

Estrategia de muestreo de agentes químicos en aire

Emilio Castejón Vilella
Xavier Guardino Solà

PID_00186784



Los textos e imágenes publicados en esta obra están sujetos –excepto que se indique lo contrario– a una licencia de Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada (BY-NC-ND) v.3.0 España de Creative Commons. Podéis copiarlos, distribuirlos y transmitirlos públicamente siempre que citéis el autor y la fuente (FUOC. Fundación para la Universitat Oberta de Catalunya), no hagáis de ellos un uso comercial y ni obra derivada. La licencia completa se puede consultar en <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es/legalcode.es>

Índice

Introducción	5
Objetivos	7
1. Variabilidad de las concentraciones ambientales	9
2. La distribución lognormal	11
2.1. Parámetros básicos	13
2.2. Estimación de los parámetros de una distribución lognormal ...	15
2.2.1. Estimación de la media	15
2.2.2. Estimación del intervalo de confianza de la media	17
2.2.3. Estimación del porcentaje de muestras que superarán el valor límite	18
2.2.4. Estimación del intervalo de confianza del porcentaje de muestras que superarán el valor límite	20
3. Estrategias de muestreo	23
3.1. Estrategia de NIOSH (1977)	25
3.2. Norma UNE 689 (1995)	28
3.2.1. Evaluación de la exposición	29
3.2.2. Conclusiones sobre la evaluación	30
3.2.3. Propuestas para la evaluación de las exposiciones	32
3.3. Guía técnica del INSHT (2003)	39
3.4. Propuesta BOHS 2011	39
3.4.1. Primer capítulo: “Conducting a survey for exposure evaluation”	40
3.4.2. Segundo capítulo: “The problem of variability”	40
3.4.3. Tercer capítulo: “Recommended method of measuring compliance”	41
3.4.4. Cuarto capítulo: “Shortcuts and their limitations”	42
3.4.5. Apéndice: “Calculations for the group and individual compliance tests”	43
3.5. Metodologías basadas en el teorema de Bayes	43
Resumen	45
Ejercicios de autoevaluación	47
Solucionario	49
Bibliografía	50

Evaluación de la calidad del ajuste de una serie de datos a una ley lognormal.....

Introducción

Al revisar los resultados de un conjunto de muestras ambientales tomadas en un puesto de trabajo en distintos períodos de tiempo, la experiencia nos dice que los valores de la concentración ambiental que se obtienen no solo no son coincidentes sino que, a menudo, una pequeña parte de ellos difieren notablemente del resto, que se encuentran agrupados en un intervalo relativamente estrecho. La experiencia enseña también que dichas variaciones de carácter aleatorio se ajustan a patrones estadísticos definidos y, por tanto, son susceptibles de un estudio sistematizado que permite obtener evaluaciones cuantitativas basadas en el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos en las mediciones ambientales. La distribución más generalmente aceptada para describir este tipo de variaciones es la **logarítmiconormal** (lognormal), distribución en la que el parámetro que se “distribuye normalmente” es el logaritmo de las concentraciones ambientales. En la primera parte de este módulo se repasan los aspectos relacionados con este planteamiento.

Dada esta situación, a lo largo del tiempo han ido apareciendo distintas propuestas de estrategia para abordar, con criterios estadísticos solventes, los cálculos necesarios para obtener resultados fiables en la evaluación de la exposición a agentes químicos, por inhalación, partiendo de mediciones de la concentración ambiental, y teniendo respuesta a cuestiones como el tiempo de duración de las mediciones, el número de estas, la ubicación, el número de trabajadores a muestrear, el número de jornadas, etc. Hemos de tener en cuenta también que las herramientas de cálculo disponibles no son las mismas en la actualidad que cuando se abordó el problema por primera vez, lo que justifica llevar a cabo un breve repaso de las distintas iniciativas tomadas a lo largo del tiempo.

La siguiente cuestión que cabe plantear es que, dado que la evaluación del riesgo por inhalación se lleva a cabo por comparación de la concentración en aire con el valor límite ambiental del agente en cuestión, tal como establecen la mayoría de valores límites y concretamente los LEP (Límites de Exposición Profesionales) aplicados habitualmente en nuestro país, la confirmación de que no se supera el valor límite en ninguna jornada de trabajo exigiría la realización de mediciones de forma continuada. Asimismo, para alcanzar la conclusión de que la probabilidad de que en una jornada se supere el valor límite es pequeña requiere muestrear durante bastantes jornadas.

Este procedimiento es irrealizable en la práctica, y por ello se recurre a modelos estadísticos para determinar la probabilidad de superar el valor límite en cualquier jornada de trabajo y se admite que no se superará dicho valor si esta probabilidad es muy pequeña. También se consideran “atajos” que permiten obtener conclusiones fiables sin realizar un número importante de mediciones,

como, por ejemplo, hacerlas en las condiciones más desfavorables, ya que si en estas condiciones se respetan los valores límite, es posible obtener conclusiones globales. O bien, si el trabajo es repetitivo y los factores que intervienen en la generación de las concentraciones ambientales no sufren gran variación día a día, aplicando un sistema simplificado o basándonos en la experiencia y el criterio profesional del técnico podemos obtener una conclusión con datos de pocas jornadas.

A lo largo del módulo revisamos pues estas cuestiones y exponemos de manera resumida las iniciativas que sobre este campo cabe considerar: la metodología de NIOSH de 1977, la Norma UNE-EN 689 de 1996, las metodologías basadas en el teorema de Bayes y la propuesta BOHS (*British Occupational Hygiene Society*) del 2011, obviamente la iniciativa más actualizada sobre el tema. Por lo que respecta a la Guía técnica del INSHT del 2003, no se profundiza en ella por hallarse en periodo de revisión en el momento de la redacción de este módulo.

Objetivos

Con el estudio de este módulo se persiguen los objetivos siguientes:

- 1.** Conocer la mecánica del proceso de evaluación compleja de la exposición.
- 2.** Identificar los aspectos más básicos a considerar en la estrategia de muestreo.
- 3.** Ser capaces de diseñar una serie de mediciones para obtener un resultado fiable.
- 4.** Aprender los procedimientos matemáticos básicos para el tratamiento de los datos y comparación con los criterios de valoración.
- 5.** Ser capaces de obtener conclusiones razonadas sobre el riesgo por exposición al agente químico.
- 6.** Aplicar los conocimientos adquiridos a la resolución de situaciones prácticas sobre la estrategia de muestreo y la valoración de la exposición a agentes químicos por comparación con los valores límite.

1. Variabilidad de las concentraciones ambientales

La experiencia enseña que cuando en distintos períodos de tiempo se toman varias muestras ambientales en un puesto de trabajo determinado, los resultados de la concentración ambiental que se obtienen no solo no son coincidentes, sino que, a menudo, algunos de ellos difieren notablemente del resto, que se encuentran agrupados en un intervalo relativamente estrecho.

