Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Rosario - Departamento de Ingeniería Química Cátedra: Área Informática Aplicada a la Ingeniería de Procesos

DIFUSIÓN

DE

CONTAMINANTES GASEOSOS

EN LA

ATMÓSFERA

ALEJANDRO S.M. SANTA CRUZ

Rosario - 2000

CONTAMINACIÓN

DE LA

ATMÓSFERA



1. Perspectiva Histórica

Con la expresión *contaminación del aire* se quiere indicar cambios significativos en la composición de la atmósfera como para alterar el balance ecológico de las formas de vida terrestres. Por consiguiente, el origen de la contaminación atmosférica se remonta al origen de la vida misma. En efecto, la atmósfera primitiva abiogénica de hace 4×10^3 millones de años, no contenía oxígeno libre; consistía básicamente de hidrógeno y sus compuestos, tales como vapor de agua, amoníaco, metano y sulfuro de hidrógeno. El poco oxígeno existente, producido por la acción de la radiación solar ultravioleta sobre el vapor de agua, era absorbido por las rocas de la superficie. El oxígeno libre no apareció en la atmósfera terrestre sino después que se desarrollaron las plantas **[1].**

La vida, se inició bajo las condiciones primitivas de la atmósfera, esto es, en océanos calientes y alcalinos debido al amoníaco disuelto y a la radiación ultravioleta proveniente del sol. Recientemente, se efectuaron simulaciones del medio ambiente atmosférico primitivo. Estas simulaciones mostraron la generación de polipéptidos y fosfatos nucleótidos, precursores de los ácidos nucleicos y del **ATP**, elemento esencial en el mecanismo de la fotosíntesis [2]. La falta de oxígeno libre fue una condición básica para la génesis de estas sustancias.

Desde el origen de la vida hasta la primera evidencia de fotosíntesis, algas fósiles y fragmentos moleculares de clorofila en sedimentos de hace 2.7×10^3 millones de años de antigüedad, transcurrió un lapso de 1 a 1.5×10^3 millones de años. Otros 1.5×10^3 millones de años transcurrieron antes de la aparición de una atmósfera de oxígeno sobre la tierra, semejante al aire de la actualidad. Los organismos vivientes tuvieron alrededor de 2.5×10^3 millones de años para adaptarse a ella, pero bien podrían no haber existido o sobrevivido en la atmósfera oxidante actual.

Para las primeras formas de vida, el oxígeno podría haber constituido un gas venenoso. Esto sugiere, entre paréntesis, que la tierra sólo tendrá esta única oportunidad para generar vida como la que conocemos. Pero lo más importante es que la vida se adaptó, prosperó y evolucionó, a pesar de la alteración drástica de la atmósfera, debido exclusivamente a la inimaginable extensión de tiempo, medida en miles de millones de años, que acompañó el cambio.

Lo que le ocurre hoy a nuestra atmósfera urbana debido a las actividades tecnológicas de nuestra especie no es relevante en comparación con las transformaciones geológicas de la antigüedad, pero, dado que la escala de tiempo corriente es minúscula, la velocidad de transformación resulta ser enorme. La combustión de combustibles fósiles, carbón y petróleo es la principal fuente de cambios presentes en la atmósfera; el carbón sólo se comenzó a utilizar en el siglo **XIII** y el petróleo en el siglo **XX**.

El producto básico de la combustión de estas sustancias, el bióxido de carbono, se incrementó en más de un **10%** desde **1890** y está creciendo continuamente a una tasa del **0.27%** anual. Resulta dudoso que el hombre pueda adaptarse a cambios de esta velocidad y magnitud mediante procesos evolutivos. Por consiguiente, el problema de la contaminación del aire, como una amenaza a la salud y a la supervivencia de la humanidad, asoma hoy por primera vez en nuestra existencia debido al acelerado crecimiento tecnológico. Si bien los efectos desagradables, y aún letales, de la contaminación del aire deben haberse hecho sentir sobre los hombres desde que introdujeron el fuego en las cavernas, la capacidad para contaminar grandes áreas urbanas, tuvo que esperar los albores de la era industrial para disponer de carbón barato y transportarlo por mar. El interés por el efecto del carbón bituminoso sobre la salud fue tan inmediato, que su ingreso a la ciudad de Londres en el año **1273** y a otras ciudades de Inglaterra fue seguido de la primera acción para la disminución de humo **[3]**.

En el año 1306 se publicó una proclama real prohibiendo la combustión de carbón durante las sesiones del Parlamento. Los artesanos y fabricantes de la época fueron forzados a utilizar como combustibles madera -más cara- y la oposición fue tan grande que un hombre fue ahorcado por violar la ordenanza. En el siglo XVII, aparentemente, la ordenanza de 1306 fue olvidada, y la calidad del aire de Londres cayó a niveles tan bajos como para ser fuertemente criticada a través de impresos y folletos, en particular en uno de John Evelyn, publicado en 1661 y reeditado en 1772 [4]. Pero ésta y otras protestas públicas similares disminuyeron, y las comisiones investigadoras no pudieron resolver el problema. Su agravamiento continuo con el rápido crecimiento de la ciudad culminó en los tiempos modernos en el desastre de 1952. En Diciembre de ese año se generó una densa niebla (*smog*) y alrededor de 4,000 personas, la mayoría de ellas de edad avanzada, murieron debido a los efectos de la contaminación del aire durante el transcurso de una semana y otras 8,000 durante los tres meses siguientes al episodio. La comisión Beaver ordenó que se arbitrasen las medidas necesarias para evitar la repetición del episodio Londres, que se tradujeron en el Great Britain's Clean Air Act del año 1956. No obstante que dicho documento permitió mejorar la deteriorante situación en Londres, otro serio episodio ocurrió en Diciembre de 1962, que se supone provocó 750 muertes [4].

Otras regiones del mundo también sufrieron serios perjuicios debido a la combinación de humo de carbón y otros humos industriales con condiciones atmosféricas desfavorables que evitaron su disipación, pero ninguna levantó opinión ni acción a nivel mundial. Más de 1,000 personas murieron por efectos de la contaminación del aire en Glasgow durante **1909**. La tragedia de

1936 del valle del Meuse en Bélgica, en la que se perdieron 63 vidas, será recordada por haber sido considerada en un primer momento como el resultado de escape de gases para uso militar, tan drástico fue el efecto de la contaminación del aire. Posteriormente se demostró que había sido provocada por las emisiones de plantas industriales concentradas en la región.

La contaminación del aire en los EE.UU. siguió un curso similar, no obstante, hasta la fecha, ha podido evitarse la magnitud del accidente de Londres. En **1948** un episodio similar al del Meuse ocurrió en Donora, en Pennsylvania, ubicada en un valle a lo largo del río Monongahela, provocando la muerte de 20 personas y enfermedades a miles. La responsabilidad del episodio se atribuyó a la estrechez del valle, a la deficiente ventilación atmosférica y a las emisiones industriales concentradas provenientes de acerías, fundiciones, y otras plantas industriales. Como consecuencia de este accidente surgieron movimientos locales de protesta en demanda de protección pública de humos y de suciedades provenientes de chimeneas de factorías industriales. Finalmente, esto condujo a las ordenanzas pioneras sobre abatimiento de humos, particularmente en las ciudades de Chicago, Pittsburgh, Cincinnati y St. Louis. Estos experimentos de prevención probaron que se podían evitar altas concentraciones de humo mediante el empleo de combustibles menos humosos, promoviendo la utilización de procesos de combustión más eficientes, pero a un costo elevado.

La primer ley específica para el control de la contaminación atmosférica en los Estados Unidos fue adoptada en **1881** por la ciudad de Chicago. Por la misma se prohibía la emisión de *humo denso* imponiendo multas de entre 5 y 50 U\$S para los transgresores. Enmiendas posteriores dieron el control de la ciudad sobre plantas industriales nuevas y modificadas. Esta ley fue seguida por otras ordenanzas de control local. La eficacia de las ordenanzas para control de humos de Pittsburgh brindó un ejemplo alentador. La ciudad está situada sobre un terreno de forma triangular en un valle profundo formado por la confluencia de los ríos Monongahela y Allegheny.

Su reputación y apelativo de *ciudad humosa* derivó de los siete ferrocarriles que la atraviesan y de su alta concentración de industrias, de las cuales las acerías solamente producen alrededor de 20 millones de toneladas anuales. En **1906** se aprobó una de las primeras leyes americanas de control de humos. La ordenanza se basó en la autorregulación cuyo éxito se afirmó sobre las campañas educativas sostenidas por grupos cívicos con el propósito de mejorar los métodos y los equipos de combustión. Como en el primitivo Londres, las medidas moderadas, las protestas y las campañas educativas demostraron ser de poco provecho contra las fuerzas poderosas del crecimiento urbano; consecuentemente la calidad del aire empeoró. En **1941**, la ciudad promulgó una nueva y severa ley, sucesivamente enmendada durante los diez años

siguientes. Estas regulaciones fueron utilizadas por los funcionarios del condado y de la ciudad. La cooperación resultante y la ausencia de conflicto administrativo contribuyeron a la efectividad del esfuerzo.

Las ordenanzas y enmiendas fijaban límites a los usuarios industriales de combustibles, con referencia a las emisiones de humos, cenizas, hollín y partículas, sustancias tóxicas, radioactivas o malolientes y otras consideradas como contaminantes del aire. Se establecieron límites específicos sobre la emisión de materia sólida desde hornos de acero y chimeneas similares. A los usuarios domiciliarios se les exigió instalar alimentadores eficientes de hogares para quemar carbón bituminoso volátil; de otra manera deberían restringirse a petróleo, gas, carbón de antracita o combustibles menos volátiles. Se estableció un **Bureau of Air Pollution Control** para la inspección de hornos, reparaciones (excepto las domiciliarias) y detección de emisiones industriales.

Para tener una idea acerca de la magnitud de la tarea desarrollada debe destacarse la existencia de más de 1,000 chimeneas sobre el área a ser controlada. Los resultados de estas labores y gastos han sido exitosos.

En un estudio reciente de la *ciudad humosa*, Pittsburgh, se determinó una caída de hollín igual a la mitad de la producida en la ciudad de New York en el mismo período, **30 Tns./milla**², en comparación con la New York de los años **60 [5]**.

El humo visible de carbón y la niebla, generalmente llamada *smog de Londres*, ha demostrado ser por lejos, el único aire contaminado riesgoso; se ha visto, que los valles no son las únicas regiones que provocan la acumulación de concentraciones peligrosas de estas sustancias.

En el área que hoy incluye a la ciudad de Los Ángeles y sus alrededores han prevalecido por largo tiempo condiciones atmosféricas desfavorables a la ventilación. En el año **1542**, Cabrillo, el descubridor de los puertos de Long Beach y San Pedro, debe haber notado el estancamiento de los humos de las fogatas provenientes de los campamentos indígenas, al denominar a la región Bahía de los Humos. En los tiempos modernos, a pesar que la población de la ciudad creció a los niveles que hoy posee, la construcción suburbana abierta de Los Ángeles y la ausencia de una industria pesada que utilice carbón de piedra, conjuntamente con las necesidades modestas para la calefacción hogareña, evitaron la formación de cualquier humo perjudicial del tipo de la ciudad de Londres. Sin embargo, los peligros de la combustión del petróleo, puestos de manifiesto a través de las emisiones de los motores de los automóviles, reconocidas como contaminantes del aire ya por el año **1915**, probaron ser la némesis de Los Ángeles.

