



REVISTA CIENTÍFICA TRIMESTAL DE CUBASOLAR

**REVISTA CIENTÍFICA de las
FUENTES RENOVABLES de ENERGÍA**

17



El uso del índice de calidad del aire (ICA) en la gestión ambiental.....	1
Combustión en generadores de vapor en una entidad de Camagüey.....	12
Evaluación de las emisiones gaseosas e impacto ambiental de una termoeléctrica cubana.....	30
Estimación de la altura de la capa de mezcla en Casablanca a partir de parametrizaciones en superficie.....	44
Modelación de emisiones de partículas debidas al transporte de mineral en minas a cielo abierto.....	59
Comparación preliminar del sistema de modelos AERMOD e ISCST3.....	69

El uso del índice de calidad del aire (ICA) en la gestión ambiental

The use of air quality index (AQI) in environmental management

*Oswaldo Cuesta Santos, Antonio Wallo Vázquez y Arnaldo Collazo Aranda
Centro de Contaminación y Química Atmosférica, Instituto de Meteorología de Cuba,
Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), Cuba.
e-mail: ocuesta@met.inf.cu*

Resumen

El índice de calidad del aire (ICA) se considera un indicador global de la calidad del aire en un momento determinado o día y en una estación de monitoreo concreta. El ICA se ha de interpretar como un indicador orientativo de la calidad del aire enfocado al público en general. Los especialistas deberán tener en cuenta otros factores a la hora de estudiar los niveles de contaminación. Se estudia el comportamiento de la contaminación atmosférica utilizando el ICA en dos puntos de monitoreo en Regla, donde se miden los contaminantes principales: SO₂, NO₂ y partículas suspendidas totales. Se encontró que las partículas y el NO₂ son los contaminantes que más contribuyen al deterioro de la calidad del aire, lo que ocurre con mayor frecuencia-días con categorías Deficiente y Mala, y muestran un incremento en las categorías Pésima y Crítica. Se dan las recomendaciones necesarias para la reducción de la contaminación del aire. Se recomienda la utilización de este ICA para la evaluación de la contaminación del aire en los asentamientos humanos como una buena herramienta para la información y la gestión ambiental. Se propone una escala visual para mejorar y facilitar la comprensión del público.

Palabras clave: Calidad del aire, índice de calidad del aire, contaminación atmosférica, dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno.

Abstract

The air quality index (AQI) is considered a global air quality indicator at a particular time or day in a specific monitoring station. The AQI is to be interpreted as a guiding air quality indicator for the general public. Specialists should take into account other factors when studying the levels of pollution. The performance of air pollution is studied by using the AQI in two monitoring points in Regla, where the key pollutants are measured: SO₂, NO₂ and total suspended particulate material. It was found that suspended particulate material and NO₂ are the pollutants that most contribute to air quality deterioration, which occurs with greater frequency-days in the categories *Poor* and *Bad*, and show an increase in the categories *Very Bad* and *Critical*. The necessary recommendations for the reduction of air pollution are given. The use of this

AQI for assessing air pollution in settlements is recommended as a good tool for environmental information and management.

A visual scale is proposed to improve and facilitate public understanding.

Key words: Air quality, air quality index, air pollution, sulphur dioxide and nitrogen dioxide.

Introducción

Los trabajos de diagnóstico de la contaminación atmosférica revisten una importancia primordial para la selección e instrumentación de medidas que permitan una adecuada armonía entre las diversas actividades que se ejecutan en un territorio, de forma tal que no se perjudique el medio ambiente y sean compatibles las diferentes actividades socioeconómicas.

El índice de calidad del aire (ICA) es un indicador global de la calidad del aire en un momento determinado o día y en una estación de medida en concreto. El ICA se ha de interpretar como un indicador orientativo de la calidad del aire enfocado al público en general. Los especialistas habrán de tener en cuenta otros factores a la hora de estudiar los niveles de contaminación, como será la sinergia entre contaminantes, el efecto de sustancias no evaluadas, la presencia de compuestos no perjudiciales pero sí molestos, etcétera.

El ICA resultante del día viene determinado por aquel contaminante que nos da la concentración con más incidencia negativa sobre la salud de las personas. Es importante entender que el ICA no es el resultado de hacer una media de una serie de valores, sino que resulta una cifra que pondera la aportación de la concentración medida de cada uno de los contaminantes a la calidad del aire.

El presente trabajo estudia la calidad del aire utilizando un índice de calidad del aire (ICA) en dos puntos de monitoreo durante tres años (2001-2003), durante los cuales se midieron los contaminantes principales: SO₂, NO₂ y partículas suspendidas totales (PST). Para los contaminantes monitoreados se analizó su comportamiento respecto al índice utilizado y se dieron las recomendaciones necesarias para la reducción de la contaminación del aire.

Materiales y métodos

Las estaciones de monitoreo utilizadas fueron Casablanca y Regla, donde se midieron las concentraciones de los contaminantes principales durante el período del 2001 al 2003 de forma simultánea. Estas estaciones están situadas en la zona de la ribera este de la bahía de La Habana y dan cobertura suficiente para conocer la contaminación atmosférica en el municipio Regla. La localidad presenta una intensa actividad industrial y portuaria. En sus márgenes se asientan dos centrales termoeléctricas (a partir del 2001 dejaron de prestar servicio), una refinería de petróleo y otras industrias más pequeñas que también contribuyen con sus emisiones a la contaminación del aire.

La cercanía de estas potentes fuentes contaminantes, así como el intenso tráfico de medios de transporte automotor, ferroviario y marítimo, y la alta densidad de población hacen de esta zona una de las más afectadas por la contaminación atmosférica dentro de la ciudad de La Habana [Cuesta y Cabrera, 1994 y Cuesta, *et al.*, 2002]. La Estación de Casablanca debido a su ubicación al norte y en la localidad del mismo nombre recibe poca influencia de las fuentes de la ciudad, aunque en determinadas situaciones meteorológicas se produce una marcada influencia de estas fuentes [Cuesta, *et al.*, 2002].

Los contaminantes muestreados fueron el SO₂, el NO₂ y las partículas suspendidas totales (PST), que son algunos de los principales compuestos propios de las zonas urbanas. Los datos obtenidos responden a muestras diarias y se tomó una serie de tres años comprendida desde el 2001 hasta el 2003.

Los valores obtenidos de las mediciones y análisis químicos de los contaminantes estudiados se realizaron según las metodologías del Centro de Contaminación y Química Atmosférica (CECONT), del Instituto de Meteorología, que se rigen por lo general por las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM) para el muestreo, análisis químico y procesamiento de la información [WHO, 1980 y 1997; y WMO, 1990].

La situación de la calidad del aire o grado de contaminación del aire en los asentamientos humanos se evalúa mediante el índice de calidad del aire (ICA), el cual fue establecido en la Norma Cubana 111:2002, que incluye una escala de seis categorías: Buena, Aceptable, Deficiente, Mala, Pésima y Crítica. El ICA se determina utilizando como criterio el valor resultante del cociente de las concentraciones reales de cada uno de los contaminantes, tomando como denominador las concentraciones máximas admisibles (Cma) correspondientes al período evaluado y que están establecidas en la Norma Cubana 39:1999.

De acuerdo con el tipo de toxicidad específica de cada contaminante principal, se establece la evaluación del ICA (Tabla 1) de cada contaminante para un período diario e instantáneo, o ambos:

- * Índice de valor 0: Corresponde a un nivel de concentración inferior al límite de detección del método analítico normalizado.
- * Índice de valor 100: Corresponde al valor (100 %) de la Cma del contaminante principal evaluado según la NC 39:1999, en mg·m⁻³.
- * Índice de valor 200: Corresponde a un valor de concentración real que supera en dos veces la Cma del contaminante principal evaluado, según la NC 39:1999. Se evalúa sucesivamente hasta el índice de valor 500.

Tabla 1. Equivalencia del índice tomando como referencia las concentraciones máximas admisibles (Cma) promedio diarias e instantáneas

Contaminante principal	Índice 100. Calidad aceptable		Índice 300. Límite inferior de calidad pésima		Índice 500. Límite inferior de calidad crítica	
	Diario	Horario	Diario	Horario	Diario	Horario
Dióxido de azufre (SO ₂)	0,05	0,5	0,15	1,5	0,25	2,5
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	0,04	0,085	0,12	0,255	0,2	0,425
Partículas en suspensión totales (PST)	0,1	0,3	0,3	0,9	0,5	1,5
Partículas en suspensión ≤10 μm (PM ₁₀); partículas torácicas	0,05	No se aplica	0,15	No se aplica	0,25	No se aplica
Monóxido de carbono (CO)	3	5	9	15	15	25
Ozono (O ₃)	No se aplica	0,08*	No se aplica	0,24	No se aplica	0,4

Nota: Para evaluar el ICA diario para PST se asume la Cma media diaria de 0,1 mg.m⁻³, correspondiente a polvos con contenido 350 % de óxido de silicio (SiO₂) en la NC 39:1999.

Una vez determinada individualmente la concentración promedio diaria o instantánea de cada contaminante principal, se divide por la Cma correspondiente al contaminante y período evaluado. El valor así obtenido, de acuerdo con su magnitud, se interpola linealmente en la categoría pertinente, de acuerdo con los límites establecidos en la tabla 2, y se calculan los subíndices correctos.

Tabla 2. Relación entre el índice de calidad del aire y posibles implicaciones sanitarias relacionadas con cada categoría de calidad

Índice	Categoría	Comentarios
0-79	Buena	No sobrepasa 79 % del valor de la Cma prescrito en la NC 39:1999. Óptima calidad sanitaria del aire. Supuesta protección de toda la población (aunque no puede asegurarse que no sobrepase el umbral de respuesta de efectos adversos en individuos aislados).

80-99	Aceptable	No supera 99 % de la Cma. Comienza el deterioro de la calidad del aire. Posible aparición de efectos leves en individuos o grupos de alta susceptibilidad (variabilidad individual de umbral de respuesta a los efectos) de muy difícil detección aun por investigaciones.
100-199	Deficiente	Sobrepasa entre 100-199 % el valor de la Cma prescrito en la NC 39:1999. Ligero incremento en la frecuencia y severidad de los efectos adversos agudos y crónicos en la población general y principalmente en personas con enfermedades cardiovasculares, respiratorias y alérgicas, y en otras de elevada susceptibilidad, solo detectables mediante investigaciones muy específicas y sensibles.
200-299	Mala	Supera entre dos y tres veces (200-300 %) el valor de la Cma. Aumento de la frecuencia y gravedad de los efectos adversos en grupos de alta susceptibilidad y en la población en general, ya medibles mediante investigaciones específicas a escala individual y ecológica, basadas en registros de morbilidad. Da lugar a una situación de atención.
300-499	Pésima	Supera entre tres y cinco veces el valor de la Cma. Está en dependencia del incremento de la concentración del contaminante y el tiempo de exposición continua, el aumento de la frecuencia y gravedad de efectos adversos en los grupos de alta susceptibilidad y en la población en general. Da lugar a una situación de alerta.
≥500	Crítica	Se supera el límite de cinco veces la Cma, lo que da lugar a un incremento aún mayor del riesgo o probabilidad de ocurrencia de los efectos adversos sobre la salud de la población en general y en grupos de riesgo; esto se traduce en un evidente incremento agudo de la morbilidad y mortalidad que sobrecarga los servicios asistenciales. Da lugar a una situación de emergencia ambiental.

Resultados y discusión

Se analiza el comportamiento de la calidad del aire mediante las diversas categorías del índice (ICA) en las dos estaciones de monitoreo y por cada contaminante en específico, y finalmente se realiza el estudio del índice en general, pues la norma establece que el índice de ese día corresponde al mayor valor de los índices correspondientes de cada uno de los contaminantes muestreados.

Al observar la marcha mensual (Tabla 3) del ICA referido al material particulado (PST) en la estación de Regla se puede inferir que la categoría de calidad del aire Mala presenta mayor cantidad de días que las restantes durante todos los meses. El máximo ocurre en enero con 1989. La categoría Pésima ocurre con

mucho menos frecuencia, pero su máximo de ocurrencia está asociado a los meses de diciembre a marzo. Durante el mes de febrero se repitieron los días con categoría Crítica con mayor frecuencia. De este análisis podemos concluir que durante el período poco lluvioso se produce la mayor afectación en la calidad del aire y pueden aparecer los más importantes efectos a la salud.

Tabla 3. Aplicación del ICA para las PST en la Estación de Regla (mensual)

Índice	Categoría	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
0-79	Buena	0	0	0	0	5	1	7	5	0	1	1	0
80-99	Aceptable	0	0	4	0	1	0	1	0	0	0	0	1
100-199	Deficiente	0	5	19	12	17	4	0	0	16	21	22	0
200-299	Mala	89	57	52	63	54	76	77	74	65	63	61	73
300-499	Pésima	3	14	16	13	13	9	5	8	8	7	5	16
>500	Crítica	1	8	2	2	3	0	3	6	1	1	1	3

El análisis anual del material particulado (Tabla 4) arrojó siempre que hay una marcada cantidad de días muy superior a las demás categorías en la de calidad del aire Mala con su máximo de 317 en el 2001. También son apreciables los registros observados en la Pésima y la Crítica, que aunque son mucho menores que la categoría Mala se aprecia su máxima incidencia durante el 2003 con 66 y 21 casos, respectivamente.

Tabla 4. Aplicación del ICA para las PST en la Estación de Regla (anual)

Índice	Categoría	2001	2002	2003	TOTAL
0-79	Buena	0	0	20	20
80-99	Aceptable	1	0	6	7
100-199	Deficiente	17	34	65	116
200-299	Mala	317	300	187	804
300-499	Pésima	25	26	66	117
>500	Crítica	5	5	21	31

En el total general de todos los años se mantiene la categoría Mala con la mayor cantidad de casos: 804. Se observa que las PST durante este período pudieron provocar un aumento de la frecuencia y gravedad de los efectos adversos a la salud, sobre todo en grupos de alta susceptibilidad, fundamentalmente en el último año analizado. En la Estación de Casablanca no se pudo muestrear este contaminante.

Desde el punto de vista mensual, para el NO₂ medido en la Estación de Regla (Tabla 5) la categoría de calidad del aire Deficiente registra la mayor cantidad de días en junio y julio, con 43 casos. Dentro de las categorías Buena y Aceptable ocurre un número considerable de casos; en la categoría Crítica ocurren muy pocos casos, y la mayoría está concentrada en febrero y marzo, con 7 y 14, respectivamente.

Tabla 5. Aplicación del ICA para el NO₂ en la Estación de Regla (mensual)

Índice	Categoría	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
0-79	Buena	24	25	27	40	46	8	15	33	22	33	33	26
80-99	Aceptable	20	22	12	19	20	19	20	37	27	40	27	28
100-199	Deficiente	23	15	23	14	25	43	43	17	18	9	27	21
200-299	Mala	16	7	14	13	0	17	10	1	13	4	2	7
300-499	Pésima	10	8	3	4	2	3	3	4	10	6	1	9
>500	Crítica	0	7	14	0	0	0	2	1	0	1	0	2

Al estudiar el NO₂ de forma anual en la Estación de Regla (Tabla 6), se puede observar que en la categoría de calidad del aire Aceptable ocurre la mayor cantidad de días durante el 2002, con 153. Durante el 2003 aparecen 27 casos en la categoría Crítica, los únicos que se registran durante todo el período estudiado. En los tres años estudiados tenemos que la categoría Buena tiene mayor frecuencia de ocurrencia, con 332 casos. La categoría Aceptable presenta 291 casos. Las categorías Deficiente y Mala tienen una frecuencia de ocurrencia de 278 y 104, respectivamente. En estas categorías puede ocurrir un ligero incremento en la frecuencia y severidad de los efectos adversos agudos y crónicos en la población en general, y principalmente en personas con enfermedades cardiovasculares, respiratorias y alérgicas, y en otras de elevada susceptibilidad, solo detectables mediante investigaciones muy específicas y sensibles.

Las categorías Pésima y Crítica presentan su máximo durante el 2003, lo cual puede dar lugar a un incremento aún mayor del riesgo o probabilidad de ocurrencia de los efectos adversos sobre la salud de la población en general y en grupos de riesgo, que se traduce en un evidente incremento agudo de la morbilidad y la mortalidad y da lugar a las situaciones de alerta y emergencia ambiental.

Tabla 6. Aplicación del ICA para el NO₂ de Regla (anual)

Índice	Categoría	2001	2002	2003	Total
0-79	Buena	131	100	101	332
80-99	Aceptable	127	153	11	291
100-199	Deficiente	104	98	76	278
200-299	Mala	1	14	89	104
300-499	Pésima	2	0	61	63
>500	Crítica	0	0	27	27

En la Estación de Casablanca la aplicación del ICA refleja la poca influencia que tienen las fuentes potentes de emisión de contaminantes sobre la localidad. En estudios anteriores [Cuesta, *et al.*, 1994, 2000 y 2002] se plantea que solo bajo condiciones sinópticas que provocan vientos de componente sur y en condiciones de poca dispersión y calmas se producen afectaciones de las

fuentes antrópicas potentes de los alrededores. Para el caso del NO₂ en Casablanca se encontró que solo ocurrieron diez casos en la categoría Aceptable y dos en la Deficiente durante los tres años de estudio. El resto de los días tienen la categoría de Buena. Para el caso del SO₂, en las estaciones de Casablanca y Regla tenemos que siempre ocurre la categoría de Buena.

El índice general de la calidad del aire (anual), calculado a partir de los valores máximos diarios (Tabla 7), muestra la mayor frecuencia de ocurrencia en la categoría Mala durante el 2001. Esta misma categoría ocurre con mayor frecuencia durante el 2002 y el 2003, pero decreciendo a 305 y 172 casos, respectivamente. La ocurrencia de las categorías Pésima y Crítica aumentan considerablemente durante el 2003, lo cual implica un deterioro de la calidad del aire en el territorio de Regla.

Tabla 7. Aplicación del ICA general (anual)

Índice	Categoría	2001	2002	2003	Total
0-79	Buena	0	0	6	6
80-99	Aceptable	1	0	4	5
100-199	Deficiente	19	31	57	107
200-299	Mala	313	305	172	790
300-499	Pésima	27	24	83	134
>500	Crítica	5	5	43	53

En cuanto a la cantidad de días en cada categoría por meses (Tabla 8) estos se observan en su mayoría en las de Deficiente y Mala. En la categoría Mala, la más frecuente, encontramos un máximo en enero con 82 casos. En el trimestre junio-agosto existe un máximo relativo con valores por encima de 70 casos. Las más altas incidencias, sobre todo en la Crítica, aparecen en febrero y marzo, poniéndose de manifiesto de nuevo que el período poco lluvioso del año es en el que se producen las mayores afectaciones con efectos adversos a la salud y una mayor cantidad de días con posibilidad de ocurrencia de las situaciones de advertencias ambientales.

Tabla 8. Aplicación del ICA general (mensual)

Índice	Categoría	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
0-79	Buena	0	0	0	0	2	0	1	2	0	1	0	0
80-99	Aceptable	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1
100-199	Deficiente	0	6	21	8	20	0	5	2	5	17	22	1
200-299	Mala	82	54	47	66	52	79	76	71	70	65	61	67
300-499	Pésima	9	11	9	14	15	11	7	11	14	8	6	19
>500	Crítica	1	13	15	2	3	0	3	7	1	2	1	5

De todo el análisis anterior se desprende que el material particulado y el NO₂ son los que están produciendo mayores afectaciones en la calidad del aire de la zona de estudio. EL ICA presenta gran número de días en la categoría de Deficiente y Mala; esto se produce incluso en la categoría de Pésima y Crítica.

Los programas de descontaminación del aire en los asentamientos humanos se deben ejecutar sobre la base de los niveles o categoría del índice de calidad del aire determinado por los datos obtenidos en el proceso de vigilancia.

Cuando la categoría de la calidad del aire se valore de Mala, se deben intensificar las acciones de vigilancia y control de las fuentes emisoras y de monitoreo ambiental. Además, se establecerán planes a diferentes plazos dirigidos a impedir su incremento y lograr su progresiva reducción.

Cuando la categoría de la calidad del aire se valore de Pésima se implementará de inmediato un plan de medidas urgentes de control de las fuentes emisoras, dirigidas a impedir el empeoramiento y lograr una rápida mejoría de la situación, mediante la inmediata reducción de las emisiones principales, a la vez que se notificará de la situación a las autoridades sanitarias del territorio con vistas a la toma de medidas de control preventivo y asistencial correspondientes; se intensificará también el monitoreo ambiental dirigido a evaluar el comportamiento de la situación ambiental y la efectividad de las acciones de control establecidas.

Cuando la categoría de la calidad del aire alcance la categoría de Crítica se implementará de inmediato un plan de medidas urgentes de control de las fuentes emisoras, previamente elaborado, dirigidas a impedir el empeoramiento y lograr por todos los medios disponibles y factibles la rápida mejoría de la situación, mediante la reducción inmediata de todas las emisiones posibles del territorio sin el comprometimiento de los servicios básicos esenciales para la sociedad, a la vez que se notificará de inmediato la situación a las autoridades sanitarias del territorio con vistas a la toma de medidas de control preventivo y asistencial correspondientes; se intensificará el monitoreo ambiental dirigido a evaluar el comportamiento de la situación ambiental y la efectividad de las acciones de control establecidas.

Escala visual

El índice de calidad del aire puede ser representado en una escala de valores y colores, y es utilizado por las autoridades ambientales para mostrar al público la limpieza o contaminación del aire. Cuando el ICA se representa con los colores verde y amarillo (valores del ICA menores de 99), la calidad del aire se considera satisfactoria para la mayoría de la población. Valores de la calidad del aire por encima de 100 (naranja, rojo) son considerados como perjudiciales a la salud humana, sobre todo a grupos sensibles de la población; y los colores púrpura y marrón corresponden a valores del ICA por encima de 300, los cuales producen el aumento de la frecuencia y gravedad de efectos adversos en grupos de alta susceptibilidad y en la población en general. En la tabla 9 se aprecia la correspondencia entre el valor del ICA, su categoría, sus implicaciones en la salud humana y la escala de valor propuesta. Para la

aplicación de la escala de colores se tomaron como referencia los índices utilizados por la [EPA, 2003] y el índice de calidad del aire para las Islas Canarias.

Tabla 9. Relación entre el índice de calidad del aire y posibles implicaciones sanitarias relacionadas con cada categoría de calidad

Índice	Categoría	Implicaciones sanitarias	Color
0-79	Buena	Óptima calidad sanitaria del aire (aunque no puede asegurarse que no sobrepase el umbral de respuesta de efectos adversos en individuos aislados).	Verde
80-99	Aceptable	Comienza el deterioro de la calidad del aire. Posible aparición de efectos leves en individuos o grupos de alta susceptibilidad (variabilidad individual de umbral de respuesta a los efectos), de muy difícil detección aun por investigaciones.	Amarillo
100-199	Deficiente	Ligero incremento en la frecuencia y severidad de los efectos adversos agudos y crónicos en la población en general y principalmente en personas con enfermedades cardiovasculares, respiratorias y alérgicas, y en otras de elevada susceptibilidad, solo detectables mediante investigaciones muy específicas y sensibles.	Naranja
200-299	Mala	Aumento de la frecuencia y gravedad de los efectos adversos en grupos de alta susceptibilidad y en la población en general, ya medibles mediante investigaciones específicas a escala individual y ecológica, basadas en registros de morbilidad. Da lugar a una situación de atención.	Rojo
300-499	Pésima	En dependencia del incremento de la concentración del contaminante y el tiempo de exposición, continúa el aumento de la frecuencia y gravedad de efectos adversos en los grupos de alta susceptibilidad y en la población en general. Da lugar a una situación de alerta.	Púrpura
≥500	Crítica	Se incrementa aún más el riesgo o probabilidad de ocurrencia de los efectos adversos sobre la salud de la población en general y en grupos de riesgo, que se traduce en un evidente incremento agudo de la morbilidad y mortalidad que sobrecarga los servicios asistenciales; da lugar a una situación de emergencia ambiental.	Marrón

Conclusiones y recomendaciones

Las PST son el contaminante que presenta los mayores valores del índice de calidad del aire durante el período muestreado en la Estación de Regla, aunque el NO₂ también está incidiendo en el deterioro de la calidad del aire. En la Estación de Casablanca el ICA mostró que en general la calidad del aire es Buena.