Este hecho era ya bien conocido por los primeros higienistas industriales norteamericanos, que entre los años 1920 y 1960 tomaban grandes cantidades de muestras con el objetivo de caracterizar con detalle las exposiciones a las que estaban sometidos los trabajadores.

Esas variaciones podrían tener su origen en la variabilidad inherente a los procesos de toma de muestra y análisis (**variaciones instrumentales**), pero el estudio del problema puso ya hace años de manifiesto que dicha variabilidad no justificaba más que en una mínima proporción las diferencias encontradas, y por tanto estas debían atribuirse en su mayor parte a las variaciones de la concentración ambiental debidas a modificaciones aleatorias no observables de determinados factores (corrientes de aire, cambios en la forma de realizar la tarea, etc.). Las **variaciones aleatorias** de la concentración ambiental, son mucho más importantes que las debidas a las variaciones instrumentales.

Leidel señala también que:

“las variaciones aleatorias de la concentración ambiental pueden ser muy superiores a las variaciones aleatorias de la mayor parte de los procedimientos de muestreo y análisis (a menudo por factores de 10 a 20)”.

N. A. Leidel; K. A. Busch; J. R. Lynch (1977). “Occupational exposure sampling strategy manual”. *DHEW (NIOSH) Publication* (núm. 77-173).

La experiencia enseña también que dichas variaciones de carácter aleatorio se ajustan a patrones estadísticos definidos y, por tanto, son susceptibles de un estudio sistematizado que permite obtener evaluaciones cuantitativas basadas en el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos en las mediciones ambientales.

Dichos patrones ya fueron identificados por Oldham, quien constató que los resultados de las mediciones de polvo ponían de manifiesto que:

“... la frecuencia relativa de los logaritmos de los niveles individuales de polvo parece ser gobernada por la ley normal”.

P. Oldham (1953), “The nature of the variability of dust concentrations at the coal face”, *Br. J. Ind. Med.* (núm. 10).

Cuando el logaritmo de una variable aleatoria (en nuestro caso la concentración ambiental) se distribuye según una ley normal, se dice que dicha variable se distribuye según una **ley logarítmico normal** o **lognormal**. Así pues, la distribución lognormal de las concentraciones tiene siempre asociada una distribución normal, que es la que siguen los logaritmos de aquellas.

La ley lognormal

En la naturaleza son frecuentes los fenómenos aleatorios cuya distribución de probabilidad se ajusta a una ley lognormal.

Como ejemplos pueden citarse la distribución de los elementos y su radioactividad en la corteza terrestre, los períodos de latencia de las enfermedades infecciosas, el contenido de microorganismos y otros contaminantes en la atmósfera, el número de letras por palabra y de palabras por frase, y muchas otras. También existen ejemplos en el mundo de las finanzas.

En general, los fenómenos que se ajustan a la **ley lognormal** son aquellos en los que influyen múltiples variables de forma **multiplicativa**, mientras los que siguen la **ley normal** son fenómenos en los que influyen múltiples variables de forma **aditiva**.

Ved también

El estudio de la ley logarítmico normal se estudia con detalle en el apartado "La distribución lognormal" de este módulo didáctico.

2. La distribución lognormal

Dada una variable aleatoria x , cuando su logaritmo neperiano y [$y = \ln(x)$] se distribuye según una ley normal, por definición de esta se cumple:

$$f_y(y; \mu, \sigma) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(y-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (1)$$

donde $f_y(y; \mu, \sigma)$ es la densidad de probabilidad de la función y , y μ y σ son, respectivamente, la media y la desviación estándar de y , es decir, de **los logaritmos** de los valores de la variable x .

En ese caso, se puede demostrar fácilmente que la variable x se ajusta a una ley de probabilidad cuya densidad de probabilidad viene dada por la expresión:

$$f_x(x; \mu, \sigma) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (2)$$

que es la expresión matemática de la densidad de probabilidad de la ley lognormal.

Obsérvese que la distribución lognormal solo está definida para $x > 0$, pues la función logarítmica no está definida para valores negativos de la variable. Obsérvese también la similitud de ambas expresiones, pues la segunda es igual a la primera dividida por x .

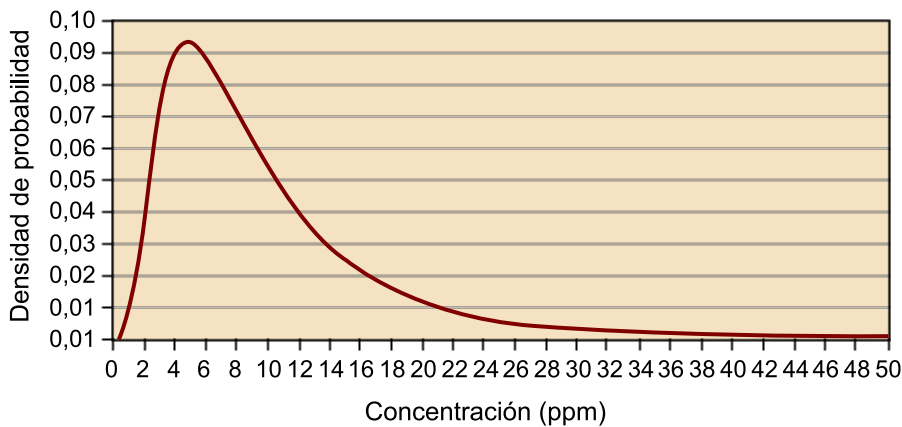
En la figura 1 se compara la curva de densidad de probabilidad de una distribución de concentraciones de media 10 ppm y desviación estándar 7,86 ppm (que siguen una ley lognormal) con la de los logaritmos naturales de dichas concentraciones, que siguen una ley normal de media 2,062 y desviación estándar 0,694. Los valores de los parámetros de una y otra distribución están relacionados mediante las fórmulas que veremos más adelante.