Las extensas distancias dentro de la ciudad, que mantenían bajas las concentraciones de los

productos de la combustión para calefacción, estimularon el uso de automóviles en una escala sin precedentes. Por otra parte, durante la II^{da} Guerra Mundial se instalaron nuevas industrias en el área, estimulándose en gran medida aquellas para el procesamiento del petróleo. Por consiguiente, todas las condiciones estaban presentes para la génesis del *smog* de Los Ángeles.

Los ingredientes del *smog* de Los Ángeles son, como veremos, vapores de petróleo en forma de hidrocarburos y humos de emisión expuestos a la luz solar y confinados bajo una capa atmosférica que concentra la mezcla. Estas condiciones favorecen la ocurrencia de reacciones químicas secundarias en la atmósfera que enriquecen dicha mezcla con otros gases contaminantes. Los gases resultantes de estas reacciones provocan irritaciones a los ojos, desmejoramiento de la función pulmonar en personas sensibles, daño a las telas y a los cauchos, a las cosechas y otras plantas, así como la disminución de la visibilidad. El daño a los cauchos es tan serio, que las cubiertas para automóviles que se venden en la ciudad de Los Ángeles deben fabricarse con una formulación especial para evitar su desintegración. El mecanismo por el cual se forman estas sustancias irritantes y perjudiciales, llamadas oxidantes, no fue revelado hasta transcurrida otra década. Durante la década del 50, A. J. Haagen - Smit del Instituto Tecnológico de California demostró que se producían reacciones secundarias entre vapores de hidrocarburos y óxidos de nitrógeno (a partir de procesos de combustión), bajo la acción de la luz ultravioleta -una reacción química disparada por la luz solar. Los productos resultantes incluyen ozono y un número de oxidantes orgánicos que incluyen al nitrato de peroxiacetonitrilo (PAN) y la acroleína, que son irritantes en concentraciones de partes por mil millones.

La causa dominante del *smog* fotoquímico es el automóvil, y dado que todos los factores contribuyentes -tráfico de alta densidad, días soleados y estabilidad atmosférica- se hallan presentes en abundancia en Los Ángeles, esta ciudad es la que sufre más seriamente este problema. Esta situación se repite en otras ciudades importantes del estado de California así como en otras ciudades de los EE.UU.: St. Louis, Denver, Philadelphia, Cincinnatti, Chicago y Washington D.C., detectándose concentraciones de contaminantes irritantes para los ojos durante más de la mitad de los días del año [6].

En los EE.UU. los mayores esfuerzos se hacen generalmente para combatir diferentes tipos y fuentes de contaminación del aire. El esfuerzo local para establecer regulaciones para las emisiones de las fuentes estacionarias no es efectivo en comparación con la contaminación atmosférica de las fuentes móviles e interestatales, siendo estas regulaciones reemplazadas por leyes estatales y federales, principalmente por el **Clean Air Act** de **1963** y su enmienda de **1970**. Por

consiguiente, el problema de la contaminación del aire no es sólo un problema nacional sino internacional; no está más ya confinado a una ciudad, a una provincia o a un país, sino que comprende a todo el planeta. A menos que estas medidas sean capaces de detener a la marea ascendente de la contaminación atmosférica o que se requieran enfoques económicos y técnicos completamente nuevos, sólo se verán ruinas.

2. Fuentes Contaminantes de la Atmósfera

La contaminación atmosférica que acompaña a la sociedad industrial proviene de:

- Plantas industriales.
- Plantas de potencia.
- Plantas para la disposición de desechos.
- Calefacción (doméstica e industrial).
- Transporte.

Estos contaminantes se emiten en forma de:

- 1) Humos, olores y gases.
- 2) Partículas que contienen gases como por ejemplo, óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y monóxido de carbono.

Los contaminantes son arrastrados por el viento al pasar por las zonas o regiones de emisión y dispersados en la atmósfera o depositados en el suelo. La velocidad y difusión del viento afecta a los niveles de concentración de contaminantes a nivel del suelo. La emisión de gases hacia la atmósfera a gran altura a través de chimeneas (*stacks*) favorece la dispersión de los contaminantes sobre áreas más grandes, reduciendo la concentración a nivel del suelo. Este proceso depende de diversos factores, entre ellos:

- Condiciones atmosféricas.
- Altura de la chimenea relativa al tamaño y a la posición de los obstáculos (topografía natural o edificios).

Por consiguiente, se trata de estimar los valores de concentración de los contaminantes *viento abajo* de las fuentes de emisión. Una estrategia de diseño de procedimientos para la estimación de concentraciones de contaminantes implica:

- Descarte de interacciones complejas entre los factores ya mencionados.
- Reunión de observaciones de campo y ensayo de modelos a escala que desprecien complejidades.

Los modelos meteorológicos y topográficos simples introducen ciertas hipótesis simplificatorias que suministran respuestas preliminares aceptables de diseño.

3. Meteorología

La dispersión es un proceso físico relacionado con el complejo comportamiento en flujo de la *máquina térmica atmosférica*. Los movimientos atmosféricos se generan debido a:

1) Gradientes de presión.

2) Fuerza de Coriolis.

3) Fuerza centrífuga.

Estas fuerzas provocan la circulación de las masas de aire a nivel planetario, lo que produce la dispersión de los contaminantes por convección forzada y por convección natural (generada por pequeños gradientes locales de temperatura). En el proceso de dispersión de contaminantes a la atmósfera adquiere particular importancia la convección natural. En efecto, los ciclos de calentamiento-enfriamiento asociados con el sol afectan a la capa de aire próxima al suelo dentro de la cual se emiten y se dispersan la mayoría de los contaminantes gaseosos (ver Figura (1)).



Figura 1: (a) Inversión a nivel del suelo o nocturna. (b) Inversión elevada. (c) Inversión urbana elevada.

Determinación del gradiente de temperatura por desplazamiento adiabático vertical de las masas de aire

La ecuación de movimiento para las masas de aire en flujo lento vertical (cuasiequilibrio, se desprecian las fuerzas inerciales y las no inerciales) es:

$$-\frac{\partial p}{\partial z} - \rho g = 0 \tag{1}$$

donde

 $\partial \mathbf{p}/\partial \mathbf{z} = \mathbf{G}$ radiente vertical de presión.

 ρ = Densidad del aire.

g = Aceleración de la gravedad.

En un proceso adiabático la relación que vincula a la temperatura con la presión es:

$$T = C p^{(\gamma - 1)/\gamma}$$
⁽²⁾

 $\operatorname{con} \gamma = C_p/C_v = \text{constante}; \text{luego},$

$$\frac{dT}{dz} = C \frac{\gamma - 1}{\gamma} p^{-1/\gamma} \frac{\partial p}{\partial z}$$
(3)

La ecuación general de los gases ideales es:

$$p = \rho RT \tag{4}$$

De la Ecuación (1) se obtiene:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g \tag{5}$$

Reemplazando la Ecuación (5) en la Ecuación(3) resulta:

$$\frac{dT}{dz} = C \frac{\gamma - 1}{\gamma} p^{-1/\gamma} (-\rho g)$$
(6)

De (4) resulta:

$$T = \frac{p}{\rho R} \tag{7}$$

Reemplazando (7) en (2), queda

$$\frac{p}{\rho R} = C \ p \ p^{-1/\gamma} \Rightarrow C \ p^{-1/\gamma} = \frac{1}{\rho R}$$
(8)

Reemplazando (8) en (6) se obtiene

$$\frac{dT}{dz} = -\frac{g}{R}\frac{\gamma - 1}{\gamma} \tag{9}$$

Para el aire $\gamma = 1.41$; $R = 159.6 m^2 / seg^2 R$ y $g = 9.8 m / seg^2$. Luego,

$$\frac{dT}{dz} = -\frac{9.8}{159.6} \frac{1.41 - 1}{1.41} \cong -1.8 \times 10^{-2} \frac{F}{m}$$

Además, dado que 1°F = 0.55 °C, entonces

$$\frac{dT}{dz}\Big|_{ad.} = -1.8 \frac{F}{100 m} = -9.8 \frac{C}{1000 m}$$

Luego, identificamos los siguientes casos:

1)
$$\frac{dT}{dz} < \frac{dT}{dz}\Big|_{ad.} \Rightarrow atmósfera inestable$$

2)
$$\frac{dT}{dz} = 0 \Rightarrow atmós fera neutra$$

3)
$$\frac{dT}{dz} > \frac{dT}{dz}\Big|_{ad.} \Rightarrow atmósfera estable$$

El flujo de las masas de aire a través de la superficie de la Tierra es esencialmente turbulento. Los gradientes de temperatura acentúan la turbulencia vertical si el perfil de T es inestable y disminuyen la turbulencia vertical si el perfil de T es estable.



Figura 2: Perfiles verticales de temperatura. (a) Atmósfera inestable. (b) Atmósfera estable.

4. Dispersión de Contaminantes en la Atmósfera

4.1 Descripción general

La dispersión de los contaminantes en la atmósfera es producida por la difusión. Identificamos los siguientes mecanismos de difusión:

1) Difusión molecular (en flujo laminar).

2) Difusión turbulenta (o de torbellino).

En atmósferas neutrales e inestables la dispersión se produce por transporte turbulento, mientras que en condiciones altamente estables predomina el proceso de difusión laminar.

• Ecuación de difusión de un soluto a través de un sólido [7]

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underline{\nabla} \cdot \left(k \, \underline{\nabla} C \right) \tag{10}$$

donde

C = Concentración del contaminante.

t = Tiempo.

k = Coeficiente de difusión.

La extensión del principio a fluidos se obtiene reemplazando la derivada parcial de la Ecuación (10) por la derivada total con respecto al tiempo.

• Ecuación de difusión de un soluto a través de un fluido [8]

$$\frac{dC}{dt} = \underline{\nabla} \cdot \left(k \, \underline{\nabla} \, C \right) \tag{11}$$

donde:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial t} + \underline{u} \cdot \underline{\nabla}C$$

representa a la derivada material.

- Soluciones de la Ecuación (10): Ver, por ejemplo Carslaw y Jaeger [9].
- Soluciones de la Ecuación (11): En la literatura sobre capa límite (Boundary Layer Theory)
 [10].