El índice general de la calidad del aire (anual), calculado a partir de los valores máximos diarios, muestra la mayor frecuencia de ocurrencia en la categoría Mala durante el 2001. Esta misma categoría ocurre con mayor frecuencia durante el 2002 y el 2003, pero decreciendo a 305 y 172 casos, respectivamente. La ocurrencia de las categorías Pésima y Crítica aumentan considerablemente durante el 2003, lo cual implica un deterioro de la calidad del aire en el territorio de Regla.

En cuanto a la cantidad de días en cada categoría por meses, estos se observan en su mayoría en las de Deficiente y Mala. En la categoría Mala la más frecuente encuentra un máximo en enero, con 82 casos. En el trimestre junio-agosto existe un máximo relativo con valores por encima de 70 casos.

Las más altas incidencias, sobre todo en la Crítica, aparecen en febrero y marzo, lo que pone de manifiesto que el período poco lluvioso del año es en el que se producen las mayores afectaciones con efectos adversos a la salud y una mayor cantidad de días con posibilidad de ocurrencia de las situaciones de alerta y emergencias ambientales. Se propone el uso de la escala de colores asociada al ICA como una forma rápida y de fácil comprensión para la población.

Se recomienda la utilización de este ICA para la evaluación de la contaminación del aire en los asentamientos humanos como una buena herramienta para la información y la gestión ambiental. En Cuba se utiliza por primera vez este índice como parte de la Norma Cubana (NC111:2002): «Reglas para la vigilancia de la calidad del aire en asentamientos humanos».

Bibliografía

- CUESTA-SANTOS, O.; A. COLLAZO, A. WALLO, P. SÁNCHEZ Y R. LABRADOR. «Utilización de un índice de calidad del aire (ICA) en asentamientos humanos. Resultados preliminares», en *Revista Cubana de Meteorología*. Vol. 9, No. 2, 2002.
- CUESTA-SANTOS, O. Y A. CABRERA. «El NO₂ troposférico en diferentes sistemas meteorológicos en dos localidades de la Ciudad de La Habana». *Atmósfera*, vol. 7, No. 1, 31-46, 1994.
- CUESTA-SANTOS, O., *et al.* «Caracterización del medio ambiente atmosférico en la ribera este de la bahía de La Habana». Informe Técnico. La Habana: Instituto de Meteorología, 2000. pp. 226.
- EPA (2003): <http://epa.gov>.
- NC 39:1999. «Atmósfera. Requisitos higiénico-sanitarios».
- WHO. *Analysing and Interpreting Air Monitoring Data*. Geneva: GEMS, WHO-UNEP, offset publication, No. 51, 1980. 53 pp.
- WHO. *Healthy Cities Air Management*. Information System. AMIS 1.0, 1997.
- WMO. *Compendio de Meteorología. Química Atmosférica y Meteorología de la Contaminación del Aire*,. vol. II, Parte 6, No. 364, 1990. pp. 237.

Combustión en generadores de vapor en una entidad de Camagüey

Combustion in steam generators in an institution located in Camagüey province

M.Sc. Ramón Rosa Suárez, Ing. Yanitse Caparrós Cubeña,
Ing. Orlando González Duazo e Ing. Maité Queipo García
Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), Cuba.
Tel.: (53 32) 261657.
e-mail: ramon@ciac.cmw.inf.cu

Resumen

En el presente trabajo se investiga la contaminación atmosférica en una comunidad de la capital de la provincia de Camagüey ocasionada por la generación de vapor a partir de combustibles nacionales (crudo y mezcla), triangulando tres herramientas de análisis: modelación con programas de sondeo de dispersión de contaminantes, como el SCREEN3 (EPA) y CONTAMIN (Cuba), técnicas de análisis químico *in situ* y estudios de percepción de la comunidad. Este trabajo posibilitó una evaluación de la factibilidad ambiental, energética y técnico-económica para la reubicación de la entidad objeto de análisis en el local de otra fábrica perteneciente a la misma empresa, elevando con ello la eficiencia energética de la empresa y mitigando el impacto ambiental ocasionado. El presente estudio logra cerrar el ciclo de investigación-gestión y aplicación de la solución propuesta, lo que constituye uno de los logros de la ingeniería ambiental de la provincia de Camagüey en el 2006.

Palabras clave: Contaminación atmosférica, modelo de sondeo y determinación *in situ* de contaminantes atmosféricos.

Abstract

In the present paper we describe e a research on air pollution conducted in a community of the Camagüey province capital city. Air pollution has been the result of steam generation from national fuels (crude oil and mixture). For the analysis, three tools were used: Modelling with programs for pollutants dispersion exploration, as SCREEN3 (EPA) and CONTAMIN (Cuba), techniques for *in situ* chemical analysis and studies on community perception. This research enabled the implementation of a feasibility study from an environmental, energy and technical and economic viewpoints in order to relocate the target institution in the premises of another factory from the same company, thus increasing the company's energy efficiency and mitigating the environmental impact. This study completed the cycle of research-management and application of the proposed solution, which constitutes one of the achievements of environmental engineering in Camagüey province in 2006.

Key words: Air pollution, exploration model and *in situ* determination of air pollutants.

Introducción

La contaminación atmosférica es la presencia en la atmósfera (exterior o interior) de uno o más contaminantes o combinaciones de estos en concentraciones y durante períodos tales que pueden ser o tender a ser dañinos a la salud o al bienestar humano, la vida de los animales o las plantas y los bienes materiales, o que interfiere de forma no razonable en el disfrute de la vida o los bienes.

Una de las causas principales de la contaminación del aire es la combustión; sin embargo, la combustión es esencial para la vida, tal y como la conocemos. La combustión teórica o perfecta se produciría si el carbono del combustible se combinara con el oxígeno del aire para producir calor, luz, dióxido de carbono y vapor de agua. Sin embargo, la presencia de impurezas en el combustible, la pobre relación combustible-aire o la existencia de temperaturas de combustión demasiado altas o bajas provocan la formación de otros productos, tales como monóxido de carbono, óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, cenizas volantes e hidrocarburos no quemados. Todos estos productos son contaminantes del aire.

Contaminantes producidos durante la combustión

Los contaminantes principales generados durante la combustión son monóxido de carbono, dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y partículas. El monóxido de carbono y los hidrocarburos son productos de combustión incompleta. El dióxido de carbono, aunque en general no se considera un contaminante por no ser tóxico, constituye uno de los principales gases de efecto invernadero y como tal es objeto de atención con vistas a minimizar sus emisiones. El dióxido de azufre se emite debido a los compuestos de azufre contenidos en los combustibles.

El hollín se forma especialmente en las combustiones incompletas y con combustibles Diesel; está formado por partículas de carbón y sobre ellas se adsorben compuestos potencialmente cancerígenos, como el benzopireno. Este se observa en los escapes de vehículos que contaminan el aire con nubes negras.

Los óxidos de nitrógeno (NO_x) pueden formarse por tres mecanismos:

1. El conocido como NO_x térmico, que se produce mediante la combustión a temperaturas por encima de $1\ 000\ ^\circ\text{C}$ y se debe a que el nitrógeno contenido en el aire de combustión reacciona con el oxígeno.
2. El NO_x del combustible, que se produce cuando éste contiene compuestos de nitrógeno y reaccionan con el oxígeno.
3. El NO_x puntual, que se produce en pequeñas cantidades y que se debe a la formación rápida de NO_x durante las primeras etapas de la combustión a partir del oxígeno y nitrógeno del aire.

La formación de partículas puede ser consecuencia de un alto contenido de cenizas en el combustible (sólo en el caso de fuel oil) o de una mala atomización del combustible (en el caso de combustibles sólidos y líquidos).

Factores de emisión

Los factores de emisión y los inventarios de emisión son herramientas fundamentales para la gestión de la calidad del aire. La estimación de emisiones es importante para el desarrollo de estrategias de control de emisiones y en la determinación de la aplicabilidad de programas de control para discernir los efectos de las fuentes y estrategias de mitigación.

Generalmente se prefieren los datos de emisión medidos en las fuentes específicas o los monitoreos continuos de emisiones. Sin embargo, los datos de pruebas en fuentes individuales no están siempre disponibles, y aún existiendo puede que con el tiempo no reflejen la variabilidad de las emisiones reales. De aquí que los factores de emisión sean, en muchas ocasiones, lo mejor o lo único disponible para estimar emisiones a pesar de sus limitaciones.

La serie de factores de emisión desarrolladas por la USA EPA es bastante completa y confiable y se le denomina serie de factores de emisión AP-42. Un factor de emisión AP-42 es un valor representativo que intenta relacionar la cantidad de un contaminante emitido a la atmósfera con una actividad asociada a la emisión del contaminante.

Estos factores son generalmente expresados como el peso de contaminante dividido por la unidad de peso, volumen o duración de la actividad que produce el contaminante (por ejemplo, kilogramos de partículas emitidas por megagramo de carbón quemado). Tales factores facilitan la estimación de emisiones procedentes de varias fuentes de contaminación del aire.

En muchos casos estos factores resultan simplemente promedio de todos los datos disponibles de calidad Aceptable y generalmente se asume que son representativos de los promedios a largo plazo de todas las instalaciones de la misma categoría de fuente (Tablas 1 y 2).

La ecuación general para la estimación de la emisión es:

$$E = A \cdot EF \cdot (1 - ER / 100)$$

Donde:

E: Emisiones.

A: Intensidad de la actividad.

EF: Factor de emisión.

ER: Eficiencia global de reducción de la emisión.

Tabla 1. Combustión con combustóleo, gasóleo y Diesel

Contaminante	Combustóleo, kg/m ³	Gasóleo, kg/m ³	Diesel, kg/m ³
Partículas	4,88	4,88	0,24
Dióxido de azufre	19 (S)	19 (S)	17 (S)

Monóxido de carbono	0,6	0,6	0,6
Óxidos de nitrógeno	15,0	15,0	2,4
Hidrocarburos	0,12	0,12	0,006

Nota: S es el contenido de azufre en el combustible, expresado en tanto por ciento.

Tabla 2. Factores de emisión empleados en Cuba para el Inventario Nacional de Emisiones y Absorciones de Gases con Efecto Invernadero (INEA-GEI). Año 1998

Factores de emisión, g/kg	Crudo	Mezcla
CO ₂	2 945	3 005
SO ₂	136	99
NO _x	8,4	8,4
CO	0,6	0,6
CH ₄	0,035	0,035

Levantamiento de la información técnica referente al generador de vapor, al combustible empleado y al cumplimiento de la legislación ambiental vigente

Generador de vapor

- Marca: STEMLOC.
- Modelo: 150 BHP.
- Fabricación: BABCOCK 1, Bilbao, España, 1968.
- Producción de vapor: 2 t/h.
- Presión de trabajo (vapor): 8 kgf/cm².
- Temperatura de salida de los gases: 230-250 °C
- Presión de inyección del combustible: 22 kgf/cm².
- Presión de retorno del combustible:
 - A máximo fuego: 5-7 kgf/cm².
 - A mínimo fuego: 10 kgf/cm².
- Datos de la chimenea:
 - Diámetro exterior: 0,4 m.
 - Espesor del tubo: 0,003 m.
 - Diámetro interior: 0,394 m.
 - Altura desde la brida en la salida de la caldera: 9,4 m.
 - Altura desde la brida al NPT (nivel de piso teórico): 2,57 m.
 - H = 9,4 + 2,57 = 1 197 ≈ 12 m

- Soplador de aire:
 Revoluciones del motor: 3 750 min⁻¹.
 Diámetro de la polea conductora: 0,12 m.
 Diámetro de la polea conducida: 0,15 m.

Combustibles empleados

El generador de vapor de la entidad se encontraba quemando crudo nacional hasta la fecha de comienzo del presente estudio en que se sustituyó por una mezcla combustible (esta mezcla fue adicionada al crudo existente en el depósito de la caldera). La composición química de los combustibles se presenta en la tabla 3.

Tabla 3. Composición química de los combustibles

Factores de emisión, g/kg	Crudo	Mezcla
CO ₂	2 945	3 005
SO ₂	136	99
NO _x	8,4	8,4
CO	0,6	0,6
CH ₄	0,035	0,035

Nota: Los datos fueron tomados del INEA-GEI, 1998.

Evaluación de parámetros físico-químicos de la contaminación atmosférica

El estudio se realizó en base a ambos combustibles utilizados por la caldera, por cuanto en el depósito que posee la entidad se encontraba una cantidad significativa y no cuantificada del crudo en el momento de añadir la nueva mezcla. Pudo apreciarse por las mediciones de la temperatura de precalentamiento del crudo que en el momento de inicio del presente trabajo la caldera estaba quemando prácticamente el crudo puro

$t_{\text{precal.}} = (90 / 100) \text{ }^{\circ}\text{C}$ y tenía un consumo promedio en el orden de los 320-350 L/día.

A la semana de investigación, la temperatura del combustible descendió a $t_{\text{precal.}} = 40\text{-}50 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y su consumo se duplicó 550-600 L/día, lo que evidencia la presencia de un porcentaje más elevado de mezcla en el combustible.

Evaluación para el crudo

A partir de mediciones realizadas con un equipo Orsat se conocieron las concentraciones de gases siguientes:

- Dióxido de carbono (CO₂): 12,4 % vol.
- Oxígeno (O₂): 2,9 % vol.
- Monóxido de carbono (CO): 2 % vol.

Esto permitió realizar los cálculos que se relacionan a continuación:

1. Coeficiente de exceso de aire:

$$\alpha = 21 / (21 - O_2) = 21 / (21 - 2,9) = 1,16$$

2. Contenido de nitrógeno en los gases:

$$N_2 = 100 - (CO_2 + O_2 + CO) = 100 - (12,4 + 2,9 + 2) = 82,7 \text{ % vol}$$

3. Volumen de aire estequiométrico para la combustión:

$$V_0 = 0,889C + 0,265H + 0,0333(S - O) = 0,889 \cdot 80,37 + 0,265 \cdot 9,94 + 0,0333(6,79 - 2,9) = 9,91 \text{ Nm}^3/\text{kg}$$

Contenido de los gases de combustión (en base a la masa de combustible quemado):

$$V_{RO_2} = V_{CO_2} + V_{SO_2} = (1,866C + 0,375S) / 1000 = (1,866 \cdot 80,37 + 0,375 \cdot 6,79) / 100 = 1,53 \text{ m}^3/\text{kg}$$

$$V_{ON_2} = 0,79V_0 + 0,8(N / 100) = 0,79 \cdot 9,91 + 0,8(0,12 / 100) = 7,83 \text{ m}^3/\text{kg}$$

$$V_{OH_2O} = 0,111H + 0,0124W + 0,00161dV_0 = 0,111 \cdot 9,94 + 0,0124 \cdot 2 + 0,00161 \cdot 18 \cdot 9,91 = 1,41 \text{ m}^3/\text{kg}$$

Donde:

$d = 18 \text{ g/kg}$: Humedad del aire para Cuba.

$$V_{gases} = V_{RO_2} + V_{ON_2} + V_{OH_2O} + (\alpha - 1)V_0 + 0,0061d(\alpha - 1)V_0 = 1,53 + 7,83 + 1,41 + (1,16 - 1) \cdot 9,91 + 0,0061 \cdot 18 \cdot 9,91 \cdot (1,16 - 1) = 12,53 \text{ m}^3/\text{kg}$$

4. Cálculo del consumo de combustible:

La entidad ha reportado consumos promedio de 586,5 L de combustible en jornadas de nueve horas de trabajo. En base a ello se calcularon los flujos volumétricos y máscicos para la caldera:

$$F_{vcomb.} = 586,5 / 9 = 65,16 \text{ L/h} = 1,81 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$$

$$F_{mcomb.} = 586,5 \cdot \rho = 1,81 \cdot 10^{-5} \cdot 0,9976 \cdot 1000 = 0,018 \text{ kg/s}$$

5. Flujo volumétrico de la mezcla de gases de combustión:

$$V = V_{gases} \cdot F_{mcomb.} = 12,53 \cdot 0,018 = 0,2255 \text{ m}^3/\text{s}$$

6. Flujo máscico máximo de las sustancias contaminantes de forma puntual:

La determinación de estos parámetros se realizó tomando en cuenta los factores de emisión de contaminantes en los gases de combustión según (INEA-GEI), año 1998.

$$E = A \cdot FE \cdot (1 - ER / 100)$$

Donde:

E : Emisión por contaminante, g/s.

A : Consumo de combustible, m³ de combustible/s.

$$A = F_{mcomb.} = 0,018 \text{ kg/s}$$

FE: Factor de emisión, g de contaminante/kg de combustible.
ER: Eficiencia global de reducción de emisión. En este caso *ER* = 0.
 En la tabla 4 se brindan las emisiones calculadas según el contaminante.

Tabla 4. Emisiones calculadas según el contaminante

Contaminante	Emisión, g/s
SO ₂	2,448
CO ₂	53,01
NO _x	0,1512
CO	0,0108
CH ₄	0,00063
Material particulado	0,088

7. Temperatura de la mezcla de gases de combustión a la salida de la chimenea:

$$T_{gases} = 513 \text{ K}$$

8. Temperatura ambiente:

$$T_a = 303 \text{ K}$$

9. Cálculo de la concentración máxima de SO₂ expulsado caliente a la atmósfera a través de una chimenea bajo condiciones desfavorables (según modelo de Beryland):

$$C_m = \frac{AMFmn}{H^2 \sqrt[3]{V\Delta T}}$$

Donde:

A: Constante de estratificación térmica atmosférica.

$$A = 200 \sqrt[3]{s^2} \cdot mg \cdot \sqrt[3]{C} \cdot g^{-1}$$

M: Flujo másico de la sustancia contaminante expulsada al aire.

$$M = 2,448 \text{ g/s}$$

F: Coeficiente de precipitación de la sustancia contaminante en el aire.

$$F = 1$$

m y *n*: Coeficientes de condiciones de emisión a la atmósfera, de la mezcla de gases y aire.

$$m = \frac{1}{0,7 + 0,1\sqrt{f} + 0,34\sqrt[3]{f}}$$

Donde:

$$f = 10^3 \frac{W^2 D}{H^2 \Delta T} \quad y \quad W = \frac{4V}{\pi D^2} = \frac{4 \cdot 0,2255}{3,14 \cdot 0,394^2} = 1,85 \text{ m/s}$$

$$f = 10^3 \frac{1,85^2 \cdot 0,394}{12^2 \cdot 210} = 0,045$$

$$m = \frac{1}{0,67 + 0,1 \cdot \sqrt{0,045} + 0,34 \cdot \sqrt[3]{0,045}} = 1,23$$

El coeficiente n se determina en función de la velocidad específica del contaminante V_m según la fórmula:

$$V_m = 0,65 \sqrt[3]{\frac{V \Delta T}{H}} = 0,65 \cdot \sqrt[3]{\frac{0,2255 \cdot 210}{12}} = 1,027 \text{ m/s}$$

Cuando $0,3 < V_m \leq 2$

$$n = 3 - \sqrt{(V_m - 0,3) \cdot (4,36 - V_m)} = 3 - \sqrt{(1,027 - 0,3) \cdot (4,36 - 1,027)} = 1,32$$

Donde:

H : Altura de la chimenea sobre el NPT, m.

$H = 12$ m.

V : caudal total de la mezcla de gases y aire.

$V = 0,2255$ m³/s

ΔT : diferencia de temperaturas entre la mezcla de gases y aire T_g y el aire del ambiente T_a .

$\Delta T = 240 - 30 = 210$ °C

$$C_m = \frac{200 \cdot 2,448 \cdot 1 \cdot 1,23 \cdot 1,32}{12^2 \cdot \sqrt[3]{0,2255 \cdot 210}} = 1,53 \text{ mg/m}^3$$

10. Estimación de la dispersión de contaminantes según el modelo SCREEN 3, de la US EPA:

```

*****
*** SCREEN AUTOMATED DISTANCES ***
*****

*** TERRAIN HEIGHT OF 0. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

```

DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)	DWASH
10.	.2027E-01	2	5.0	5.1	1600.0	12.74	3.21	2.43	NO
20.	158.5	2	5.0	5.1	1600.0	12.74	6.39	4.87	NO
30.	592.0	1	2.5	2.6	800.0	14.66	9.59	7.37	NO
40.	880.2	1	1.5	1.5	400.0	17.23	12.79	9.91	NO
50.	1066.	3	1.5	1.6	400.0	17.17	11.00	10.12	NO
60.	1196.	3	1.0	1.0	320.0	20.12	13.25	12.22	NO
70.	1261.	3	1.0	1.0	320.0	20.12	15.37	14.19	NO
80.	1225.	3	1.0	1.0	320.0	20.12	17.48	16.17	NO
90.	1160.	4	1.0	1.0	320.0	20.05	14.33	12.64	NO
100.	1201.	4	1.0	1.0	320.0	20.05	15.86	13.99	NO
200.	674.5	4	1.0	1.0	320.0	20.05	30.88	27.29	NO
300.	443.1	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	31.52	20.46	NO
400.	302.9	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	41.11	25.72	NO
500.	313.0	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	50.42	30.59	NO
600.	256.1	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	59.45	35.13	NO
700.	212.6	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	60.22	39.30	NO
800.	179.4	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	76.73	43.40	NO
900.	153.9	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	85.02	47.19	NO
1000.	133.8	6	1.0	1.1	1000.0	20.18	93.00	50.01	NO

ITERATING TO FIND MAXIMUM CONCENTRATION . . .

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
 70. 1261. 3 1.0 1.0 320.0 20.12 15.58 14.39 NO

```

*** TERRAIN HEIGHT OF 3. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

```

DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)	DWASH
10.	6.202	2	5.0	5.1	1600.0	9.74	3.21	2.43	NO
20.	675.9	2	4.0	4.1	1200.0	10.22	6.40	4.00	NO
30.	1243.	1	2.0	2.1	640.0	12.63	9.61	7.40	NO
40.	1571.	3	2.0	2.1	640.0	12.58	8.01	8.00	NO
50.	1680.	3	1.5	1.6	400.0	14.17	11.00	10.12	NO
60.	1739.	3	1.0	1.0	320.0	17.12	13.25	12.22	NO
70.	1664.	3	1.0	1.0	320.0	17.12	15.37	14.19	NO
80.	1649.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	12.01	11.30	NO
90.	1655.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	14.33	12.64	NO
100.	1597.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	15.86	13.99	NO
120.	1401.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	18.90	16.57	NO
140.	1191.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	21.92	19.34	NO
160.	1005.	4	1.0	1.0	320.0	17.05	24.92	22.00	NO
180.	851.0	4	1.0	1.0	320.0	17.05	27.91	24.65	NO
220.	625.4	4	1.0	1.0	320.0	17.05	33.02	29.92	NO
240.	569.3	6	1.0	1.1	1000.0	25.18	25.64	17.10	NO
280.	553.2	6	1.0	1.1	1000.0	25.18	29.57	19.36	NO

MAXIMUM 3-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
 70. 1664. 3 1.0 1.0 320.0 17.12 15.37 14.19 NO

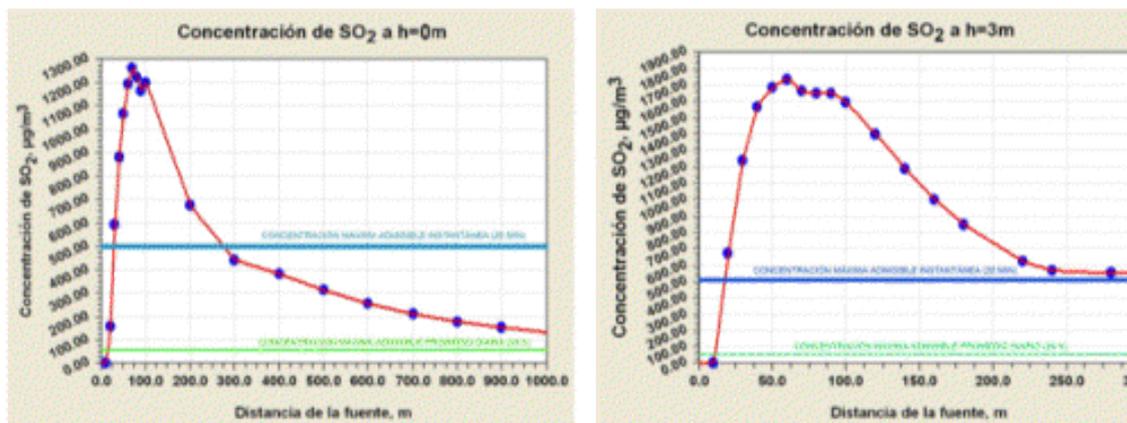


Fig. 1. Dióxido de azufre

 *** SCREEN AUTOMATED DISTANCES ***

*** TERRAIN HEIGHT OF 0. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)	DWASH
10.	.7244E-03	2	5.0	5.1	1600.0	12.74	3.21	2.43	NO
100.	43.13	4	1.0	1.0	320.0	20.06	15.86	13.99	NO
200.	24.24	4	1.0	1.0	320.0	20.06	30.88	27.29	NO
300.	15.92	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	31.52	20.46	NO
400.	13.76	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	41.11	25.72	NO
500.	11.25	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	50.42	30.59	NO
600.	9.204	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	59.45	35.13	NO
700.	7.641	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	68.22	39.38	NO
800.	6.450	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	76.73	43.40	NO
900.	5.530	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	85.02	47.19	NO
1000.	4.800	6	1.0	1.1	1000.0	28.19	93.00	50.81	NO

ITERATING TO FIND MAXIMUM CONCENTRATION . . .