Densidad de probabilidad

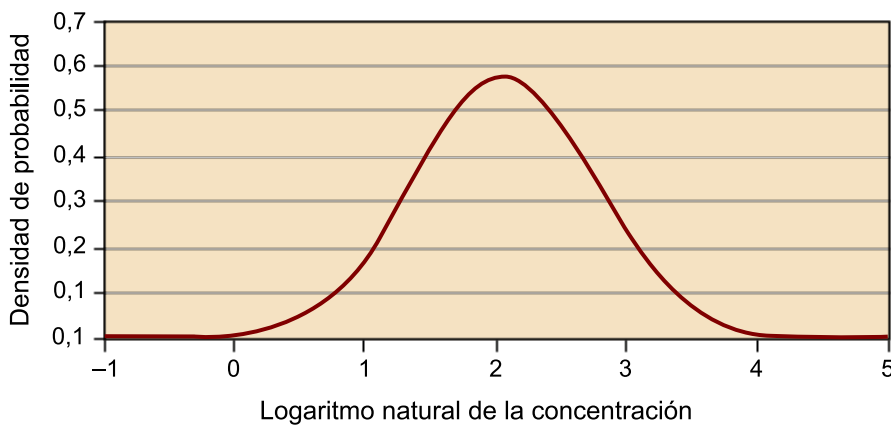
La densidad de probabilidad de una variable aleatoria es una función tal que su integral entre dos valores a y b de la variable, vale la probabilidad de que los valores de la variable se encuentren entre a y b . Es pues la derivada de la función de probabilidad acumulada.

Figura 1. Comparación de las distribuciones de densidad de probabilidad de los valores de la concentración ambiental y de sus logaritmos naturales

Densidad de probabilidad de una distribución logarítmico normal de concentraciones con media 10 ppm y distribución estándar 7,86 ppm



Densidad de probabilidad de los logaritmos naturales de la misma distribución de concentraciones



Como se observa en la figura 1, la ley logarítmico normal solo está definida para valores positivos de la concentración, lo que refleja el hecho físico de que la concentración ambiental **no puede** ser negativa.

Aunque la constatación experimental de que los resultados de las mediciones de la concentración ambiental se distribuyen “generalmente” según una ley lognormal, ello no puede considerarse una verdad absoluta. Por ello es una práctica prudente verificar en cada aplicación concreta que la hipótesis de que los resultados obtenidos se distribuyen lognormalmente es aceptable, empleando el método de verificación del ajuste que se describe en el anexo u otro de los que se encuentran en los manuales de estadística.

2.1. Parámetros básicos

Los parámetros descriptivos de la distribución lognormal pueden calcularse a partir de las expresiones siguientes:

- Media: $m = \exp\left(\mu + \frac{\sigma^2}{2}\right)$
- Desviación estándar: $s = m \cdot (\exp(\sigma^2) - 1)^{1/2}$
- Moda: $s = m \cdot \exp(\mu - \sigma^2)$

exp[a]

La expresión exp[a] significa e^a y se emplea para facilitar la lectura.

donde μ y σ tiene el significado que ya hemos visto.

En la literatura sobre la distribución de las concentraciones es habitual utilizar también dos parámetros adicionales:

- la **media geométrica** (m_g ; también identificada a veces como GM^1) y
- la **desviación estándar geométrica**, normalmente representada como GSD^2 .

⁽¹⁾ Acrónimo del inglés *Geometric Mean*.

⁽²⁾ Acrónimo del inglés *Geometric Standard Deviation*.

La media geométrica m_g de un conjunto de n valores $A_1 \dots A_n$ se define como:

$$m_g = (A_1 \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n)^{1/n}$$

puesto que:

$$\ln(m_g) = (1/n)[\ln(A_1) + \ln(A_2) + \dots + \ln(A_n)] = \mu$$

el logaritmo de la media geométrica es la media aritmética del conjunto de los logaritmos de los valores $A_1 \dots A_n$, es decir, de μ . Luego si $\ln(m_g) = \mu$, será $m_g = e^\mu$.

La desviación estándar geométrica de un conjunto de n valores $A_1 \dots A_n$ se define como:

$$GSD = \exp\left(\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\ln \frac{A_i}{m_g}\right)^2}{n}}\right) = e^\sigma \quad (3)$$

Es decir, GSD es la exponencial de la desviación estándar de los logaritmos naturales de $A_1 \dots A_n$, cuya media, como acabamos de ver, es el logaritmo de la media geométrica.

La desviación estándar geométrica es el parámetro que suele utilizarse para medir la dispersión de los resultados. En el caso de una distribución de dispersión nula (todos los resultados son iguales), s y σ valen cero (ver tabla 1) y GSD vale 1. Para un determinado valor medio de la distribución de las concentraciones, el aspecto de la curva de densidad de probabilidad de una distribución lognormal se va “achatando” a medida que crece GSD , tal como se muestra en la figura 2.

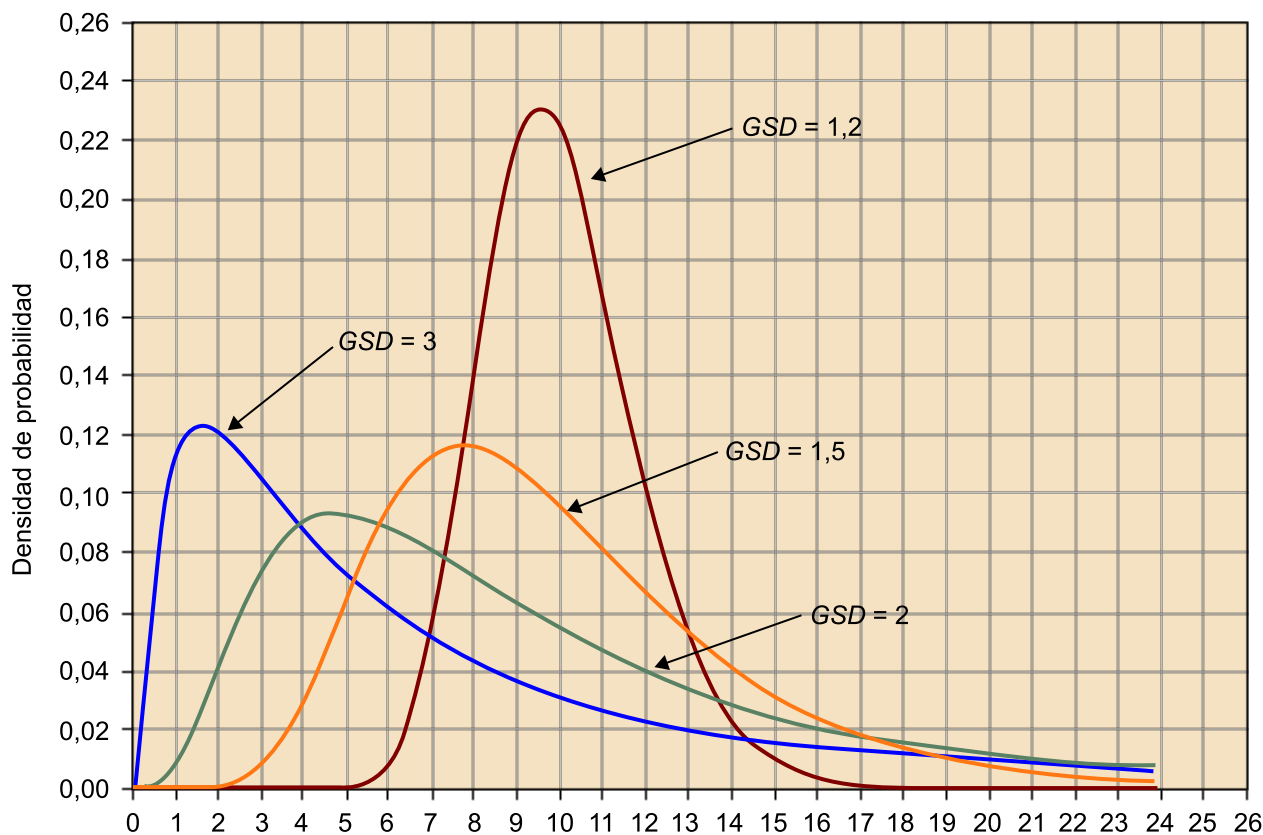
Tabla 1. Fórmulas para el cálculo de los parámetros de una de las distribuciones de probabilidad a partir de los de la otra

