

ESTUDIO DE DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN LA ATMÓSFERA: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA

Vergara, E.P.^{p1}; Corral, M.; Pernía, A.; González, A.

Abstract

The preoccupation by the quality of the air that we breathed, as well as the consequences for the climate could have the emission of certain substances to the atmosphere, have caused that in the last years considered, with greater assiduity, the accomplishment of studies of atmospheric dispersion in those projects that produce emissions to the atmosphere.

Nevertheless given the considerable specificity of this study, usually it exists a certain ignorance about how making it, which even gives rise to important errors, that they could be the sufficiently important thing as to force the corresponding environmental organ to ask for corrections on the study, and, in the most serious cases, to force its repetition, with the consequent delay in the transaction of the file of evaluation of the environmental assessment, and, as a result of it, the delay in the transaction of the complete project.

This paper is centered in analyzing the errors that have been committed with greater assiduity in the carried out studies in Spain, as well as in giving a series of recommendations that consider equipment to take to good term a study of these characteristics.

Keywords: Environmental assessment, atmospheric dispersion

Resumen

La preocupación por la calidad del aire que respiramos, así como las consecuencias que para el clima pudiera tener la emisión de ciertas sustancias a la atmósfera, han provocado que en los últimos años se planteara con mayor asiduidad la realización de estudios de dispersión de gases en aquellos proyectos que dieran lugar a emisiones atmosféricas.

Sin embargo dada la considerable especificidad de dicho estudio, suele existir un cierto desconocimiento acerca de cómo realizarlo, lo que da lugar a importantes errores, que pudieran ser lo suficientemente importantes como para obligar al órgano ambiental correspondiente a solicitar correcciones sobre el estudio, e incluso, en los casos más graves, a obligar a su repetición, con el consiguiente retraso en la tramitación del expediente de evaluación del impacto ambiental, y, como consecuencia de ello, el retraso en la tramitación del proyecto completo.

Este artículo se centra en analizar los errores que se han cometido con mayor asiduidad en los estudios llevados a cabo en España, así como en dar una serie de recomendaciones que se consideran útiles para llevar a buen término un estudio de estas características.

Palabras clave: Impacto ambiental, dispersión atmosférica.

1. Introducción

Un estudio de dispersión de contaminantes es parte esencial en determinados proyectos cuyo impacto sobre el medio ambiente se centra en el medio atmosférico. Aunque cada vez son más los tipos de proyectos para los que la Administración pública exige este estudio con el fin de comprobar su viabilidad ambiental, son las grandes instalaciones de combustión las

que centran la mayor parte de los esfuerzos en este sentido. Centrales térmicas de ciclo combinado, instalaciones de cogeneración e incineradoras son casos evidentes en los que realizar un análisis del efecto de sus emisiones sobre la atmósfera es prácticamente obligado.

Sin embargo, la complejidad técnica inherente a un estudio de este tipo, y el relativamente escaso número de ellos que se realizan, hace que sean poco conocidos, cometiéndose determinados errores en su realización; errores muy simples y fáciles de solventar, pero que obligan, en algunos casos, a la repetición de la simulación, ocasionando retrasos en la tramitación del estudio de impacto ambiental al que acostumbran a estar asociados, y que equivalen a retrasos en la obtención de la declaración de impacto ambiental.

Este trabajo intenta recoger los errores más habituales cometidos durante la realización de este tipo de estudios, así como proponer una metodología para llevarlos a buen puerto.

2. Los modelos

De un análisis detallado de los estudios de impacto ambiental realizados en nuestro país puede deducir una primera conclusión: el uso generalizado (en el 100% de los casos) del modelo de la US-EPA ISCST3, combinado en algunos casos con algún tipo de entorno gráfico para facilitar la ejecución. El modelo ISCST3 (*Industrial Source Complex Short Time*) es, con diferencia, el más utilizado a nivel mundial. Este modelo, desarrollado por la EPA norteamericana, y distribuido de forma gratuita (<http://www.epa.gov/scram001>), posee dos versiones: una de corto plazo (ISCST3), y una de largo plazo (ISCLT3), que no deben confundirse, ya que el segundo no permite obtener los promedios de corto plazos –periodos horarios- imprescindibles para comparar con los reflejados en el Real Decreto 1073/2002.

La utilización del modelo ISCLT implicaría, como ya ha sido así, la obligación de repetir el estudio de dispersión, con los consiguientes retrasos y aumento de los costes.

La versión de corto plazo (ST- *short term*) del modelo ISC3 permite modelar emisiones de un amplio rango de fuentes que suelen estar presentes en un complejo industrial típico. La base del modelo es la ecuación de penacho gaussiano en estado estacionario, que se usa, con algunas modificaciones, para modelar emisiones puntuales simples desde chimeneas, con o sin influencia de los edificios próximos, conductos de ventilación aislados o en grupo, pilas de almacenamiento, cintas transportadoras, etc.

El modelo ISCST3 requiere datos meteorológicos tomados con una periodicidad horaria para poder definir las condiciones de elevación del penacho, transporte, difusión y deposición. El modelo estima los valores de concentración y deposición para cada combinación de fuente y receptor y cada hora de datos meteorológicos, y calcula los promedios de corto plazo indicados por el usuario.

En casos más sencillos, o que no se prevean impactos importantes, es posible utilizar un modelo de *screening*, como por ejemplo el modelo SCREEN3, que es la versión de *screening* del reconocido software de simulación de gases ISCST3 e igualmente desarrollado por la EPA, para demostrar ese bajo impacto.

Su principal utilidad es determinar, de una forma muy conservadora, las inmisiones máximas en las peores circunstancias meteorológicas posibles. Estas situaciones pudiera ser que nunca se llegaran a dar, pero permiten considerar la salida del modelo como un límite superior para la concentración de contaminantes, de forma que se asegura que si este límite está por debajo de los umbrales legales, se cumple con la legislación de forma muy evidente.