Identificamos los siguientes casos:

A) <u>Fuente puntual de emisión continua (ver Figura (3))</u> <u>Hipótesis</u>:

- 1) El contaminante es liberado a la atmósfera en forma continua desde una fuente puntual a Q (grs./seg.) (caudal másico).
- 2) Viento estacionario de velocidad uniforme *u*.
- La pluma del contaminante se expande *viento abajo* de la fuente por difusión. Para facilitar los cálculos se adopta un sistema de coordenadas con el origen ubicado en el punto de emisión y el eje *x* en la dirección del viento. Luego,

$$\underline{u} = u\underline{i}$$
 con $u \neq u(x, y, z, t)$

Por consiguiente la derivada material se reduce a:

$$\frac{d}{dt} \cong u \frac{\partial}{\partial x}$$

Además,

4) $k \neq k(x, y, z, t)$

La Ecuación (11) toma la forma



Área Informática Aplicada a la Ingeniería Química- Dpto. Ing. Qca. (UTN – FRR) Alejandro S.M. Santa Cruz

• Solución de la Ecuación (12): Ver, por ejemplo, Q.F.T. Roberts [11].

$$C = \frac{Q}{4\pi k r} exp\left[-\frac{u}{2k}(r \cdot x)\right]$$
(13)

donde $r = (x^2 + y^2 + z^2)^{1/2}$. Si la concentración, como es usual, se evalúa para $x^2 >> y^2 + z^2$, entonces:

$$C = \frac{Q}{4\pi k x} exp\left[-\frac{u}{4k x}\left(y^2 + z^2\right)\right]$$
(14)

B) Fuente puntual de emisión instantánea

Hipótesis:

Q' (en grs.) se libera en x = y = z = t = 0:

$$\frac{C}{Q'} = \frac{1}{8(\pi t \, k)^{3/2}} exp\left[-\frac{1}{4kt}(x^2 + y^2 + z^2)\right]$$
(15)

C) Fuente lineal de emisión continua (crosswind)

Hipótesis:

Q'' (en grs./m seg.) se libera uniformemente a lo largo de una línea ($x = 0 \cap z = 0$):

$$\frac{C}{Q''} = \frac{1}{(2 \pi k \ x \ u)^{1/2}} \ exp\left(-\frac{u \ z^2}{4 \ k \ x}\right)$$
(16)

Si además se considera para los casos A, B y C un coeficiente de difusión anisotrópico (ver, por ejemplo, Roberts [11])

-

$$\begin{bmatrix} k_x & 0 & 0 \\ 0 & k_y & 0 \\ 0 & 0 & k_z \end{bmatrix}$$

r

entonces las correspondientes soluciones son:

A.
$$\frac{C}{Q} \approx \frac{1}{4 \pi x \left(k_y k_z\right)^{1/2}} exp\left[-\frac{u}{4 x}\left(\frac{y^2}{k_y} + \frac{z^2}{k_z}\right)\right]$$
(17)

B.
$$\frac{C}{Q'} = \frac{1}{8 \left(\pi^3 t^3 k_x k_y k_z \right)^{1/2}} exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{z^2}{k_z} \right) \right]$$
 (18)

C.
$$\frac{C}{Q''} \approx \frac{1}{(2 \pi x \, u \, k_z)^{1/2}} exp\left(-\frac{u \, z^2}{4 \, k_z \, x}\right)$$
 (19)

Las soluciones suponen que:

$$k_x \neq k_x(x,y,z,t)$$
$$k_y \neq k_y(x,y,z,t)$$
$$k_z \neq k_z(x,y,z,t)$$
$$u \neq u(x,y,z,t)$$

Es bien sabido que la fricción afecta el flujo próximo a la superficie (capa límite) de manera que $\mathbf{u} = \mathbf{0}$ sobre la superficie de la Tierra, generándose en consecuencia un flujo laminar o bien un flujo turbulento.

Perfil de velocidades de la capa límite

Es bien conocido que el perfil de velocidades de la capa límite puede aproximarse según la expresión:

$$u = u_0 \left(\frac{z}{z_0}\right)^m \tag{20}$$

donde m, u_0 y z_0 dependen del nivel de turbulencia desarrollado por la superficie rugosa y por las fuerzas impulsoras de la convección natural generadas por gradientes térmicos no neutrales [12].

Difusividad turbulenta

La difusividad turbulenta está relacionada con el gradiente vertical de velocidades $\partial u/\partial z$ de forma tal que, para una atmósfera neutral donde la tensión de corte es constante a través de la capa límite, se obtiene:

$$k = k_{\theta} \left(\frac{z}{z_{\theta}} \right)^{l-m}$$
(21)

Las Ecuaciones (17), (18) y (19) ajustan adecuadamente los datos observados sobre difusión de plumas. Más precisamente,

$$u(z)\frac{\partial C}{\partial x} \cong \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(z)\frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(z)\frac{\partial C}{\partial z} \right]$$
(22)

No se dispone de soluciones de la Ecuación (22) con perfil de velocidades expresado a través de la

Ecuación (20) y coeficiente de difusión del tipo de la Ecuación (21) y con valores razonables (por ejemplo, iguales) asignados a *m* para k_y y k_z [13].

<u>Soluciones disponibles para aplicación a problemas de campo</u>

Nos remitiremos a la solución (17) integrada a partir de la Ecuación (11) con las hipótesis que la velocidad del viento es independiente de la altura y que el coeficiente de difusión depende de la altura y del gradiente vertical de temperatura. Consecuentemente, es posible obtener una serie de formas integradas:

- a) Para la estimación de emisiones de polvos y cenizas (*dust emissions*) por cámaras de combustión. El estándar ASME No. APS-1 [14] utiliza el trabajo de Bosanquet y Pearson [15].
- b) Las fórmulas de Pasquill [16,17].
- c) Para obtener las fórmulas de Sutton [18], formas modificadas de las Ecuaciones (17), (18) y (19).
- d) La guía para la predicción de la dispersión de contaminantes emitidos a la atmósfera, editada por la ASME [37] utiliza las fórmulas de Sutton.

<u>Reflexión del contaminante en el suelo</u> <u>Hipótesis</u>:

- 1) Plano de la Tierra: z = 0.
- 2) Contaminante: Dispersado en el semiespacio z > 0.

Se obtienen, en consecuencia, valores duplicados de concentraciones,

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{\pi \sigma_y \sigma_z} exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right]$$
(23)

donde

$$\sigma_y^2 = \frac{2k_y x}{u}$$
(24a)

$$\sigma_z^2 = \frac{2k_z x}{u}$$
(24b)

Las cantidades σ_y y σ_z reciben el nombre de coeficientes de dispersión.

♦ <u>Observación</u>

Cu/2Q es la Función de Distribución de Gauss en dos variables y y z alrededor del origen, con desvíos estándar σ_y y σ_z respectivamente. Como se muestra en la Figura (4), esta función determina la conocida curva en forma de campana para la variación de la concentración en las direcciones y y z para cualquier distancia *x viento abajo* de la fuente emisora [19].



Figura 4: Distribución Gaussiana de la concentración.

Sutton [20-22] determinó σ_y y σ_z sobre la base de la Teoría Estadística de Taylor de la turbulencia y a un valor medio de *u*. Encontró que:

$$\sigma_{y} = \frac{1}{\sqrt{2}} C_{y} x^{(2-n)/2}$$
(25a)

$$\sigma_z = \frac{1}{\sqrt{2}} C_z x^{(2-n)/2}$$
 (25b)

donde *n*, C_y y C_z son constantes características de los coeficientes de dispersión y las ajustó para utilizarlas en las Ecuaciones de la forma (17), (18), (19) y (23).

Por otra parte, Walters [23] utilizó la Teoría de la Longitud de Mezcla (turbulencia) para determinar diferentes k_y y k_z que poseen la misma dependencia exponencial α para u constante.

$$k_y = k_{\theta y} z^{\alpha} \tag{26a}$$

$$k_z = k_{\theta z} z^{\alpha} \tag{26b}$$

Si $\alpha = 1 - m$ en las Ecuaciones (26) se obtiene la ecuación de **Sutton** (Ecuación(21)). Ambos procedimientos sortean parcialmente la carencia de una solución para la Ecuación (22); **Sutton** estableció que el error que se comete es pequeño si la velocidad del viento se supone constante [24].

<u>Conclusiones</u>

Las concentraciones de contaminantes emitidos por una fuente continua puntual pueden evaluarse mediante el empleo de las ecuaciones de **Sutton** (Ecuaciones (23), (26a) y (26b)) bajo condiciones meteorológicas y topográficas que ajusten razonablemente al modelo simple utilizado para obtenerla. Un criterio para determinar si la fuente puntual emite en forma continua o instantánea es el siguiente:

$$\frac{x_r}{u \Delta t_{emisión}} < 1.8 \Rightarrow emisión \ continua$$

$$1.8 < \frac{x_r}{\overline{u} \Delta t_{emision}} < 18 \Rightarrow emision semicontinua$$

$$\frac{x_r}{u \Delta t_{emisión}} > 18 \Rightarrow emisión instantánea$$

4.2 Extensión de las fórmulas Gaussianas a fuentes emisoras elevadas

La mayoría de los contaminantes son emitidos por chimeneas cuyas salidas están ubicadas a una cierta altura sobre el nivel del suelo. En consecuencia, la Ecuación (17) debe corregirse con la altura h de la chimenea, de forma tal que en este punto suministre la concentración máxima de contaminantes.

Hipótesis:

- 1) Ubicación de la fuente(ver Figura (5)): x = y = 0, z = h.
- 2) Emisión continua: Q (grs./seg.).

Por consiguiente, la concentración del contaminante emitido por la chimenea se expresa como:

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{2 \pi \sigma_y \sigma_z} exp \left\{ -\frac{1}{2} \left[\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2} \right] \right\}$$
(27)



Figura 5: Fuente imagen para simular la reflexión del contaminante en el suelo *viento abajo* de la chimenea.

• Reflexión del contaminante en el suelo

Mediante el uso del método de imágenes se logra una descripción aceptable de la función Cu/Q que tiene en cuenta la reflexión en el suelo del contaminante [25]. Se soluciona adicionando una fuente virtual que emite en la posición x = y = 0, z = -h (ver Figura (5)). Luego, se suman las soluciones de la fuente real y de la fuente virtual, así

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{2 \pi \sigma_y \sigma_z} \left\{ exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] + exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z+h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$
(28)

La concentración a nivel del suelo es

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{\pi \sigma_y \sigma_z} \left\{ exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{h^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$
(29)

La máxima concentración a nivel del suelo, z = 0, se obtiene para y = 0 y para el valor de $\sigma_z(x)$ que maximiza la Ecuación (29).

• Determinación del $\sigma_z(x)$ que maximiza la Ecuación (29)

Se plantea la condición de existencia de extremo:

$$\frac{d}{d\sigma_z} \left(\frac{C u}{Q}\right)_{z=0} = \frac{d}{d\sigma_z} \left\{\frac{1}{\pi\sigma_y \sigma_z} exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right)\right\} = 0$$
(30)

de donde se obtiene:

$$\sigma_{z}\left[x\left(C_{máx}\right)\right] = h \tag{31}$$

De la Ecuación (25b) resulta,

$$h^{2} = \frac{1}{2} C_{z}^{2} x^{(2-n)}$$
(32)

luego

$$x^{(2-n)} = \frac{2h^2}{C_z^2}$$
(33)

finalmente

$$x(C_{máx}) = \left(\frac{2h^2}{C_z^2}\right)^{\frac{1}{2-n}}$$
(34)

La expresión final para el coeficiente de dispersión es:

$$\sigma_{y}[x(C_{max})] = \frac{C_{y}}{C_{z}}h$$
(35)

Luego, reemplazando las Ecuaciones (31) y (35) en la (29) con y = 0, resulta

$$\frac{C_{max} u}{Q} = \frac{1}{e^{1/2} \pi h^2} \frac{C_z}{C_y}$$
(36)

4.3 Fuentes puntuales múltiples con dirección arbitraria del viento

La concentración media en un punto de interés denominado punto receptor, viento abajo de un número determinado de fuentes puntuales cuyas coordenadas se dan con respecto a un sistema coordenado geográfico, puede hallarse a partir de las siguientes ecuaciones:

I. Si la fuente emite en forma continua, entonces:

$$\overline{C} = \frac{Q}{2\pi \overline{u} \, \sigma_y \, \sigma_z} exp\left(-\frac{y^2}{2 \, \sigma_y^2}\right) \left\{ exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2 \, \sigma_z^2}\right] + exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2 \, \sigma_z^2}\right] \right\}$$
(37)

donde:

- \overline{u} = Velocidad media del viento.
- *h* = Altura de la fuente de emisión.
- σ_y = Coeficiente de dispersión lateral.
- σ_z = Coeficiente de dispersión vertical.
- Q = Caudal másico de contaminante emitido por la fuente (en grs/seg).