Parámetros de la distribución de concentraciones (ley lognormal)	Parámetros de la distribución de los logaritmos de las concentraciones (ley normal)
Media: $m = \exp\left(\mu + \frac{\sigma^2}{2}\right)$	Media: $\mu = \ln(m) - (\sigma^2)/2$
Desviación estándar: $s = m \cdot (\exp(\sigma^2) - 1)^{1/2}$	Desviación estándar: $\sigma = [\ln(1 + s^2/m^2)]^{1/2}$
Moda: $s = m \cdot \exp(\mu - \sigma^2)$	En una distribución normal la media, la moda y la mediana coinciden.
Media geométrica: $m_g = e^\mu$	
Desviación estándar geométrica: $GSD = e^\sigma$	

μ = media de los logaritmos naturales de las concentraciones
 σ = desviación estándar de los logaritmos naturales de las concentraciones

Figura 2. Comparación de varias distribuciones lognormales de la misma media y distinta dispersión

Densidad de probabilidad de cuatro distribuciones lognormales de media = 10 y distintos valores de GSD



Las distribuciones de concentración encontradas en la práctica acostumbra a presentar valores de *GSD* entre 1,25 y 2,5. Valores de *GSD* superiores a dos indican que el proceso es muy poco estable, lo que indica que está **mal controlado**. Ello indica que deberían someterse a revisión sus mecanismos de estabilidad (equipos, procedimientos de trabajo, comportamientos de las personas, etc.).

Los **límites de desviación** que se establecen en el documento de valores límite que publica anualmente el INSHT para los agentes químicos que no tienen asignado un VLA-EC (valor límite para exposiciones cortas), se establecen de manera que, si la concentración media diaria es inferior o igual al valor límite VLA-ED, dichos límites de desviación tengan una probabilidad muy baja de ser superados si el valor de *GSD* es inferior a dos, es decir, si el proceso está bien controlado.

Los parámetros de la ley normal que siguen los logaritmos de las concentraciones pueden calcularse a partir de los parámetros de la ley lognormal asociada a ella y viceversa. El conjunto de las fórmulas necesarias para el cálculo de los parámetros de una de las leyes a partir de los de la otra se han recogido en la tabla 1.

2.2. Estimación de los parámetros de una distribución lognormal

En higiene industrial los parámetros de mayor interés de la distribución lognormal de las concentraciones son el **valor medio** de esta, el porcentaje de muestras que superarán el valor límite, y sus respectivos **intervalos de confianza**.

2.2.1. Estimación de la media

Cuando se toman muestras ambientales, uno de los parámetros que es de interés determinar a partir de los resultados de un número limitado de muestras es el **valor medio de la concentración ambiental**. Si se toman n muestras de duración aproximadamente igual en momentos distribuidos aleatoriamente en el tiempo, y la media geométrica de los resultados es m_g' y su desviación estándar σ' , el valor más probable m^* de la concentración media (es decir, de la media de la distribución lognormal que siguen las concentraciones) viene dado por la expresión:

$$m^* = m_g' \cdot FI$$

donde FI vale:

Nota

Si no se cumple la condición de que la duración de las muestras sea aproximadamente la misma, la distribución no sigue la ley lognormal.

Ejemplo

Supongamos que se han tomado seis muestras de una hora cuyos resultados han sido los siguientes, expresados en mg/m^3 : 1,63, 2,02, 2,04, 2,32, 4,28, 6,04. Para estimar el valor más probable de la concentración media con la figura 3, necesitamos calcular previamente el valor más probable de la desviación estándar geométrica, GSD^* .

Para ello empezaremos por calcular la media geométrica de los valores obtenidos:

$$m_g' = (1,63 \cdot 2,02 \cdot 2,04 \cdot 2,32 \cdot 4,28 \cdot 4,4 \cdot 6,04)^{1/7} = 2,911$$

A continuación calcularemos la desviación estándar σ' de dichos valores mediante la fórmula habitual que se encuentra en los manuales de estadística:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (m - x_i)^2}{n}} \quad (7)$$

Con la fórmula anterior se obtiene $\sigma' = 0,463$. Con ello ya podemos calcular σ^* :

$$\sigma^* = \sigma' \sqrt{\frac{n}{n-1}} = 0,463 \sqrt{\frac{7}{6}} = 0,500 \quad (8)$$

y como por definición es $GSD = e^{\sigma}$ tendremos:

$$GSD^* = e^{\sigma^*} = e^{0,5} = 1,649$$

Para un valor de $GSD^* = 1,649$ y un número de muestras igual a 7, el gráfico de la figura 3 da para FI un valor de 1,12 aproximadamente, con lo que concluiríamos que la mejor estimación de la media de la concentración vale $1,12 \cdot 2,911 = 3,260 \text{ mg}/\text{m}^3$. Este es el valor más probable de la media.

2.2.2. Estimación del intervalo de confianza de la media

Ahora bien, ¿cuál es nuestro margen de error? Como en todo proceso de inferencia estadística tenemos un cierto grado de incertidumbre respecto al valor estimado de la concentración media. Para cuantificar este grado de incertidumbre suele acudir al cálculo del llamado intervalo de confianza de la variable cuyo valor estimamos.

El **intervalo de confianza** es aquel intervalo en el que, con una probabilidad conocida (**nivel de confianza**), se encuentra el **verdadero valor** de la variable.

Para un nivel de confianza del 95%, el extremo superior³ del intervalo de confianza de la media de la distribución vale:

$$L_{sup} = \exp \left[\mu' + \frac{(\sigma^*)^2}{2} + \frac{C\sigma^*}{\sqrt{n-1}} \right] \quad (9)$$

Donde μ' es la media de los logaritmos de las concentraciones encontradas, σ^* tiene el significado ya comentado y C se obtiene de la tabla 2 en función del valor de σ^* y del número de muestras, n .