Otra de sus ventajas -y no la menor, dada la gran cantidad de problemas y consumo de recursos que suele acarrear-, es la innecesaria introducción de datos meteorológicos

específicos de la zona en estudio. SCREEN3 utiliza una tabla interna, proveniente de los procedimientos de *screening* de la EPA, [5], que contiene las peores combinaciones posibles de clase de estabilidad y velocidad del viento, y que el modelo probará una a una, calculando la concentración horaria de contaminante, hasta encontrar la peor de todas las combinaciones. El modelo repite esto para cada uno de los receptores que el usuario haya definido.

Estas posibles combinaciones son las que se recogen en la siguiente tabla:

Clase de Estabilidad	Velocidad del viento a 10m de altura (m/s)												
	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5	8	10	15	20
A (1)	*	*	*	*	*								
B (2)	*	*	*	*	*	*	*	*	*				
C (3)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
D (4)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
E (5)	*	*	*	*	*	*	*	*	*				
F (6)	*	*	*	*	*	*	*						

Tabla 1– Condiciones meteorológicas analizadas por defecto por SCREEN3

En el caso de que la respuesta de SCREEN3 sea negativa, esto es, se superen los límites legales, entonces hemos de recordar que se está trabajando con las peores condiciones posibles, y como hemos dicho, improbables, además de utilizar una formulación poco exacta, aunque más rápida y sencilla de programar. Debe acometerse entonces, un estudio refinado con un modelo como el ISCST3 –u otro similar-, utilizando los datos meteorológicos de la zona en cuestión. Este estudio, de mayor precisión, hará que las concentraciones resultante sean más próximas a la realidad.

Otro modelo a considerar es AERMOD. AERMOD es un modelo que consta de tres módulos: un modelo gaussiano en el que se incorporan los últimos avances en cuanto a conocimiento del comportamiento de la capa límite atmosférica (AERMOD), un preprocesador meteorológico (AERMET), y un preprocesador de topografía (AERMAP). Sin embargo, y pese a sus evidentes bondades, son varios los motivos por los que su aplicación en nuestro país es prácticamente imposible. El modelo AERMOD requiere dos tipos de archivos de datos meteorológicos para determinar la dispersión de contaminantes. Estos archivos son generados en el preprocesador meteorológico AERMET a partir de una serie de datos de entrada.

AERMET está diseñado para trabajar con los datos meteorológicos horarios de las estaciones del *National Weather Service* (NWS) de EE.UU, así como con los dos sondeos meteorológicos diarios realizados por estas estaciones.

AERMOD requiere la siguiente entrada de datos en AERMET:

- Rugosidad superficial de la zona (Z_0).
- Relación de Bowen (B_0).
- Albedo (r_0).

- Valores horarios para el periodo de estudio (velocidad de viento entre $7.Z_0$ y 100m; dirección del viento; nubosidad; temperatura entre $7.Z_0$ y 100 m).
- Sondeos atmosféricos para determinación de la evolución horaria de la altura de capa de mezcla.

Para terrenos complejos, definidos como aquellos en que cotas del terreno son superiores a la altura de los focos de emisión, es conveniente disponer de perfiles de temperatura y velocidad de viento y perfiles verticales y horizontales de los parámetros que caracterizan la turbulencia.

Dada la complejidad de obtener, para el territorio español, la totalidad de los datos meteorológicos referidos en los puntos anteriores y teniendo en cuenta que dicho modelo y la documentación técnica de su metodología se encuentra en fase de evaluación por la EPA, se considera que dicha aplicación no es viable. Además, por la falta de estos datos en nuestro país, no se obtiene su principal ventaja de este modelo frente al modelo ISCST3, que radica en una mejor caracterización de la capa límite terrestre a partir de los datos meteorológicos de las capas altas de la atmósfera.

Por otra parte, de acuerdo con el criterio del Instituto Nacional de Meteorología, perteneciente al Ministerio de Medio Ambiente, se considera que a falta de una normativa nacional sobre modelos de difusión atmosférica a utilizar en estudios de impacto ambiental de centrales energéticas, o de otras fuentes de emisión de contaminantes, se estima que la aplicación del modelo ISC3ST es válida.

Sin embargo, y pese a este uso mayoritario del modelo ISCST3, no es menos cierto que, en general, los modelos gaussianos de régimen permanente tienen importantes limitaciones [18]:

- Los modelos gaussianos asumen que los contaminantes son transportados en línea recta, de forma instantánea –como un haz de luz- hasta el receptor, cuando en realidad este transporte puede llevar varias horas.
- Los modelos gaussianos “fallan” cuando ocurre condiciones de baja velocidad del viento o condiciones de calma, debido a la relación inversa existente entre la velocidad y la concentración en la ecuación matemática gaussiana. Desgraciadamente, son estas condiciones cuando acostumbra a producirse los peores casos.
- En el caso de receptores situados en un terreno de pendiente moderadamente ascendente, estos modelos tienden a sobreestimar los efectos del terreno durante situaciones de atmósfera estable, ya que no se tiene en cuenta el movimiento de elevación que la pendiente provoca en el flujo de aire.
- Los modelos gaussianos de régimen permanente asumen que la atmósfera es uniforme en todo el dominio de modelado, y que las condiciones de transporte y dispersión existentes permanecen invariables hasta que el contaminante alcanza al receptor. En la atmósfera real estas condiciones uniformes raramente ocurren. Los cuerpos de agua, las colinas y otros accidentes del terreno, las diferencias en el uso del suelo, las características superficiales, y la humedad superficial impiden que exista homogeneidad en la estructura de la capa límite, que afectan, en gran medida, al transporte y dispersión de los contaminantes.
- En el cálculo de las concentraciones horarias, el modelo no tiene “memoria” de los contaminantes emitidos durante las horas previas. Esta limitación es especialmente importante a la hora de simular la rotura de la capa límite, fumigaciones, o recirculaciones de los contaminantes sobre las ciudades.