Las concentraciones a nivel del suelo (z = 0) son de gran interés, por consiguiente:

$$\overline{C}(x, y, \theta) = \frac{Q}{\pi \overline{u} \sigma_y \sigma_z} exp\left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2} - \frac{h^2}{2 \sigma_z^2}\right)$$
(38)

II. Si la emisión es instantánea, entonces

$$\overline{C}(x, y, z, t) = \frac{Q'}{(2\pi)^{3/2}} \frac{Q'}{\sigma_{x_{l}} \sigma_{y_{l}} \sigma_{z_{l}}} exp\left[-\frac{(x-u t)^{2}}{2\sigma_{x_{l}}^{2}}\right] exp\left(-\frac{y^{2}}{2\sigma_{y_{l}}^{2}}\right) \left\{exp\left[-\frac{(z-h)^{2}}{2\sigma_{z_{l}}^{2}}\right] + exp\left[-\frac{(z+h)^{2}}{2\sigma_{z_{l}}^{2}}\right]\right\}$$
(39)

donde:

u	=	Velocidad media del viento.
t	=	Tiempo de medición de la concentración.
h	=	Altura de la fuente de emisión.
σ_{xI}	=	Coeficiente de dispersión axial para emisiones instantáneas.
σ_{yI}	=	Coeficiente de dispersión lateral para emisiones instantáneas.
σ_{zI}	=	Coeficiente de dispersión vertical para emisiones instantáneas.
Q'	=	Cantidad de materia de contaminante emitido por la fuente (en grs.).

La concentración a nivel del suelo es:

$$\overline{C}(x, y, \theta, t) = \frac{2Q'}{(2\pi)^{3/2}} \sigma_{x_I} \sigma_{y_I} \sigma_{z_I}} exp\left[-\frac{(x-u^{-}t)^2}{\sigma_{x_I}^2}\right] exp\left(-\frac{y^2}{\sigma_{y_I}^2}\right) exp\left(-\frac{h^2}{\sigma_{z_I}^2}\right)$$
(40)

Un sistema conveniente de coordenadas para localizar a las fuentes emisoras y a los puntos receptores es el sistema métrico cartesiano **UTM** (Universal Transverse Mercator). De acuerdo con este sistema, la coordenada y se orienta hacia el Norte, mientras que la coordenada x se orienta hacia el Este. Consecuentemente, las coordenadas de localización de las fuentes emisoras sobre el terreno se indican (E_{si} , N_{si}), mientras que las del punto receptor como (E_r , N_r) como se indica en la Figura(6).



Figura 6: Dispersión de un contaminante a partir de una fuente puntual referida a coordenadas geográficas. Las localizaciones de la i-ésima fuente (E_{si} , N_{si}) y del punto receptor (E_r , N_r) son arbitrarias y el ángulo del viento se mide en el sentido del giro de las agujas del reloj desde el Norte hacia la dirección de donde proviene el viento.

Para efectuar los cálculos de las concentraciones se efectúa una transformación de coordenadas de manera de pasar a un sistema coordenado cartesiano rectangular cuyo origen se halla localizado en la fuente emisora y el eje de las abscisas orientado en la dirección del viento. Para este propósito resulta conveniente efectuar la transformación en dos etapas:

- 1) Se traslada el origen de coordenadas (E, N) al punto emisor.
- 2) Se rota el sistema trasladado un ángulo ψ_w hacia la dirección desde donde proviene el viento.

La primera transformación implica utilizar las coordenadas intermedias (x', y'), luego

$$x'_{i} = E_{r} - E_{si}$$
$$y'_{i} = N_{r} - N_{si}$$

Ahora, se busca relacionar las coordenadas del sistema trasladado (x', y') con las coordenadas (x, y) del sistema rotado, luego

$$x_{i} = -x_{i}^{'} \operatorname{sen} \psi_{w} - y_{i}^{'} \cos \psi_{w}$$
$$y_{i} = +x_{i}^{'} \cos \psi_{w} - y_{i}^{'} \operatorname{sen} \psi_{w}$$

La concentración en el punto receptor debido a la emisión de un contaminante gaseoso por

múltiples fuentes puntuales se obtiene aplicando el principio de superposición, esto es, sumando la contribución en el punto receptor de cada una las fuentes puntuales. Luego, se encuentra que:

I. Para las fuentes puntuales de emisión continua se tiene:

$$\overline{C}(E_r, N_r, \theta) = \frac{1}{\pi \overline{u}} \sum_{i=1}^{N_{cont}} \frac{Q_i}{\sigma_{y_i} \sigma_{z_i}} exp\left(-\frac{y_i^2}{2 \sigma_{y_i}^2} - \frac{h_i^2}{2 \sigma_{z_i}^2}\right)$$
(41)

donde:

$$\sigma_{yi} = \sigma_{yi}(x_i) \ y \ \sigma_{zi} = \sigma_{zi}(x_i)$$

$$x_i = (E_{si} - E_r) sen \ \psi_w + (N_{si} - N_r) cos \ \psi_w$$

$$y_i = -(E_{si} - E_r) cos \ \psi_w + (N_{si} - N_r) sen \ \psi_w$$

$$h_i = \text{Altura efectiva de emisión de la fuente emisora i-ésima.}$$

$$Q_i = \text{Caudal másico de contaminante emitido por la fuente i-ésima (en grs./seg.) localizada en (E_{si}, N_{si}).$$

II. Para fuentes puntuales de emisión instantánea,

$$\overline{C}(E_{r}, N_{r}, 0, \Delta t_{i}) = \frac{2}{(2\pi)^{3/2}} \sum_{i=1}^{N_{inst}} \frac{Q'_{i}}{\sigma_{x_{I_{i}}} \sigma_{y_{I_{i}}} \sigma_{z_{I_{i}}}} exp\left[-\frac{(x_{i} - u \Delta t_{i})^{2}}{\sigma_{x_{I_{i}}}^{2}}\right] exp\left(-\frac{y_{i}^{2}}{\sigma_{y_{I_{i}}}^{2}}\right) exp\left(-\frac{h_{i}^{2}}{\sigma_{z_{I_{i}}}^{2}}\right) exp\left(-\frac{h_{i}^{2}}{\sigma_{z_{I_{$$

donde:

$$\sigma_{xI} = \sigma_{xI}(x_i)$$

$$\sigma_{yI} = \sigma_{yI}(x_i)$$

$$\sigma_{zI} = \sigma_{zI}(x_i)$$

 h_i = Altura efectiva de emisión de la fuente emisora i-ésima.

 Q'_i = Cantidad de contaminante emitido por la fuente i-ésima (grs.) localizada en (E_{si}, N_{si}).

 t_i = Tiempo transcurrido entre el instante de recepción y el instante de emisión.

La sumatoria indicada en las Ecuaciones (41) y (42) debe extenderse a todas las fuentes emisoras localizadas *viento arriba* que contribuyen significativamente sobre el punto receptor. La utilidad de la Ecuaciones (41) y (42) puede extenderse a fuentes emisoras lineales y superficiales, observando que éstas pueden dividirse o particionarse en elementos discretos que pueden asimilarse a fuentes puntuales de emisión. La falta de un conocimiento adecuado de la in-

tensidad de las fuentes emisoras frecuentemente impide la aplicación de las Ecuaciones (41) y (42).

Calder [25] ha señalado que el uso de las Ecuaciones (41) y (42) implica homogeneidad horizontal de la topografía e isotropía con respecto a la dirección del viento. Homogeneidad horizontal significa que la solución para un determinado par emisor-receptor no está influenciada por un desplazamiento horizontal arbitrario. La isotropía implica que la concentración a una distancia determinada *viento abajo* es la misma cuando la dirección del viento cambia arbitrariamente, sin cambios en la intensidad del mismo u otras variables meteorológicas. Las condiciones de homogeneidad e isotropía pueden ser violadas si aspectos topográficos tales como colinas o elevada densidad de edificios altos se hallan presentes en el escenario.

4.4 Confinamiento del contaminante dentro de la capa de mezclado

Las condiciones convectivas (particularmente para las clases de estabilidad atmosférica A, B y C, como veremos en el próximo capítulo) están asociadas normalmente con una capa de mezclado de altura finita, la cual está coronada por una región de inversión térmica. Una inversión térmica nocturna, podría llegar a confinar a los contaminantes dentro de un estrato más bajo. Los contaminantes liberados en la superficie terrestre son dispersados a través de la capa de mezclado a una velocidad que depende de la intensidad de la actividad convectiva, sin embargo, están confinados por la inversión que hace de barrera impenetrable. La discusión del fenómeno meteorológico y sus efectos sobre la contaminación ambiental fue efectuada por **Bierly y Hewson [26], Pooler [27]** y **Miller y Holzwarth [28].** El modelo de pluma Gaussiana puede adaptarse a la limitación impuesta sobre el mezclado por la altura de la capa de mezclado, de acuerdo con alguno de los siguientes métodos:

1) Método de las imágenes

A una altura z = H por encima de la superficie terrestre se presenta una capa de inversión que refleja las emisiones gaseosas contaminantes hacia la capa turbulenta ubicada entre el suelo y dicha superficie reflectante. Para la estimación de las concentraciones, **Morse y Feshbach [29]** utilizaron un modelo simple de cálculo basado en el método de imágenes por múltiples reflexiones.

Como se indica en la Figura (7), la fuente está localizada en x = y = 0, z = h y la capa de inversión reflectante en z = H. Una vez que la primer fuente imagen se empalma a la fuente real, las restantes fuentes imagen se establecen de a pares.

Bajo la condición de flujo másico cero sobre la superficie terrestre, z = 0, y sobre la capa de inversión térmica en z = H (esto es, no hay absorción de contaminante por el suelo ni por la capa de inversión térmica), entonces, para contemplar el confinamiento del contaminante entre el suelo (z = 0) y la capa de inversión (z = H), se hace necesario adicionar una fuente virtual en z = 2H - h.

A su vez, una segunda reflexión sobre la capa impone agregar una fuente en z = 2H + hy así sucesivamente estará restringido por pares de fuentes que se extienden hasta $z = +\infty$. La fuente imagen en z = -h está de la misma manera confinada por pares de fuentes imágenes que se extienden hasta $z = -\infty$.



Figura 7: Imágenes múltiples para trampas de inversión.

La concentración de contaminante para 0 < z < H se obtiene sumando la contribución de todas las fuentes, así:

<u>Solución básica</u>: Fuente real en z = h y fuente virtual en z = -h.

$$\frac{C_1 u}{Q} = \frac{1}{2 \pi_{\sigma_y \sigma_z}} \left\{ exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] + exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z+h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$

Primera reflexión en la capa de inversión:

Fuentes virtuales que emiten en z = 2H + h y z = 2H - h.

$$\frac{C_2 u}{Q} = \frac{1}{2\pi\sigma_y \sigma_z} \left\{ exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - 2H + h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] + exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - 2H - h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$

Primera reflexión en tierra:

Fuentes virtuales que emiten desde z = -2H + h y z = -2H - h.

$$\frac{C_{3}u}{Q} = \frac{1}{2\pi\sigma_{y}\sigma_{z}} \left\{ exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^{2}}{\sigma_{y}^{2}} + \frac{(z+2H-h)^{2}}{\sigma_{z}^{2}} \right) \right] + exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^{2}}{\sigma_{y}^{2}} + \frac{(z+2H+h)^{2}}{\sigma_{z}^{2}} \right) \right] \right\}$$

Segunda reflexión en la capa de inversión:

Fuentes virtuales que emiten en z = 4H + h y z = 4H - h.

$$\frac{C_4 u}{Q} = \frac{1}{2\pi\sigma_y \sigma_z} \left\{ exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - 4H + h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] + exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - 4H - h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$

La solución general, usualmente, se expresa como:

$$\frac{C u}{Q} = \frac{u}{Q} \left(\sum_{i=1}^{\infty} C_{2i-1} + \sum_{i=1}^{\infty} C_{2i} \right)$$
(43)

o, según Bierly y Hewson [26] como

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} exp\left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2}\right) S\left(\frac{z}{\sigma_z}, \frac{h}{\sigma_z}, \frac{H}{\sigma_z}\right)$$
(44a)

donde:

$$S\left(\frac{z}{\sigma_z}, \frac{h}{\sigma_z}, \frac{H}{\sigma_z}\right) = \sum_{j} \left\{ exp\left[-\frac{(z+2jH-h)^2}{\sigma_z^2}\right] + exp\left[-\frac{(z+2jH+h)^2}{\sigma_z^2}\right] \right\}$$
(44b)
con j = 0, ±1, ±2 ... ±∞

Obsérvese que si

 $\mathbf{j} = \mathbf{0}$: Solución básica.

j > 0: Soluciones para las reflexiones en el suelo.

j < 0: Soluciones para las reflexiones en la capa de inversión.