Desviación estándar

La desviación estándar σ de un conjunto de n valores x_1, x_2, \dots, x_n , cuya media es m viene dada por la expresión:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (m - x_i)^2}{n}}$$

⁽³⁾En higiene industrial, el extremo inferior carece de interés.

Tabla 2. Valores de C (Land, 1975) para distintos valores de n y $\ln(GSD)$

ln(GSD)	Valores de n								
	3	4	5	7	8	10	20	40	60
0,01	2,415	2,054	1,918	1,807	1,779	1,745	1,689	1,666	1,659
0,1	2,750	2,222	2,035	1,886	1,849	1,802	1,725	1,691	1,680
0,2	3,295	2,463	2,198	1,992	1,943	1,881	1,776	1,728	1,712
0,3	4,109	2,777	2,402	2,125	2,058	1,977	1,838	1,775	1,753
0,4	5,220	3,175	2,651	2,282	2,195	2,089	1,922	1,832	1,803
0,5	6,495	3,658	2,947	2,465	2,354	2,220	1,999	1,898	1,862
0,6	7,807	4,209	3,287	2,673	2,534	2,368	2,097	1,974	1,930
0,7	9,120	4,801	3,662	2,904	2,735	2,532	2,205	2,058	2,007
0,8	10,430	5,414	4,062	3,155	2,952	2,710	2,324	2,151	2,090
0,9	11,740	6,038	4,478	3,420	3,184	2,902	2,451	2,251	2,181
1	13,050	6,669	4,905	3,698	3,426	3,103	2,586	2,357	2,277
1,25	16,330	8,265	6,001	4,426	4,068	3,639	2,952	2,648	2,542
1,5	19,600	9,874	7,120	5,184	4,741	4,207	3,347	2,966	2,832
1,75	22,870	11,490	8,250	5,960	5,432	4,795	3,763	3,303	3,142
2	26,140	13,110	9,387	6,747	6,131	5,396	4,193	3,654	3,465
2,5	32,690	16,350	11,670	8,339	7,563	6,621	5,079	4,384	4,139
3	39,230	19,600	13,970	9,945	9,006	7,864	5,988	5,138	4,838
3,5	45,770	22,850	16,270	11,560	10,460	9,118	6,910	5,907	5,552
4	52,310	26,110	18,580	13,180	11,920	10,38	7,841	6,685	6,276

Ejemplo

Si tomamos los datos del ejemplo anterior, tenemos:

$$\mu' = 1,07$$

$$\sigma^* = \ln(GSD) = 0,500$$

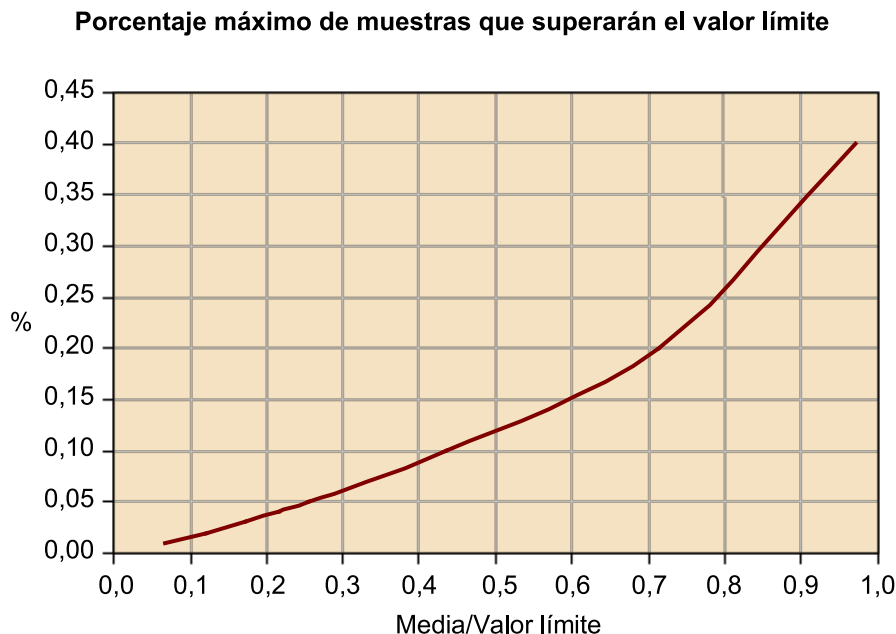
con lo que, en la tabla 2 para $n = 7$ y $\ln(GSD) = 0,500$, obtenemos $C = 2,465$ y la fórmula da $L_{sup} = 5,456 \text{ mg/m}^3$, que representa el valor de la media que solo será superado en un 5% de los casos.

2.2.3. Estimación del porcentaje de muestras que superarán el valor límite

Las propiedades de la ley lognormal permiten también calcular cuál es el **valor más probable** del porcentaje **máximo** de muestras cuyo resultado superará el valor límite en función del valor medio de la concentración en relación con dicho valor. Los resultados se muestran en la figura 4, de la que puede

concluirse que, para que el porcentaje de muestras que no supere el valor límite no sea mayor del 5%, es necesario que la concentración media sea inferior al 25% de dicho valor límite.

Figura 4. Porcentaje máximo de muestras que superarán el valor límite en función de la relación entre la media y dicho valor



En otras palabras, conseguir que la **mayoría** de los días la concentración media sea inferior al valor límite (de hecho la normativa española exige que se esté **todos los días** en esas condiciones, aunque ello es técnicamente imposible) exige que la concentración media a largo plazo sea muy inferior al valor límite.

Bases estadísticas

En Francia, la Orden de 15/12/2009 establece los criterios de cumplimiento sobre bases estadísticas, lo que es técnicamente mucho más apropiado.

Obsérvese que la figura 4 da el valor **máximo** del porcentaje de muestras cuyo resultado superará el valor límite, **cualquiera que sea el valor de GSD**. También es posible estimar dicho porcentaje (y su intervalo de confianza) en cada caso concreto, acudiendo al método descrito por Hewett y Ganser (1997) que describimos a continuación.

Para estimar el **valor más probable** del porcentaje de muestras que superarán el valor límite (VL), se calcula el valor:

$$t = \frac{\ln(VL) - \mu'}{\sigma^*} \quad (10)$$

y con una tabla de la ley normal se calcula la probabilidad de que se supere t , siendo el valor de esta el correspondiente al porcentaje buscado.

Ejemplo

Siguiendo con el ejemplo anterior, si suponemos que $VL = 5 \text{ mg/m}^3$, será $\ln(VL) = 1,609$, con los valores ya conocidos de μ' y σ^* resulta $t = 1,078$, valor al que según la tabla de la ley normal corresponde una probabilidad acumulada de 0,86. La proporción de muestras que superarán el valor límite puede estimarse que será de $1 - 0,86 = 0,14$, es decir, el 14%.