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
 70. 45.27 3 1.0 1.0 320.0 20.14 15.58 14.39 NO

*** TERRAIN HEIGHT OF 3. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)	DWASH
10.	.2220	2	5.0	5.1	1600.0	9.74	3.21	2.43	NO
100.	57.34	4	1.0	1.0	320.0	17.06	15.86	13.99	NO
200.	26.12	4	1.0	1.0	320.0	17.06	30.88	27.29	NO
300.	19.28	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	31.52	20.46	NO
400.	15.53	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	41.11	25.72	NO
500.	12.25	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	50.42	30.59	NO
600.	9.821	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	59.45	35.13	NO
700.	8.046	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	68.22	39.38	NO
800.	6.730	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	76.73	43.40	NO
900.	5.732	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	85.02	47.19	NO
1000.	4.959	6	1.0	1.1	1000.0	25.19	93.00	50.81	NO

ITERATING TO FIND MAXIMUM CONCENTRATION . . .

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
 50. 60.59 3 1.5 1.6 400.0 14.18 11.21 10.32 NO

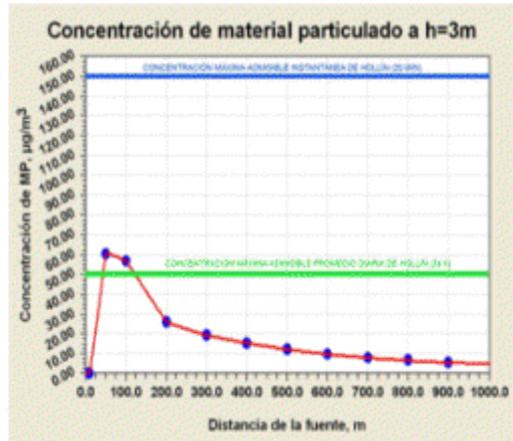
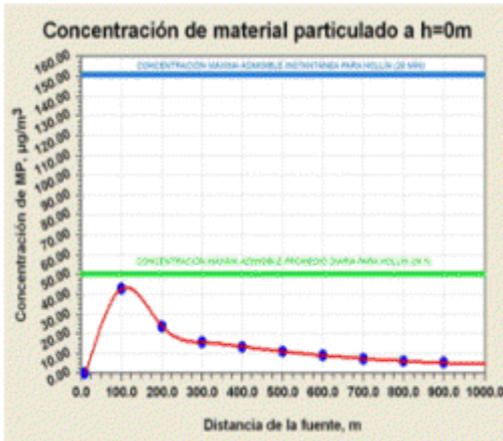


Fig. 2. Material particulado.

 *** SCREEN AUTOMATED DISTANCES ***

*** TERRAIN HEIGHT OF 0. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)	DWASH
10.	.8941E-04	2	5.0	5.1	1600.0	12.74	3.21	2.43	NO
100.	5.300	4	1.0	1.0	320.0	20.05	15.86	13.99	NO
200.	2.976	4	1.0	1.0	320.0	20.05	30.88	27.29	NO
300.	1.955	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	31.52	20.46	NO
400.	1.689	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	41.11	25.72	NO
500.	1.381	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	50.42	30.59	NO
600.	1.130	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	59.45	35.13	NO
700.	.9379	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	68.22	39.38	NO
800.	.7917	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	76.73	43.40	NO
900.	.6788	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	85.02	47.19	NO
1000.	.5901	6	1.0	1.1	10000.0	28.18	93.08	50.81	NO

ITERATING TO FIND MAXIMUM CONCENTRATION . . .

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
 70. 5.562 3 1.0 1.0 320.0 20.12 15.58 14.39 NO

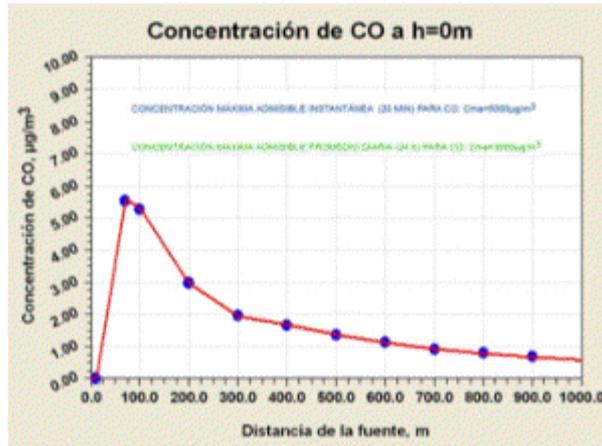


Fig. 3. Monóxido de carbono.

```

*****
*** SCREEN AUTOMATED DISTANCES ***
*****

*** TERRAIN HEIGHT OF 0. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING DISTANCES ***

DIST  CONC  STAB  U10M  USTK  MIX HT  PLUME  SIGMA  SIGMA  DWASH
<M>  <UG/M**3>  <M/S>  <M/S>  <M>  <M>  <M>  <M>  <M>  <M>
-----
10.   .1252E-02  2      5.0   5.1   1600.0  12.74  3.21  2.43  NO
100.  74.19     4      1.0   1.0   320.0   20.05  15.06  13.99  NO
200.  41.66     4      1.0   1.0   320.0   20.05  30.08  27.29  NO
300.  27.37     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  31.52  20.46  NO
400.  23.65     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  41.11  25.72  NO
500.  19.33     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  50.42  30.59  NO
600.  15.82     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  59.45  35.13  NO
700.  13.13     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  68.22  39.38  NO
800.  11.08     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  76.73  43.40  NO
900.  9.503     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  85.02  47.19  NO
1000. 8.262     6      1.0   1.1   10000.0  28.18  93.00  50.81  NO
ITERATING TO FIND MAXIMUM CONCENTRATION . . .

MAXIMUM 1-HR CONCENTRATION AT OR BEYOND 10. M:
70.  77.86     3      1.0   1.0   320.0   20.12  15.58  14.39  NO

```

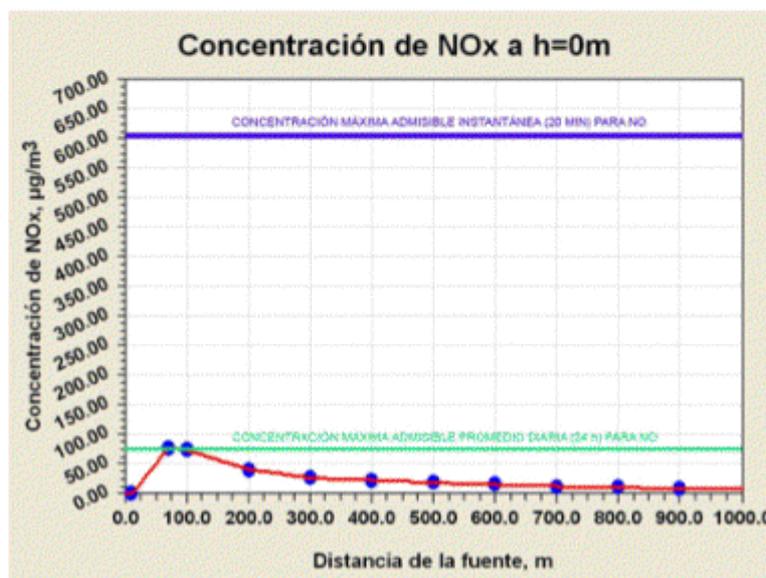


Fig. 4. Óxidos de nitrógeno.

11. Estimación de la dispersión de contaminantes según el modelo CONTAMÍN basado en la Norma Cubana (NC 39/1999): Calidad del aire. Requisitos higiénico-sanitarios:

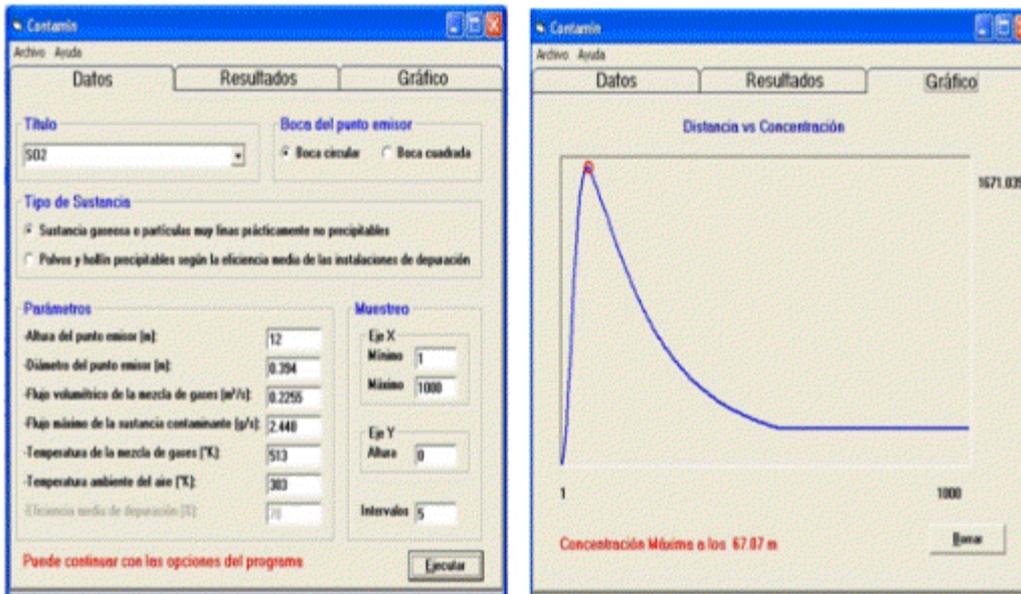


Fig. 5. Dióxido de azufre.

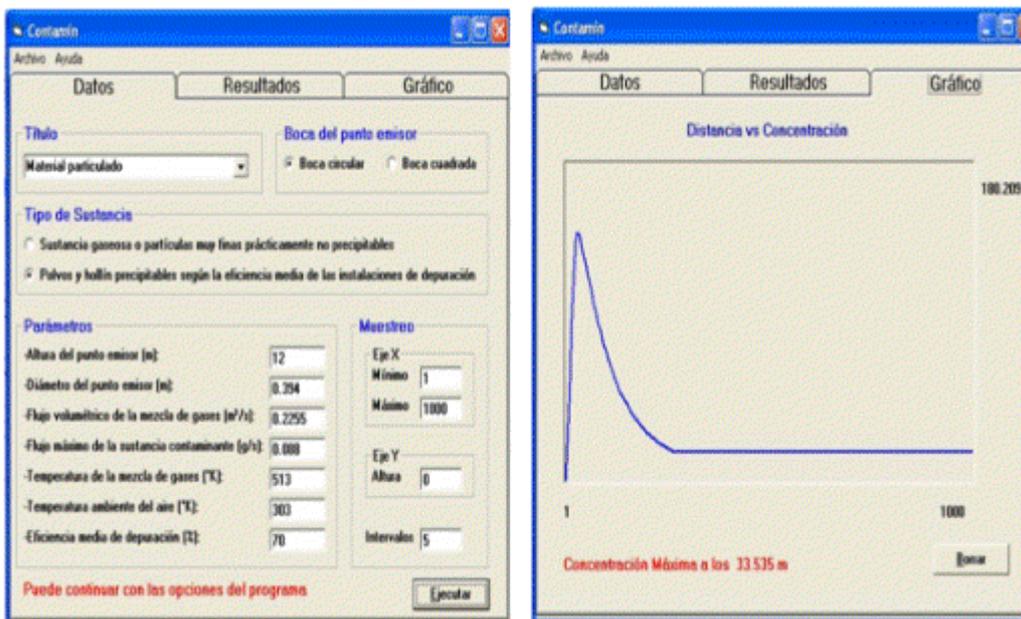


Fig. 6. Material particulado.

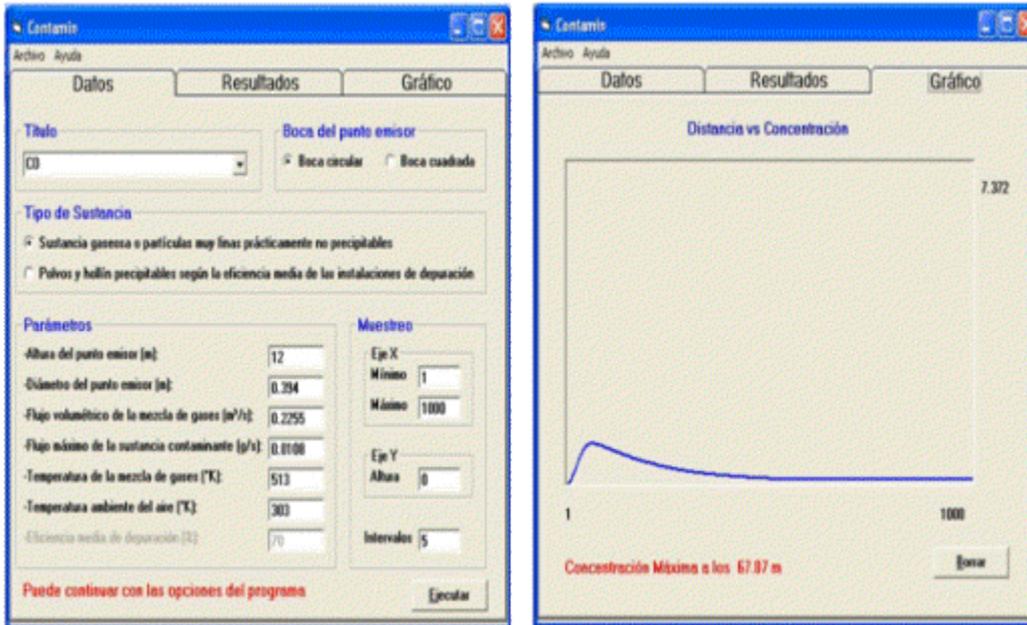


Fig. 7. Monóxido de carbono.

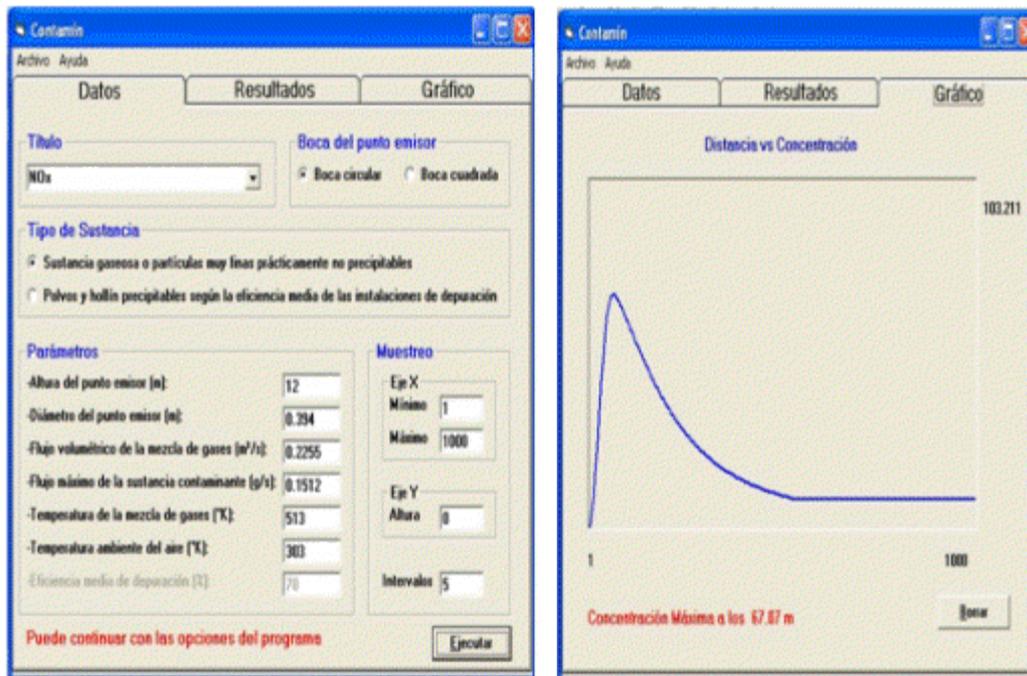


Fig. 8. Óxidos de nitrógeno.

12. Análisis consolidado de los resultados obtenidos de la aplicación de ambos modelos: En la tabla 5 se muestran los resultados obtenidos para el SO_2 utilizando los diferentes métodos de cálculo.

Tabla 5. Resultados obtenidos para el SO₂ utilizando los diferentes métodos de cálculo

Contaminante	Cálculo manual, mg/m ³	Screen3, mg/m ³	CONTAMIN, mg/m ³	Cma, mg/m ³
SO ₂	1,53	1,26	1,67	0,05

El comportamiento de los contaminantes fundamentales, constituyentes de los gases de combustión y a diferentes alturas del receptor, se aprecia en la tabla 6.

Tabla 6. Comportamiento de los contaminantes fundamentales

Contaminante	Cmáx., mg/m ³ según la altura del receptor		Cma, mg/m ³		Distancia de la fuente d _{Cmáx.} , m
	h=0m	h=3m	Inst. (20 min)	Promedio diario (24 h)	
Material particulado	0,045	0,061	0,15	0,05	70
CO	0,005	-	5,0	3,0	70
NOx	0,077	-	0,6	0,06	70

Es importante destacar que para este tipo de combustible los contaminantes básicos que conforman los gases de combustión se encuentran en concentraciones superiores a las que exige la norma, lo que aumenta su acción toxicológica con la altura a la que se encuentre el receptor.

La mayor influencia reductora sobre la concentración máxima Cmáx. de las sustancias contaminantes se comprobó que es provocada por la altura *H* de la chimenea. El factor subsecuente en importancia es el flujo de sustancias contaminantes y su grado de depuración, encontrándose ambos en función del consumo y las características del combustible.

13. Cálculos de la altura mínima admisible de expulsión de contaminantes:

Dado que la chimenea de la entidad expulsa varias sustancias nocivas de carácter similar (ver tabla 2, página 11, NC 39/1999) puede calcularse la altura mínima en base a la concentración de SO₂ por ser el contaminante que posee la mayor Cma. Para ello puede utilizarse la fórmula:

$$H_{\min.} = \sqrt{\frac{AMF}{Cma^3 \sqrt{V\Delta T}}}$$

Donde:

A: Constante de estratificación térmica atmosférica.

M: Flujo másico de la sustancia contaminante expulsada al aire.

$M = 2,448 \text{ g/s}$

F: Coeficiente de precipitación de la sustancia contaminante en el aire.

$F = 1$

Cma: Concentración máxima admisible del contaminante.

$Cma = 0,5 \text{ mg/m}^3$

V: Caudal total de la mezcla de gases y aire.

$V = 0,2255 \text{ m}^3/\text{s}$

ΔT : Diferencia de temperaturas entre la mezcla de gases y aire T_g y el aire del ambiente T_a .

$\Delta T = 240 - 30 = 210 \text{ }^\circ\text{C}$

$A = 200 \sqrt[3]{\text{s}^2} \cdot \text{mg} \cdot \sqrt[3]{\text{C}} \cdot \text{g}^{-1}$

Como puede observarse, la altura física de la chimenea es inferior a la altura mínima exigida por la norma para garantizar la calidad higiénico-sanitaria del aire:

$$H_{\text{mín}} = \sqrt{\frac{200 \cdot 2,448 \cdot 1}{0,5 \cdot \sqrt[3]{0,2255 \cdot 210}}} = 16,44 \approx 17 \text{ m}$$

Evaluación de la mezcla

La evaluación se realizó teniendo en cuenta todos los aspectos detallados anteriormente para el crudo nacional. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 7.

Contaminante	Cmáx., mg/m ³		Cma, mg/m ³		Distancia de la fuente d _{Cmáx.} , m
	H = 0 m	H = 3 m	Inst. (20 min)	Promedio diario (24 h)	
SO ₂	1,26	1,69	0,5	0,05	70
Material particulado	0,051	0,063	0,15	0,05	70
CO	0,007	-	5,0	3,0	70
NOx	0,092	-	0,6	0,06	70

Tabla 7. Evaluación del crudo nacional

Como puede observarse, la diferencia entre los niveles de contaminación atmosférica ocasionados por ambos combustibles resulta despreciable.

Percepción de la comunidad

Desde 1998 comenzaron a elevarse quejas a distintos niveles por parte de la población aledaña a la entidad por motivo de molestias ocasionadas por la contaminación atmosférica generada por la combustión de crudo en el generador de vapor. Sobre la base de los documentos verificados se elaboró un plan de entrevistas y muestreo de opiniones a diferentes distancias de la fábrica, el cual abarcó un total de 15 puntos.

Entre las opiniones más significativas pueden citarse las siguientes:

1. Molestia del humo, hollín y olor penetrante e irritante de las vías respiratorias.
2. Hay niños y adultos con afectaciones de las vías respiratorias, destacando que muchas de estas personas no son fumadoras.
3. Han fallecido tres adultos por problemas pulmonares.
4. Niñas que permanecían enfermas, se mudaron y sanaron.
5. Los acuerdos con la comunidad para avisarle cuando se va a comenzar la combustión para que no tiendan la ropa, no se han cumplido.
6. La elevación de la altura de la chimenea no resolvió el problema.
7. El horario más crítico es el de las 5:00 a.m.

Conclusiones

El desarrollo del presente estudio permitió arribar a las siguientes conclusiones:

1. La caldera de la entidad posee una capacidad de generación superior a las necesidades de la fábrica, lo que aparejado a la falta de hermeticidad del sistema de distribución de vapor provoca un uso ineficiente de este recurso energético.
2. Las presiones de parada y arranque de la caldera son muy cercanas (7 y 8 kgf/cm², respectivamente), lo que ocasiona frecuentes bocanadas de humo negro que causan molestias a la población.
3. Las concentraciones máximas de los contaminantes presentes en los gases de combustión se encuentran en un entorno de 100 m de la fábrica.
4. El combustible utilizado posee un alto nivel de azufre, lo que provoca concentraciones superiores a la Cma en este entorno.
5. El material particulado supera los parámetros de la norma, ocasionando una disminución de las condiciones de salud de la comunidad.
6. Al no respetarse el radio de restricción sanitaria que exige la Norma Cubana (NC 39/1999) para este tipo de industria (50 m), los máximos niveles de contaminación caen sobre el vecindario aledaño a la industria.
7. La altura de la chimenea no garantiza el cumplimiento de la norma para este tipo de combustible.
8. La situación creada y mantenida durante años ha sido causante del descontento de la comunidad, lo que ha originado un alarmante problema social.