Es posible evitar algunas de las limitaciones de los modelos gaussianos utilizando modelos avanzados. Estos modelos avanzados deben ser utilizados cuando:

- Las condiciones meteorológicas varían a lo largo del dominio de modelado.
- Las fuentes y los receptores están localizados en terreno complejo.
- Los contaminantes se acumulan en condiciones de calma o son recirculados cuando cambia la dirección del viento.
- En el área en estudio existen frecuentes periodos con calmas, o bajas velocidades de viento.
- Son importantes las transformaciones químicas en el penacho.

Uno de los modelos avanzados con mayor futuro es CALPUFF, desarrollado por la empresa *Sigma Research Corporation* –actualmente, forma parte de *Earth Tech, Inc.*-. El sistema de modelado desarrollado, está formado por tres componentes: un modelo gaussiano de dispersión de *puff* CALPUFF, con eliminación química de los contaminantes, deposición húmeda y seca, algoritmos para terreno complejo, caída de flujo por edificios, fumigación y otros efectos –visibilidad, etc-; un modelo meteorológico, CALMET, con generadores de campos de vientos mediante pronóstico y mediante diagnóstico; y una serie de programas postprocesadores, entre los que destaca CALPOST.

La EPA propuso los modelos CALPUFF y CALMET como modelos recomendados para aplicaciones que involucren transporte de largo alcance –más allá de los 50Km-, y para aplicaciones de corto alcance donde las condiciones habituales de la zona hacen poco apropiados modelos de régimen permanente como el ISCST3.

CALPUFF es un modelo lagrangiano de *puff* (bocanada). El modelo está programado para simular continuas bocanadas o *puff* de contaminante, en lugar de un único penacho. Como el viento cambia de hora en hora, el camino seguido por cada *puff* cambia en función de la nueva dirección del viento. Dentro de cada *puff*, la dispersión es gaussiana, y la concentración de contaminante se calcula sumando las contribuciones de cada *puff* que pasan sobre un punto determinado del terreno. Es necesario un número suficientemente alto para reproducir la forma de un penacho. Sin embargo, la forma circular de los *puff* se mostró ineficiente, desarrollándose entonces una aproximación más eficiente denominada *slug*, que consiste básicamente en un *puff* alargado.

3. La meteorología: un dato crucial

Los datos meteorológicos son una de las entradas más importantes en cualquier modelo de dispersión. Las concentraciones de contaminantes a nivel del suelo son controladas por dos elementos meteorológicos: la velocidad y dirección del viento –para el transporte-, y la turbulencia y la altura de mezcla en la baja capa límite atmosférica –para la dispersión-.

Los datos necesarios para ejecutar un modelo gaussiano varían mucho de los necesarios para correr un modelo avanzado. Los modelos gaussianos de régimen permanente requieren datos de una única estación meteorológica a nivel del suelo, asumiendo el modelo que dichos datos son representativos del resto del dominio de modelado, y hasta la parte más alta de la capa de mezcla, es decir, las condiciones meteorológicas no varían ni con la distancia ni con la altura –algo que evidentemente es falso -.

Por su parte, los modelos avanzados permiten que las condiciones meteorológicas varíen a lo largo del dominio de modelado y a través de las capas de la atmósfera. Esto, que es principio es una mejora sobre la situación anterior, supone un requerimiento de datos meteorológicos que en nuestro país, no es posible satisfacer.

Dado que este tipo de modelos avanzados requieren datos meteorológicos de muchas localizaciones, a diferentes alturas, y para diferentes tiempos –datos denominados de 4 dimensiones: longitud, latitud, altura y tiempo-, algo que es imposible de cubrir mediante estaciones meteorológicas, se utiliza un modelo meteorológico para predecir y proporcionar las variables necesarias para ejecutar el modelo

Por su parte, el modelo ISCST3 sólo necesita tomar como entrada un fichero de datos meteorológicos horarios procedentes de una única estación. El periodo al que se extendería este fichero podría ser cualquiera, aunque por indicaciones del Instituto Nacional de Meteorología (INM), este periodo mínimo ha de ser de un año de datos. El formato de dicho fichero es el siguiente:

Variable	Formato	Columnas
Año (los dos últimos dígitos)	I2	1-2
Mes	I2	3-4
Día	I2	5-6
Hora	I2	7-8
Dirección del viento (grados)	F9.4	9-17
Velocidad del viento (m/s)	F9.4	18-26
Temperatura ambiente (K)	F6.1	27-32
Clase de estabilidad (A=1, B=2, C=3, ..., F=6)	I2	33-34
Altura de mezcla rural (m)	F7.1	35-41
Altura de mezcla urbana (m)	F7.1	42-48
Exponente del perfil de viento	F8.4	49-56
Gradiente vertical de temperatura potencial (K/m)	F8.4	57-65
Velocidad de fricción (sólo para deposición seca)	F9.4	66-74
Longitud de Monin-Obukhov (sólo para deposición seca)	F10.1	75-84
Rugosidad superficial (m)	F8.4	85-92
Código de precipitación (00-45). Sólo para precipitación húmeda.	I4	93-96
Tasa de precipitación (mm/h). Sólo para deposición húmeda.	F7.2	97-103
I indica valor entero, F valor en coma flotante.		

Tabla 2. Formato de los datos del fichero de datos meteorológicos para el modelo ISCST3

De todas estas variables, para un estudio típico de dispersión, sólo son necesarias las 10 primeras, siempre y cuando no se desee realizar un estudio de deposición húmeda o seca. En cualquier caso, en nuestro país sería muy difícil obtener las variables necesarias para ello.