2.2.4. Estimación del intervalo de confianza del porcentaje de muestras que superarán el valor límite

Tal como nos ocurrió con la media, podemos también calcular el intervalo de confianza en el que se moverá la estimación del porcentaje de muestras que superarán el valor límite.

Para ello se calcula el parámetro t tal como hemos visto, y a partir de su valor y del tamaño de muestra, n , el extremo inferior del intervalo de confianza se lee directamente en la tabla 3. Para obtener el valor del extremo superior se utiliza la misma tabla empleando el valor $-t$. El extremo superior es el complemento a 1 del valor leído en la tabla 3.

Tabla 3. Cálculo del intervalo de confianza del porcentaje de muestras que superarán el valor límite (Odeh y Owen 1980)

t	n								
	3	4	5	7	8	10	21	40	60
3	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00001	0,00001	0,00006	0,00016	0,00024
2,8	0,00000	0,00000	0,00000	0,00001	0,00002	0,00004	0,00017	0,00037	0,00054
2,6	0,00000	0,00000	0,00002	0,00005	0,00007	0,00011	0,00041	0,00085	0,00118
2,4	0,00000	0,00001	0,00006	0,00014	0,00020	0,00031	0,00097	0,00182	0,00244
2,2	0,00000	0,00003	0,00018	0,00041	0,00054	0,00080	0,00214	0,00373	0,00481
2	0,00002	0,00011	0,00052	0,00107	0,00135	0,00191	0,00447	0,00723	0,00904
1,8	0,00008	0,00038	0,00140	0,00257	0,00315	0,00424	0,00881	0,01334	0,01617
1,6	0,00030	0,00115	0,00344	0,00740	0,00682	0,00879	0,01641	0,02341	0,02761
1,4	0,00106	0,00311	0,00772	0,01187	0,01372	0,01701	0,02889	0,03909	0,04499
1,2	0,00317	0,00753	0,01589	0,02277	0,02571	0,03079	0,04814	0,06219	0,05005
1	0,00820	0,01629	0,03006	0,04055	0,04488	0,05220	0,07602	0,09436	0,10434
0,8	0,01831	0,03164	0,05236	0,06719	0,07315	0,08305	0,11396	0,13674	0,14884
0,6	0,03544	0,05534	0,08424	0,10394	0,11168	0,12433	0,16250	0,18958	0,20367
0,4	0,05997	0,08771	0,12581	0,15071	0,16028	0,17574	0,22101	0,25206	0,26790
0,2	0,09006	0,12725	0,17559	0,20594	0,21740	0,23566	0,28768	0,32224	0,33956
0	0,12240	0,17114	0,23099	0,26707	0,28044	0,30148	0,35982	0,39740	0,41592
-0,2	0,15403	0,21648	0,28913	0,33120	0,34649	0,37027	0,43444	0,47450	0,49389

-0,4	0,18342	0,26118	0,34762	0,39580	0,41299	0,43938	0,50867	0,55056	0,57048
-0,6	0,21024	0,30413	0,40483	0,45898	0,47795	0,50671	0,58014	0,32608	0,64311
-0,8	0,23469	0,34491	0,45976	0,51947	0,54001	0,57076	0,64703	0,69010	0,70978
-1	0,25712	0,38345	0,51188	0,57648	0,59829	0,63052	0,70809	0,75027	0,76913
-1,2	0,27784	0,41982	0,56090	0,62954	0,65226	0,68537	0,76255	0,80283	0,82041
-1,4	0,29713	0,45416	0,60671	0,67839	0,70162	0,73498	0,81008	0,84755	0,86347
-1,6	0,31819	0,48661	0,64929	0,72292	0,74625	0,77921	0,85068	0,88461	0,89861
-1,8	0,33219	0,51732	0,68867	0,76315	0,78616	0,81812	0,88463	0,91454	0,92648
-2	0,34828	0,54640	0,72489	0,79913	0,82146	0,85187	0,91243	0,93809	0,94797
-2,2	0,36356	0,57398	0,75806	0,83104	0,85234	0,88077	0,93473	0,95614	0,96407
-2,4	0,37814	0,60013	0,78826	0,85905	0,87906	0,90516	0,95224	0,96963	0,97581
-2,6	0,39207	0,62495	0,81563	0,88341	0,90192	0,92547	0,96569	0,97946	0,98412
-2,8	0,40543	0,64851	0,84028	0,90440	0,92125	0,94215	0,97582	0,98642	0,98984
-3	0,41828	0,67087	0,86237	0,92229	0,93741	0,95565	0,98328	0,99123	0,99366
-3,2	0,43064	0,69210	0,88204	0,93740	0,95077	0,96643	0,98866	0,99447	0,99615
-3,4	0,44258	0,71224	0,89946	0,95003	0,96168	0,97491	0,99246	0,99660	0,99772
-3,6	0,45411	0,73134	0,91478	0,96048	0,97049	0,98149	0,99508	0,99796	0,99869
-3,8	0,46527	0,74945	0,92818	0,96903	0,97752	0,98652	0,99685	0,99880	0,99926
-4	0,47609	0,76661	0,93883	0,97596	0,98306	0,99031	0,99803	0,99932	0,99960
-4,2	0,48658	0,78285	0,94988	0,98151	0,98737	0,99313	0,99879	0,99962	0,99979
-4,4	0,49677	0,79821	0,95849	0,98592	0,99069	0,99519	0,99927	0,99979	0,99989
-4,6	0,50668	0,81272	0,96584	0,98938	0,99321	0,99668	0,99957	0,99989	0,99994
-4,8	0,51633	0,82641	0,97205	0,99207	0,99510	0,99774	0,99975	0,99994	0,99997
-5	0,52572	0,83932	0,97727	0,99413	0,99651	0,99848	0,99986	0,99997	0,99999
-5,2	0,53488	0,85147	0,98164	0,99570	0,99754	0,99899	0,99992	0,99999	0,99999
-5,4	0,54381	0,86290	0,98525	0,99688	0,99829	0,99934	0,99996	0,99999	1,00000
-5,6	0,55252	0,87363	0,98823	0,99776	0,99882	0,99958	0,99998	1,00000	1,00000
-5,8	0,56103	0,88369	0,99067	0,99841	0,99920	0,99973	0,99999	1,00000	1,00000
-6	0,56935	0,89311	0,99265	0,99888	0,99946	0,99983	0,99999	1,00000	1,00000

Referencias web

En Internet pueden encontrarse recursos gratuitos para realizar automáticamente los cálculos anteriores y otros más sofisticados. Así, por ejemplo, el archivo "LognormalA5.xls" (en línea) es posible descargar una hoja de cálculo (en inglés) que proporciona el valor del límite superior del intervalo de confianza de la media de una distribución lognormal.