La serie converge rápidamente, esto implica que se necesita considerar sólo algunos pocos términos (i = 1, 2 3 y 4 en la Ecuación (43) o j = \pm 1, \pm 2 en la Ecuación (44b)).

Yamartino [30] demostró que un esquema computacional práctico es utilizar la Ecuación (44b) con j = 0, ± 1 para $\sigma_z/H \le 0.63$. Para valores de $\sigma_z/H > 0.63$ recomienda utilizar la fórmula:

$$S\left(\frac{z}{\sigma_z},\frac{h}{\sigma_z},\frac{H}{\sigma_z}\right) = \frac{\sqrt{2\pi}\,\sigma_z}{H} \left(I - \beta^2\right) \left[I + \beta^2 + 2\,\beta\,\cos\left(\frac{\pi\,z}{H}\right)\cos\left(\frac{\pi\,h}{H}\right)\right]$$
(45)

donde:

$$\beta \equiv exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{\pi\,\sigma_z}{H}\right)^2\right]$$

con una seguridad del 1.3 % para la aproximación.

2) Método de Turner [31]

Un segundo método para calcular la influencia de la capa de inversión es el sugerido por **Turner [31]**. Para este propósito se utiliza la Ecuación (38) para distancias $x < x_H$ viento abajo que están suficientemente próximas a las fuentes emisoras para considerarse libres de la influencia de la inversión. El valor de x_H se define como la distancia para la cual la concentración en z = H es el 10% de la concentración en el centro de línea de la pluma. Esta estimación ignora la existencia de las fuentes virtuales así como la capa de inversión misma. Por consiguiente:

$$exp\left[-\frac{(H-h)^2}{2\,\sigma_z}\right] = 0.1$$

o, en forma equivalente,

$$\sigma_z(x_H) = 0.466 (H-h)$$

es la ecuación implícita para x_H que se determina gráficamente. Para valores de $x > 2 x_H$ se supone que el contaminante se mezcla perfectamente en la dirección vertical para valores de ztales que 0 < z < H. En este caso la concentración para $0 \le z < H$ viene expresada por

$$\overline{C}(x, y, z) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \,\overline{u} \,H \,\sigma_y} exp\left(-\frac{y^2}{2 \,\sigma_y^2}\right)$$
(46)

Por consiguiente, la dispersión sólo se produce en la dirección transversal a la dirección del viento, paralela al eje y. La conveniencia de la aplicación de la Ecuación (46) se demuestra probando que el flujo másico a través de cualquier plano paralelo al plano coordenado X-Y es igual a Q. Para valores intermedios de x tales que $x_H < x < 2 x_H$ Turner recomienda un método de interpolación entre los valores calculados, sobre gráfica logarítmica.

La Ecuación (46) muestra que la concentración *viento abajo* de la fuente emisora es inversamente proporcional al producto \overline{u} *H*. Esta cantidad se denomina factor de ventilación si la velocidad del viento es independiente de la altura. La aparición de esta cantidad en la expresión de arriba es la base para su utilización como un parámetro significativo que caracteriza la dispersión atmosférica.

3) Método utilizado por Smith - Singer - Shieh ([32],[33])

De acuerdo con este método, el valor del coeficiente de dispersión vertical σ_z se elige igual al menor entre su valor obtenido de la gráfica y la altura de mezclado H (o una fracción de ella, tal como H/1.25 o H/2). Este método permite a una pequeña fracción de contaminante penetrar hacia arriba a través de la capa de inversión, mientras que la variación vertical de concentración dentro de la capa de mezclado es relativamente uniforme.

La forma vertical del perfil de concentraciones en (x, 0, z) se mantiene constante cuando *H* reemplaza a σ_z en la Ecuación (38) y la concentración decrece con el incremento de la distancia *x viento abajo* debido a que σ_y continúa incrementándose.

4.5 Dispersión de partículas

El proceso de dispersión de partículas emitidas desde una chimenea difiere del de gases contaminantes contenidos en una pluma en los siguientes aspectos:

- 1) Las partículas tienden a asentarse en el suelo debido a la gravedad.
- Cuando alcanzan la superficie de la Tierra, en general, no son reenviadas a la atmósfera por el viento.

• Descripción cuantitativa

No es posible aplicar las fórmulas (23), (28), (44a) y (44b), dado que no tienen en cuenta el asentamiento gravitacional y la absorción a nivel del suelo. La velocidad límite de asentamiento de partículas dispersadas en la atmósfera se expresa a través de la siguiente ecuación **[34]**:

$$W_{p} \approx \sqrt{\frac{2 g m_{p}}{\rho_{p} A_{p} C_{D}}}$$
(47)

donde:

 m_p = Masa de la partícula.

 ρ_p = Densidad de la partícula.

 A_p = Sección transversal de la partícula.

 C_D = Coeficiente de arrastre de la partícula.

• Estimación de C_D

El coeficiente de arrastre C_D puede estimarse a partir del número de **Reynolds**:

$$R_e = \frac{W_P}{v} \left(\frac{m_P}{\rho_P} \right)^{1/3}$$
(48)

donde v es la viscosidad cinemática.

$$C_{D} = \begin{cases} 24 / Re & para Re < 2 \\ 0.4 + 40 Re & para 2 < Re < 500 \\ 0.44 & para 500 < Re \end{cases}$$
(49)

• Enfoques al problema de sedimentación

Si bien existen otros enfoques al problema del asentamiento de partículas [35], un procedimiento discutido en la AECU [36] emplea una modificación de la ecuación de Sutton:

- 1) Se remueve la fuente virtual de emisión (z = -h) (no hay reflexión de partículas a nivel del suelo).
- 2) La concentración a nivel del suelo (Ecuación (29)) se ve afectada por un factor 1/2 y el eje de la pluma se inclina hacia abajo, razón por la que se reemplaza el valor h por $h x(W_p/u)$.

La velocidad de deposición de las partículas por unidad de área y de tiempo, G, se obtiene multiplicando la concentración a nivel del suelo por la velocidad W_p de asentamiento de las partículas, así,

$$G = C(z=0)W_p = \frac{Q_p W_p}{2\pi \sigma_y \sigma_z u} exp \left\{ -\frac{1}{2} \left[\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(h - x (W_p / u))^2}{\sigma_z^2} \right] \right\}$$
(50)

Otro esquema sugiere considerar una fuente real más un sumidero virtual de la forma de la Ecuación (28), con la condición de absorción (Dirichlet) C = 0 para z = 0, en vez de la condición de reflexión (Neumann) $\partial C/\partial z = 0$ para una fuente real más una fuente imagen como la usada en la Ecuación (28). Aquí no se supone inclinación de la pluma, por consiguiente el transporte de las partículas a nivel del suelo se produce por difusión de torbellino.

$$\frac{C u}{Q_p} = \frac{1}{2 \pi \sigma_y \sigma_z} \left\{ exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] - exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z+h)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\}$$
(51)

A nivel del suelo, z = 0, resulta $Cu/Q_p = 0$, esto es, todas las partículas que alcanzan el suelo son absorbidas por él (ver Figura (8)). La velocidad de absorción a nivel del suelo de partículas contaminantes se expresa a través de la siguiente ecuación:

$$G = k_z \frac{\partial C}{\partial z}\Big|_{z=0} = \frac{k_z Q_p h}{\pi \sigma_y \sigma_z^3 u} exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{h^2}{\sigma_z^2}\right)\right]$$
(52)

Si se integra en el eje coordenado y (- $\infty < y < \infty$) con la aproximación que a nivel del suelo el coeficiente anisotrópico de difusión es $k_z = \sigma_z^2 u/2x$, de acuerdo con la Ecuación (24), se obtiene la velocidad de deposición de partículas por unidad de distancia *viento abajo*:

$$L = \frac{Q_p \,\xi}{\sqrt{\pi} \,x} exp(-\xi)^2 \tag{53a}$$

donde

$$\zeta = \frac{h}{\sqrt{2} \sigma_z}$$

La Ecuación (50), que describe el proceso de asentamiento de las partículas, integrada a lo largo del eje coordenado $y (-\infty < y < \infty)$, suministra:

$$L = \frac{Q_p \beta}{\sqrt{\pi} x} exp\left[-\left(\xi - \beta\right)^2\right]$$
(54a)

donde

$$\beta = \frac{W_p}{u} \frac{x}{\sqrt{2} \sigma_z}$$

Dado que dos tercios del rango, $4\sigma_y$, contienen alrededor del 95% de las partículas asentadas, si se divide *L* por $4\sigma_y$ puede obtenerse una velocidad por unidad de área promediada sobre el rango.



Figura 8: Sumidero virtual que simula la absorción a nivel del suelo de contaminantes viento abajo de la chimenea.

Las velocidades de deposición son de importancia en períodos de tiempo de días y meses; una representación más segura tendría en cuenta cambios en la dirección del viento sobre los períodos de tiempo de interés.

Para el cálculo de la velocidad de deposición por unidad de área, su promedio sobre un determinado período de tiempo puede componerse sumando subintervalos que utilizan la dirección y la velocidad prevaleciente del viento en ellos, así

$$\overline{G} = \frac{L}{4\sigma_y} = \frac{Q_p \xi}{4\sqrt{\pi}\sigma_y x} exp(-\xi)^2$$
(53b)

у

$$\overline{G} = \frac{L}{4\sigma_{y}} = \frac{Q_{p}\beta}{4\sqrt{\pi}\sigma_{y}x} exp\left[-(\xi - \beta)^{2}\right]$$
(54b)

En el siguiente ejemplo se comparan los dos procedimientos para dos condiciones meteorológicas, para deposición de partículas de 20- μm con un peso específico de 3.0. *Chimenea:* Se utiliza una chimenea de *100 m* de altura, esto es, h = 100.

Partícula: La partícula está representada por la velocidad de caída libre de la misma, $W_p = 0.04$ *m/seg*.

Meteorología:

$$u = 2 m / seg ; u = 10 m/seg$$

 $\sigma_z = 0.51 x^{0.86}; \sigma_z = 0.22 x^{0.86}$
 $\sigma_z = 0.7 \sigma_y$

El exponente utilizado arriba para describir la variación viento abajo es más elevado que el utilizado para derivar la Ecuación (53a); sin embargo, el error que se introduce no es muy grande. Los resultados se muestran en la Tabla (1).