Bibliografía

SCREEN3 Model User's Guide. *U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division Research Triangle Park. North Carolina 27711, 1995.*

OECD: *Control of Air Pollution from Fossil Fuel Combustion. International Environmental Agreements Compendium*, compiled 1995 by the Pollution Prevention and Pesticide Management Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia, Canada.

Information Resources and Services: Emission factors (US EPA). U.S. Environmental Protection Agency. 1995.

Air Quality and Lichens-A Literature Review Emphasizing the Pacific Northwest, USA. Jenifer Hutchinson, Debbie Maynard, and Linda Geiser USDA Forest Service, Pacific Northwest Region Air Resource Management Program Updated 16 dec. 1996.

Nitrogen Oxides: Pollution Prevention and Control Pollution Prevention and Abatement Handbook WORLD BANK GROUP. July 1998.

Emission Factor Documentation for AP-42 Section 1.3, Fuel Oil Combustion. U.S. Environmental Protection Agency.

FUENTES, EDUARDO; JUAN A. COLÁS, ERNESTO ALDERETE, MIGUEL DÍAZ, NORA LA MAZA *Impacto ambiental por la combustión de petróleo crudo y gas acompañante en calderas de tubos de fuego de la EPEP occidente.* Centro de Investigaciones del Petróleo (CEINPET). Ciudad de La Habana, Cuba.

PIRES RIVAS, SATURNINO. «Documentación del Curso de Contaminación Atmosférica». Maestría en Ingeniería de Saneamiento Ambiental. CUJAE, La Habana, 2005.

Evaluación de las emisiones gaseosas e impacto ambiental de una termoeléctrica cubana

Evaluation of gas emissions and environmental impact of a Cuban thermal power plant

*Lic. Juan Alberto Colás Aroche, Dr. Orlando H. Álvarez Hernández,
Ing. Eduardo Fuentes Quevedo y Tec. Raisa Teuteló Núñez.
Centro de Investigaciones del Petróleo. Washington No. 169, esq. a Churruca, Cerro,
Ciudad de La Habana, Cuba. Tel.: (537) 577300 y 577329. Fax: (537) 666021.
e-mail: colas@ceinpet.cupet.cu y oral@ceinpet.cupet.cu*

Resumen

En el presente trabajo se exponen los resultados obtenidos en la caracterización de las emisiones gaseosas y el impacto de dos calderas de tubos de fuego de una termoeléctrica cubana. Los resultados del muestreo de SO₂ y NO_x se recogieron en soluciones específicas para cada contaminante. El muestreo de partículas suspendidas en chimeneas se realizó mediante su recogida en un portafiltros para su análisis por el método gravimétrico. También se efectuaron mediciones de flujo mediante equipos de medición de velocidad captadores de presión del tipo tubo Pitot. La modelación de dispersión de contaminantes emitidos por las chimeneas se ejecutó utilizando la corrida del programa para el cálculo de la concentración a partir de fuentes industriales continuas, siguiendo la metodología aprobada en la Norma Cubana según el modelo de Berliand. Se concluye que al quemar crudo nacional en las calderas estudiadas, las concentraciones de dióxido de azufre y partículas suspendidas son superiores a lo normado internacionalmente.

Palabras clave: Emisiones gaseosas, impacto ambiental y central termoeléctrica.

Abstract

The present paper shows the results obtained in the characterization of gas emissions and the impact of two fire-tube boilers in a Cuban thermal power plant. The results of the SO₂ and NO_x sampling were collected in specific solutions for each pollutant. The sampling of suspended particulates in chimneys/pipes/stacks was made by collecting them in a filter holder for their analysis by means of the gravimetric method. Flow measurements were also made by using pressure sensors of Pitot tube-type instrument. The dispersion modelling of pollutants poured out of the chimneys was developed running the program for the concentration calculation from continuous industrial sources and following the methodology approved by the Cuban standard according to Berliand model. The authors conclude that when burning national crude oil in the studied boilers, sulphur dioxide concentrations and suspended particulates are higher than the internationally standardized level.

Key words: Gas emissions, environmental impact and thermal power plant.

Introducción

La contaminación atmosférica representa un peligro considerable para la salud humana, la flora, la fauna y el ambiente en general, ya que se incrementa con el creciente desarrollo y concentración de la población en grandes núcleos urbanos. La aparición de nuevas industrias y tecnologías conllevan a un mayor consumo energético, el cual se alcanza, generalmente, con combustibles fósiles.

El control de las emisiones es una respuesta lógica a los efectos de índole epidemiológica, higiénico-sanitaria y corrosiva que involucran a los asentamientos poblacionales y su entorno. La estrategia de nuestro país en su política energética es ir incrementando paulatinamente la utilización de energías renovables, como la eólica y la solar, en aquellos lugares donde sea difícil llevar la energía eléctrica convencional y al mismo tiempo sea factible debido a sus potencialidades de explotación. Asimismo, y simultáneamente, utilizar el crudo nacional para la generación de energía eléctrica, ya que es una fuente de abastecimiento segura ante cualquier contingencia o problema de mercado, considerando tanto los altos precios actuales del petróleo, como las dificultades que tiene el país para acceder a muchos mercados y fuentes de financiamiento externas.

Los petróleos pesados y sus mezclas poseen características tales como bajo grado API, alto contenido de hidrocarburos aromáticos, asfalteno, elevado contenido de azufre, nitrógeno y la presencia de hidrocarburos altamente inestables, siendo uno de los principales problemas que habrá que resolver, la deposición de los asfaltenos que influyen negativamente sobre la producción, transporte y almacenamiento, así como en su combustión en termoeléctricas para la producción de energía.

La combustión de un combustible con estas características físico-químicas genera gran cantidad de contaminantes, como SO_2 , $\text{SO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$, partículas suspendidas totales (estas últimas inciden negativamente en las incrustaciones en las calderas), periodicidad del mantenimiento, eficiencia y tiempo de explotación útil. También genera NO_x , CO , etcétera.

Por eso nuestro país se ve obligado a emplear aditivos que mejoren de una forma u otra la calidad del crudo nacional para su explotación

El objetivo del presente trabajo ha sido la evaluación de la contaminación ambiental originada por la quema del crudo nacional con un aditivo para mejorar la combustión.

Materiales y métodos

Se caracterizaron las emisiones gaseosas de las calderas 5 y 6 de la Central Termoeléctrica (CTE) Renté, ubicada en Santiago de Cuba, mediante un programa de aforo y muestreo según metodologías establecidas [ARPEL, 1997; Yoest y Fitzgerald, 1996, Cheremisinoff y Morresi, 1978]. En cada caldera se tomaron muestras en tres momentos diferentes.

Los contaminantes que se analizaron en ambas calderas fueron:

1. Dióxidos de azufre (SO₂).
2. Nieblas de sulfúrico (H₂SO₄ + SO₃).
3. Partículas suspendidas totales (PST).
4. Monóxido de carbono.

El combustible ensayado fue el crudo nacional mejorado (5,20 % de azufre) con aditivo de la combustión mejorado. En el momento de las pruebas la planta estuvo operando a una carga de 60 MW.

Los análisis de cada uno de los contaminantes específicos se realizaron empleando métodos normalizados sobre muestras representativas tomadas previamente en soluciones de absorción específicas. El muestreo de partículas suspendidas en chimeneas se realizó mediante su recogida en portafiltros, para su análisis por el método gravimétrico [ISO 9096, 1992]. También se realizaron mediciones de flujo mediante equipos de medición de velocidad captadores de presión del tipo tubo de Pitot. El análisis de monóxido de carbono lo realizó la propia Empresa.

Resultados y discusión

Análisis de las emisiones

A pesar de que en Cuba no existe aún una regulación referida a las emisiones a la atmósfera de los diferentes contaminantes, se consideró necesario conocer cómo se comportan estas emisiones considerando los límites que no deben excederse para contaminantes emitidos por chimeneas de calderas, hornos, incineradores y equipos de generación eléctrica de acuerdo con las recomendaciones hechas por el World Bank [World Bank..., 1997]; también se calcularon las emisiones máximas admisibles para cada caldera de acuerdo con lo estipulado en la Norma Cubana (NC 39:99 [1999]), debido a que los resultados que se obtienen en los valores de inmisión responden, principalmente, a los valores de emisión y a las características tecnológicas de cada caldera. Estos resultados permitirán, en un futuro, hacer recomendaciones a los decisores sobre aspectos tales como mejoras tecnológicas, cambios de combustible, etcétera.

Caldera 5

Las características tecnológicas principales de esta caldera son las siguientes:

- Velocidad de salida de la mezcla gas-aire: 12,28 m/s.
- Altura de la chimenea: 120 m.
- Diámetro de la chimenea: 4,8 m.
- Diferencia de temperaturas: 138 °C.
- Emisión: 493 g/s.

Los resultados obtenidos en los aforos realizados en la chimenea se presentan en la tabla 1.

Como se puede observar en esta tabla, los niveles de concentración de SO₂ promedio en la caldera 5 resultan 2,8 veces superiores a la norma de referencia [World Bank..., 1997], resultado del alto contenido de azufre que presenta dicho combustible, al tiempo que los niveles de concentración promedio de las partículas suspendidas totales (PST) mostraron valores superiores a la norma de referencia en 1,8 veces.

Tabla 1. Valores promedio obtenidos de emisiones por la combustión de crudo nacional con aditivo (con corrección a 3 % O₂ de referencia)

Crudo nacional con aditivo					
Caldera 5	SO ₂ , mg/m ³	H ₂ SO ₄ + SO ₃ , mg/m ³	NO _x , mg/m ³	PST, mg/m ³	Flujo, Nm ³ /h
1	5 672	170	303	176	312 468
2	5 549	166	296	172	312 468
3	5 846	175	313	182	312 468
Promedio	5 689	170	304	177	312 468
DS	149,22	4,51	8,54	5,03	-
Norma de referencia	2000	-	460	100	-

(a) Límites que no se deben exceder para contaminantes emitidos por chimeneas de calderas, hornos, incineradores y equipos de generación eléctrica. World Bank, 1997. PST: Partículas suspendidas totales. DS: Desviación estándar.

Los niveles de concentración de aerosol ácido (H₂SO₄ + SO₃) no se regulan en esta norma, aunque se conoce que originan problemas de corrosión en las instalaciones, por lo cual los períodos de mantenimiento tienen que realizarse con una mayor periodicidad con los consiguientes problemas que causa por la falta de generación de la caldera.

Por otra parte, el análisis del monóxido de carbono tampoco se regula en esta norma de referencia, estando los niveles de concentración en 198 ppm, mientras que los niveles de concentración promedio de NO_x se encuentran dentro de lo que regula la norma.

Se calculó la emisión límite admisible (ELA), de acuerdo con la norma NC 39:99 [1999], la cual se considera para períodos instantáneos (10 minutos a una hora); resultó ser de 1 060,2 g/s, estando la emisión dentro de lo estipulado para 20 minutos en la norma cubana, lo que concuerda con los resultados obtenidos para los valores de inmisión en 20 minutos. Este resultado indica que es necesario considerar también los valores de inmisión para 24 horas en el momento en que se analice la propuesta de Norma de Emisión para Cuba.

Caldera 6

En este caso, las características tecnológicas de la caldera son:

- Velocidad de salida de la mezcla gas-aire: 12,87 m/s.
- Altura de la chimenea: 120 m.
- Diámetro de la chimenea: 4,8 m.
- Diferencia de temperaturas: 114 °C.
- Emisión: 497 g/s.

Al igual que en la caldera 5 se realizaron aforos en tres ocasiones; los resultados se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Valores promedio obtenidos de emisiones por la combustión de crudo nacional con ambo el aditivo mejorador de la combustión (con corrección a 3 % O₂ de referencia)

Crudo nacional con aditivo					
Caldera 6	SO₂, mg/m³	H₂SO₄ + SO₃, mg/m³	NO_x, mg/m³	PST, mg/m³	Flujo, Nm³/h
1	4 568	144	244	141	390 768
2	4 590	152	245	147	390 768
3	4 587	160	248	161	390 768
Promedio	4 582	152	246	150	390 768
DS	11,93	8	2,08	10,26	-
Norma de referencia	2000	-	460	100	-

(a) Límites que no se deben exceder para contaminantes emitidos por chimeneas de calderas, hornos, incineradores y equipos de generación eléctrica. World Bank, 1997. PST: Partículas suspendidas totales. DS: Desviación estándar.

Se pudo observar que los niveles de concentración de SO₂ promedio en la caldera 6 resultan 2,3 veces superiores a la norma de referencia que, al igual que en la caldera 5, están dados por el contenido tan alto de azufre del crudo.

Con los niveles de concentración de aerosol ácido (H₂SO₄ + SO₃) y monóxido de carbono sucede lo mismo que en la caldera 5; es decir, no se regulan en esta norma, estando los niveles de concentración de monóxido de carbono en 224 ppm. Los niveles de concentración promedio de las partículas suspendidas totales son 1,5 veces superiores a la norma de referencia.

En el presente caso, la emisión límite admisible (ELA), según las características tecnológicas de la caldera para la NC 39:99 [1999], es de 1 045,5 g/s, superior también a la emisión real.

En la tabla 3 se observa que en ambas calderas el contaminante que se emite al medio en mayores cargas es el dióxido de azufre, siendo la caldera 6 la que mayor carga emite.

Tabla 3. Valores promedio obtenidos de cargas por la combustión de crudo nacional con el aditivo para mejorar la combustión en las calderas analizadas, expresado en kg/h

Caldera	SO ₂ , kg/h	H ₂ SO ₄ + SO ₃ , kg/h	NO _x , kg/h	PST, kg/h
5	1 777	53	95	55
6	1 789	59	96	59

Análisis de inmisiones

Considerando los datos tecnológicos de ambas calderas y los valores promedio de las emisiones, se procedió a simular la dispersión del SO₂ tomando como matriz de viento la información de la *Guía climática de Cuba* [INSMET, 1994], publicada por el Instituto de Meteorología (INSMET) del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), para la Estación Meteorológica de Santiago de Cuba.

La modelación se realizó considerando como centro de las chimeneas de ambas calderas los valores de coordenadas Este y Norte para la Proyección Cuba Sur (Cónica Conforme de Lambert, Nad 27) siguientes:

- Valor de la coordenada X: 1035600.
- Valor de la coordenada Y: 32000.

Se calcularon los valores de la concentración de SO₂ y su relación respecto a sus valores admisibles, según la Norma Cubana (NC 39:99 [1999]) a diferentes distancias de las fuentes para 20 minutos y 24 horas [Álvarez, 1994].

En la tabla 4 se muestra un ejemplo en el cual están calculados los valores de la concentración a nivel del terreno cada 500 m, correspondiente a la caldera 5 en la dirección ESE partiendo de la fuente; puede observarse que antes de los 1 500 m y hasta después de 4 500 m de distancia desde la fuente se supera el valor de 0,8 veces el permisible para períodos de 24 horas.

Tabla 4. Valores de inmisión para 20 minutos y 24 horas, así como los valores de la relación respecto a la concentración máxima admisible (NC 39:99) para el SO₂. Caldera 5. Viento medio, WNW-ESE de la ubicación de la CTE Renté

Dist., m	Conc. 20 m	RC 20 m	Conc. 24 h	RC 24h
0	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000
500	0,04595	0,09190	0,01152	0,23036
1 000	0,12840	0,25681	0,03219	0,64372
1 500	0,19152	0,38303	0,04801	0,96013

2 000	0,21580	0,43160	0,05409	1,08185
2 500	0,21222	0,42443	0,05319	1,06389
3 000	0,20028	0,40056	0,05020	1,00405
3 500	0,18780	0,37559	0,04707	0,94147
4 000	0,17520	0,35039	0,04392	0,87830
4 500	0,16282	0,32563	0,04081	0,81624
5 000	0,15090	0,30180	0,03782	0,75649
5 500	0,13960	0,27921	0,03499	0,69987
6 000	0,12903	0,25805	0,03234	0,64685
6 500	0,11921	0,23842	0,02988	0,59763
7 000	0,11016	0,22032	0,02761	0,55225
7 500	0,10185	0,20370	0,02553	0,51060
8 000	0,09425	0,18851	0,02363	0,47252
8 500	0,08732	0,17464	0,02189	0,43775
9 000	0,08100	0,16200	0,02030	0,40607
9 500	0,07524	0,15048	0,01886	0,37721
10 000	0,07000	0,14000	0,01755	0,35092
10 500	0,06522	0,13044	0,01635	0,32696
11 000	0,06086	0,12172	0,01526	0,30512
11 500	0,05688	0,11377	0,01426	0,28518
12 000	0,05325	0,10650	0,01335	0,26695
12 500	0,04992	0,09985	0,01251	0,25028
13000	0,04688	0,09375	0,01175	0,23501
13500	0,04408	0,08816	0,01105	0,22099
14000	0,04151	0,08302	0,01041	0,20811
14500	0,03915	0,07829	0,00981	0,19625

Una situación similar ocurre en la caldera 6, así como en todas las direcciones desde la fuente, por lo cual, de acuerdo con la probabilidad de ocurrencia de vientos soplando desde diferentes direcciones (ver Fig. 8), para períodos de 20 minutos, la concentración máxima y distancia a la cual ocurrirá ésta, para una velocidad peligrosa del viento de 4 km/h será según la tabla 5.

Tabla 5. Valores de la concentración máxima estimada (20 minutos) para cada dirección del viento y distancia a la que ocurre

Rumbo	Conc. máxima, mg/m³	Distancia, m
NNE	0,168470425	27560,51881
NE	0,168470425	27560,51881
ENE	0,168470425	27560,51881
E	0,154418398	29100,61093
ESE	0,168470425	27560,51881
SE	0,168470425	27560,51881
SSE	0,131209588	32180,79517
S	0,142050187	30640,70305
SSW	0,154418398	29100,61093
SW	0,154418398	29100,61093
WSW	0,184223259	26020,42669
W	0,184223259	26020,42669
WNW	0,218530889	22940,24245
NW	0,201321159	24480,33457
NNW	0,168470425	27560,51881
N	0,184223259	26020,42669

Aquí se considera el rumbo 1 como el correspondiente al Norte-nordeste (NNE) y el rumbo 16 como el Norte (N), es decir, siguiendo una dirección contraria a las manecillas del reloj. Es importante destacar que, como se aprecia en la tabla 4, a pesar de que los valores de la concentración de SO₂ para 20 minutos no sobrepasan los valores admisibles, cada caldera los supera en los períodos de 24 horas.

En las figuras de la 1 a la 6 se muestran los valores de concentración en 24 horas a nivel del terreno para diferentes distancias de las calderas 5 y 6, así como la sumatoria de ambas.

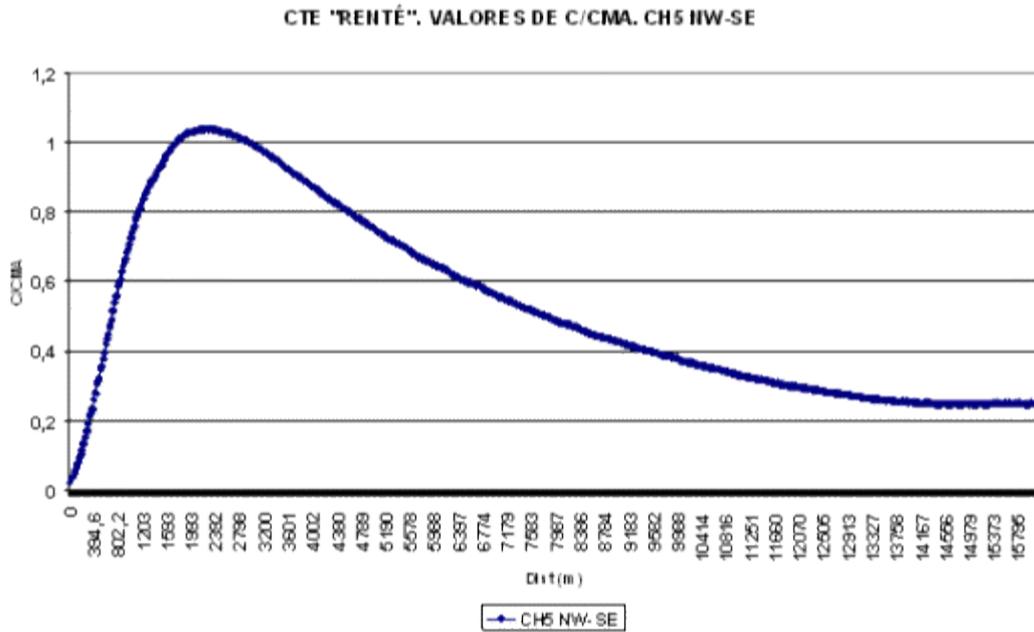


Fig.

1. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la caldera 5 de la CTE Renté, en la dirección NO-SE.

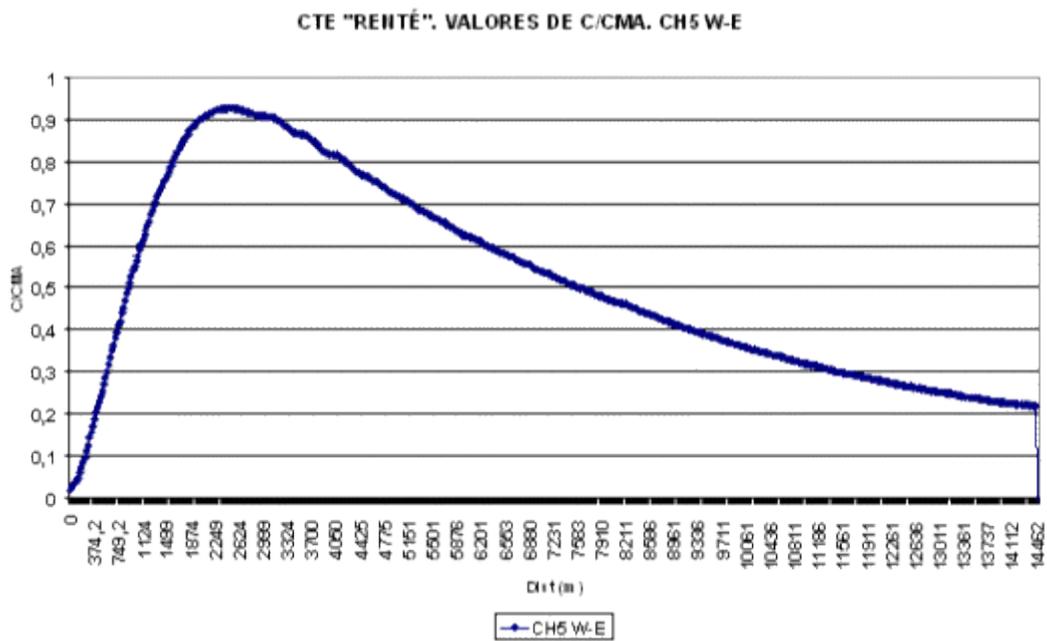


Fig. 2. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la caldera 5 de la CTE Renté en la dirección O-E.

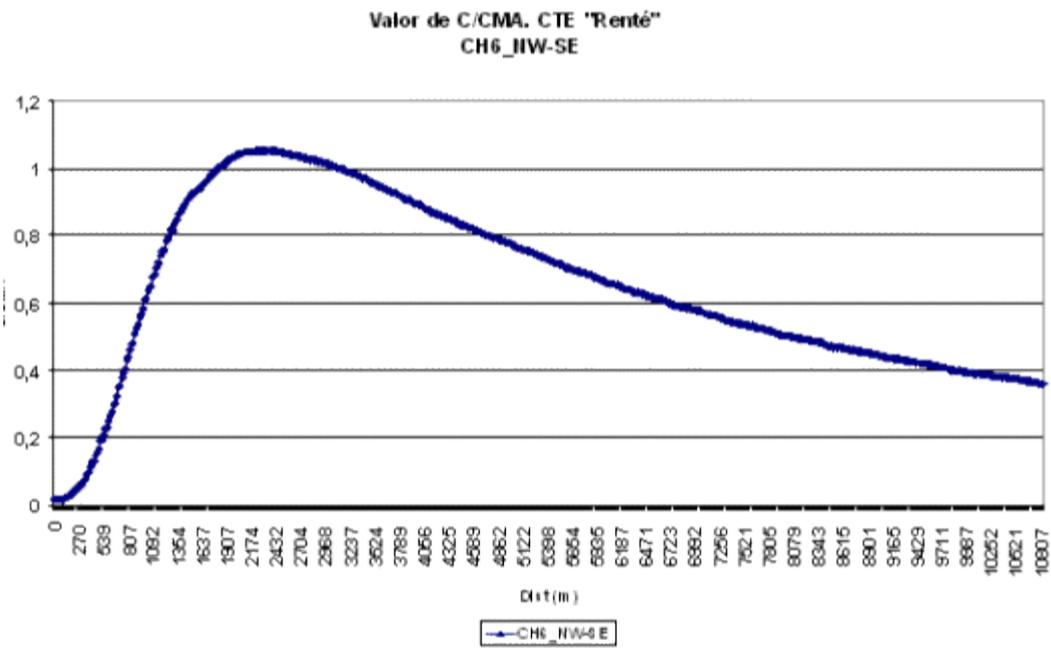


Fig. 3. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la caldera 6 de la CTE Renté en la dirección NO-SE.

