración del número total de partículas en ambientes urbanos y suburbanos en Mendoza. Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina. En: CONGRESO PROIMCA, IV, CONGRESO PRODECA, II, 2013, Mendoza. *Anales IV Congreso PROIMCA – II Congreso PRODECA*, Mendoza, UTN, p.393-410.
- Almbauer, R., Pucher, K. & Sturm, P.J. 1995. Air quality modeling for the city of Graz. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 57(1-4): 31-42.
- Andrés, D.A., Ferrero, E.J., Mackler, C.E. & Bertinat, P.J. 2001. Uso de técnicas pasivas para el monitoreo de dióxido de nitrógeno en una ciudad pequeña. *Información Tecnológica*, 12(2): 105-110.
- Andrés, D.A., Ferrero, E.J. & Mackler, C.E. 1997. Monitoreo de contaminantes del aire en la ciudad de Rosario. *Información Tecnológica*, 8: 11-20.
- Ballester Díez, F., Tenías, J.M. & Pérez-Hoyos, S. 1999. Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud: una introducción. *Revista Española de Salud Pública*, 73(2): 109-121.
- Beaver, S. & Palazoglu, A. 2008. Influence of synoptic and mesoscale meteorology on ozone pollution potential for San Joaquin Valley of California. *Atmospheric Environment*, 43(10): 1779-1788.
- Bogo, H., Negri, R. M. & San Román, E. 1999. Continuous measurement of gaseous pollutants in Buenos Aires city. *Atmospheric Environment*, 33(16): 2587-2598.
- Bravo, H., Roy-Ocotla, G., Sánchez, P. & Torres, R. 1991. Contaminación atmosférica por ozono en la zona metropolitana de la ciudad de México: evolución histórica y perspectivas. *Revista Coordinación General de Estudios de Posgrado*, 23: 39-48.
- Bróndolo, M., Campos, M., Zinger, S., Del Pozo, O. & Lorda, M.A. 1994. *Geografía de Bahía Blanca*. Bahía Blanca, Ediciones Encestando, 199 p.
- Campo de Ferreras, A.M., Capelli de Steffens A.M. & Díez, P. 2004. *El clima del suroeste bonaerense*. Bahía Blanca, Departamento de Geografía y Turismo de la Universidad Nacional del Sur, 100p.
- Capelli de Steffens, A.M., Piccolo, M.C. & Campo de Ferreras, A.M. 2005. *Clima urbano de Bahía Blanca*. Bahía Blanca, Dunken, 195p.
- Cazorla, M. 2015. Air quality over a populated Andean region: Insights from measurements of ozone, NO, and boundary layer depths. *Atmospheric Pollution Research*, 7(1): 66-74.
- Celis H., J. & Morales P., J. 2007. Estudio de la contaminación del aire urbano en una ciudad intermedia: El caso de Chillán (Chile). *Atenea*, 495: 165-182.
- Chan, C.K. & Yao, X. 2008. Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment*, 42(1): 1-42.
- Chen, Z., Xu, B., Cai, J. & Gao, B. 2016. Understanding temporal patterns and characteristics of air quality in Beijing: A local and regional perspective. *Atmospheric Environment*, 127: 303-315.
- Dawidowski, L., Gómez, D. & Reich, S. 1997. *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental atmosférico*. Buenos Aires, CNEAA, 50 p.
- Derwent, R.G. & Middleton, D. R. 1995. Analysis and interpretation of air quality data from an urban roadside location in central London over the period from July 1991 to July 1992. *Atmospheric Environment*, 29(8): 923-946.
- Fernández García, F. 2001. Clima y calidad ambiental en las ciudades: propuesta metodológica y su aplicación al área de Madrid. In: Raso Nadal, J.M. & Martín-Vide, J. (Ed.). *Proyectos y métodos actuales en Climatología*. Barcelona, Katelani, p. 41-66.
- Fernández García, F. 2005. Contaminación atmosférica y calidad del aire en Madrid: análisis de las concentraciones de SO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, ozono y PM<sub>10</sub> (1980-2003). *Estudios Geográficos*, 66(259): 507-532.
- Fernández, M.E., Gentili, J.O. & Campo, A.M. 2014. Diseño e implementación de una base de datos geográficos para el análisis de registros de radiación global de Bahía Blanca y Punta Alta. In: Uboldi, J.A., Ángeles, G., Gentili, J.O., Gerdali, A.M., Melo, W.D. & Carbone, M.E. (Comp.). *Geotecnologías del sur argentino*. Casos de estudio. Bahía Blanca, Departamento de Geografía y Turismo de la Universidad Nacional del Sur, p. 414-422.
- Flemming, J., Stern, R. & Yamartino, R.J. 2005. A new air quality regime classification scheme for O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> observations sites. *Atmos-*