TABLA 1

Calculated Deposition Rates for a Representative Particle under Specified Meteorological Conditions

(a) $u = 2 \text{ m/sec}$									
Distance downwind	Deposition Rate								
(meters)	200	300	500	1000	3000	50 00			
σ_z (meters)	49	69	107	194	502	777			
$\frac{\sqrt{\pi}\bar{G}}{Q_{p}} \frac{\text{Eddy diffusion}}{(\text{eq. 52})}$ (× 10 ⁷), (meters ⁻²)	32.70	30.30	14.00	2.90	0.16	0.04			
$\frac{\sqrt{\pi}\bar{G}}{Q_{p}} \stackrel{\text{Particle settling}}{(\text{eq. 50}),} (\times 10^{7}), \text{ (meters}^{-2})$	1.49	2.06	1.52	0.59	0.10	0.04			
Ratio	21.9	14.7	9.2	4.9	1.6	1.0			
(b) $u = 10 \text{ m/sec}$									
Distance downwind (meters)	500	800	1000	3 000	10,000	25,000			
σ_z (meters)	46	69	84	215	611	1345			
$\frac{\sqrt{\pi}\bar{G}}{Q_{p}} \frac{\text{Eddy diffusion}}{(\text{eq. 52})}$ (× 10 ⁸), (meters ⁻²)	110.7	113.7	86.5	8.00	0.34	0.03			
$\frac{\sqrt{\pi}\bar{G}}{Q_{p}} \stackrel{\text{Particle settling}}{(\text{eq. 50})} \\ \frac{1}{(\times 10^{8})}, \text{ (meters}^{-2})$	2.69	3.89	3.66	0.98	0.13	0.03			
Ratio	41.1	29.2	23.6	8.2	2.6	1.0			

El máximo valor de $\sqrt{\pi} \overline{G} / Q_p$, utilizando el procedimiento de asentamiento de partículas, se obtiene a aproximadamente 300 m a un valor de 2.06 x 10⁻⁷/m² para u = 2 m/seg y a aproximadamente 800 m a un valor de 3.89 x 10⁻⁸/m² para u = 10 m/seg.

La velocidad de absorción de partículas a nivel del suelo calculada mediante el método de la difusión de torbellino (Ecuación (52)), es independiente del tamaño de partícula y es 10 a 30 veces más grande que la calculada mediante el método de asentamiento de partículas (Ecuación (50)), próxima al máximo de ésta.

Los dos métodos concuerdan bastante bien en las proximidades de la distancia *viento abajo* donde el eje inclinado de la pluma toca el suelo; antes de ese punto el método de difusión de torbellino suministra velocidades más elevadas de asentamiento y más allá de él, valores más bajos. La relación entre la distancia al punto de intersección del eje de la pluma con el suelo y la distancia para la que se obtiene la máxima velocidad de asentamiento es del orden de *10:1* a **20:1** para partículas de *20 µm*. Si las partículas fuesen de *10 µm*, la relación sería de *40:1* a *80:1*, y si se considerasen partículas de *1 µm* de *4000:1* a *8000:1*.

El procedimiento **ASME** [14] para la estimación de la máxima concentración de partículas a nivel del suelo aproxima el procedimiento de asentamiento de partículas con dos excepciones:

- Utiliza la fórmula de Bosanquet y Pearson [15] para estimar la dispersión, en lugar del valor 1/2 de la fórmula de Sutton.
- 2) La adapta a la fórmula de la pluma reflejada en el suelo de **Sutton** (Ecuación (23)).

El reingreso a la atmósfera de partículas depositadas en el suelo es elevado en superficies uniformes, pero bajo en superficies rugosas. Se carece de información experimental para comparar la exactitud de los métodos.

El cálculo de la concentración de partículas en el suelo ya sea por los métodos de asentamiento de partículas y **ASME [37]**, o mediante el modelo de absorción propuesto arriba, puede extenderse a una trampa de inversión. En los métodos de asentamiento de partículas y **ASME [37]**, para calcular la concentración a nivel del suelo se hace uso directamente de las Ecuaciones (44a) y (44b).

En el método de absorción con una capa reflectante debida a la inversión térmica, todos los pares de ecuaciones $C_i u / Q_p$ se forman reemplazando la sumas de fuentes reales y fuentes virtuales, (ver Ecuación (28)) por diferencias (ver Ecuación (51)). Por consiguiente, las contribuciones adicionales de imágenes suministran:

$$C = \sum_{i=0}^{\infty} \left[\left(C_{4i+1} + C_{4i+2} \right) - \left(C_{4i+3} + C_{4i+4} \right) \right]$$
(55)

En la formación de C, C_{4i+1} y C_{4i+2} corresponden a reflexiones en la capa de inversión, mientras que C_{4i+3} y C_{4i+4} corresponden a absorciones a nivel del suelo.

5. Formación de Plumas Neblinosas

Los efluentes que contienen vapor de agua y que se emiten a través de chimeneas tenderán a formar bruma o niebla toda vez que la pluma se enfríe al mezclarse con el aire ambiente generando una condición local de temperatura y concentración de vapor tal que la concentración de agua en la pluma excede su nivel saturado y seco a la temperatura local. Los diseños actuales de plantas deben tener en cuenta la posible formación y eliminación de plumas neblinosas que provienen de torres de enfriamiento de industrias, servicios y plantas químicas en general. La dispersión del vapor de agua puede manejarse de la misma manera que la dispersión de contaminantes gaseosos; mediante las ecuaciones de **Sutton**, Ecuaciones (28), (43), (44a) y (44b).

Estimaciones de diseño de plumas neblinosas se obtienen calculando la dispersión atmosférica del agua acoplándola con la condición temperatura vs. densidad que acompaña al proceso de dilución de la concentración de agua en la pluma. El incremento de la concentración de agua por encima de la concentración ambiente en la pluma *viento abajo* de la fuente emisora (chimenea) puede calcularse mediante las ecuaciones de **Sutton** teniéndose en cuenta que éstas no son válidas en las proximidades de la fuente emisora debido a la suposición de fuente puntual en la derivación matemática de las ecuaciones. Este error se vuelve más pequeño a medida que la relación de gases emitidos a aire ambiente entrante a la pluma se vuelve más pequeño en puntos ubicados mucho más distantes viento abajo de la fuente. La elevación de temperatura por encima de la temperatura ambiente puede calcularse con la misma ecuación reemplazando la fuente de contaminación Q con una fuente térmica equivalente, $Q_h/\rho c_p (c_p$ es el calor específico a presión constante del gas),

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

$$\frac{C u}{Q} = \frac{\Delta T u \rho c_p}{Q_h}$$
(56)

La Ecuación (56) corresponde a una fuente a nivel del suelo y reflexión del contaminante en tierra (no hay absorción). La dispersión de plumas neblinosas desde chimeneas requiere el uso

de la Ecuación (28). La aproximación para T en la zona próxima a la dispersión es errónea en la misma cantidad relativa que la concentración C, aparte de otros efectos del calor latente.

A continuación se ilustra un método típico de cálculo con ayuda de la Figura (9); aquí el aire o gas a 90 °F con un contenido de agua de 32 gr/m^3 emana de una chimenea con un determinado caudal volumétrico, Q_V , expresado en m^3/seg , hacia un ambiente que se encuentra a 50 °F y con un contenido de agua de 7.5 gr/m^3 (humedad relativa del 75%). El flujo másico de emisión del contaminante, Q, se calcula como el producto de (32 - 7.5) gr/m^3 por el caudal volumétrico, Q_V , y con la meteorología conocida y la altura de la chimenea, se obtiene el valor de C u / Q en diversos puntos ubicados *viento abajo* de la fuente emisora (Ecuación (28)).

La intensidad de la fuente térmica, $Q_h / \rho c_p$, puede calcularse como el producto de la elevación de temperatura por encima de la temperatura ambiente, $\Delta T = (90 - 50)$ °F, por el caudal volumétrico Q_V . Con el valor de intensidad de la fuente térmica y la estimación de Q, puede obtenerse la pendiente aproximada de la recta de proceso C vs. ΔT , como se muestra en la Figura (9). En este ejemplo, la pendiente de la recta del proceso de dilución es aproximada, dado que no tiene en cuenta el cambio con la temperatura del producto de la densidad por el calor específico de la mezcla agua-aire. Cálculos más precisos que tienen en cuenta este cambio generarán una curva del proceso de dilución que se desvía de la relación lineal de la Figura (9) y de la Ecuación (56). A partir de la curva que representa el proceso de dilución con C conocida en posiciones ubicadas viento abajo, puede determinarse ΔT , y lo que es más importante, pueden estimarse las distancias de la condensación incipiente y la reevaporación total. El proceso de dilución calculado es válido en tanto la pluma no produzca llovizna a partir de la condición inicial de emisión hacia el punto de condensación incipiente y desde el punto de reevaporación a la condición ambiente.



Figura 9: Curva que representa el proceso de dilución.

Desde el punto de condensación incipiente al punto de evaporación total, el proceso en la pluma tiende hacia la línea de saturación, pero, si se adoptan las siguientes suposiciones razonables, el método de estimación arriba descrito resulta válido:

- El cambio de densidad dentro de la mezcla aire-agua debido a la condensación es despreciable y tiene poco efecto sobre la dispersión del agua en la pluma, ya que el incremento en la densidad usualmente es menor al 1%.
- 2) La dispersión del agua en la pluma es independiente de la fase local y de las condiciones de energía de la mezcla agua-aire, por ejemplo, los coeficientes de dispersión, σ_y y σ_z no son afectados por la estabilidad adiabática húmeda dentro de la parte neblinosa de la pluma comparada con la estabilidad adiabática seca en la parte clara de la misma.
- La llovizna producida por el agua de la pluma es pequeña por lo cual se la puede despreciar.

Se considera que se produce llovizna toda vez que la densidad del agua líquida excede

*1 gr/m*³. El manejo de una pluma con llovizna requiere de la estimación de la pérdida por caída de agua que debe tenerse en cuenta en el proceso de dilución, como se indica en la Figura (10).



Figura 10: Curva representativa del proceso de dilución con llovizna. La llovizna produce que el proceso de dilución siga la línea punteada debido a la eliminación de agua de la pluma.

La llovizna proveniente de la parte neblinosa de la pluma incrementa la densidad y la temperatura a la cual toma lugar la reevaporación total.

6. Diseño de Chimeneas para Dispersión de Contaminantes

Los efluentes de plantas industriales, de procesamiento químico y de usinas usualmente se emiten a la atmósfera desde chimeneas para dispersar el contaminante sobre un área *viento abajo* mucho más amplia y entonces reducir las concentraciones a nivel del suelo. Se le ha prestado bastante atención al diseño de procesos de emisiones calefaccionadas o sin calefaccionar provenientes de chimeneas. Dos tipos particulares de emisiones, observadas por el público en general, son aquellas provenientes de las grandes usinas y de las torres enfriadoras de agua, en especial de las grandes torres enfriadoras de agua asociadas con el desecho calórico de las usinas eléctricas. Algunas usinas modernas, por ejemplo, la Cardinal Plant del sistema eléctrico de EE.UU., tienen chimeneas de *800 pies (≈ 24 metros)* de alto ubicadas sobre un suelo más elevado. Las nuevas plantas en Pennsylvania también tienen chimeneas de esta altura.

Las estimaciones de dispersión de contaminantes de las chimeneas incluyen la consideración de muchos efectos: condiciones meteorológicas promedio y local, la elevación térmica y cantidad de movimiento de la pluma emitida desde la chimenea, la topografía y edificación cercana, y múltiples chimeneas cercanas unas a otras.

6.1 Meteorología promedio y local

Los efectos de la meteorología a corto plazo dentro de un ciclo diurno, de la existencia de capas de inversión y de la transmisión térmica a gran escala, son los más relevantes cuando se estiman las concentraciones gaseosas de las emisiones corta duración, mientras que la meteorología a largo plazo (un mes o un año) es importante para la estimación de concentraciones de material particulado y polvos.