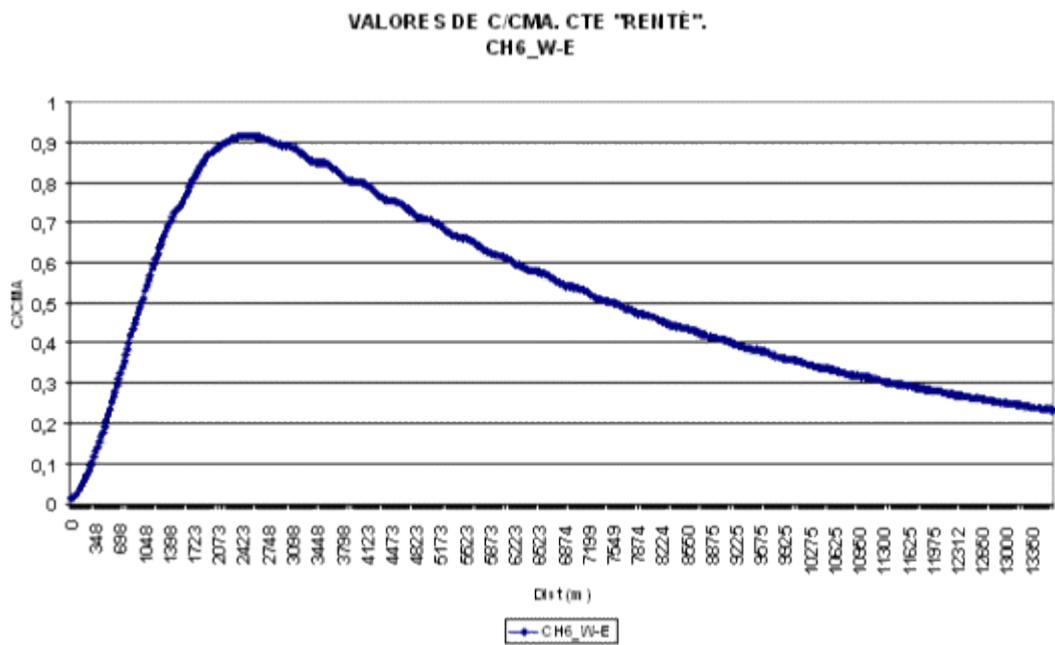


Fig. 4. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la caldera 6 de la CTE Renté en la dirección O-E.

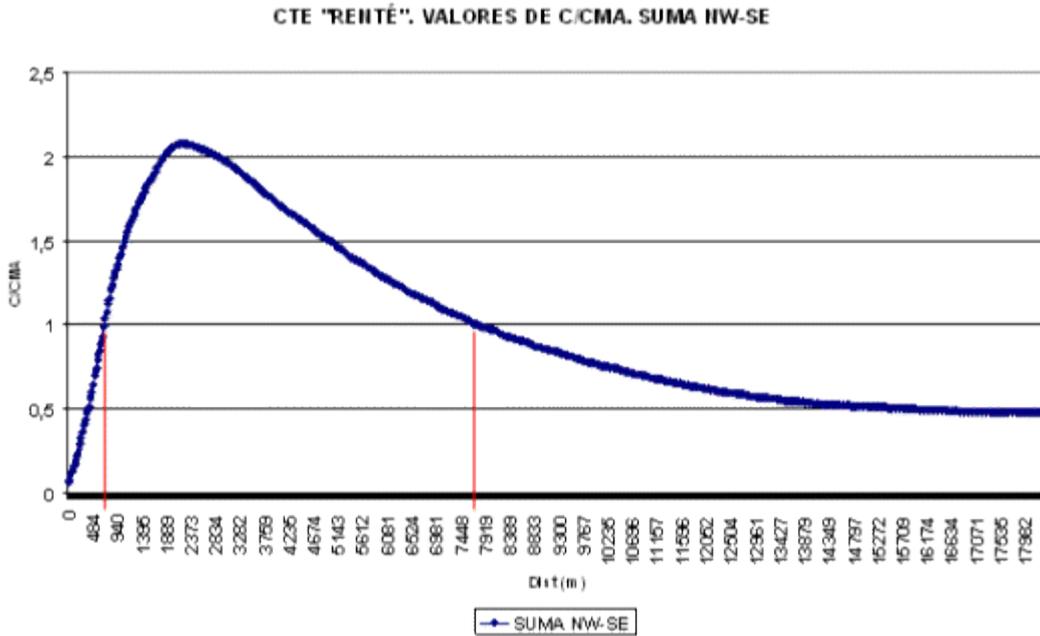


Fig. 5. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la suma de las calderas 5 y 6 de la CTE Renté en la dirección NO-SE. Dentro de las líneas en color rojo se muestra toda la zona con valores de concentración iguales o superiores al admisible (C/CMA = 1).

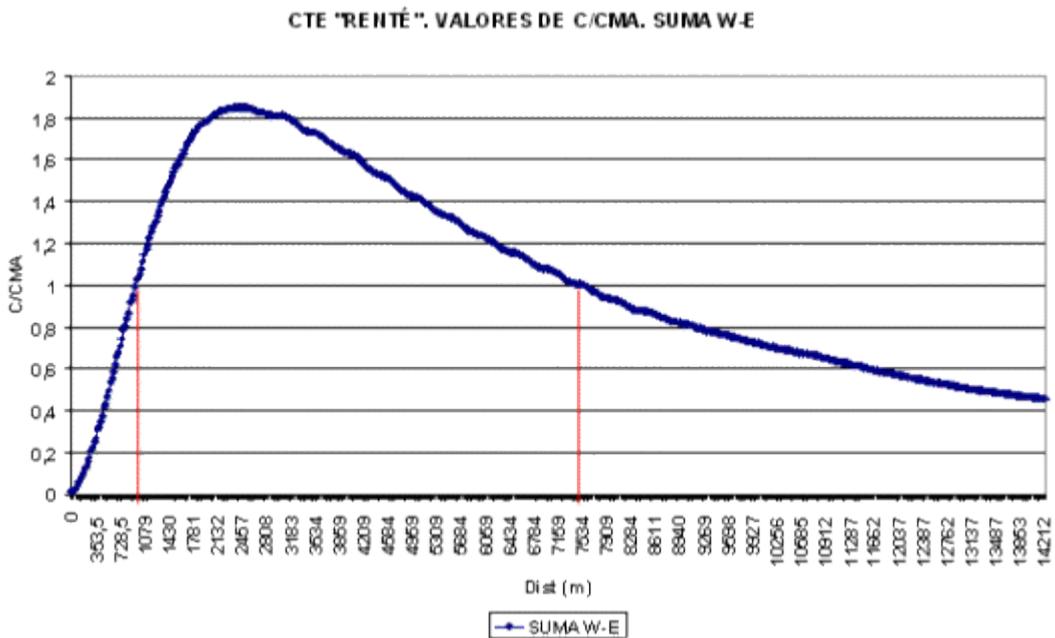


Fig. 6. Valores de la razón C/CMA para los valores de inmisión del SO₂ de la suma de las calderas 5 y 6 de la CTE Renté en la dirección O-E (Directamente sobre Santiago de Cuba). Dentro de las líneas en color rojo se muestra toda la zona con valores de concentración iguales o superiores al admisible (C/CMA = 1).

En la figura 5 se puede apreciar que entre 500 y 7 500 m de distancia desde la fuente (dirección NO-SE), la concentración de SO₂ en 24 horas supera los valores respecto a los admisibles.

En la figura 7 se muestra la dispersión del contaminante dióxido de azufre para los vientos que soplan de los cuadrantes tercero y cuarto, observándose las áreas afectadas por dicho contaminante, que incluyen a la mayor parte de la ciudad de Santiago de Cuba, con valores que superan el valor de 0,8 la relación C/CMA, así como que la mayor parte de esta ciudad se encuentra afectada por valores de la razón de la concentración de SO₂ respecto a la admisible [World Bank..., 1997], que son mayores que la unidad.

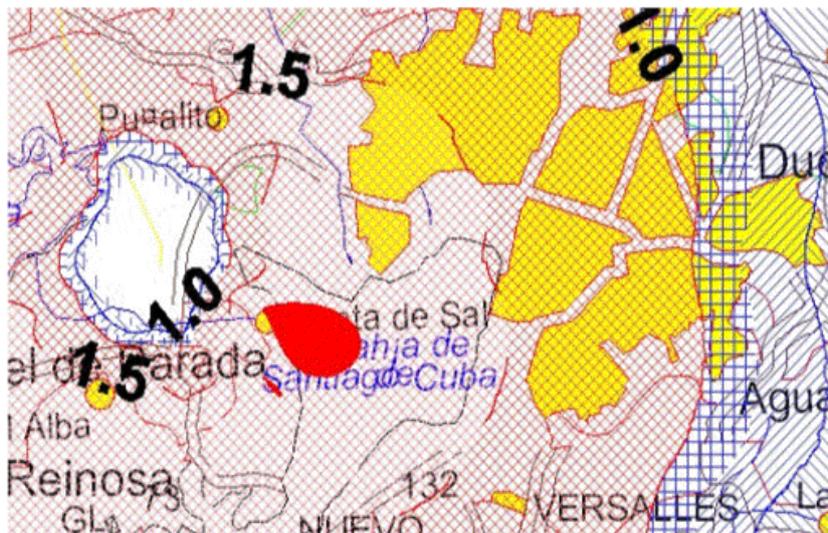


Fig. 7 Dispersión de dióxido de azufre en los cuadrantes donde se encuentra la ubicación de Santiago de Cuba respecto a la CTE Renté.

En la figura 8 se aprecia que en todos los rumbos del viento los valores de C/CMA para períodos de 24 horas pueden ser superados, al menos una vez en el año.

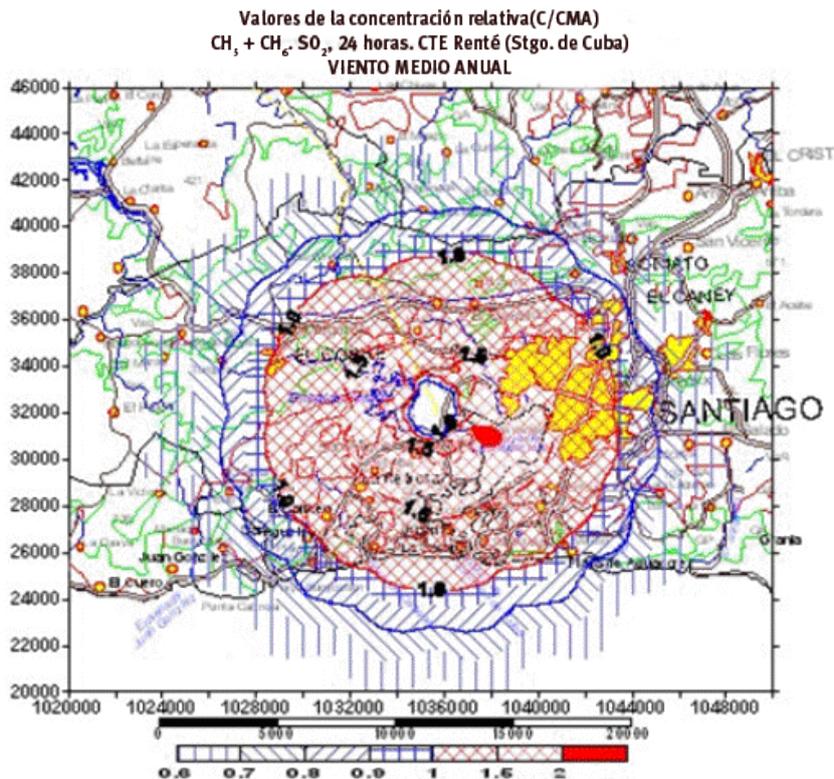


Fig. 8 *Dispersión de dióxido de azufre en todas las direcciones (probabilidad dada por la frecuencia de ocurrencia de los diferentes rumbos).*

Conclusiones

1. En las calderas 5 y 6 de la CTE Renté, en Santiago de Cuba, los niveles de emisión de SO_2 y PST se encuentran por encima de lo que se regula en la norma de referencia del World Bank.
2. Los niveles de concentración de nieblas de ácido sulfúrico, aunque no se regulan en esta norma, se consideran elevados por su magnitud, dado el efecto corrosivo que originan para las instalaciones.
3. Los niveles de concentración de NO_x cumplen con lo regulado.
4. Ambas calderas contaminan las áreas aledañas a la termoeléctrica en períodos de 24 horas, siendo significativo el hecho de que la ciudad de Santiago de Cuba se encuentra casi totalmente dentro de la isolínea de C/CMA igual o superior al valor admisible según la NC 39:99.

Bibliografía

- ÁLVAREZ, O. «Diagnóstico y pronóstico de la contaminación por SO_2 y H_2S en Moa. Modelación con consideraciones de terreno plano». Tesis en opción del Grado Científico de Doctor en Ciencias Geográficas, 1994.
- ARPEL. *Environmental Monitoring Procedures*. Calgary: Komex Int. Ltd., 1997.
- CHEREMISINOFF, P. N. Y A. C. MORRESI. *Air Pollution Sampling and Analysis Deskbook*. Michigan: Ann Arbor Science, 1978.

Instituto de Meteorología (INSTMET). *Guía climática de Cuba*. La Habana: Ed. Academia, 1994.

ISO 9096. *Concentración y flujo másico de partículas en emisiones. Método gravimétrico*. 1992.

NC 39:99 [1999]. *Calidad del aire. Requisitos higiénico-sanitarios*. La Habana: CEN, 1999.

World Bank Group. *Pollution Prevention and Abatement Handbook*. Annual Meeting Ed., 1997.

YOEST, H. Y R. W. FITZGERALD. «Stationary Source Testing: The Fundamentals». *Chemical Eng. Progress* 92 (2): 36-41, 1996.

Estimación de la altura de la capa de mezcla en Casablanca a partir de parametrizaciones en superficie

Estimation of the mixing height in Casablanca from parametrisations of surface data

*Leonor Turtós Carbonell¹, Madeleine Sánchez Gácita¹,
Alfredo Roque Rodríguez² y Rolando Soltura Morales²*
¹ CUBAENERGÍA, Calle 20 No. 4111 e/ 18-A y 47, Playa,
Ciudad de La Habana, Cuba.
Tel.: (537) 2027527.
Fax: (537) 2041188.
e-mail: leonort@cubaenergia.cu
² Instituto de Meteorología, Cuba.

Resumen

La altura de la capa de mezcla constituye un parámetro básico en la modelación de la dispersión de los contaminantes atmosféricos, por cuanto es la zona inferior de la atmósfera donde ocurre fundamentalmente el transporte turbulento de masa y energía y donde los contaminantes se trasladan e interaccionan. Para el cálculo de la capa de mezcla existen varias alternativas que pueden ser empleadas en dependencia de los datos de que se disponen, algunas extremadamente sencillas y otras mucho más complejas que necesitan mediciones de diferentes variables meteorológicas en la altura de la atmósfera (sondeos de aire superior). El trabajo presenta las metodologías empleadas en el «Sistema de evaluación de impacto ambiental de instalaciones energéticas» desarrollado por el Centro de Gestión de la Información y Desarrollo de la Energía (CUBAENERGÍA) para la estimación de este parámetro, profundizando en la parametrización de los datos de superficie por lo novedosa que resulta esta alternativa en el país y porque generalmente no se dispone de datos de aire superior para utilizar otros métodos.

Palabras clave: Altura de la capa de mezcla, dispersión de contaminantes, contaminación atmosférica, estabilidad atmosférica y capa límite atmosférica.

Abstract

The mixing height constitutes a basic parameter in the dispersion modelling of atmospheric pollutants because it is the lower zone of the atmosphere where the turbulent transport of mass and energy mainly takes place and where the pollutants are transferred and interact among themselves. For the calculation of the mixing layer there are several methodologies that could be used depending on the available data, some of which are extremely simple and others much more complex. The most complex ones require the measurement of different meteorological variables in the upper atmosphere (upper air sounding). This paper presents the methodologies used in the "Integrated system for the evaluation of environmental impact of energy facilities"

developed by the Information Management and Energy Development Centre (CUBAENERGÍA) for the estimation of this parameter, making emphasis on the parametrisation of surface data for being a novel alternative in the country and because generally upper air data is not available so as to allow the use of other methods.

Key words: Mixing Height, pollutant dispersion, air pollution, atmospheric stability and atmospheric boundary layer.

Introducción

La altura de la capa límite atmosférica (CLA) o la altura de la capa de mezcla (Z) es un parámetro fundamental que caracteriza la estructura de la troposfera baja. Las sustancias emitidas en la CLA se dispersan de manera gradual, horizontal y verticalmente, a través de la acción de la turbulencia y al final se mezclan en esta capa si permanecen el tiempo suficiente y si no hay ningún sumidero significativo. Por consiguiente, en la meteorología de la contaminación atmosférica se usa frecuentemente el término de «capa de mezcla» o «capa mezclada». Como bajo condiciones estables de la atmósfera no se alcanza el mezclado completo, el término capa de mezcla resulta preferible, pues acentúa el proceso más que el resultado. Obviamente, la capa de mezcla coincide con la CLA si esta última se define como el dominio turbulento de la atmósfera adyacente a la tierra.

La altura Z de la capa de mezcla es un parámetro importante para los modelos de contaminación atmosférica, por cuanto determina el volumen disponible para la dispersión de contaminantes y está envuelta en muchos métodos y/o modelos predictivos y de diagnóstico para evaluar las concentraciones de los contaminantes; también es un parámetro importante en los modelos de flujo atmosférico. Z no es medido por las prácticas meteorológicas normales; al contrario, es a menudo un parámetro cuya definición y estimación no resulta sencilla.

Los problemas prácticos y teóricos asociados con la determinación de Z se reflejan en las numerosas definiciones encontradas en la literatura. En ocasiones las diferentes definiciones tienen que ser vistas en el contexto de los datos disponibles para su estimación. La definición que nosotros hemos adoptado como una pauta general para nuestro trabajo es: la altura de la capa de mezcla es la altura de la capa adyacente a la tierra en la que los contaminantes se dispersan verticalmente por convección o por turbulencia mecánica en un período de aproximadamente una hora.

En el trabajo se presentan las metodologías empleadas en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de Instalaciones Energéticas desarrollado por CUBAENERGIA (SEIA) para la estimación de este parámetro; se profundiza en la parametrización de los datos de superficie por lo novedosa y útil que resulta esta alternativa en el país, pues generalmente no se dispone de datos de aire superior para realizar las evaluaciones. Se comparan los resultados de la parametrización con el método de Holzworth, el cual utiliza datos de sondeo.

Metodologías simplificadas

La altura de la mezcla se puede estimar de manera muy simplificada a partir de la estabilidad atmosférica usando los criterios que aparecen en la tabla 1 [Spadaro, 1991], para lo cual se necesita exclusivamente la dirección del viento. Con las coordenadas geográficas del punto que se va a evaluar y la zona horaria se estima para las diferentes horas del día el valor de Z correspondiente, después de calcular el ángulo de elevación solar α , que define el grado de insolación. Esta metodología está implementada en el módulo METEO del procesador de datos meteorológicos ProMet, incluido en el SEIA.

Tabla 1. Criterios simplificados para estimar la clase de estabilidad atmosférica y la altura de la mezcla a partir de la velocidad del viento y el grado de insolación

	Velocidad del viento, m/s	Clase de Pasquilli	Altura de la mezcla, m
Día de alta insolación*	0-2	A (muy inestable)	1 600
	2-3	B (inestable)	1 200
	3-5	C (ligeramente inestable)	800
	> 5	D (neutral)	560
Día de baja insolación	0-2	B	200
	2-3	C	800
	3-5	D	560
	> 5	D	560
Noche	0-2	F (estable)	200
	2-3	F	200
	3-5	E (ligera estabilidad)	320
	> 5	D (neutral)	560
	Nublado	D	560

* Se considera insolación alta en las horas del día cuando $\alpha > 45^\circ$.

Método de Holzworth

Uno de los métodos más conocidos es el de Holzworth [Holzworth, 1972], el cual determina la altura de la capa de mezcla dos veces al día (en la mañana y en la tarde), a partir de los resultados de los sondeos de aire superior. Este método está implementado en el módulo MIXHT del procesador de datos meteorológicos ProMet, incluido en el SEIA. El módulo se obtuvo a partir del

programa MIXHT de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés, *Environmental Protection Agency*) [MIXHT, 1998], modificado para tener en cuenta las condiciones nacionales de horarios de temperaturas máximas y mínimas, incluir el cálculo del gradiente vertical de temperatura y evitar el error del milenio.

El valor del incremento de la temperatura mínima debido al efecto de «isla de calor» durante la noche y las primeras horas de la mañana en las ciudades para calcular la altura de la capa de mezcla urbana pasó a ser una variable que se introduce como dato de entrada. Esto permite que el programa pueda ser aplicado a diferentes lugares sin modificar el código fuente.

La altura de mezcla es el punto de intersección de la curva que representa la adiabática seca con la curva real de temperatura dada por el sondeo a las 12 GMT (T_{sondeo} en la figura 1).

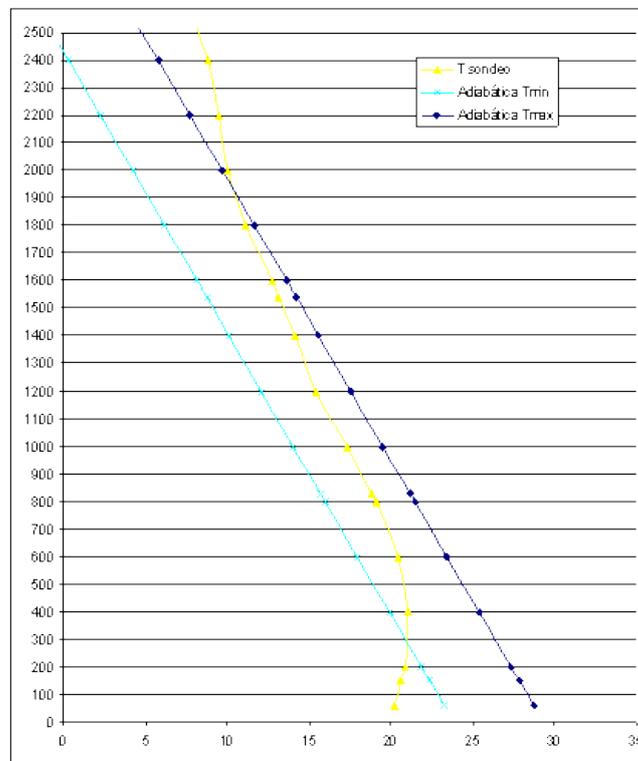


Fig. 1. Representación gráfica del Método de Holzworth.

En la mañana, la adiabática que asciende desde la superficie parte de la temperatura mínima (*Adiabática T_{min}* en la figura 1) seleccionada entre las 04:00 y 07:00 hora local, más un incremento (que normalmente se encuentra entre 3 y 5 °C) para tener en cuenta los efectos de isla de calor de las zonas urbanas durante la noche y en horas tempranas de la mañana, ya que las estaciones meteorológicas están generalmente situadas en zonas rurales o suburbanas. El momento en que se calcula la altura de la mezcla urbana en la mañana coincide con las concentraciones típicas máximas diurnas de contaminantes poco reactivos en muchas ciudades.