3.1 Representatividad de la estación

Suele ser este un error bastante común. Si ya es poco científico el uso de una única estación meteorológica para cubrir una enorme superficie, dando por hecho que las condiciones meteorológicas se trasladan inmediatamente dentro del dominio de simulación,

aún lo es menos suponer que cualquier estación meteorológica es representativa de la zona de estudio.

Es evidente que cuanto más próxima esté la estación meteorológica, generalmente situada en un aeropuerto, más posibilidad de la zona de estudio, más posibilidades existirán de que esta sea representativa de la climatología en el punto de emisión de los contaminantes. Pero debe ser tenido en cuenta que esta no es la única condición para ello.

Deberá considerarse la aparición de obstáculos entre la estación y el punto de emisión. Obstáculos que pudieran modificar el régimen de vientos o de lluvias, además de cualquier otro elemento –proximidad al mar. Proximidad a un núcleo urbano, etc.- que pudiera hacer que los datos de la estación meteorológica no fueran representativos del dominio de simulación.

3.2 El período de los datos

El INM exige, para la realización de este tipo de estudios, la existencia de datos a lo largo de 1 año, por ello, dado que el fichero es horario, el número total de filas sería de 8760, tantas como horas tiene un año.

La utilización de un conjunto de datos de tamaño menor a 1 año, implicará que el estudio deba ser repetido con un conjunto mayor.

El modelo ISCST3 puede trabajar con ficheros de datos correspondientes a más de un año, aunque no suele ser esta una recomendación habitual del INM.

3.3 La clase de estabilidad

La estabilidad atmosférica es una medida de la tendencia de la atmósfera a generar movimientos verticales, de ahí que sea un importante indicador de la magnitud de la dispersión de los contaminantes.

Una medición simplificada de la estabilidad fue desarrollada por Pasquill en 1961, y posteriormente modificada por Gifford. Esta estructura se denomina clasificación de la estabilidad de Pasquill-Gifford (PG) y se basa en un pequeño conjunto de mediciones. Esta clasificación consiste en seis clases: A (extremadamente inestable), B (moderadamente inestable), C (ligeramente inestable), D (neutral), E (ligeramente estable), y F (moderadamente estable). En 1967 Turner desarrolló un esquema de clasificación basada en el esquema original de Pasquill-Gifford. Consiste en siete clases: 1 (extremadamente inestable), 2 (inestable), 3 (ligeramente inestable), 4 (neutral), 5 (ligeramente estable), 6 (estable), y 7 (extremadamente estable). Este esquema asume que la estabilidad en las capas más próximas al suelo es gobernada por el flujo convectivo generado por la radiación solar –durante el día-, y por la cobertura de nubes –durante la noche-, y por el efecto mecánico de la velocidad del viento.

La metodología exacta desarrollada por Pasquill es de difícil aplicación –es necesario conocer el ángulo de elevación solar y la cubierta de nubes a diferentes altitudes-, por lo que se prefiere el uso del denominado método de Turner (Turner,1970). Este método es el recomendado por la EPA norteamericana, ya que lo considera el de mayor calidad- y por el Ministerio de Industria español –ya desaparecido- en su publicación “Manual de Cálculo de Altura de Chimeneas Industriales”. Sin embargo, este método presenta el inconveniente de trabajar con un parámetro denominado clase de insolación, cuya determinación no es evidente.

Por su parte, el Instituto Nacional de Meteorología (INM) recomienda el método denominado de la Radiación solar/Delta-T (SRDT), [12]. Este método es una variación simplificada del método de Turner, del que retiene la estructura básica y racional, a la vez que obvia la

necesidad de observaciones de cobertura de nubes y techo de nubes. Este método utiliza la velocidad del viento en la capa superficial, medida a 10m de altura, en combinación con medidas de la radiación solar durante el día, y el gradiente térmico durante la noche.

Velocidad del viento	Radiación solar (W/m^2)			
	≥ 925	925 - 675	675 - 175	< 175
< 2	A	A	B	D
2 – 3	A	B	C	D
3 - 5	B	B	C	D
5 – 6	C	C	D	D
≥ 6	C	D	D	D

Tabla 3. Estimación de la clase de estabilidad durante el día por el método SRDT.

Velocidad del viento	Gradiente vertical de temperatura	
	< 0	≥ 0
$< 2,0$	E	F
2,0 – 2,5	D	E
$\geq 2,5$	D	D

Tabla 4. Estimación de la clase de estabilidad durante la noche por el método SRDT.

Dado que en España no es frecuente que las estaciones meteorológicas monitoricen el gradiente vertical de temperatura, se deberá utilizar la columna correspondiente a un gradiente mayor o igual que 0, ya que es un caso más conservativo.

La US-EPA considera que el método de Turner es el mejor método para la determinación de las clases de estabilidad de P-G [12]. Se ha comprobado que el método SRDT identifica las mismas categorías de estabilidad que el método de Turner en el 60% de los casos, y con una diferencia de una clase de estabilidad en el 90% de los casos [12].

3.4 La altura de la capa de mezcla

La altura de mezcla es la altura donde la atmósfera es uniformemente mezclada. Esta altura viene determinada por las inversiones térmicas en la atmósfera o por la cizalladura de viento –cambios en la velocidad del viento con la altura-. La altura de mezcla presenta variaciones diarias, variando esta rápidamente después de la puesta y de la salida del Sol.

Son cuatro los métodos que habitualmente se utilizan para determinar la altura de la capa de mezcla:

- A partir de datos de las capas altas de la atmósfera (p.e. radiosondas)
- Utilizando sensores remotos (p.e. SODAR).
- A partir de datos meteorológicos procedentes de estaciones de superficie (p.e. utilizando un preprocesador meteorológico).
- Utilizando un modelo meteorológico de pronóstico (p.e. el TAPM).

La US-EPA recomienda el método de Holzworth para el cálculo de la altura de la capa de mezcla [12]. Este método proporciona dos veces por día –por la mañana y por la tarde- la altura de la capa de mezcla.