Otra aplicación más completa es la hoja de cálculo IHSTAT que ha creado la American Industrial Hygiene Association (AIHA) y que está disponible en línea en varias versiones idiomáticas, entre ellas el castellano. En este caso, a partir de los valores de las mediciones y del valor límite, el programa calcula la estimación de la media de la población, los límites superior e inferior de su intervalo de confianza, el valor del porcentaje de muestras que superarán el valor límite y su intervalo de confianza, y otros valores. La AIHA dispone también de otros productos similares de descarga libre.

Debe tenerse en cuenta que los resultados obtenidos mediante estos u otros programas similares y el cálculo “manual” que hemos realizado en los ejemplos pueden diferir ligeramente debido a diferencias en el número de decimales empleados en los cálculos y, sobre todo, a diferencias en las técnicas de interpolación en las tablas cuando ello es necesario.

Ejemplo

En nuestro ejemplo, con $t = 1,078$ y $n = 7$, en la tabla 3 leemos (para $t = 1,078$ interpolando entre los valores correspondientes a $t = 1,0$ y $t = 1,2$), para el extremo inferior 0,02970, es decir, el 2,9%. Para el extremo superior, con $t = -1,078$ (interpolando igual que antes) leemos 0,59717, con lo que el extremo superior será $1 - 0,59717 = 0,4$ aproximadamente, es decir, el 40%.

Así pues, podemos asegurar que en el 95% de los casos, el porcentaje de muestras que superará el valor límite se encontrará entre el 3 y el 40%. Evidentemente la amplitud de este intervalo es demasiado grande para resultar de interés práctico. Ello es debido al escaso número de muestras que hemos tomado.

Si en lugar de 6 hubiéramos tomado 40 muestras, la misma tabla, con el mismo valor de t y $n = 40$ nos da para el extremo inferior alrededor de 0,78, es decir, el 7,8%, y para el extremo superior $1 - 0,77 = 0,23$ aproximadamente, es decir, el 23%.

El intervalo de confianza se extiende todavía mucho, entre el 7,8 y el 23%. Si deseamos reducirlo aún más, deberemos tomar más muestras o bien recurrir a estrategias de muestreo más elaboradas.

3. Estrategias de muestreo

En las primeras décadas del siglo XX no existían apenas normativas legales que obligaran a respetar niveles máximos de contaminación en los puestos de trabajo. Como excepciones que confirman la regla podrían citarse la reglamentación sudafricana de 1916 sobre los niveles de polvo en las minas de oro y la limitación norteamericana a la exposición de polvo de alto contenido en cuarzo de 1917.

Por ello, el objetivo de las mediciones realizadas por la mayoría de los primeros higienistas industriales era cuantificar las exposiciones a fin de poder relacionar sus resultados con la aparición de manifestaciones patológicas y poder inferir de todo ello cuáles eran los niveles de contaminación que podían considerarse seguros.

El resultado de estos trabajos cristalizó en 1946 con la publicación de la primera lista de valores MAC (*Maximal Allowable Concentrations*) por parte de la ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), lista que contenía 150 sustancias. En 1948 la ACGIH rebautizó la lista con el nombre de *Threshold Limit Values* (TLV) con el que desde entonces ha sido universalmente conocida.

La aparición de la primera lista de valores TLV empezó a transformar la tarea de los higienistas, que tendió a centrarse en si las recomendaciones de la ACGIH eran o no respetadas y, en este último caso, efectuar las modificaciones oportunas para que lo fuesen.

Ello exigía el muestreo periódico de los puestos de trabajo y la comparación de los resultados obtenidos con dichos límites, lo cual se hacía sin plantearse demasiadas preguntas acerca de la fiabilidad de los métodos de muestreo y análisis o, incluso, la significación estadística de los resultados: se trataba básicamente de una cuestión de **buenas prácticas**. A falta de exigencias legales definidas, parece que muchos higienistas entendían que era suficiente efectuar mediciones periódicas y verificar que **a largo plazo** se estaba razonablemente por debajo del valor TLV correspondiente. Como ya hemos visto (figura 4) tal proceder implicaba que más de un 40% de las mediciones estuvieran por encima del valor TLV.

Aunque la definición de TLV de la ACGIH no explicitaba claramente que los valores de la lista debían respetarse **todos los días**, la lectura del texto en su conjunto dejaba pocas dudas al respecto: la concentración media en cualquier jornada laboral debía ser inferior al valor TLV correspondiente. De no ser así,

Ved también

La figura 4 pertenece al subapartado "Estimación del porcentaje de muestras que superarán el valor límite" de este módulo didáctico.

no hubiese tenido sentido que se especificaran los **límites de desviación** respecto al valor TLV que eran admisibles **dentro de cada jornada** siempre y cuando el promedio diario respetara el valor TLV.

La ley OSHA

En 1970, la adopción por parte de la Administración laboral norteamericana de los valores TLV de 1968 como límites legales que debían respetarse **cada jornada laboral** (ley OSHA), cambió radicalmente el panorama. En efecto, la tarea de los higienistas dejó de tener un horizonte de largo plazo para centrarse en el análisis de cuál era la probabilidad de que una inspección laboral (que se efectuaba en un día concreto y se orientaba a verificar si **en ese día** se cumplía la norma) dictaminara que se incumplía la norma, lo que podía implicar una sanción.

En esas condiciones, conocer cuál era el **verdadero valor** de la concentración a largo plazo se convirtió en algo de importancia secundaria. La nueva pregunta era: ¿qué condiciones ambientales deben mantenerse para que la probabilidad de que un inspector, en un día cualquiera, encuentre una concentración media por encima de lo tolerable sea menor que x ? Donde x es el riesgo de sanción que la empresa está dispuesta a asumir, un valor que no puede ser cero porque, siendo lognormal la distribución de las concentraciones, existe una probabilidad quizá pequeña pero finita, de que una muestra tomada al azar pueda dar un valor de concentración muy elevado.

Las reacciones a la nueva situación fueron inmediatas en forma de la publicación de metodologías que incorporaron tratamientos estadísticos a la labor de los higienistas: las llamadas **estrategias de muestreo**.

Una **estrategia de muestreo** es una metodología que establece las características del muestreo (número, duración, etc. de las muestras) y el tratamiento estadístico de los resultados con el fin de determinar, con un cierto nivel de confianza, si el valor límite aplicable es o no superado.

Una de las primeras recomendaciones en este sentido fue la efectuada por el National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) de los Estados Unidos en 1972, digna de pasar a la historia porque en ella se consideraba que los resultados de las muestras tomadas se distribuían según una **ley normal**. Poco tiempo después el propio NIOSH enmendó más que sobradamente el error publicando la primera obra de referencia sobre el tema, la cual trataremos a continuación.