En un diagrama termodinámico, la adiabática seca se representa por la relación siguiente:

$$T_2 = T_1 - \gamma(Z_2 - Z_1)$$

Donde:

$\gamma = 0,0098\text{oC/m}$: Gradiente adiabático seco.

T_2 y T_1 : Temperaturas para las alturas Z_2 y Z_1 , respectivamente.

En la tarde, la adiabática que asciende desde la superficie, parte de la temperatura máxima (*adiabática $T_{m\acute{a}x}$* en la figura 1) entre las 11:00 y 16:00 hora local sin realizar ningún ajuste en la temperatura debido a que la diferencia entre las temperaturas máximas de superficie urbana y rural son insignificantes. El momento en que se calcula la altura de la mezcla de la tarde coincide con bastante exactitud con las concentraciones típicas mínimas de contaminantes poco reactivos en muchas ciudades.

Este método se aplicó para el período 1993-1996 en la Estación de Casablanca, por cuanto en ese período se disponían de datos de sondeo. Los resultados obtenidos se muestran en la figura 2.

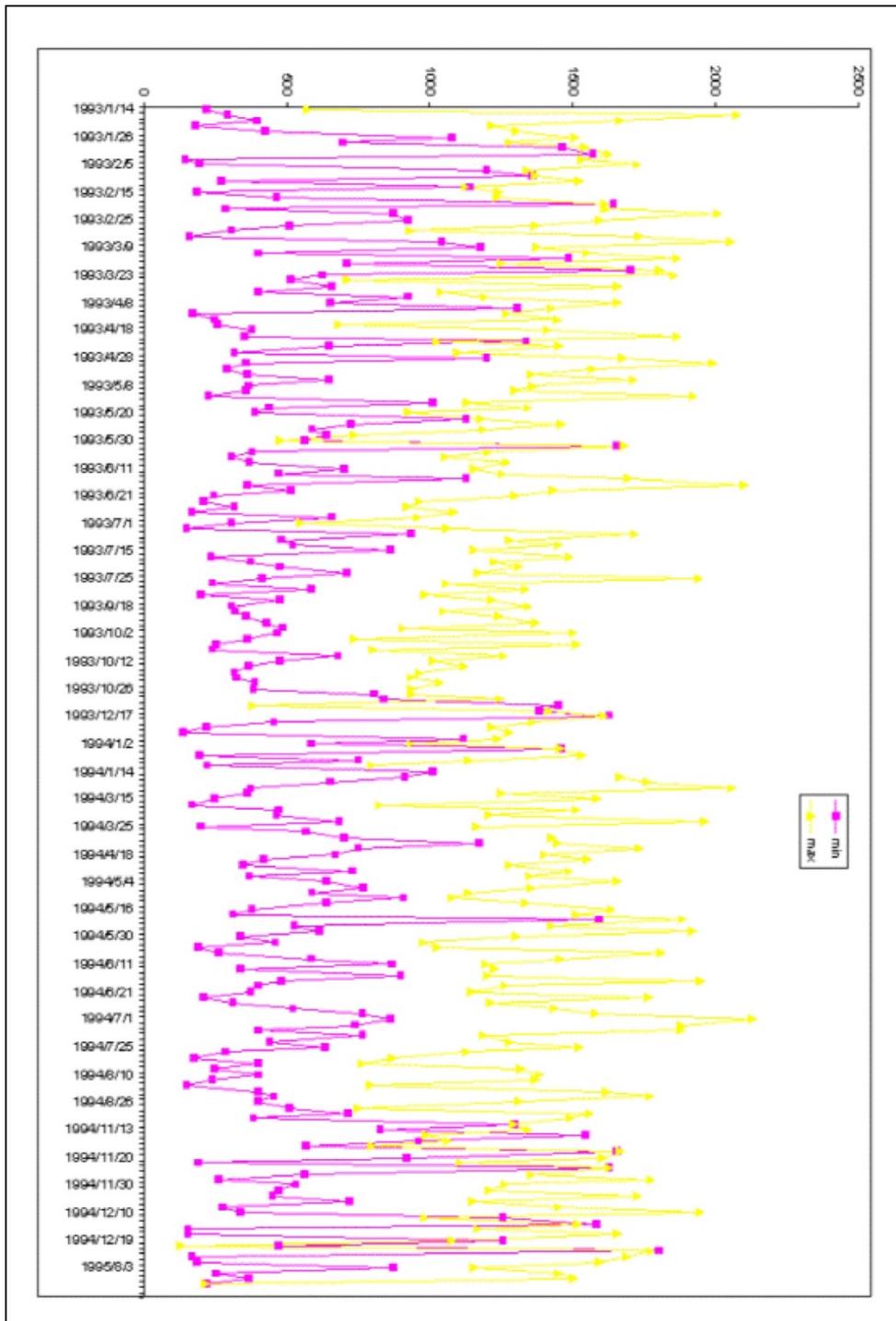


Fig. 2. Z mínimas y máximas diarias estimadas para la Estación de Casablanca en el período 1993-1995 usando el Método de Holzworth.

Las alturas horarias de la capa de mezcla que se necesitan en los modelos de dispersión son interpoladas de las alturas mínimas (*Hmín.*) y máximas (*Hmáx.*) estimadas. La altura de la mezcla así calculada es válida en el área donde sean válidos los datos de sondeo; para el caso de terreno simple (llano, sin grandes espejos de agua intermedios) en un radio de aproximadamente 250 km.

Parametrización de los datos de superficie

Otro método considerado fue la parametrización de los datos de superficie. El método escogido utiliza la velocidad de fricción u^* , la longitud de Monin-Obukhov L y el parámetro de Coriolis f , mediante las expresiones que se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones básicas de la parametrización implementada

Estabilidad atmosférica		
Atmósfera neutral [Zilitinkevich, 1972 y 1975]	$Z = \frac{\alpha U^*}{f}$	α : Puede variar entre 0,07 y 0,3. Se utilizó 0,125.
Atmósfera estable [Middleton y Thomson, 2001]	$Z = \left(\frac{U \cdot L}{f} \right)^\alpha$	α : Varía entre 0,3 y 0,7. Se utilizó 0,47.
Atmósfera inestable, capa de mezcla convectiva [Batchvarova y Gryning, 1991]	$\frac{dZ}{dt} = (1 + 2A) \frac{S}{\rho C_p \gamma_\theta h} + 2B \frac{u^3 T}{g \gamma_\theta Z^2}$	<p>A y B: Constantes. S: Flujo de calor superficial. ρ: Densidad del aire. C_p: Calor específico a presión constante. G: Aceleración de la gravedad. γ_θ: Gradiente vertical potencial de temperatura sobre la capa de mezcla. T: Temperatura de referencia (de superficie).</p>

El parámetro de Coriolis se calcula como $f = 2\omega \text{sen}\phi$

Donde:

ω : Velocidad de rotación terrestre.

Φ : Latitud.

La expresión usada para evaluar la altura de la capa de mezcla convectiva fue propuesta por Batchvarova y Gryning (1991). La solución se implementó con un paso de tiempo de

6 minutos. Internacionalmente el valor de γ_θ se obtiene del sondeo de la mañana, pero como el objetivo fundamental de esta parametrización es obtener el valor de Z cuando no se dispone de datos de sondeo, como en el caso de Cuba, se propone utilizar los valores de γ_θ que aparecen en la tabla 3. Estos valores se obtuvieron de las referencias consultadas [www.dar.csiro.au y www.weblakes.com] y del análisis de los datos de sondeo disponibles para la Estación de Casablanca en el período 1993-1996.

Tabla 3. Gradiente vertical potencial de temperatura sobre la capa de mezcla en función de la categoría de estabilidad atmosférica

Categoría de estabilidad	γ_a (°K/m)
A	0,002
B	0,004
C	0,006
D	0,008
E	0,015
F	0,02

Esta parametrización de los datos de superficie, que permite calcular alturas horarias de la capa de mezcla, se incluyó en el módulo PCRAM del procesador meteorológico del SEIA. El módulo es una versión ampliada del programa PCRAMMET de la EPA, al cual también se le adicionó la posibilidad de determinar las alturas mínima y máxima diarias y obtener un fichero de salida similar al del MIXHT, de forma que pueda combinarse el método de Holzworth cuando existan datos de sondeo con esta parametrización. Por PCRAM puede calcularse también el exponente de perfil de viento horario y la longitud de Monin-Obukhov (L); la velocidad de fricción (U^*), por el método del perfil [Soltura, *et al.*, 2001], teniendo en cuenta la humedad de la atmósfera.

Resultados

La figura 3 muestra los valores mínimos y máximos diarios de Z estimados para la Estación de Casablanca durante el 2003, usando la parametrización de los datos de superficie. Los cálculos para el período 1993-1996 no pudieron ser realizados, para de esa forma comparar los resultados con ambos métodos, porque para este período no están disponibles en formato digital los datos de nubosidad que se necesitan. En general se observa que los valores máximos diarios alcanzan mayores valores, del orden de 4 000 vs. 2 000 m cuando se aplicó el método de Holzworth. Este mismo comportamiento se observa en la parametrización usada por Lakes Environmental en el AERMET [Auld, Hill y Taylor, 2003]: la parametrización estima mayores valores de Z que cuando se usan datos de sondeo.

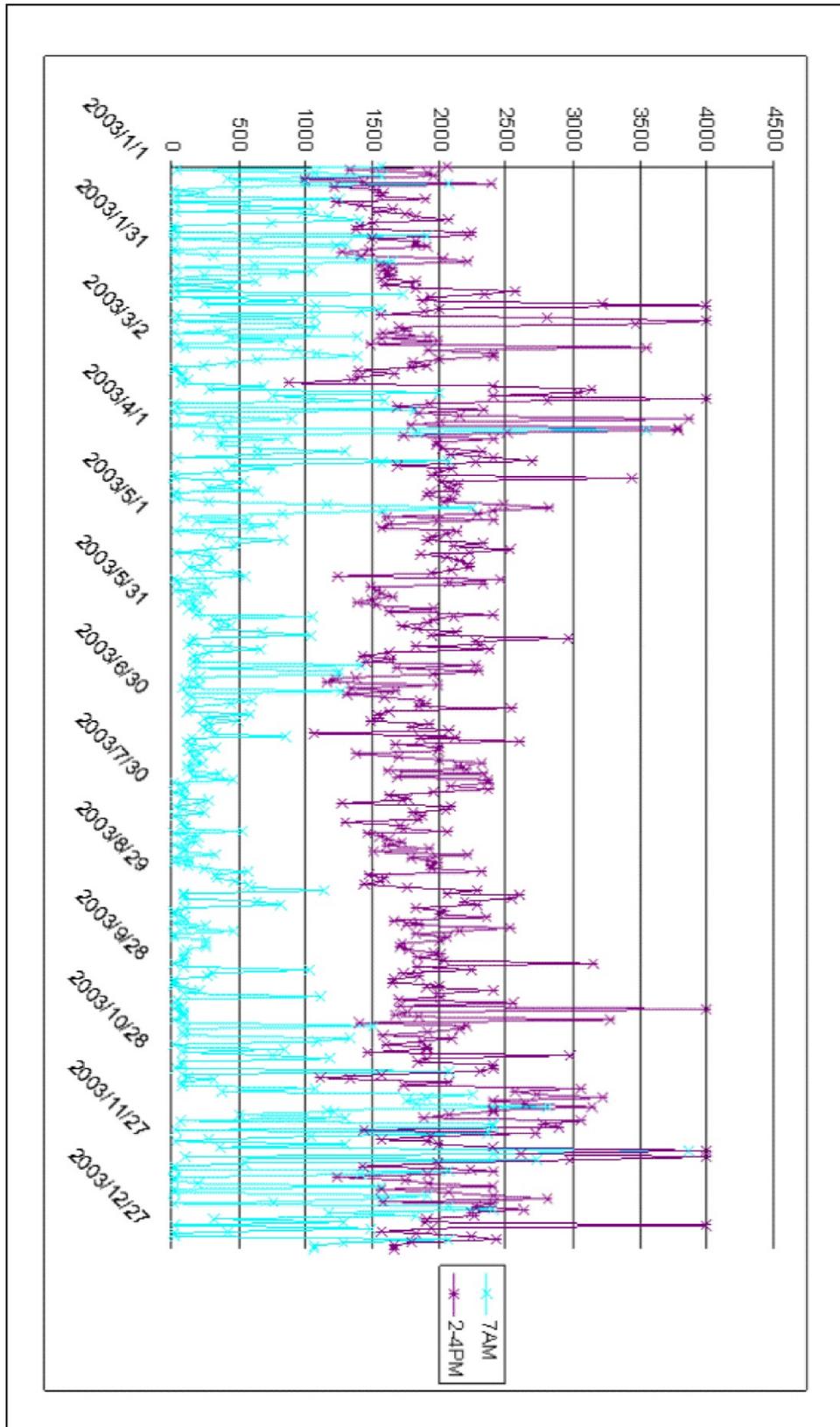


Fig. 3. Z mínimas y máximas diarias estimadas para la Estación de Casablanca durante el año 2003, usando la parametrización de los datos de superficie.

La figura 4, por su parte, muestra el valor promedio de Z para cada hora del día, durante el 2003 para la Estación de Casablanca, usando la parametrización de los datos de superficie. El comportamiento es lógicamente consistente: alturas bajas durante la noche y primeras horas de la mañana, alrededor de 500 m, que ascienden durante el día hasta alcanzar valores máximos del orden de 1 900 m al final de la tarde. La figura 5 muestra igualmente los valores promedio de Z para cada hora del día, pero diferenciando cada uno de los meses.

Durante las horas de la noche se observa el importante papel que desempeña la velocidad de fricción, que está determinada a su vez fundamentalmente por la velocidad del viento. De esta forma, los valores máximos de Z en horas de la noche se alcanzan en los meses de noviembre y diciembre, que coincide con los meses de máximas velocidades del viento en estas horas. Durante los meses de verano, de mayo a septiembre, las velocidades mínimas durante la noche determinan Z mínimas respecto a otros meses (Fig. 6).

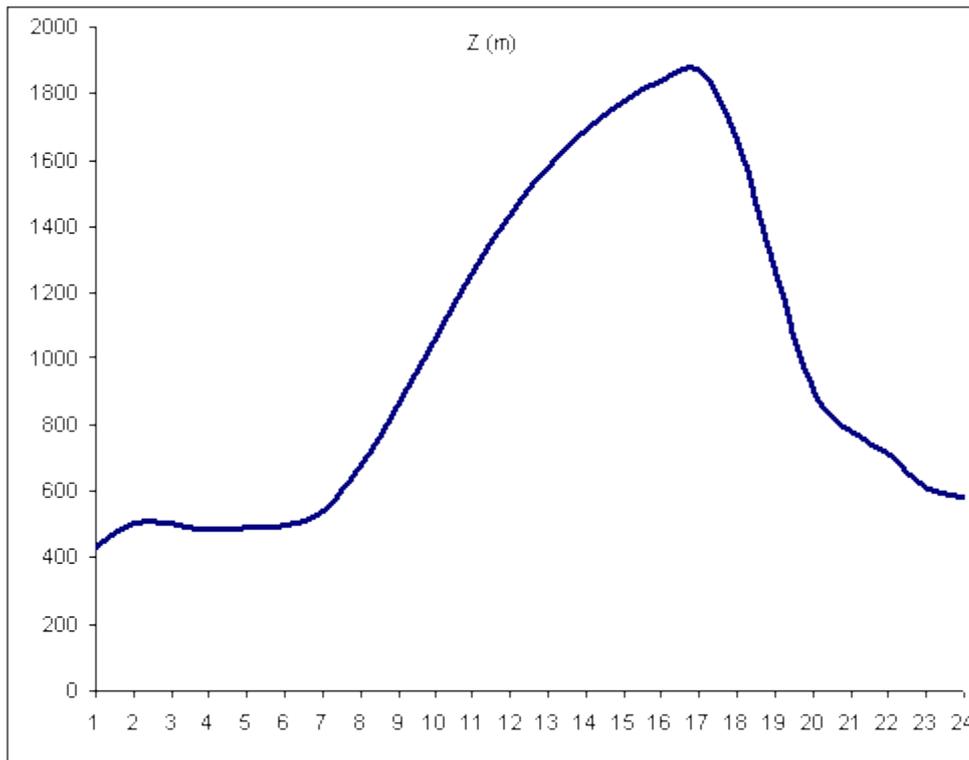


Fig. 4. Z promedio vs. hora del día, Estación de Casablanca durante 2003, usando la parametrización de los datos de superficie.

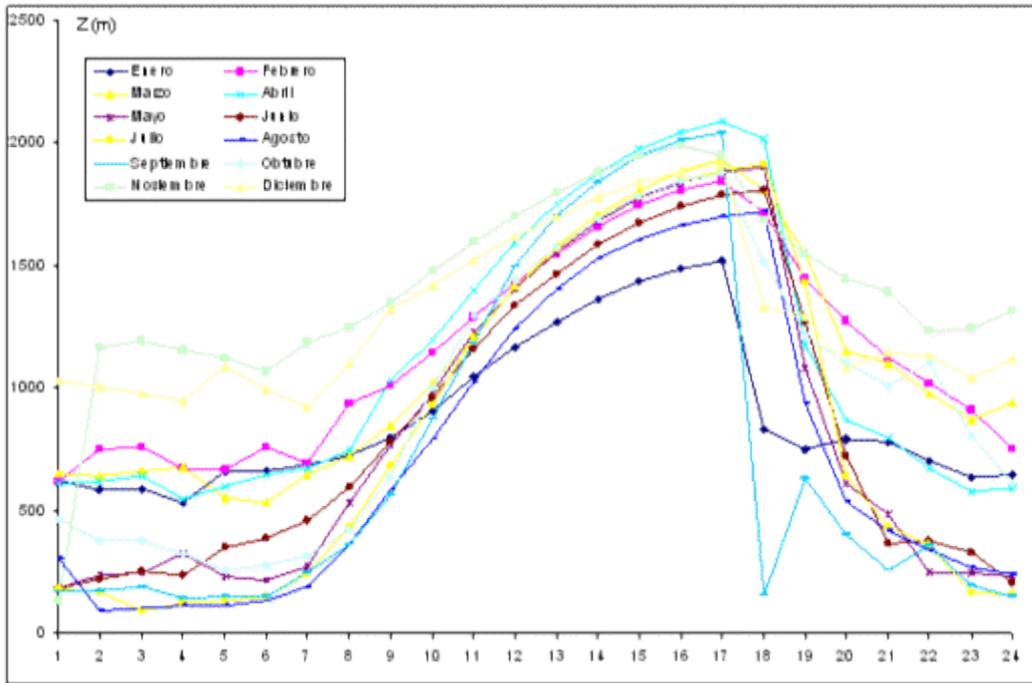


Fig. 5. Z promedio vs. hora del día por meses, Estación de Casablanca durante 2003, usando la parametrización de los datos de superficie.

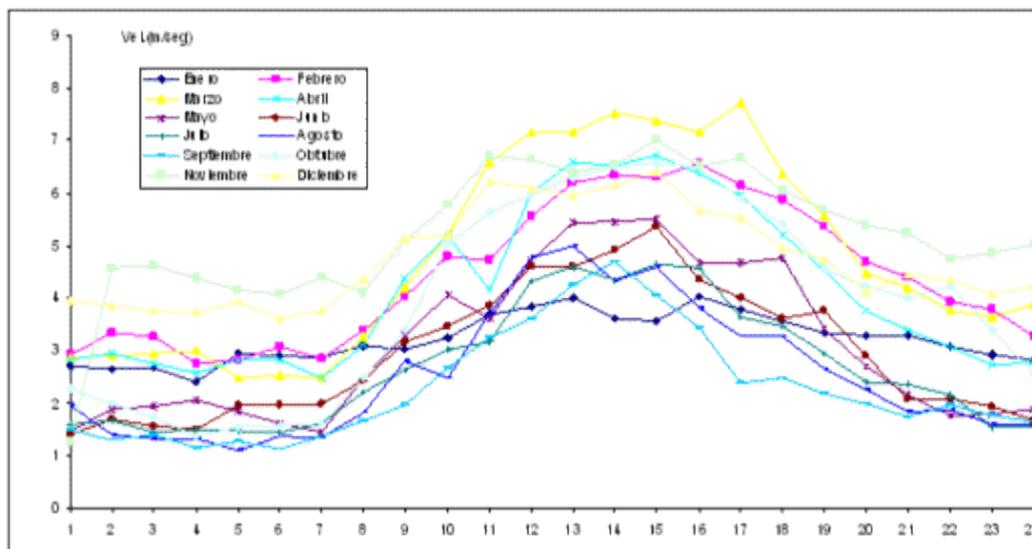


Fig. 6. Velocidad promedio del viento vs. hora del día por meses, Estación de Casablanca durante 2003.

Durante las horas del día, además de la velocidad de fricción, los valores de Z están determinados por el flujo de calor superficial y la temperatura; por lo tanto, el mes en el que se alcanzan los valores máximos de Z es abril, pues se combinan velocidades altas con flujos y temperaturas medias.

La metodología implementada presenta problemas en las horas de tránsito del día a la noche y sobre todo de la noche al día, lo que se observa fundamentalmente durante el mes de septiembre. En algunos días de otros meses se presenta el problema antes mencionado, pero no se refleja en los valores promedio. Indiscutiblemente, la metodología de parametrización debe ser refinada, pero los resultados obtenidos son comparables con los de la herramienta de parametrización desarrollada por Lakes Environmental para ser usada en el AERMET. La tabla 4 y la figura 7 muestran los resultados con ambas herramientas, en el primer día del 2003. Aparentemente, el crecimiento de la capa de mezcla durante el día por la parametrización incluida en PCRAM se acerca más al comportamiento esperado.

Tabla 4. Valores de Z obtenidos a partir de la parametrización de datos de superficie con PCRAM del SEIA y con la herramienta desarrollada por Lakes Environmental para el AERMET

	SEIA	Herramienta de Lakes Environmental			
Hora	Z_SEIA	Z convectiva	Z mecánica	Z_Lakes	Diferencia
1	1 908	-999	1 896	1 896	12
2	1 040	-999	1 061	1 061	-21
3	1 407	-999	1 188	1 188	219
4	757	-999	641	641	116
5	1 575	-999	1 426	1 426	149
6	1 824	-999	1 758	1 758	66
7	1 575	-999	1 443	1 443	132
8	1 592	-999	1 775	1 775	-183
9	1 609	50	1 219	1 219	390
10	1 647	579	1 115	1 115	532
11	1 720	1 122	2 228	2 228	-509
12	1 803	1 539	2 501	2 501	-699
13	1 884	1 908	2 507	2 507	-623
14	1 937	2 023	1 369	2 023	-86
15	1 991	2 301	2 010	2 301	-310
16	2 041	2 735	2 336	2 735	-694
17	2 063	3 186	1 587	3 186	-1 123

18	1 739	-999	1 656	1 656	83
19	1 233	-999	1 021	1 021	212
20	1 150	-999	891	891	259
21	1 069	-999	792	792	277
22	872	-999	613	613	259
23	208	-999	218	218	-10
24	32	-999	73	73	-42

La tabla 5 muestra las diferencias en los valores de Z obtenidos a partir de la parametrización de datos de superficie con el SEIA y con la herramienta desarrollada por Lakes Environmental para el AERMET durante todo el año, expresadas en percentiles. De las 8 760 horas comparadas, en 10 % de ellas (10 percentil) el valor de Z obtenido por SEIA menos el valor de Z obtenido por Lakes, supera los 985,2 m y en el otro sentido, solo en 10 % de las horas comparadas (ver el valor correspondiente al 90 percentil) la diferencia supera los 268,7 m. Es evidente que la parametrización implementada en SEIA por lo general obtiene valores inferiores a la de Lakes.