Los tipos de pluma que los diseñadores de chimeneas tienen en cuenta se muestran en la Figura (11) (ver, por ejemplo, **Bierly y Hewson [26]**, **Thomas et al. [38]**, y **Scorer y Barrett [40]**).

La *pluma cónica* (*coning plume*) acontece cuando la pluma es dispersada por el viento en una atmósfera neutral, condición característica de la meteorología de la tarde. Las plumas bajo esta condición pueden ser calculadas por las fórmulas de Sutton, Ecuaciones (28), (29), (34), (36), (44a) y (44b) para los contaminantes gaseosos y Ecuaciones (47) a (54) para partículas, utilizando valores apropiados de coeficientes de dispersión σ_y y σ_z según el tipo de estabilidad atmosférica, como se mostrará en la unidad siguiente.



Figura 11: Comportamiento de seis tipos de plumas bajo diversas condiciones de estabilidad atmosférica. Las líneas punteadas representan el perfil adiabático de temperatura; las líneas continuas, el perfil existente.

La *condición de ventilación (fanning plume)* acontece cuando la pluma se dispersa en la capa inversión atmosférica durante la caída del sol, la noche o temprano en la mañana. Las aproximaciones de la dispersión de la pluma bajo esta condición pueden obtenerse a partir de las ecuaciones de **Sutton** para contaminantes gaseosos y con menos precisión, debido al asen-

tamiento de las partículas, a partir de las ecuaciones correspondientes a material particulado. Aquí se pueden usar los valores σ_y y σ_z característicos de una atmósfera estable.

La *condición de fumigación (fumigating plume)* acontece cuando se quiebra la inversión durante el día, esto es, cuando la capa turbulenta que se eleva del suelo calentado alcanza a la *fanning plume* emitida dentro de la capa de inversión la noche anterior y atrapada a una altura efectiva de chimenea en la capa de inversión y lavada *viento abajo* hasta el nivel del suelo. Las estimaciones del efecto fumigación pueden obtenerse a partir de un simple procedimiento (ver, por ejemplo, referencias [27] y [40]), en donde se calcula que el contaminante atrapado en la *fanning plume* ha de dispersarse en una masa de aire neutral o no estable entre la capa de inversión y el suelo. Se asume que el contaminante se dispersa uniformemente en la dirección vertical y con una distribución Gaussiana en la dirección y.

Por consiguiente, si la *fanning plume* se extiende hacia la parte superior a una altura igual a la altura efectiva de la chimenea más una distancia igual a los dos coeficientes de dispersión en la dirección *z* para la *fanning plume*, $h + 2\sigma_z$ (el 98% de la pluma está contenida en el intervalo $0 \le z \le h + 2\sigma_z$, se estima que la concentración del contaminante bajo la condición de *fumigación* a nivel del suelo es:

$$\frac{C u}{Q} = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma_y (h + 2\sigma_z)} exp\left(-\frac{1}{2} \frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)$$
(56)

donde σ_y explica la dispersión original de la *fanning plume* en la dirección y.

Pooler [27] sugiere un método simple de estimar el tiempo de fumigación de la inversión igualando el calor solar por unidad de tiempo requerido para calentar una capa de inversión con aquel requerido para calentar la capa de aire moviéndose entre el suelo y $h + 2\sigma_z$ desde su condición de inversión original a su condición adiabática final. Por otra parte, pueden utilizarse igualmente bien, pronósticos de profundidad de la capa de mezclado para los diferentes momentos del día, siempre y cuando se pueda disponer de ellos (la profundidad de mezcla es la altura a la cual el gradiente adiabático promedio de temperatura se extiende hacia la capa inversión). Si el Servicio Meteorológico suministra el perfil vertical de temperatura y la condición del viento, estos datos pueden acoplarse con pronósticos diarios sinópticos de la temperatura superficial para estimar el tiempo en que el gradiente térmico adiabático se prolonga en cualquier punto en la inversión. Este es efectivamente el balance estimado de energía de **Pooler** utilizado de una manera sinóptica. Estas predicciones se obtienen de las compañías de pronós-

ticos meteorológicos.

La existencia de *condiciones de fumigación* en chimeneas elevadas ha sido observada en una usina eléctrica en el Reino Unido, pero en ningún caso se detectó que la fumigación de **SO**₂ desde la planta excede la concentración que se da bajo condiciones neutrales de estabilidad atmosférica (ver referencias [41] y [42]). TVA ha producido descubrimientos similares y ha indicado que los resultados calculados sobre la base de la Ecuación (56) son dos a tres veces mayores que los valores observados [43].

La *pluma atrapada* (*trapped plume*) ocurre cuando el contaminante es emitido en una capa no estable de aire atrapado entre una capa de inversión y el suelo. Las aproximaciones a la concentración del contaminante a nivel del suelo se obtienen a partir de las fórmulas de **Sutton** para reflexiones múltiples, desarrolladas en las Ecuaciones (44a) y (44b), o por el método de **Pooler**. En las Ecuaciones (44), la rápida convergencia de los términos mostrará que sólo necesitan calcularse un par de términos. Si se utilizara el método de **Pooler**, el término **h** + $2\sigma_z$ debe reemplazarse por *H*, la altura de la capa de inversión, y σ_y referirse a condiciones atmosféricas inestables. **Miller y Holzworth [28]** efectuaron estimaciones de la concentración a nivel del suelo de los contaminantes en función de la profundidad de inversión para una fuente emisora lineal continua.

La *pluma ondulante* (*looping plume*) ocurre durante una condición no estable de viento suave en las tardes de verano, cuando remolinos de gran escala acarrean porciones de la pluma hacia el suelo en un patrón tirabuzón. La pluma que toca el suelo por poco tiempo producirá una concentración alta de contaminantes durante ese período de tiempo. Este tipo de plumas, citadas por **Thomas [37]**, genera concentraciones promedio 30 minutos a nivel del suelo de alrededor del 40% de aquellas que se calculan por el método desarrollado para *plumas cónicas*. Las concentraciones promediadas durante pocos minutos y producidas por la parte filamentosa de la pluma cuando toca el suelo, pueden alcanzar valores muy altos (ver referencias **[39]** y **[42]**).

La *pluma elevada* (*lofting plume*) ocurre cuando la chimenea libera por sobre una capa de inversión o cuando la flotación de la pluma lleva una emisión de chimenea a través de una capa de inversión a otra capa situada más arriba. La pluma se dispersa por sobre la inversión ya que la parte superior de la capa de inversión actúa como barrera que previene que todas las emanaciones gaseosas o de pequeñas partículas lleguen al suelo. Este tipo de pluma es uno de los principales objetivos de la operación de altas chimeneas de plantas industriales y eléctricas.

6.2 Contribuciones térmicas y de cantidad de movimiento a la elevación de la pluma

Las Ecuaciones de Sutton (Ecuaciones (28), (29, (34), (36) y (44)) y las Ecuaciones (50) a (54), contienen una altura de emisión, h, que tiene en cuenta la emisión del contaminante desde una fuente puntual elevada. La determinación de esta altura es difícil y ha sido tema de muchas discusiones (ver referencia [44]). Dado que esta altura es más grande que la altura física de la chimenea, h_s , la altura efectiva de chimenea incluye la altura de la misma más una elevación o altura adicional debida a la flotación de la pluma y a la cantidad de movimiento o momento vertical de descarga. La pluma que deja la chimenea no sólo está influenciada por su flotación térmica y momento de descarga, sino que inmediatamente después de ser emitida se halla sometida a las fuerzas atmosféricas dispersivas. El acoplamiento de las fuerzas que producen la elevación de la pluma y de las fuerzas dispersivas (arrastre) en un esquema de diseño que pueda fácilmente calcularse, es suministrado separando los efectos y efectuando, en primer lugar, el cálculo de la elevación de la pluma desde una altura equivalente de chimenea, independiente de la dispersión atmosférica, y, en segundo lugar, efectuando el cálculo de la dispersión atmosférica, y. en segundo lugar, efectuando el cálculo de la dispersión atmosférica, h, de chimenea, como se ilustra en la Figura (12).



Figura 12: Análisis de la pluma en dos etapas.

La fuente virtual puntual puede localizarse desplazando la pluma *viento arriba* de la chimenea, de manera que el ancho calculado de la pluma en la chimenea, - $3\sigma_y$ a + $3\sigma_y$, corresponda al ancho de la pluma boyante, por ejemplo, el ancho de la chimenea puede utilizarse como primera aproximación. El uso de una fuente virtual puntual sólo es importante para efectuar estimaciones groseras en la zona próxima a la pluma y para condiciones de ventilación (*fanning plumes*).

Carpenter et al. [45], citan el trabajo de Carson y Moses, refiriéndose a él como la formulación ASME:

$$\Delta h = A \frac{4.12 \, V_s \, d + 1.47 \, \sqrt{Q_h}}{u} \tag{57}$$

0 17

donde:

 V_s = Velocidad de emisión desde la chimenea. (m/seg.)

d = Diámetro de salida de la chimenea (m).

 Q_h = Flujo calórico (fuente puntual continua) (Btu/seg.).

A es un número tal que:

$$A = 1 \qquad si \qquad \frac{d\theta}{dz} \ge -0.4 \frac{\delta F}{100 m}$$
$$A = 2.43 \qquad si \qquad \frac{d\theta}{dz} < -0.4 \frac{\delta F}{100 m}$$

10

Aquí $d\theta/dz$ representa el cambio de la temperatura potencial con la altura desde la parte superior de la chimenea a la parte superior de la pluma:

$$\frac{d\theta}{dz} \cong \left(\frac{d\Gamma}{dz} + \Gamma\right) \frac{\theta}{\Gamma} \cong \frac{dT}{dz} + \Gamma$$

$$\Gamma \cong -1.8 \frac{{}^{o}F}{100 m} \cong -1 \frac{{}^{o}C}{100 m}$$
(58)

donde $\boldsymbol{\Gamma}$ representa al gradiente térmico adiabático, Ecuación (9).

Conviene aclarar que la temperatura potencial, θ , se define como la temperatura que asumiría una porción de aire, originalmente a una altitud determinada, si fuese comprimida o expandida adiabáticamente en forma arbitraria a la presión de 1000 mb. Por consiguiente, adoptando en la fórmula de procesos adiabáticos:

$$\frac{T}{T_1} = \left(\frac{p}{p_1}\right)^{(\gamma-1)/\gamma}$$

 $p_1 = 1000$ y $T_1 = \theta$, se obtendría:

$$\theta(z) = T(z) \left(\frac{1000}{p(z)}\right)^{(\gamma-1)/\gamma}$$

donde p(z) se expresa en milibares y T en °K. El gradiente térmico adiabático (*adiabatic lapse rate*) corresponde a un perfil de temperatura para el que la temperatura potencial es independiente de la altura, esto es, $\theta = cte$.

La formulación ASME **[46]** finalmente adoptada como estándar, difiere de la formulación de **Carson y Moses**; los resultados calculados utilizando la formulación de **Carson y Moses** coincide sustancialmente con aquellos calculados mediante el estándar ASME.

Otras industrias utilizan la fórmula Lucas-Moore-Spurr [41,42,46], como lo hace el estándar ASME sobre emisiones particuladas [14]:

$$\Delta h = \frac{(73.5 + 0.222 h_s)}{u} (Q_h)^{1/4}$$
(59)

para elevación de la pluma en una atmósfera neutral o inestable. En caso que exista un gradiente térmico estable, $d\theta/dz > 0$, la elevación de la pluma descripta por la Ecuación (59) debe multiplicarse por:

$$(G_N)^{1/4} = \left[\frac{19.8\left(\frac{d\theta}{dz}\right)}{u^2}\right]^{1/4}$$
(60)

con u medida en la parte superior de la chimenea.