Sin embargo, para los modelos de dispersión será necesario obtener valores horarios. Para ello, la EPA recomienda interpolar entre estos dos valores diarios. Los procedimientos de interpolación recomendados son los indicados en [9].

Por su parte, el Instituto Nacional de Meteorología, recomienda que se aplique para la determinación de la altura de la capa de mezcla, el método de Klug. Este método, muy simple y de muy fácil aplicación, se basa en la determinación de la clase de estabilidad horaria. Una vez determinada dicha clase de estabilidad, la altura de la capa de mezcla se obtiene según la siguiente tabla.

	A	B	C	D	E	F
Altura (m)	1500	1500	1000	500	200	200

Tabla 5. Criterio de Klug para la determinación de la altura de la capa de mezcla en función de la clase de estabilidad de Pasquill-Gifford

En algunos de los estudios analizados, dicha altura se calculó a partir de los datos procedentes de un SODAR (*Sonic Detection and Ranging*), debido a que los grupos generadores se instalaban en las proximidades de otra central la cual poseía este aparato.

3.5 Tratamiento de las calmas

Los modelos gaussianos asumen que las concentraciones de contaminantes son inversamente proporcionales a la velocidad media del viento, de tal forma que las concentraciones se vuelven irrealmente grandes cuando las condiciones del viento se aproximan a la calma.

El modelo ISCST3 calcula las concentraciones de contaminantes para una velocidad mínima de 1m/s. Sin embargo el criterio del 1m/s se refiere a una velocidad del viento en el punto de la emisión –p.e. a la altura de la boca de la chimenea-. Como la velocidad del viento, normalmente, se incrementa con la altura, la velocidad del viento en la boca de la chimenea será mayor que la recogida en el fichero de datos meteorológicos, que están referenciados generalmente a una altura de 10m.

ISCST3 no calcula las concentraciones de contaminante para velocidad del viento menores de 1m/s a la altura de la emisión, y asigna la concentración calculada para velocidades del viento de 1m/s para cualquier periodo horario que el conjunto de datos de entrada tengan velocidad del viento entre 0,5 y 1m/s. Cualquier velocidad por debajo de 0,5m/s es tratada como un dato inválido

Cuando la velocidad del viento cae por debajo de 0,5m/s, la dirección del viento se vuelve indefinida, y el penacho ir hacia cualquier lado, o simplemente estancarse. Desgraciadamente, estas son las circunstancias que pueden dar lugar a altas concentraciones a nivel del suelo, pero que en los modelos gaussianos provocan errores matemáticos –el denominador de la ecuación tiende a cero, por lo que la concentración tiende a infinito-. Para evitar esto, el modelo fuerza a establecer una velocidad del viento mínima –típicamente 0,5m/s-.

Los modelos de *puff* hacen un tratamiento ligeramente mejor de las calmas, y en teoría, permiten trabajar con viento muy débiles. Bajo estas condiciones los *puffs* son capaces de difundirse y crecer en volumen sin necesidad de sufrir advección.

Si todas las horas en las que la velocidad del viento es menor de 0,5m/s o 1,0m/s son tratadas como datos no válidos y eliminados del conjunto de datos de entrada, distorsionará la frecuencia de distribución de las concentraciones predichas. Por esta razón, se recomienda que cuando se utilicen modelos gaussianos de régimen permanente, todas las velocidades de viento menores de 0,55m/s que contenga el fichero de datos meteorológicos se conviertan en 0,55m/s, aunque esta es una cifra variable, ya que el Ministerio de Medio Ambiente de Nueva Zelanda [18] recomienda lo mismo con valores de 0,5m/s.

Estos ajustes deben ser cuantificados a la hora de presentar los resultados de la modelización, analizando la potencial implicación de este ajuste sobre el impacto ambiental de la instalación. Este impacto potencial utilizando modelos gaussianos depende, fuertemente, de la naturaleza de los vientos locales, y la precisión de las medias horarias de velocidad del viento.

4. Los receptores

Todos los modelos de dispersión requieren la especificación de una matriz o un mallado de puntos, definidos por sus coordenadas, para los que se calcularán los valores de concentración de contaminantes. Este mallado de receptores pueden estar uniformemente - o no uniformemente- distribuidos formando un mallado cartesiano o un mallado polar.

La extensión del mallado debería ser seleccionada para incluir cualquier región sensible o receptores importantes tales como áreas residenciales, hospitales, etc., y ser suficiente grande como para contener la zona donde se van a producir las mayor concentraciones de contaminantes. Para fuentes de emisión próximas al nivel del suelo, el pico de concentración se producirá en zonas próximas a la fuente. Sin embargo, para grandes chimeneas, le máximo valor de concentración podría producirse en zonas alejadas de la fuente.

La selección del espacio entre receptores individuales es un compromiso entre el tiempo de proceso y la precisión de los resultados. Deberá comprobarse que el espacio de la matriz de receptores es lo suficientemente pequeño ejecutando el modelo con pequeños incrementos del espaciado entre receptores en las proximidades de la zona donde se produce el máximo valor de la inmisión, hasta que se compruebe que el cambio en el valor máximo de la inmisión sobre el suelo es menor de un 10% [18]. Puede utilizarse un espaciado irregular de los receptores para concentrar un mayor número de receptores en una determinada zona.

En los trabajos de dispersión realizados en nuestro país, se comprueba que existe una gran variabilidad en lo que respecta a los receptores. No existe un consenso general acerca de la conveniencia o no de utilizar uno u otro tipo de mallado para los receptores. En lo que si parece haber acuerdo es el tamaño de la zona que pudiera sufrir el impacto. Esta zona abarcaría, para una central de ciclo combinado- suele ser de unos 400Km², bien en forma de mallado polar de radio 20km –con 16 o 32 rumbos-, o bien en forma de mallado cartesiano de 20Km de lado, mientras que los receptores suelen estar separados entre sí unos 500m.