Tabla 5. Diferencias en los valores de Z obtenidos a partir de la parametrización de datos de superficie con el SEIA y con la herramienta desarrollada por Lakes Environmental para el AERMET, expresadas en percentiles

Percentil	Z_{SEIA}-Z_{Lakes}, m
10	-985,2
20	-505,26
30	-224,81
40	-55,7
50	-11,8
60	39,8
70	79,73
80	147,6
90	268,7
100	3 645

Conclusiones

El trabajo resume las metodologías empleadas en SEIA para estimar la altura de la capa de mezcla, parámetro muy importante en la modelación de la dispersión de los contaminantes atmosféricos, y profundiza en los resultados de la parametrización compleja de los datos de superficie. Este trabajo permite el uso del programa de modelación de la dispersión local de contaminantes ISCST3 y crea las bases para la implementación y aplicación de otros aun más avanzados, como el AERMOD. El uso de estos modelos representa un paso significativo respecto al modelo de Berlyand, propuesto por la Norma Cubana de calidad del aire.

La metodología que se debe utilizar dependerá de los datos disponibles. Se implementaron tres metodologías, dos de ellas basadas en la parametrización de datos de superficie: una extremadamente sencilla que necesita solo la velocidad del viento y otra mucho más complicada que refleja además el balance térmico de la atmósfera.

La otra metodología es ampliamente conocida, utiliza datos de aire superior y se logró implementar con cambios mínimos respecto al original de la EPA, que reflejan las condiciones nacionales.

Indiscutiblemente, la metodología compleja de parametrización de datos de superficie debe ser refinada, resolver los problemas que se presentan en las horas de tránsito del día a la noche y sobre todo de la noche al día, e incluir los últimos conocimientos sobre capa límite atmosférica. Sin embargo, los resultados obtenidos son lógicamente consistentes y comparables a los obtenidos con otra herramienta de este mismo tipo, de amplio uso internacional.

La disponibilidad de nuevos datos de sondeo a partir de la puesta en marcha de dos estaciones que realicen estas mediciones (en Camagüey y Casablanca) permitirá ajustar la parametrización realizada al poder aplicar simultáneamente también métodos basados en estos datos.

Bibliografía

AULD, V.; R. HILL Y T. J. TAYLOR. *ADMLC/2002/2, Uncertainty in Deriving Dispersion Parameters from Meteorological Data*. UK Atmospheric Dispersion Modelling Liaison Committee, June 2003.

BATCHVAROVA, E. Y S. E. GRYNING. «Applied model for the growth of the daytime mixed layer». *Boundary-Layer Meteorology* 56, 261-274, 1991.

HOLZWORTH, G. C. «MIXING DEPTHS, Wind Speeds and Air Pollution Potential for Selected Locations in the United States», *Journal Applied Meteorology*, 6, pp. 1039-1044, 1972.

<http://www.dar.csiro.au/pollution/MixHeight>

<http://www.weblakes.com/aermod>

MIDDLETON, D. R. Y D. J. THOMSON. «Uncertainties in Met Pre-Processing for Dispersion Models». Met Office London Road Bracknell Berkshire RG12 2SZ. Presented to ADMLC Workshop at NRPB 23, October 2001.

MIXHT. *User instructions, Computing Twice-Daily Mixing Heights from Upper Air Soundings and Hourly Temperatures*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division, December 1998.

SOLTURA, R., *et al.* «Actualización de los modelos físicos y estadísticos del Atlas Eólico de Cuba», en *Revista Cubana de Meteorología*, vol. 8, No. 1/2001.

SPADARO, J. V. «Quantifying the Health Impacts of Air Pollution», Prepared for the International Atomic Energy Agency, Planning and Economics Studies Section, Nuclear Division, Vienna, Austria, 1999.

ZILINTINKEVICH, S. S. «On the Determination of the Height of the Ekman Boundary Layer». *Boundary-Layer Meteorology*, 3, 1972. pp.141 - 145.

Zilintinkevich, S. S. «Resistance Laws and Prediction Equations for the Depth of the Planetary Boundary Layer», *Journal Atmospheric Science* 32, 1975. pp. 741-753.

Modelación de emisiones de partículas debidas al transporte de mineral en minas a cielo abierto

Modelling of particulate emissions resulting from ore transportation in opencast mines

*Dr. Allan Pierra Conde, M.Sc. Iván Casals Blet
y Lic. Libán Montes de Oca González
Instituto Superior Minero-Metalúrgico de Moa, Holguín, Cuba.
e-mail: apierre@ismm.edu.cu, icasals@ismm.edu.cu y lmontes@ismm.edu.cu*

Resumen

En el presente trabajo se desarrolla una metodología para la modelación de las emisiones de partículas debidas al transporte de mineral en las minas a cielo abierto que tiene como base los estudios empíricos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (*EPA*, en inglés). Para la modelación de la dispersión se asume un modelo gaussiano considerando el camino como una fuente de emisión lineal infinita. Se hace una corrección a la ecuación de la concentración para adecuarlas al caso de partículas. La metodología es aplicada a un estudio de caso en yacimientos de lateritas.

Palabras clave: Modelación de emisiones de partículas, transporte de mineral, minas a cielo abierto.

Abstract

The present paper describes a methodology for modelling particulate emissions resulting from ore transportation in opencast mines. It is based on empirical studies of the U.S. Environmental Protection Agency (EPA). For dispersion modelling a Gaussian model is assumed considering the way or process as an unlimited source of linear emission. A correction to the concentration equation is made in order to adapt it to the case of particulates. The methodology is applied to a study case in laterite deposits.

Key words: Modelling of particulate emissions, ore transportation and opencast mines

Introducción

El medio ambiente atmosférico en las áreas de minería a cielo abierto está sometido a una fuerte carga contaminante producida por la remoción de partículas debido a las diferentes operaciones propias de este tipo de minado. Esto puede ocasionar un serio impacto ambiental, especialmente cuando se trata de partículas de un diámetro inferior a 10 μm , lo que permite que ellas puedan ser inhaladas y provocar importantes daños a la salud al introducirse en las vías respiratorias. La magnitud de estos efectos en la salud dependerá de la composición química del material particulado de que se trate. La sola generación de polvo puede provocar importantes impactos ambientales al facilitar la erosión, dificultar el crecimiento de la vegetación, etcétera.

La actividad que genera más cantidad de partículas a la atmósfera es el transporte, el cual se realiza mediante equipos pesados (camiones) que

trasladan el mineral hacia el punto de recepción a través de caminos no pavimentados.

Los caminos mineros, como obra de ingeniería civil, presentan características universales de construcción. En los yacimientos existen caminos principales y secundarios. Los principales son los que se construyen para dar acceso a los diferentes bloques de explotación; por lo general son permanentes o de más tiempo de uso. Los secundarios parten de los caminos principales a los diferentes frentes de minería y no llevan capa de rodamiento, pues se construyen sobre el mineral y se pierden con la minería.

El desprendimiento general de polvo en una mina [Mijailov, 1985], sin utilizar medidas para aplacarlo, es aproximadamente de 5-16 t de polvo por día. En las cuencas de minerales de hierro la concentración de partículas en la atmósfera varía de 0,2 a 24,1 mg/m³. El polvo está compuesto de 80-96,6 % de partículas de dimensiones menores de 5 µm, y 41,7-65 % de sus partículas son menores de 2 µm.

En los estudios de impacto ambiental de los proyectos de minería a cielo abierto es un imperativo la modelación de las emisiones producidas por el transporte a través de los caminos no pavimentados, que se utilizan para trasladar el mineral desde los frentes de minería hasta el punto de recepción en la planta procesadora; para ello son necesarios dos pasos: el primero será la estimación del factor de emisión del camino al pasar los vehículos, y el segundo la estimación de la concentración de partículas en la atmósfera mediante un modelo de dispersión gaussiano.

Materiales y métodos

Estimación de los factores de emisión en caminos no pavimentados

Los caminos mineros ocupan el primer lugar con 70-90 % de todo el polvo que se desprende en una mina [Mijailov, 1985]. La cantidad de polvo que se desprende depende de las condiciones de la vía, de la velocidad de los camiones y de las condiciones climáticas.

Estudios desarrollados por la USEPA [2005] han sido ampliamente utilizados como la fuente más confiable de estimación de factores de emisión de los principales contaminantes del aire para diversas actividades industriales. En el presente estudio se analizaron los factores de emisión de las principales actividades ligadas a la extracción de mineral.

El principal contaminante emitido por el tránsito de vehículos en caminos no pavimentados es el material particulado. Las partículas que se colocan en suspensión en el aire después de cada pasaje del vehículo y en función de su granulometría, humedad y ocurrencia de vientos son transportadas a distancias variables. La siguiente expresión se aplica a la emisión de material particulado en caminos no pavimentados [Sánchez, 2002].

$$E = K \cdot 1,7 \cdot \left(\frac{s}{12}\right) \cdot \left(\frac{S}{48}\right) \cdot \left(\frac{W}{2,7}\right)^{0,7} \cdot \left(\frac{w}{4}\right)^{0,5} \cdot \left(\frac{365-p}{365}\right) \quad (1)$$

(kg/km recorrido)

Donde:

K: Multiplicador de tamaño de partícula (no dimensional).

s: Tenor de limo ($\emptyset < 75 \mu\text{m}$) del material de la superficie de la pista (%).

S: Velocidad media del vehículo (km/h).

W: Peso medio del vehículo (t).

w: Número medio de neumáticos.

p: Número de días al año con precipitación pluviométrica por encima de un milímetro.

El multiplicador de tamaño aerodinámico *K* está dado en la tabla 1.

Tabla 1. Factores para el cálculo de tamaño aerodinámico según el tamaño de las partículas

$\emptyset < 2,5 \mu\text{m}$	$2,5 < \emptyset < 5 \mu\text{m}$	$5 < \emptyset < 10 \mu\text{m}$	$10 < \emptyset < 15 \mu\text{m}$	$15 < \emptyset < 30 \mu\text{m}$
0,095	0,20	0,36	0,50	0,80

El tenor de limo puede medirse utilizando el análisis granulométrico del material de la pista.

En la tabla 2 se muestran valores típicos en diferentes tipos de minas.

Tabla 2. Valores típicos del tenor de limo en caminos mineros correspondientes a diferentes tipos de yacimientos

Tipos de actividades	Tenor de limo (%)
Canteras	14,1
Extracción de arenas	4,8
Minas de carbón: a) Vías de transporte b) Área de explotación	8,4 17
Pista revestida con macadán	9,6

Modelación de la dispersión de los contaminantes del aire

Para modelar la situación problemática que nos ocupa, se parte de tres importantes adecuaciones de la ecuación de Shutton utilizada para las emisiones gaseosas de las chimeneas [Zannetti, 1990].

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (2)$$

Donde:

$C(x,y,z)$: Concentración en el punto de coordenadas (x,y,z) .

Q : Tasa constante de emisión ($\mu\text{g/s}$).

σ_y : Coeficiente de dispersión horizontal (m).

σ_z : Coeficiente de dispersión vertical (m).

u : Velocidad constante del viento (m/s).

h : Altura efectiva (m).

Los coeficientes de dispersión σ_y y σ_z dependen de la distancia a la fuente emisora y al grado de estabilidad de la atmósfera, que a su vez es función de la velocidad del viento y la irradiación solar recibida. Según Pasquill y Guidford [Buttler, 1981] se establece un sistema para la clasificación de las diferentes clases de estabilidad de la atmósfera utilizando letras para designar distintas categorías de estabilidad.

La primera adecuación consiste en eliminar el término que tiene en cuenta la reflexión en el terreno de la pluma gaseosa, ya que para las partículas el terreno actúa como un sumidero [Buttler, 1981].

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left\{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\} \quad (3)$$

La segunda adecuación considera el efecto de la gravedad sobre las partículas mediante la introducción de un factor de corrección que tiene en cuenta la velocidad de sedimentación (terminal), la cual se puede calcular a partir de la Ley de Stokes [Wark y Warner, 1985].

$$V_t = \frac{g d_p^2 \rho_p}{18\mu_a} \quad (4)$$

Donde:

g : Aceleración de la gravedad.

d_p : Diámetro de la partícula.

μ_p : Viscosidad dinámica del aire atmosférico.

ρ_p : Densidad de la partícula.

La distancia recorrida en caída libre por una partícula estará dada por V_t , donde t es el tiempo que le toma a la corriente principal del contaminante alcanzar una distancia x en la dirección del viento. El tiempo t se expresa también por x/u .

Teniendo en cuenta de esta manera el efecto gravitatorio, la concentración de las partículas en general estará dada por la fórmula (5).

$$C(x, y, z) = \frac{Q_p}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left\{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right]\right\} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z - (h - V_t x/u)}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (5)$$

Donde:

Q_p : Tasa de emisión de las partículas referida a un tamaño específico con velocidades de sedimentación V_t .

La tercera adecuación consiste en modelar la dispersión de las partículas emitidas por el paso vehicular, considerando el camino minero como una fuente lineal continua de emisión infinita a una altura $h = 0$ [Calder, 1973, y Drivas y Shair, 1974].

Cuando la dirección del viento es normal a la línea de emisión, la concentración a nivel de suelo en la dirección del viento estará dada por la fórmula (6).

$$C(x, 0, 0) = \frac{q_p}{2\pi\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(-V_t x/u)}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (6)$$

Donde:

q_p : Fuerza de la línea, expresada en $[g] [s]^{-1} [m]$.

La desviación normal σ_y estará ausente de la ecuación, ya que la difusión con el viento cruzado desde diversas porciones del contaminante emitido deberán ser autocompensantes. Nótese también que y no aparece en la ecuación, puesto que la concentración debe ser uniforme en la dirección y a una distancia determinada. Cuando la dirección del viento no sea perpendicular a la fuente lineal sugiere que la ecuación se divida por $\sin \phi$, donde ϕ es el ángulo entre la fuente lineal y la dirección del viento (esta corrección no se debe usar cuando ϕ sea menor de 45°).

Determinación del tenor de limo del material de la pista

En el área de un yacimiento se llevó a cabo un muestreo del material de la superficie de la pista del camino principal para ser sometido al análisis granulométrico, en el que se ubicaron seis puntos de muestreo representativos.

Las muestras del material de la superficie de la pista fueron homogeneizadas y cuarteadas (garantizando que estuvieran representadas todas las fracciones granulométricas en la misma proporción en la muestra) y se hicieron n veces hasta que se obtuvo un volumen de la muestra adecuado; después se pesó la muestra. Posteriormente se sometió a un tamizado húmedo a través de un tamiz de diámetro 0,0075 mm de luz (<200 mallas, ASTM). Esta pulpa se decantó cuidadosamente, se evaporó por calentamiento y se determinó gravimétricamente el porcentaje del tenor de limo. En la tabla 3 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 3. Resultados del análisis granulométrico del material de la pista

No. de muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Tenor de limo (%)
1	26,5	12,46	47,03
2	30,5	8,5	27,8
3	27,6	13,6	49,27
4	28,6	10,6	37,0
5	29,7	8,25	27,8
6	25,6	9,0	35,1
Promedio			37,3

Al comparar el valor de 37,3 % de tenor de limo con los valores reportados para otras actividades extractivas típicas (ver Tabla 2), se observa que el valor del tenor de limo supera en más del doble los otros valores, lo cual dada la dependencia directa del factor de emisión con el tenor de limo (s) será un elemento de peso en la contaminación por polvo dentro de los yacimientos de lateritas.

Cálculo de los factores de emisión

El cálculo del factor de emisión debido al tiro de mineral y escombro en el yacimiento se realizó tomando como base de cálculo los datos técnicos de los equipos y operaciones previstas. Las velocidades calculadas según los datos técnicos de los equipos y características del relieve del camino arrojaron valores de 35 km/h con el vehículo vacío y 30 km/h con el vehículo lleno.

Tabla 4. Factores de emisión obtenidos

Equipo	Actividad	K	s, %	S, km/h	W, t	w	p, días	E, kg/km
Volvo A 35C	Vacío	0,36	37,3	35	25	6	40	7,58
	Lleno	0,36	37,3	30	55	6	40	10,74
Euclid R 60	Vacío	0,36	37,3	35	38,7	6	40	9,73
	Lleno	0,36	37,3	30	82	6	40	14,21

Sobre la base de estos datos y considerando solamente la fracción respirable ($< 10 \mu\text{m}$) en la tabla 1, se realizó el cálculo aplicando (1) y se obtuvo un factor de emisión promedio de 8,41 kg/km recorrido cuando los camiones estaban vacíos y de 12,17 kg/km recorrido para la actividad de tiro de mineral. Teniendo en cuenta estos valores, la estimación del factor de emisión para los vehículos cuando van vacíos es menor que cuando van llenos, tanto de mineral como de escombros. En estos resultados se nota que el elemento que más influye en la variación del factor de emisión son el peso y la velocidad del vehículo.

Cálculo de la dispersión

Para la estimación de la dispersión del polvo en el aire se utilizó un modelo gaussiano considerando los caminos como una fuente lineal emisora continua. El valor promedio del factor de emisión para los equipos que extraen mineral de un frente de minería es $10,57 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-1} \cdot \text{vehículo}^{-1}$. Considerando un promedio de tres camiones en el frente, con una frecuencia de 4 viajes/h, el cálculo arroja una fuerza de emisión de la línea unitaria de $68,4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$. Los cálculos se realizaron con un programa en Microsoft Excel 7.0 confeccionado a tal efecto.

Resultados y discusión

En las figuras de la 1 a la 3 se muestran los gráficos de la concentración de polvo en suspensión ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), en función de la distancia al emisor, en la dirección de la componente del viento perpendicular al camino y teniendo en cuenta las diferentes clases de estabilidad de la atmósfera según la clasificación de Pasquill-Guildford.

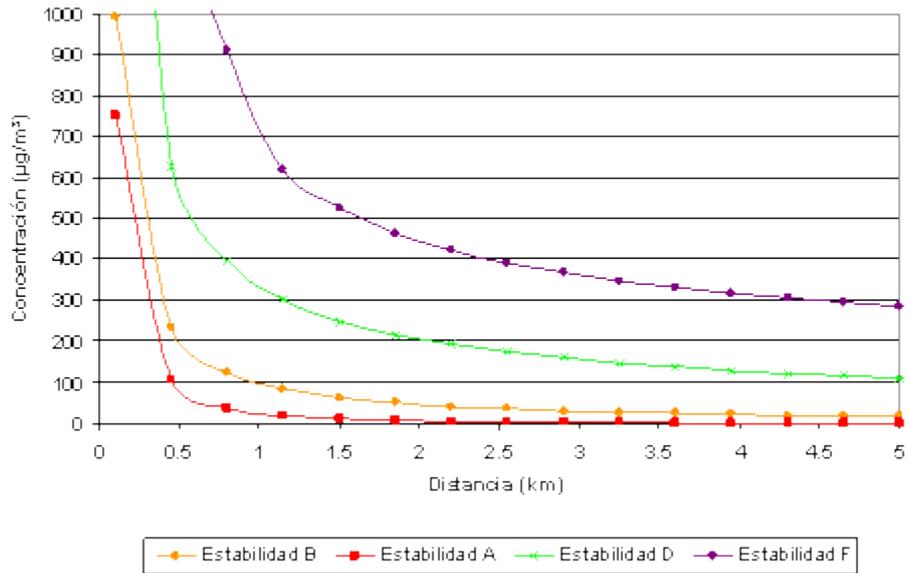


Fig. 1. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 1 m/s).

En la figura 1 se muestra la situación más crítica correspondiente a la velocidad del viento de 1 m/s. Para las clases de estabilidad E y D se sobrepasa el valor de la CMA de 100 µg/m³ aún para distancias de más de 5 km, mientras que para las clases de estabilidad B y C se sobrepasa el valor de la CMA solo hasta distancias inferiores a un kilómetro.

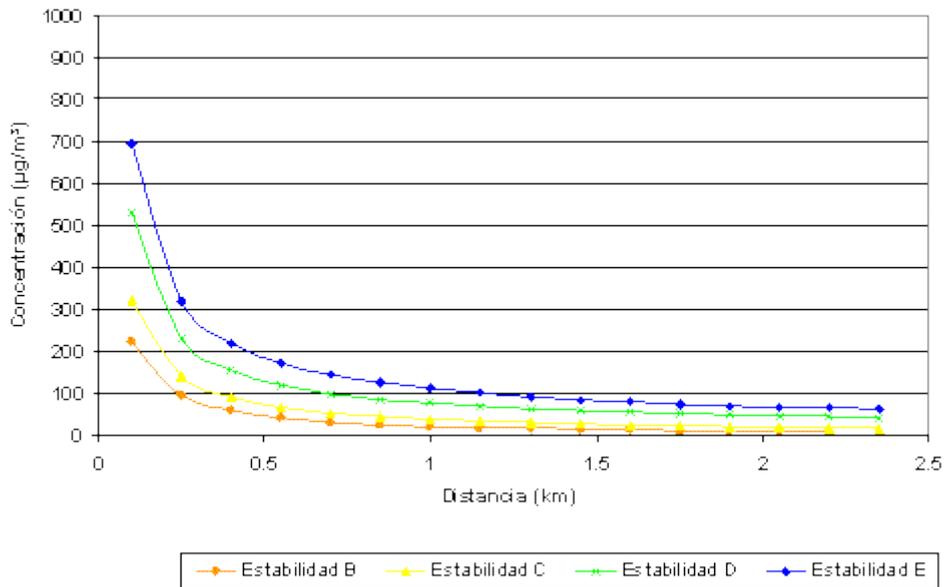


Fig. 2. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 4,5 m/s).

En la figura 2 se muestra la situación de dispersión para la velocidad del viento de mayor probabilidad de ocurrencia en la región de estudio, observándose que para todas las categorías de estabilidad la concentración es inferior a la CMA a partir de 1 200 m.

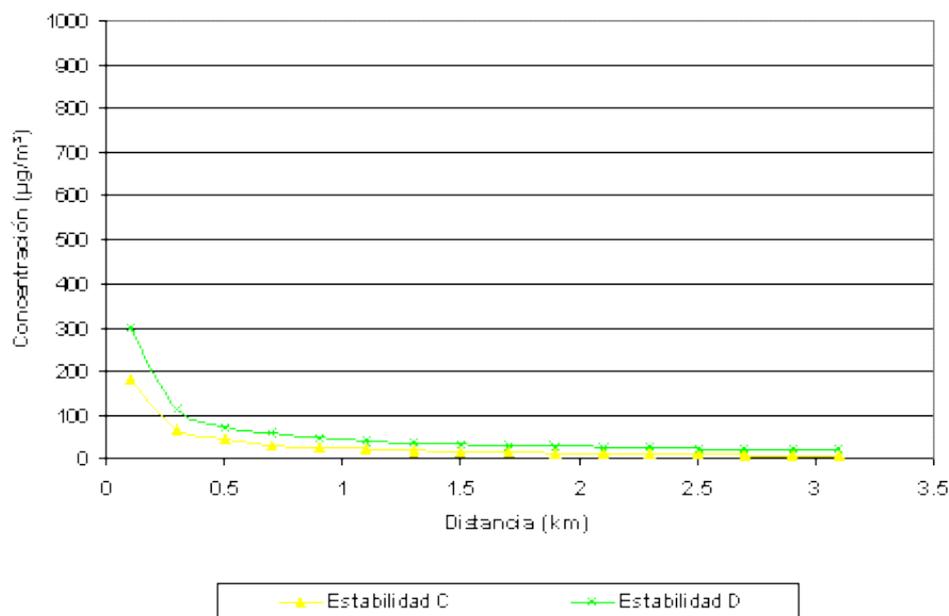


Fig. 3. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 8 m/s).

En la figura 3 se muestra cómo para el valor de velocidad del viento máxima promedio en la zona de 8 m/s se produce una mejor difusión en las áreas aledañas al yacimiento. Ya a partir de los 400 m se obtienen valores por debajo de la CMA.

Conclusiones

- La fórmula empírica para la estimación de la emisión de partículas debido al paso de los vehículos por caminos no pavimentados resulta adecuada para aplicarla a los caminos mineros en yacimientos de lateritas niquelífera.
- Los parámetros que más influyen en el factor de emisión son el peso y la velocidad del vehículo.
- Resulta adecuada la modelación de las emisiones debidas al transporte de mineral, adoptando el modelo gaussiano con dos adecuaciones consistentes en considerar el camino como una fuente lineal de emisión e introducir un factor de corrección en la fórmula para tener en cuenta la velocidad de sedimentación de las partículas.