La potencia ¹/₄ de la formulación Lucas-Moore-Spurr coincide con la de Priestley y Ball [47] citado por Strauss en Industrial Gas Cleaning [48].

En el cálculo de la elevación de la pluma para otras chimeneas diferentes de aquellas pertenecientes a usinas eléctricas, como por ejemplo, torres de enfriamiento, el término de cantidad de movimiento es importante, requiriéndose en este caso la fórmula que contiene el término de momento, esto es, la Ecuación (57).

Cuando se calcula la elevación de la pluma para liberaciones de corta duración sin cantidad de movimiento en la emisión, usualmente, el término de momento en la Ecuación (57) puede omitirse a nivel del suelo. Frizzola et al. **[49]** obtuvieron datos experimentales sobre elevación de este tipo de plumas y la correlación recomendada en este artículo no difiere mayormente de aquella expresada por el término de flotación en la Ecuación (57).

6.3 Múltiples chimeneas. Efectos de la topografía y de los edificios.

La dispersión de contaminantes en el aire depende fuertemente de la meteorología local de la atmósfera hacia la cual el contaminante es emitido. La formulación

matemática del proceso de dispersión de contaminantes gaseosos emitidos desde chimeneas es válida para un terreno abierto libre de obstáculos. Los obstáculos, ya sean naturales o hechos por el hombre, alteran la circulación atmosférica y con ella la dispersión de los contaminantes. Particularmente se hallan bien referenciados los efectos de los valles entre montañas y de los edificios **[50,51].** Lagos y líneas costeras establecen patrones locales de vientos que modifican la dispersión de los contaminantes.

En 1945, **Hewson [50]**, describió la circulación atmosférica en el valle del río Columbia en la vecindad de Trail Smelters para explicar los elevados niveles de concentraciones de **SO**₂. Este trabajo fue el primero en dirigir la atención al problema de la fumigación y a la circulación diurna del aire en un valle profundo. Para el diseño de chimeneas de usinas eléctricas se realizaron estudios de simulación en túneles de viento de flujos aerodinámicos sobre superficies irregulares naturales o hechas por el hombre. Dado que muchos centros poblados están localizados sobre líneas costeras de ríos, lagos o mares, la evaluación de problemas de contaminación tierra adentro y lejos de las costas, debe tener en cuenta la circulación sobre espejos de aguatierra asociada con cambios diurnos y estacionales. Todavía tiene que recabarse y analizarse información sobre detalles de diseño, no obstante, **Hewson y Olson [52]** discutieron guías cualitativas que asisten en la aplicación de modelos simples disponibles.

Edificios ubicados a sotavento de una chimenea o edificios con chimeneas montadas sobre ellos pueden producir un lavado aerodinámico aguas abajo del efluente y sus contaminantes emitidos por la chimenea. Estudios en túneles de viento efectuados por **Sherlock y Stalker [51]** y otros investigadores generaron algunas consideraciones de diseño. **Moses, Strom y Carson [52]** determinaron que una relación de velocidad de emisión de efluentes a velocidad de viento, $V_s/u > 1.5$, minimiza el lavado *viento abajo*. En este trabajo citan la bien conocida Regla $2\frac{1}{2}$ utilizada por la British Electricity Industry por muchos años. La altura de la chimenea debería ser 2 veces y media la altura de los edificios, sin embargo, chimeneas 1 vez y media más elevadas que los edificios han sido utilizadas exitosamente. Los efectos de edificios y chimeneas adyacentes y de fuentes calóricas cercanas perturbarán los patrones [**39**]. Usualmente, un diseño de chimenea es un compromiso de muchos factores, entre los cuales, la concentración a nivel del suelo es uno de ellos.

Múltiples chimeneas reducen la carga de efluente sobre una sola chimenea, y en muchos casos, también pueden reducir la flotación y el momento de la elevación de la pluma. Múltiples chimeneas en paralelo pueden utilizarse para mejorar la performance de la distribución de carga

de una planta, interrumpiendo la operación de algunas chimeneas de manera que las chimeneas en funcionamiento estén en su punto de diseño para la carga total. Cálculos de flotación de plumas para chimeneas con igual nivel de carga se manejan a través del procedimiento ASME [14] utilizando en las Ecuaciones (57) o (59) el flujo calórico de emisión dividido por el número de chimeneas. La separación de la carga de manera desigual entre chimeneas de alturas diferentes requiere la consideración de las Ecuaciones (57) o (59) únicamente para efectuar una estimación preliminar.

Referencias

- 1. A. I. Oparin. *The Origin and Initial Development of Life*. Medetsina: Moscow, 1966 (Tech. Trans. NASA TT F-488, NASA: Washington, D.C., 1968).
- 2. J. S. Shklovskii and C. Sagan. *Intelligent Life in the Universe*. Holden Day: San Francisco, 1966.
- 3. D. J. Garrod. Symposium on Measurement and Control of Industrial Pollution. Institute of Measurement and Control: Hollingbourne, England, 1971.
- 4. R. A. Papetti and F. R. Gelmore. *Air Pollution*, Endeavor, 30, pp. 107-114 (1971).
- 5. G. F. Friedlander. *Airborne Asphasia An International Problem*. IEEE Spectrum, 2, pp. 56-59 (1965).
- 6. J. B. Heywood, MIT Technol. Rev., 73, pp. 21-29 (1971).
- 7. W. Host. Diffusion in Solids, Liquids, and Gases, Academic Press, New York, 1952.
- 8. L. Howarth. *Modern Developments in Fluid Dynamics High Speed Flow*, Vol. 2, pp. 847-851, Oxford, London, 1953.
- 9. H. S. Carslaw and J. C. Jaeger. *Conduction of Heat in Solids*. Oxford, London, 1959.
- 10. J. G. Knudsen and D. L. Katz. *Fluid Dynamics and Heat Transfer*. McGraw-Hill, New York, 1958.
- 11. O. F. T. Roberts, Proc. Roy. Soc.(London)A104, pp. 640-654 (1923).
- 12. E. L. Deacon, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 75, pp. 89-103 (1949).
- 13. O. G. Sutton. *Micrometeorology*, McGraw-Hill, New York, pp. 85, 283, 291 (1953).
- 14. ASME Standard No. APS-1, *Recommended Guide for the Control of Dust Emissions -Combustion for Indirect Heat Exchangers*. ASME, New York (1966).
- 15. C. H. Bosanquet and J. L. Pearson, Trans. Faraday Soc., 32, pp. 1249-1264 (1936).
- 16. F. Pasquill, Meteorol. Mag., 90, pp. 33-49 (1961).
- 17. F. Pasquill. Atmospheric Diffusion, Van Nostrand, New York, pp. 179-214 (1962).
- 18. Ref. 13, pp. 287, 288.
- 19. J. V. Uspensky. Introduction to Mathematical Probability, McGraw-Hill, New York, 1937.
- 20. O. G. Sutton, Proc. Roy. Soc.(London), A135, pp. 143-165 (1932).
- 21. O. G. Sutton, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 73, pp. 257-281 (1947).
- 22. O. G. Sutton, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 73, pp. 426-436 (1947).
- 23. T. S. Walters, Inter. J. Air Water Pollution, 6, pp. 349-352 (1962).
- 24. Ref. 13, p. 291.
- 25. K. L. Calder. *Multiple-Source Plume Models of Urban Air Pollution The General Structure*, Atmos. Environ., **11**, 403-414 (1977).
- 26. E. W. Bierly and E. W. Hewson, J. Appl. Meteorol., 1, pp. 383-390 (1962).
- 27. F. Pooler. Potential Dispersion of Plumes from Large Power Plants, USPHS Publication

#999-AP-16, 1965.

- 28. M. E. Miller and G. C. Holzworth, J. Air Pollution Control Assoc., 17, pp. 46-50 (1967).
- 29. P. M. Morse and H. Feshbach, *Methods of Theoretical Physics*. McGraw-Hill, New York, pp. 812-816, 862 (1963).
- 30. R. J. Yamartino, Jr. A New Method for Computing Pollutant Concentrations in the Presence of Limited Vertical Mixing, J. Air Pollut. Control Assoc., 27, 467-468 (1977).
- 31. D. B. Turner. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, Public Health Service Publication Nro. 999-AP-26 (N.T.I.S. PB-191482), Revised 1970.
- 32. M. E. Smith, and I. A. Singer. An Improved Method of Estimating Concentration and Related Phenomena from a Point Source Emission, J. Appl. Meteorol., 5, 631-639 (1966).
- 33. L. J. Shieh et. al. *Air Quality Diffusion Model, Application to New York City*, I.B.M. J. Res. and Dev., **16**, 162-170 (1972).
- 34. G. H. Strom. *Atmospheric Dispersion of Stack Effluents*, Air Pollution, Vol. I, A. C. Stern, Ed., Academic Press, New York, 1962.
- 35. C. H. Bosanquet, W. F. Carey, and E. M. Halton, Proc. Inst. Mech. Engrs., 162, pp. 355-358 (1950).
- 36. Meteorology and Atomic Energy, AECU 3066, U.S. Atomic Energy Commission, Washington D.C., 1955.
- 37. E. Smit et al. *Recommended Guide for the Prediction of the Dispersion of Airborne Effluents, ASME*, New York, May, 1968.
- 38. F. W. Thomas, S. B Carpenter, and F. E. Gartrell, J. Air Pollution Control Assoc., **13**, pp. 198-204 (1963).
- 39. R. S. Scorer and C. F. Barrett, Intern. J. Air Water Pollution, 6, pp. 49-63 (1962).
- 40. J. Z. Holland. *Meteorological Survey of the Oak Ridge Area*, USAEC Rept. ORO-99 (1953).
- 41. A. Martin and F. R. Barber, J. Inst. Fuel, **39**, pp. 294-307.
- 42. G. N. Stone and A. J. Clarke, Am. Power Conf., 29 (1967).
- 43. M. E. Smith, *Reduction pf Ambient of Air Concentrations of Pollutants by Dispersion from High Stacks*, Nat's Conf. On Air Pollution, USPHS, Paper B-8, Panel B on Heat and Power Generation, Washington D. C., (Dec. 13, 1966).
- 44. *Symposium on Plume Behavior*, Intern. J. Air Water Pollution, **10**, pp. 393-409.
- 45. S. B. Carpenter, J. A. Frizzola, M. E. Smith, J. M. Leavitt, and F. W. Thomas. *Report on Full-Scale Study of Plume Rise at Large Electric Generating Station*, Air Pollution Control Assoc., Paper 67-82 (1967).
- 46. M. E. Smith et al. *Recommended Guide for the Prediction of the Dispersion of Airborne Effluents*, ASME, New York (May 1968).
- 47. C. H. B. Priestley and F. K. Ball. *Continuous Convection from an Isolated Heat Source*, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc, **81**, pp. 144-157 (1955).
- 48. W. Strauss. *Industrial Gas Cleaning*, Pergamon, London (1966).
- 49. J. A. Frizzola, I. A. Singer, and M. E. Smith, J. Air Pollution Control Assoc., 14, pp. 455-459 (1964).
- 50. E. W. Hewson, Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., 71, pp. 274-277 (1945).
- 51. R. H. Sherlock and E. A. Stalker. *A Study of Flow Phenomena in the Wake of Smokestacks*, Eng. Res. Bull., N^o 29, University of Michigan, Ann Arbor (1941).
- 52. E. W. Hewson and L. E. Olson, J. Air Pollution Control Assoc., 17, pp. 757-760 (1967).
- 53. H. Moses, G. H. Strom, and J. E. Carson, Nucl. Safety, 6, 1-19 (1964).