Se han dado casos de ciclos combinados promovidos por diferentes empresas y localizados en una misma zona, lo que obliga a considerar en el estudio de dispersión no sólo la fuente propia, sino también la ajena. Esto ha dado lugar a receptores formados por dos mallas polares, una centrada en un ciclo y la otra en el otro.

5. Modificación del periodo de promediación

Los diferentes modelos de dispersión devuelven los resultados en forma, generalmente, de concentraciones horarias, por lo que para su comparación con la legislación vigente, deben ser transformados estos resultados a otros referidos a diferentes periodos de promedio –8 horas, mes o año-.

Para ello existen dos métodos:

Uno de los dos posible métodos, es el indicado en la referencia [17], denominado criterio exponencial, que responde a la siguiente expresión:

$$X_2 = X_1 \left(\frac{t_1}{t_2} \right)^k \quad (1)$$

siendo χ_1 y χ_2 los niveles de inmisión promedio en los tiempos t_1 y t_2 respectivamente. Este método presenta el inconveniente de que para su correcta aplicación debe obtenerse el valor del exponente k a partir de dos datos proporcionados por la legislación vigente para cada contaminante en concreto.

Según [27] esta ecuación podría ser aplicable para tiempos de muestreo menores de dos horas.

El otro método, es el utilizado por la EPA (ver referencia [5]), donde se muestra la siguiente tabla:

Periodo de promediación	Factor
3 horas	0,9 ($\pm 0,1$)
8 horas	0,7 ($\pm 0,2$)
24 horas	0,4 ($\pm 0,2$)
Anual	0,08 ($\pm 0,02$)

Tabla 5- Factores de corrección para diferentes periodos de promediación.

Estos valores representan el caso general, ya que si se espera valores inferiores o superiores por algún motivo razonable, estos deberán reducirse o aumentarse dentro de los límites indicados entre paréntesis. Por ejemplo, si la chimenea es relativamente alta para la instalación, o el terreno favorece la dispersión, deberá reducirse; mientras que si existen problemas de terreno complejo, o caída de flujo por edificios, deberá aumentarse.

Tal como se indica en la referencia [5], estos valores han sido determinados a partir de experiencias, y presentan un alto grado de conservadurismo con el fin de asegurar que al realizar este cambio de periodo no se realiza subestimaciones de la inmisión.

Estos valores representan el caso general, ya que si son de esperar valores inferiores o superiores por algún motivo razonable, estos deberán reducirse o aumentarse dentro de los límites indicados entre paréntesis.

Sin embargo, para el caso de fuentes distintas de las puntuales y las antorchas, la US-EPA no ha desarrollado factores que permitan esta modificación del período de promediación. La EPA sugiere que para fuentes de área, es razonable –y conservador- asumir que el cumplimiento de los valores límite para una hora –si los hubiera- sería suficiente para asegurar el cumplimiento para períodos de tiempo mayores de 24 horas [7].

Por su parte, el *Colorado Department of Public Health and Environment* [2], indica que en la mayor parte de los casos es razonable asumir que el cumplimiento para 24 horas es suficiente para asegurar el cumplimiento anual, pero también reconoce que en ciertos casos no es así, por lo que debe ser el propio juicio del profesional el que decida si da por válido este razonamiento.

El APCD indica que, en la mayor parte de los casos, es muy conservador asumir que las concentraciones horarias son las mismas que para períodos de promediación de 24 horas [2]. Esto es particularmente cierto en fuentes donde la turbulencia mecánica es importante –

por ejemplo, operaciones con arena y grava en canteras-. Sin embargo, la *Air Pollution Control Division*, perteneciente a este Departamento de Colorado, ha desarrollado factores para 24 horas y para períodos anuales para fuentes de área, que operen exclusivamente durante las horas diurnas.

Estos factores, que se muestran en la tabla adjunta, han sido desarrollados basándose en ejecuciones del modelo ISCST3 utilizando datos meteorológicos correspondientes a las estaciones de dos aeropuertos del estado de Colorado (Denver y Pueblo).

Período	Factor
24 horas	0,15
Anual	0,03

La fuente de área debe cumplir los siguientes requisitos para que estos factores sean válidos:
 Las fuentes deben presentar un componente importante de turbulencia mecánica.
 La instalación debe operar sólo durante el día (p.e. de 7 am a 5 pm).

Tabla 6- Factores de corrección para diferentes periodos de promediación. Fuente [2].

Para terreno complejo en regiones montañosas, la División de Calidad del Aire del Departamento de Medio Ambiente y Recursos Naturales de Carolina del Norte, ha determinado que las concentraciones anuales pueden ser determinadas multiplicando las concentraciones horarias por un factor entre 0,1 y 0,08 [3].

Período de promediación	Terreno simple	Vórtice (Caída de flujo por edificios)	Terreno complejo	
			Cálculos simples	Algoritmo VALLEY
1-hora	Proporcionada por el modelo	Proporcionada por el modelo	2,5	4,0
24-hora	0,4	0,4	Proporcionada por el modelo	Proporcionada por el modelo
Anual	0,08	No son evaluados	0,2 – 0,25 *	0,32 – 0,4 *

* Para terrenos montañosos se utilizará el valor más alto.

Tabla 7- Factores de corrección para diferentes periodos de promediación. Fuente [3].