- pheric Environment*, 39(33): 6121-6129.
- Fujita, E.M., Stockwell, W.R., Campbell, D.E., Keislar, R.E. & Lawson, D.R. 2003. Evolution of the magnitude and spatial extent of the weekend ozone effect in California's South Coast Air Basin, 1981-2000. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53(7): 802-815.
- Gaitán, M., Cancino, J. & Behrentz, E. 2007. Análisis del estado de la calidad del aire en Bogotá. *Revista de Ingeniería*, 26: 81-92.
- Gallardo, L., Escribano, J., Dawidowski, L., Rojas, N., De Fátima Andrade, M. & Osses, M. 2012. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo. *Atmospheric Environment*, 47: 12-19.
- García, M., Ulloa, H., Ramírez, H., Fuentes, M., Arias, S. & Espinosa, M. 2014. Comportamiento de los vientos dominantes y su influencia en la contaminación atmosférica en la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(2): 97-116.
- Goyal, P. 2003. Present scenario of air quality in Delhi: a case study of CNG implementation. *Atmospheric Environment*, 37(38): 5423-5431.
- Hahn, C.J., Warren, S.G. & London, J. 1995. The effect of moonlight on observation of cloud cover at night, and application to cloud climatology. *Journal of Climate*, 8: 1429-1446.
- Han, S., Bian, H., Feng, Y., Liu, A., Li, X., Zeng, F. & Zhang, X. 2011. Analysis of the Relationship between O<sub>3</sub>, NO and NO<sub>2</sub> in Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 11(2): 128-139.
- Hernández Adrover, J.J. 2001. *Modelado de la formación y emisión de contaminantes en sistemas de combustión*. Ciudad Real, Universidad de Castilla La Mancha, 236 p.
- INDEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos. 2010. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010*. Buenos Aires, Argentina, INDEC.
- Iodice, P. & Senatore, A. 2015. Air Pollution and Air Quality State in an Italian National Interest Priority Site. Part 1: The emission Inventory. *Energy Procedia*, 81: 628-636.
- Jiménez, B.E. 2001. *La contaminación ambiental en México*. Ciudad de México, Editorial Limusa, 200p.
- Manahan, S.E. 2006. *Introducción a la química ambiental*. Ciudad de México, Reverté, 760p.
- Marr, L.C. & Harley, R.A. 2002a. Modeling the effect of weekday-weekend differences in motor vehicle emissions on photochemical air pollution in central California. *Environmental science & technology*, 36(19): 4099-4106.
- Marr, L.C. & Harley, R.A. 2002b. Spectral analysis of weekday-weekend differences in ambient ozone, nitrogen oxide, and non-methane hydrocarbon time series in California. *Atmospheric Environment*, 36(14): 2327-2335.
- Mazzeo, N.A. & Venegas, L.E. 2002. Estimation of cumulative frequency distribution for carbon monoxide concentration from wind-speed data, in Buenos Aires (Argentina). *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 2(5-6): 419-432.
- Morales, R.G.E. & Leiva, M.A. 2006. Distribución y concentraciones críticas de material particulado en la ciudad de Santiago. En: Morales, R.G.E. (Ed.). *Contaminación atmosférica urbana: Episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago*. Santiago de Chile, Editorial Universitaria, p. 107-172
- Oke, T.R. 2002. *Boundary layer climates*. Londres, Routledge, 464 p.
- Olcese, L.E. & Toselli, B.M. 2002. Some aspects of air pollution in Córdoba, Argentina. *Atmospheric Environment*, 36(2): 299-306.
- ONU. Organización Mundial de la Salud. 2006. *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre: actualización mundial 2005*. Ginebra, OMS, 25pp. Disponible en: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69478/1/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69478/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf). Acceso: 6 feb del 2017.
- Orte, M., Colman Lerner, J.E., Morales, A., Barriovenuevo, P., Aguilar, M., Giulani, D., Doderó, V., Massolo, L., Matamoros, N., Sánchez E.Y. & Porta, A. 2013. Estudio del material particulado inhalable y contaminantes asociados en las ciudades de La Plata y Bahía Blanca. En: *CONGRESO PROIMCA, IV, CONGRESO PRODECA, II, 2013, Mendoza. Anales IV Congreso PROIMCA – II Congreso PRODECA*, Mendoza, UTN, p.595-602.
- Piccolo, M.C., Perillo, G.M. & Varela, P. 1988. Alkaline precipitation in Bahia Blanca, Argentina. *Environmental science & technology*, 22(2): 216-

219.

- Puliafito, E. & Allende, D. 2007. Calidad del aire en ciudades intermedias. *Revista Proyecciones*, 5: 33-52.
- Puliafito, E., Rey Saravia, F., Pereyra, M. & Pagani, M. 2009. Calidad del aire en el Polo Petroquímico de Bahía Blanca. En: REUNIÓN ANUAL PROIMCA, II, 2009, Mendoza. *Anales II Reunión Anual PROIMCA*, Mendoza, UTN, p. 113-121.
- Salvador, P., Artíñano, B., Viana, M.M., Querol, X., Alastuey, A., González-Fernández, I. & Alonso, R. 2011. Spatial and temporal variations in PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> across Madrid metropolitan area in 1999-2008. *Procedia Environmental Sciences*, 4:198-208.
- Thompson, M.L., Reynolds, J., Cox, L.H., Guttorp, P. & Sampson, P.D. 2001. A review of statistical methods for the meteorological adjustment of ozone. *Atmospheric Environment*, 35, 617-630.
- Yoo, J.M., Jeong, M.J., Kim, D., Stockwell, W.R., Yang, J.H., Shin, H.W., Lee, M.I., Song, C.K. & Lee, S.D. 2015. Spatiotemporal variations of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub>, and VOCs) with land-use types. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(18): 10857-10885.
- Yoo, J.M., Lee, Y.R., Kim, D., Jeong, M. J., Stockwell, W.R., Kundu, P. K., Oh, S.M, Shin, D. B. & Lee, S.J. 2014. New indices for wet scavenging of air pollutants (O<sub>3</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, and PM<sub>10</sub>) by summertime rain. *Atmospheric Environment*, 82: 226-237.
- Zapperi, P.A. 2012. Hidrografía urbana de Bahía Blanca. Bahía Blanca, 140 p. Tesis de Doctorado, Programa de Posgrado del Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur.
- Zhang, Y., Ding, A., Mao, H., Nie, W., Zhou, D., Liu, L., Huang, L. & Fu, C. 2016. Impact of synoptic weather patterns and inter-decadal climate variability on air quality in the North China Plain during 1980-2013. *Atmospheric Environment*, 124: 119-128.