Bibliografía

- BUTTLER, J. D. *Air Pollution Chemistry*. London: Academic Press, 1981. 408 pp.
- CALDER, K. L. «On Estimating Air Pollution Concentrations from a Highway in a Oblique Wind». *Atmos. Environ.* 7, 1973. pp. 863-868.
- DRIVAS, P. J. Y F. H. SHAIR. «Dispersion of Instantaneous Cross-Wind Line Source of Tracer Released from a Urban Highway». *Atmos. Environ.* 8, 1974. pp. 475-485.
- MIJAILOV, V. A. *Aerología minera*. Moscú: Niedra, 1985. 272 pp. (en ruso).

SÁNCHEZ, L. E. «Control de la contaminación del aire». I Curso Internacional de Aspectos Geológicos de Protección Ambiental. UNESCO-UNICAMP, 2002.

USEPA. Support Center for Regulatory Air Models [en línea].
<http://www.epa.gov./scram0001/> [última consulta: enero de 2005].

WARK, K. Y C. F. WARNER. *Contaminación del aire, origen y control*. 2da. edición. México: Ed. Limusa, 1985. 865 pp.

ZANNETTI, P. *Air Pollution Modelling*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990. 442 pp.

Comparación preliminar del sistema de modelos AERMOD e ISCST3

Preliminary comparison of the system of AERMOD and ISCST3 models

*Leonor Turtós Carbonell, Lariza Curbelo Garea y Norberto Díaz Rivero
CUBAENERGÍA. Calle 20 No. 4111 e/ 18-A y 47, Playa,
Ciudad de La Habana, Cuba.
Tel.: (537) 2027527.
Fax: (537) 2041188.
e-mail: leonort@cubaenergia.cu*

Resumen

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency, EPA), el 21 de octubre del 2005 establece el AERMOD como modelo de uso recomendado para la dispersión de contaminantes a escala local, en sustitución del ISCST3, hasta ese momento usado. Al aparecer, un modelo de dispersión nuevo es necesario para la comunidad científica establecer una comparación entre los resultados arrojados por el nuevo modelo y el anterior. Teniendo en cuenta esto, este trabajo se propone una comparación preliminar de las concentraciones máximas calculadas por cada modelo (ISCST3 y AERMOD) para un caso de estudio específico que consiste en once baterías distribuidas en Ciudad de La Habana, generando en régimen base y empleando fuel oil de 4 % de azufre, además de un dominio de modelación de 50 x 37 km con celdas de 1 x 1 km, para un total de 1 850 puntos de cálculo (receptores), que incluye toda Ciudad de La Habana y los municipios aledaños de la provincia La Habana. En cada uno de estos puntos se realizaron cálculos y se modeló la dispersión de SO₂ y NO_x.

Palabras clave: Modelación de la dispersión, dispersión de contaminantes, contaminación atmosférica, AERMOD y ISCST3.

Abstract

On October 21st, 2005 the U.S. Environmental Protection Agency (EPA), implemented AERMOD as regulatory model to be used for the dispersion of pollutants at local scale, replacing the ISCST3 model used up to that moment. Whenever a new dispersion model appears, it is necessary for the scientific community to make a comparison in order to discover the differences between the results obtained with the new model and the previous one. Considering the above mentioned fact, this paper makes a preliminary comparison between the maximum concentrations calculated by each model (ISCST3 and AERMOD) for a specific case study that consists of eleven batteries of generation sets distributed throughout Havana City which will operate in base load mode and will use a fuel oil with 4% of sulphur. The modelling domain is the 50 x 37 km with 1 x 1 km cells for a total of 1 850 calculation points (receptors), located in all Havana City and the bordering municipalities of Havana province. In each one of these receptors the dispersion of SO₂ and NO_x were modelled.

Key words: Dispersion modelling, dispersion of pollutants, air pollution, AERMOD and ISCST3.

Introducción

Muchas actividades industriales, en particular las energéticas que involucran a combustibles fósiles, pudieran ser altamente contaminantes y afectar de manera directa la calidad del aire y, consecuentemente, la salud humana. Conocer en qué proporciones se ve afectada la calidad del aire que depende de factores característicos de la fuente contaminante y la localización de los receptores es importante a la hora de trazar las estrategias de desarrollo energético, para lo cual es imprescindible el uso de modelos de calidad del aire.

Los modelos de calidad de aire utilizan técnicas numéricas y matemáticas para simular los procesos físicos y químicos que afectan a los contaminantes en el aire, es decir, cómo ellos se dispersan y reaccionan en la atmósfera. Basados en la entrada de datos meteorológicos, topografía, uso del terreno e información de la fuente emisora estos modelos caracterizan los contaminantes primarios que son emitidos directamente en la atmósfera y, en algunos casos, los contaminantes secundarios resultados de reacciones químicas que tienen lugar en la atmósfera.

Estos modelos son útiles para identificar la contribución de las fuentes a la contaminación del aire y sirven de apoyo a la hora de establecer estrategias del desarrollo energético y buscar soluciones para mitigar la contaminación atmosférica. Dentro de los modelos de calidad del aire están los clasificados como de dispersión, los cuales se usan para estimar la concentración de contaminantes en receptores que rodean las fuentes a determinado nivel sobre la tierra; estos a su vez se dividen en modelos de dispersión local o regional, en dependencia de la distancia de la fuente en la que se dispersan los contaminantes.

AERMOD

The American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model Improvement Comité (AERMIC) [EPA-454, 2004] fue formado para actualizar los modelos de dispersión de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), de acuerdo con el nivel de estado del arte en el tema. A través del AERMIC se incorporó el sistema de modelos AERMOD [Technology Transfer...], el que incorpora la dispersión de contaminantes en el aire basada en la estructura de turbulencia de la capa límite planetaria y en conceptos de escala, incluyendo tratamientos de superficies y elevación de las fuentes, y teniendo en cuenta tanto terrenos complejos como simples. Existen dos preprocesadores de datos de entrada que son componentes regulatorios del AERMOD: AERMET [User's Guide for the AERMOD Meteorological..., 2004], preprocesador de datos meteorológicos y el AERMAP [User's Guide for the AERMOD Terrain...], preprocesador de los datos del terreno. Se considera que en corto plazo se adicione el AERSURFACE, un preprocesador de datos de uso de suelos.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency, EPA), el 21 de octubre del 2005 estableció el AERMOD como el modelo de uso recomendado para la dispersión de contaminantes a escala local, en sustitución del ISCST3, hasta ese momento usado [Environmental Protection Agency..., 2005]. Ha sido demostrado y

documentado, tanto por evidencias científicas como por estudios de validación, que el AERMOD representa un sólido y significativo avance respecto al ISCST3. La formulación del AERMOD ha sido sometida a una revisión profunda e independiente, lo que permite concluir que las bases científicas del AERMOD están al nivel del estado del arte de la ciencia [U.S. Environmental..., 2002; Cimorelli, *et. al.*, 2005; Perry, *et. al.*, 2005, y Paine, *et. al.*, 1998]. Por otra parte, están disponibles en www.epa.gov./scram001 diecisiete bases de datos de resultados de mediciones en diferentes ambientes (terreno llano o complejo, áreas rurales y urbanas, con obstáculos importantes en el terreno o sin ellos), que fueron usadas para evaluar los resultados del modelo y que pueden ser descargadas libremente para tareas propias de validación.

De forma resumida, AERMOD representa una técnica de dispersión que incorpora las técnicas más avanzadas de parametrización de la capa límite planetaria, dispersión convectiva, formulación de la elevación de la pluma e interacciones complejas del terreno con la pluma. En comparación con el ISCST3, AERMOD contiene nuevos o mejorados algoritmos para:

1. Dispersión tanto en las capas límite estable como convectiva.
2. Flotabilidad y elevación de la pluma.
3. Penetración de la pluma dentro de la inversión elevada.
4. Tratamiento de fuentes elevadas y bajas.
5. Perfiles verticales de viento, temperatura y turbulencia.
6. Tratamiento de receptores en todo tipo de terrenos.

Caso de estudio

El programa de generación eléctrica distribuida que se desarrolla actualmente en el país contempla, entre otras acciones, la instalación en diferentes puntos de Ciudad de La Habana (Fig. 1), de un conjunto de instalaciones conformadas por grupos electrógenos estructurados en baterías. Las baterías están concebidas para generar en régimen base (funcionamiento continuo las 24 horas del día), con una potencia total instalada de 450,8 MW empleando fuel oil como combustible.



Fig. 1. Ubicación de las baterías de grupos electrógenos en Ciudad de La Habana.

Como en todas las instalaciones basadas en la combustión de combustibles fósiles, durante el funcionamiento de estos equipos se emiten a la atmósfera gases contaminantes, fundamentalmente óxidos de azufre (SO₂) y nitrógeno (NO₂) y material particulado (PM10 y PM25), que al dispersarse deterioran la calidad del aire a nivel del suelo y a baja altura (aire que está en contacto con las personas) en los alrededores de los emplazamientos y zonas ubicadas a sotavento de éstos.

Estas afectaciones dependen fundamentalmente de los factores siguientes:

- Flujo de contaminantes emitidos.
- Tiempo de funcionamiento.
- Altura de la expulsión.
- Velocidad y temperatura a que son expulsados los contaminantes.
- Variables meteorológicas de la zona donde son emitidos, fundamentalmente el régimen de vientos y la temperatura ambiente.
- Topografía del terreno, etcétera.

Fuentes

En las tablas 1 y 2 se observa la composición de cada una de las baterías que se instalarán y sus características técnicas, así como las emisiones según información entregada por el fabricante. Se consideró un escenario de referencia con todas las máquinas trabajando a plena carga simultáneamente en régimen base (24 horas) y quemando fuel oil.

Tabla 1. Composición de las baterías que se van a instalar

No.	Ubicación	Cantidad de máquinas que la componen	Composición de las baterías	Cantidad de chimeneas	Potencia unitaria de las máquinas, MW
1	Guanabacoa	16	4 x 4	4	1,7
2	Apolo	16	4 x 4	4	1,7
3	Naranjito	16	4 x 4	4	1,7
4	Victoria de Girón	16	4 x 4	4	1,7
5	Diezmero	16	4 x 4	4	1,7
6	San Agustín	16	4 x 4	4	1,7
7	Regla	28	7 x 4	7	1,7
8	Cotorro	24	6 x 4	6	2,5
9	Parque Metropolitano	24	6 x 4	6	2,5
10	Berroa	24	6 x 4	6	2,5
11	CUJAE	24	6 x 4	6	2,5
	Total	220		55	450,8

Tabla 2. Características técnicas de las máquinas que se van a instalar

Parámetro	U/M	Máquinas de 1,7 MW	Máquinas de 2,5 MW
Flujo de gases de escape*	m ³ /s	20,47	31,34
Temperatura de los gases	oC	204	231
Velocidad de los gases de escape	m/s	18,1	27,7
Altura de chimenea***	m	15	
Diámetro de la chimenea	m	1,2	
Emisión de SO ₂ *, **	g/s	26,56	39,56
Emisión de NO ₂ *	g/s	16,28	22,84

* Los datos corresponden a un grupo de cuatro máquinas.

** Las emisiones de SO₂ corresponden a un combustible de 4 % de contenido de azufre (S).

*** Todas las chimeneas tienen las mismas dimensiones.

Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos empleados correspondieron a las series reales horarias disponibles en el Instituto de Meteorología para el 2003 en la estación de Casablanca. Los datos utilizados se muestran en la tabla 3.

Para crear el fichero de entrada del ISCST3 se usó un preprocesador de datos meteorológicos PCRAMMET y el AERMET para crear el fichero de entrada para el AERMOD.

Tabla 3. Datos meteorológicos primarios de superficie utilizados

Datos	
Año	Altura de la base de nubes
Día	Presión
Hora	Humedad relativa
Dirección del viento	Tipo de precipitación
Velocidad del viento	Tasa de precipitación
Temperatura ambiente	

Receptores

Para calcular las concentraciones en el aire se conformó un dominio de modelación de 50 x 37 km con celdas de 1 x 1 km, para un total de 1 850 puntos de cálculo (receptores), que incluye toda Ciudad de La Habana y los municipios aledaños de la provincia La Habana. En cada uno de estos puntos se realizaron cálculos (Fig. 2).

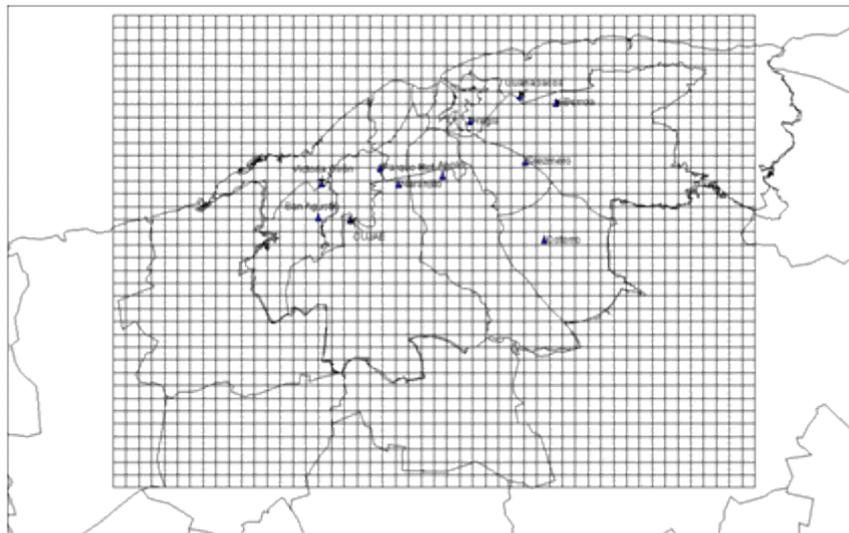


Fig. 2. Rejilla de receptores.

Resultados de la comparación preliminar del AERMOD con el ISCST3

Al aparecer un nuevo modelo es útil conocer si este predice valores de concentraciones mayores o menores que el anterior modelo. Para esto definiremos el parámetro r , que no es más que la división entre la máxima concentración calculada por el nuevo modelo (AERMOD) divididos por la

máxima calculada por el modelo anterior (ISCST3). De manera que $r < 1$ implica que el AERMOD predice concentraciones menores que el ISCST3, y la situación contraria cuando $r > 1$.

En el figura 3 se muestra la frecuencia de los valores de r para NO_x y SO_2 en los períodos de un año, 24 horas y una hora, y en las tablas 4 y 5 los valores promedio, máximos y mínimos de r .

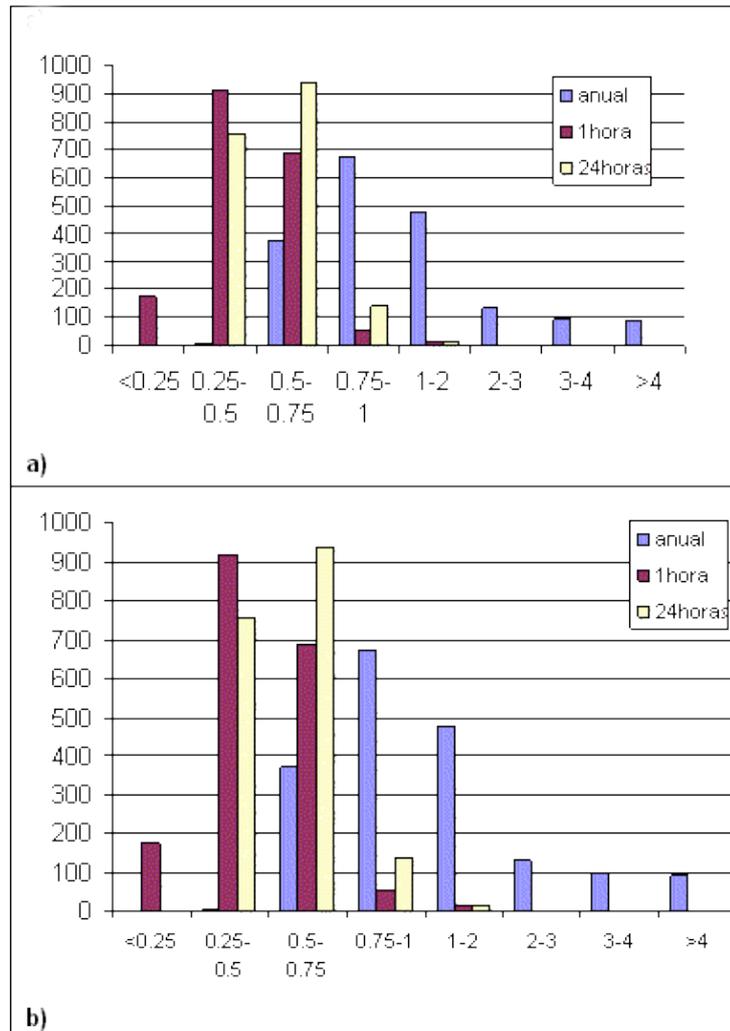


Fig. 3. Frecuencia de los valores de r . a) NO_x . b) SO_2 .

Tabla 4. Valores característicos de r para SO_x

	Anual	24 h	1 h
Promedio	1,40	0,55	0,47
Máximo	9,19	1,28	2,72
Mínimo	0,3	0,19	0,12

Tabla 5. Valores característicos de r para NO_x

	Anual	24 h	1 h
Promedio	1,40	0,55	0,47
Máximo	9,14	1,23	2,64
Mínimo	0,29	0,18	0,12

Existe una distribución similar de los valores de r para la modelación con SO_2 y NO_x para cada período evaluado. Si se analiza por separado la distribución de los valores de r para cada período se observa que en el anual los valores de r se comportan de manera diferente, y tiene como valor promedio 1,4; es decir, para la mayoría de los casos la concentración máxima reportada por el AERMOD es mayor que la del ISCST3, y alrededor de 80 % de las concentraciones del AERMOD poseen un factor de 2 (menor o mayor) que el ISCST3. Para los períodos de 24 y una horas se observa un desplazamiento de la frecuencia de r hacia valores menores, alrededor de 0,50, lo que indica que la concentración máxima del ISCST3 es dos veces mayor que la del AERMOD.

En una fuente consultada [U.S. EPA, 2003] se realiza una comparación de las concentraciones máximas del ISCST3 y el AERMOD para 396 receptores y en condiciones de modelación diversas se obtienen como resultados generales, que:

1. En condiciones rurales con chimeneas medianas, valores de AERMOD menores.
2. Para períodos largos en zonas rurales y con chimeneas altas, valores de AERMOD mayores.
3. Para períodos cortos y chimeneas pequeñas, tanto en zonas urbanas como rurales, valores de AERMOD menores.
4. Para chimeneas muy altas en zonas urbanas (AERMOD menor).

Por tanto, los valores de r dependen de las condiciones en las que se realiza la modelación. Teniendo en cuenta las condiciones en que se realizó nuestra modelación, es decir, zona urbana, con chimeneas cortas, se ajusta más a nuestras condiciones de modelación el punto 3 y concuerdan con nuestros resultados.

En nuestro trabajo siempre se obtuvo que, excepto para el período anual, los valores del AERMOD fueron como promedio la mitad de los estimados por el ISCST3, lo que está en concordancia con los resultados de la referencia citada. Las condiciones del período de un año (período largo, zonas urbanas, chimenea corta), no están recogidas en los puntos anteriores.

Conclusiones

El propósito de nuestro trabajo fue realizar una comparación preliminar entre los valores de concentración reportados por el ISCT3 y el sistema de modelo AERMOD, para lo cual se trabajó con el parámetro r ($r = \text{máxima concentración calculada por AERMOD} / \text{máxima calculada por ISCST3}$). Se obtuvo que para

las condiciones de modelación estudiadas (zona urbana, chimenea corta), los valores de concentración máxima para el período de un año tienden a ser mayores cuando son estimados por el AERMOD (r tiene un promedio de 1.4); lo contrario ocurre para los períodos de 24 hora y un año (períodos cortos), en el que los valores de concentración máxima calculados por el ISCT3 son generalmente mayores que los estimados por el AERMOD, lo que está en concordancia con los resultados de la referencias. No se aprecia una diferencia marcada de la distribución de los valores de r para la modelación con SO₂ y NO_x en cada período evaluado.

Nos hemos limitado a comparar los resultados de un caso de estudio modelado en condiciones similares por el AERMOD y el ISCST3. Se necesita un estudio más riguroso y profundo para poder establecer cuáles son los factores en el AERMOD que pudieran influir en un cambio de los valores de concentración, para cada condición de modelación.

Bibliografía

- CIMORELLI, A. *et. al.* «AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization». *Journal of Applied Meteorology*, 44(5): 682–693, 2005. Environmental Protection Agency. 40 CFR Part 51 [AH–FRL–7990–9] RIN 2060–AK60 Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions, Federal Register / Vol. 70, No. 216 / Wednesday, November 9, 2005 / Rules and Regulations.
- EPA-454/B-03-001. *User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model- AERMOD*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division Research Triangle Park, North Carolina 27711, September 2004.
- PAINE R. J., *et. al.* *Evaluation Results for AERMOD, Draft Report*. Docket No. A–99–05; II–A–05. 1998. Disponible en www.epa.gov./scram001/.
- PERRY, S., *et. al.* «AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part II: Model Performance against 17 Field Study Databases». *Journal of Applied Meteorology*, 44(5): 694-708, 2005. *Technology Transfer Network Support Center for Regulatory Atmospheric* http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm#aermod.
- U.S. Environmental Protection Agency. *Compendium of Reports from the Peer Review Process for AERMOD*. February 2002. Disponible en www.epa.gov/scram001.
- U.S. EPA. *Comparison of Regulatory Design Concentrations, Staff Report, EPA-454/R-03-002*. June 2003.
- User's Guide for the AERMOD Meteorological Preprocessor (AERMET)*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division Research Triangle Park, North Carolina 27711, 03-002, November 2004.
- User's Guide for the AERMOD Terrain Preprocessor (AERMAP)*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division Research Triangle Park, North Carolina 27711.

Eco Solar es una publicación científica electrónica trimestral para los especialistas de las fuentes renovables de energía. Se dedica a la promoción de temas relacionados con la energética, las energías alternativas, la física ambiental, la arquitectura bioclimática, el impacto sobre el medio ambiente la educación ambiental, la termoconversión, la eficiencia energética, y las energías de origen hidráulico, fotovoltaico, eólico, solar, biomasa y ciencias relacionadas.

DIRECTOR GENERAL:

Dr. Luis Bérriz Pérez.

DIRECTOR:

Lic. Manuel Álvarez
González.

EDITOR:

Lic. Alejandro Montecinos
Larrosa.

CORRECCIÓN:

M Sc. Roberto Manzano
Díaz.

Ing. Jorge Santamarina

DISEÑO ELECTRÓNICO:

D.I. Antonio Romillo Polaino.

TRADUCCIÓN:

Lic. Lázaro O´Farril Lazo.

CONSEJO ASESOR:

Dr. Luis Hernández (Energía fotovoltaica)

Dr. Conrado Moreno Figueredo (Energía
eólica)

Lic. Bruno Henríquez Pérez (Física
ambiental)

Dr. Jorge Luis Paretas (Energía hidráulica)

Dr. Dania González Couret (Arquitectura
bioclimática)

Dr. Jorge Guardado (Biomasa)

Dr. Sergio Corp Linares (Energía solar
térmica)

Lic. Leonor Turtós Carbonell (Impacto
ambiental)

Lic. Alejandro Montecinos Larrosa (Energía
humana)

Lic. Ricardo Bérriz Valle (Educación
ambiental)



**SOCIEDAD CUBANA PARA LA PROMOCIÓN
DE LAS FUENTES RENOVABLES DE ENERGÍA Y EL RESPETO
AMBIENTAL**

Calle 20 no. 4113, esquina a 47, Miramar, Playa,
Ciudad de La Habana, Cuba. Código Postal: 11300.

Teléfono: (537) 205-9949.

Apartado postal: 6611, CP: 10600, Ciudad de La Habana, Cuba.

e-mail: editora@cubasolar.cu

<http://www.cubasolar.cu>