La fórmula recomendada por el departamento de Recursos naturales de Georgia [13] para ajustar las emisiones del modelo cuando estas ocurren en un período inferior a 24h por día, es la siguiente:

$$C_e = C_c \left(\frac{y}{1440} \right) \left(\frac{1440}{y} \right)^{0,2} = 2,93 \cdot 10^{-3} \cdot C_c \cdot y^{0,8} \quad (2)$$

Donde:

- C_e Inmisión a ajustar a un período de 24 horas.
- C_c Inmisión ajustada a un período de 24 horas.
- y Minutos de emisión en 24 horas

Este factor de ajuste es aplicable tanto para el modelo SCREEN3 como para el ISCST3

Otra ecuación recomendada por los servicios de medio ambiente de Auckland, para una conversión manual de los datos de inmisión, es la siguiente:

$$C_t = C_{60} \left(\frac{t}{60} \right)^{0,2} \quad (3)$$

Donde:

- C_t Concentración ajustada al periodo de tiempo deseado
- C_{60} Concentración para una media de 1 hora
- t Período de media deseado.

Se recomienda utilizar esta ecuación para periodos de tiempo de 2 horas como mínimo, aunque puede ser utilizada para periodos inferiores.

6. Conversión de NOx a NO₂

La mayor parte de las emisiones de NOx procedentes de combustiones son emitidas en forma de NO. Algo de este NO es convertido a NO₂ por las reacciones causadas por las relativamente altas temperaturas durante el proceso de combustión. Generalmente, se acepta que el 90% de los NOx son emitidos en forma de NO a la atmósfera donde, tras reaccionar con el ozono, se transformará en NO₂. Esta reacción con el ozono es el mecanismo primario de conversión de NO a NO₂ en áreas rurales. En áreas urbanas, otras reacciones tales como las que ocurren con los productos de la oxidación de los hidrocarburos tienen importancia.

Los métodos más utilizados son los siguientes:

6.1 Método de la conversión total

Es una aproximación extremadamente conservativa, en la que se asume que todo el NOx se convertirá a NO₂, por lo que las concentraciones calculadas de NOx serán las mismas que las de NO₂.

Una versión de este método es el recomendado por la US-EPA por el que se considera que la conversión se reduce al 75%. Es decir, cuando se modelen emisiones de NOx, las concentraciones de NOx deben ser multiplicadas por 0,75 para obtener el valor de la concentración de NO₂.

$$\frac{NO_2}{NO_x} = 0,75 \quad (4)$$

6.2 Método OLM (Ozone Limiting Method)

Para la aplicación de este método será necesario conocer las concentraciones de ozono en una determinada estación de la red de vigilancia que se encuentre lo más próxima posible a la localización de la fuente.

Si no se pudieran obtener estos datos, la AENV [1]. proporciona una tabla de niveles de ozono recomendados para realizar este análisis. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que dichos valores se corresponden con los encontrados en Alberta (Canadá) en el período de 1986 a 1998.

Período	Entorno urbano	Entorno rural
1 hora	0,05	0,05
24 horas	0,035	0,040
Anual	0,020	0,035

Tabla 8- Niveles de ozono recomendados para realizar una conversión de NO_x a NO₂. Los valores de la tabla se encuentran expresados en ppm. Fuente [1].

Utilizando estos valores como muy conservadores, se tiene lo siguiente:

$$\text{Si } [O_3] > 0,9.[NO_x] \text{ entonces } [NO_2] = [NO_x] \quad (5)$$

$$\text{En otro caso } [NO_2] = [O_3] + 0,1 [NO_x] \quad (6)$$

Es decir, si la concentración de ozono es mayor que el 90% de la concentración de NO_x, se considera que todo el NO_x se transforma en NO₂. Esto es debido a que el método OLM se base en considerar que sólo el 10% de los NO_x que salen de la fuente es NO₂.

Una alternativa a este método consiste en, si se encuentran disponibles los valores de concentración del ozono en periodos horarios, pueden ser utilizados para determinar los valores horarios de NO₂. Si el periodo de interés no es de 1 horas, sino de 24 o anual, existen dos posibilidades:

- Calcular los valores medios de NO₂ a partir de los valores horarios de NO₂.
- Calcular los valores medios de NO_x para 24 horas y un año, para posteriormente, con los valores medios de 24 horas y anual de ozono, calcular los correspondientes valores de NO₂.

Otra forma de expresar este mismo método es la siguiente:

$$[NO_2]_{1h} = 0,1[NO_x]_{pred} + \text{Min}\{0,9[NO_x]_{pred}, \frac{46}{48} [O_3]_{fondo}\} + [NO_x]_{fondo} \quad (7)$$

Donde:

$[NO_2]_{1h}$ Concentración de NO₂ para un promedio de 1 hora.

$[NO_x]_{pred}$ Concentración de NO_x predicha por el modelo para un promedio anual.

$[O_3]_{fondo}$ Concentración de O₃ de fondo para un promedio de 1 hora.

$[NO_x]_{fondo}$ Concentración de NO_x de fondo para un promedio anual.

46/48 Relación entre el peso molecular del NO₂ y el O₃.

Como puede verse, el modelo OLM considera que el 10% del NO_x a la salida de la fuente es ya NO₂, y que no existen posteriores reacciones de conversión una vez que los gases abandonan la chimenea. Este supuesto es muy conservativo, y puede ser utilizado en la mayor parte de los casos.

6.3 Método ARM (Ambient Ratio Method)

Este método es de aplicación en el caso de estar disponibles los valores de, al menos, un año de NO_x y NO₂. A partir de ellos es posible obtener una relación empírica entre ambos compuestos.

Presenta dos aproximaciones, una consiste en aplicar un factor de conversión a las tasas de emisión, mientras que la segunda aproximación consiste en aplicar el factor a las inmisiones predichas. De tal modo, existen varias versiones de este método:

En el caso de aplicar el factor a las emisiones, es posible considerar una conversión total del NOx en NO₂. Esta opción es extremadamente conservadora, pero poco realista.

La segunda posibilidad consiste en multiplicar las emisiones de NOx por el factor 0,75 recomendado por la US-EPA.

Un mayor refinamiento consiste en calcular dicho factor para la localización de cada proyecto en particular, ya que debe tenerse en cuenta que el factor 0,75 es una media para los EE.UU, que pudiera no ser válida en España.

7. Conclusiones

El trabajo aquí presentado intenta hacer un breve recorrido por los errores más habituales que se cometen en este tipo de estudios, intentando profundizar en la explicación y en su resolución.

Como resumen, podemos presentar un pequeño cuadro que recoge unas simples recomendaciones, útiles para aplicar en este tipo de estudios:

Modelo	Utilizar el modelo ISCST3 u otro similar (nunca el ISCLT)
Datos meteorológicos	Periodo mínimo de 1 año
Altura de la capa de mezcla	Método de Klug
Clase de estabilidad	Método de la Radiación solar/Delta-T
Tipo de receptor	Matriz de receptores polar / cartesiano
Tamaño del receptor	Para centrales de ciclo combinado: Si polar: radio de 20Km, con 32 rumbos, y receptores equiespaciados 500m. Si cartesiano: 40 x 40Km equiespaciados 500m
Conversión de NOx a NO₂	Método OLM
Inmisión de fondo	Utilizar datos locales (si es posible)

Tabla 9. Tabla resumen de las recomendaciones para los estudios de dispersión de gases.

Referencias

- [1] Alberta Environment. (2000), Air Quality Modelling Guideline. Edmonton, Alberta.
- [2] Air Pollution Control División, 2002. SCREEN3 stationary source Modeling Guidance. Colorado Department of Public Health and Environment.
- [3] Division of Air Quality, 1999. Guidelines for evaluating the air quality impacts of toxic pollutants in North Carolina. Department of Environment and Natural Resources, North Carolina.

- [4] Colorado Department of Public Health and Environment. (2001), *Colorado Modeling Guideline for Air Quality Permits*. Air Pollution Control Division.
- [5] Environmental Protection Agency, 1992a. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources, Revised. EPA-450/R-92-019. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- [6] Environmental Protection Agency, 1994d. An evaluation of a solar radiation Delta-T method for estimating Pasquill-Gifford (P-G) stability categories, EPA-454/R-93-055, U.S. Environmental Protection Agency, Washintong, DC.
- [7] Environmental Protection Agency, (1995a). SCREEN3 Model Users's Guide. EPA-454/B-95-004. U.S.Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- [8] Environmental Protection Agency. (1995b), *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models*. Volume I – User Instruction. EPA-454/B-95-003a.
- [9] Environmental Protection Agency. (1995c), *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models*. Volume II – Description of Model Algorithms. EPA-454/B-95-003b.
- [10] Environmental Protection Agency, (1998a). *A comparison of CALPUFF with ISC3*. EPA-454/R-98-020. US Environmental Protection Agency, Washintong, DC.
- [11] Environmental Protection Agency, (1998b). *An Analysis of the Calmet/Calpuff Modeling System In A Screening Mode*. EPA-454/R-98-010. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- [12] Environmental Protection Agency. (2000), *Meteorological monitoring guidance for regulatory modelling applications*. EPA-454/R-99-005. US Environment Protection Agency, Washintong, DC.
- [13] Georgia Department of Natural Resources, 1998. Guideline for ambient impact assessment of toxic air pollutant emission. Environmental Protection Division.
- [14] Idaho Department of Environment Quality. (2002), *Air Quality Modeling Guideline*.
- [15] Levy, J.I., Spengler, J.D., Hlinka, D, Sullivan, D, Moon, D, 2002. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: mode sensitivity and implications. *Atmospheric Environment*, 36, 1063-1075.
- [16] Minnesota Pollution Control Agency. (2001) *MPCA Modeling Guidance for Title V Air Dispersion Modeling (Version 1)*. Risk Evaluation/Air Modeling Unit.
- [17] Ministerio de Industria, 1980, Manual de Cálculo de Altura de Chimeneas Industriales. Ministerio de Industria.
- [18] Ministry for the Environment. (2004), *Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling*. New Zeland. www.mfe.govt.nz
- [19] Montana Department of Environmental Quality. (2002), *Montana Modeling Guideline for Air Quality Permits*.
- [20] Nebraska Department of Environment Quality. (2001), *Atmospheric Dispersion Modeling Guidance for Permits*. Air Quality Section.
- [21] New Jersey Department of Environmental Protection. (1997), *Guidance on Preparing an Air Quality Modeling Protocol*. Air Quality Permitting Program. BAQE-Bureau of Air Quality Evaluation.
- [22] New Mexico Air Quality Bureau. (1998), *Dispersion Modeling Guidelines*.

- [23] North Carolina Department of Environment and Natural Resources. (2004), *Guidelines for Evaluating the Air Quality Impacts of Toxic Pollutants in North Carolina*. Division of Air Quality.
- [24] Scire, J.S., Robe, F.R., Fernau, F.E., Yamartino, R.J., (2000), *A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5)*. Earth Tech Inc.
- [25] South Carolina Dept. of Health & Environmental Control. (2001), *Air Quality Modeling Guidelines*. Bureau of Air Quality.
- [26] Scire, J.S., Strimaitis, D.G., Yamartino, R.J., (2000), *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5)*. Earth Tech Inc.
- [27] Turner, D.B., 1964. A diffusion model for an urban area. *J. Appl. Meteor.*, Vol. 3. pp. 83-91.
- [28] Turner, D.B. (1970). *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. Revised sixth printing, Office of Air Programs Publications, N°. AP-26
- [29] Utah Division of Air Quality. (2000), *Modeling Guidelines*.

Correspondencia (Para más información contacte con):

Eliseo Pablo Vergara González
Departamento de Ingeniería Mecánica. Área de Proyectos de Ingeniería.
Edificio Departamental.
C/ Luis de Ulloa, 20 (España).
Phone: +34 941 299 107
Fax: + 34 941 299
E-mail: eliseo.vergara@unirioja.es