3.1. Estrategia de NIOSH (1977)

La **estrategia de NIOSH** era un manual práctico redactado con el objetivo de “ayudar a los empresarios a comprender mejor el espíritu y los objetivos de las reglas federales existentes y propuestas para controlar las exposiciones” de los trabajadores, reconociendo que “los recursos [para ello] no son ilimitados”, por lo cual “una estrategia de muestreo apropiada [...] puede conducir al mejor empleo de los recursos disponibles para la medición de las exposiciones”. El documento fue objeto de una amplia difusión y subsiguiente estudio en los medios profesionales, hasta el punto de que “a los pocos años el manual de NIOSH se había convertido en la publicación más citada y discutida en el campo de la higiene industrial”.

El documento aportaba soluciones a los principales problemas de toda estrategia de muestreo e introdujo muchos conceptos que todavía hoy continúan vigentes:

1) **Muestreo de los trabajadores:** aunque “en una situación ideal debería muestrearse a todo trabajador potencialmente expuesto” la mejor situación en la práctica “es muestrear al empleado que presuntamente está expuesto a un mayor riesgo”, lo que reduce sensiblemente los costes. Puesto que frecuentemente la determinación de ese trabajador no es posible, la alternativa es establecer grupos de trabajadores cuya exposición es presuntamente homogénea, los llamados *grupos homogéneos de exposición* (GHE), y seleccionar aleatoriamente dentro del grupo los individuos a muestrear, en una proporción que, según el tamaño del grupo oscilaría entre la totalidad de los individuos para un grupo de 8 individuos y un tercio aproximadamente para grupos de 50 individuos.

Aunque la idea de los GHE es atractiva, en la práctica seleccionar grupos realmente homogéneos en cuanto a la exposición de los individuos que lo componen no es fácil. Debido a que las variables usualmente empleadas para definir la homogeneidad de exposición del grupo (puesto de trabajo, tipo de contaminante, naturaleza del proceso, movilidad del trabajador, etc.) se relacionan solo marginalmente con las diferencias existentes entre las exposiciones de distintos trabajadores que ocupan puestos “aparentemente” equivalentes, a menudo la exposición real de los individuos de un grupo supuestamente homogéneo, dista mucho de ser equivalente.

Los esquemas basados únicamente en la **observación** deberían pues complementarse con una utilización juiciosa de los resultados de tomas de muestras efectuadas en trabajadores seleccionados aleatoriamente.

Lectura recomendada

La estrategia de NIOSH la encontraréis en:

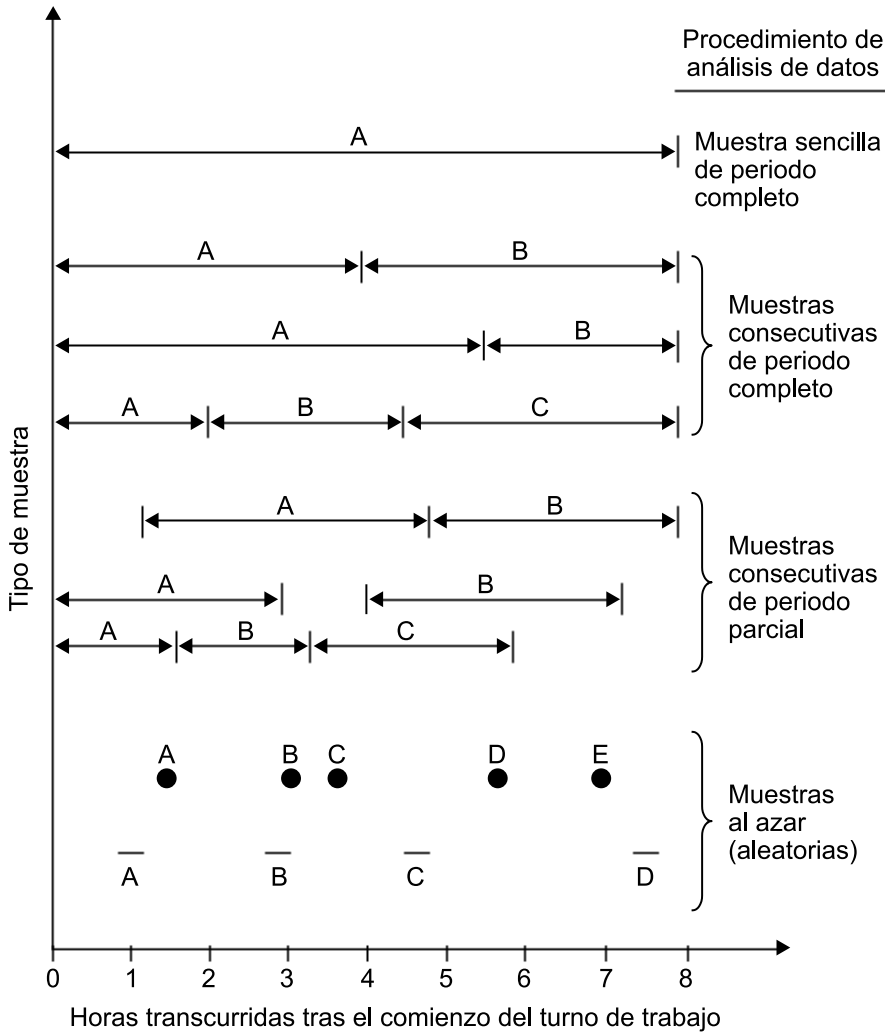
N. A. Leidel; K. A. Busch; J. R. Lynch (1977). “Occupational exposure sampling strategy manual”. *DHEW (NIOSH) Publication* (núm. 77-173). Accesible en línea.

2) **Tipos de muestreo en una jornada de trabajo:** para comparar el resultado de la medición con el valor límite, la duración de la muestra **debería ser** de la totalidad de la jornada laboral; sin embargo, ello puede no ser posible por muchas razones. Si el tiempo de muestreo es inferior a la totalidad de la jornada laboral, la exposición dentro del período no muestreado debe estimarse de alguna manera. NIOSH clasificó los muestreos en cuatro categorías que siguen siendo recogidas en los manuales actuales (figura 5):

- muestra única de jornada completa,
- varias muestras consecutivas que abarcan la jornada completa,
- varias muestras, consecutivas o no, que no abarcan la jornada completa y
- muestras de corta duración que, normalmente, no abarcan la jornada completa.

Figura 5. Opciones de muestreo propuestas por NIOSH (Leidel 1977)

Cuadro de referencia de los tipos de mediciones de la exposición que se podrían tomar para una norma de exposición de una media de 8 horas



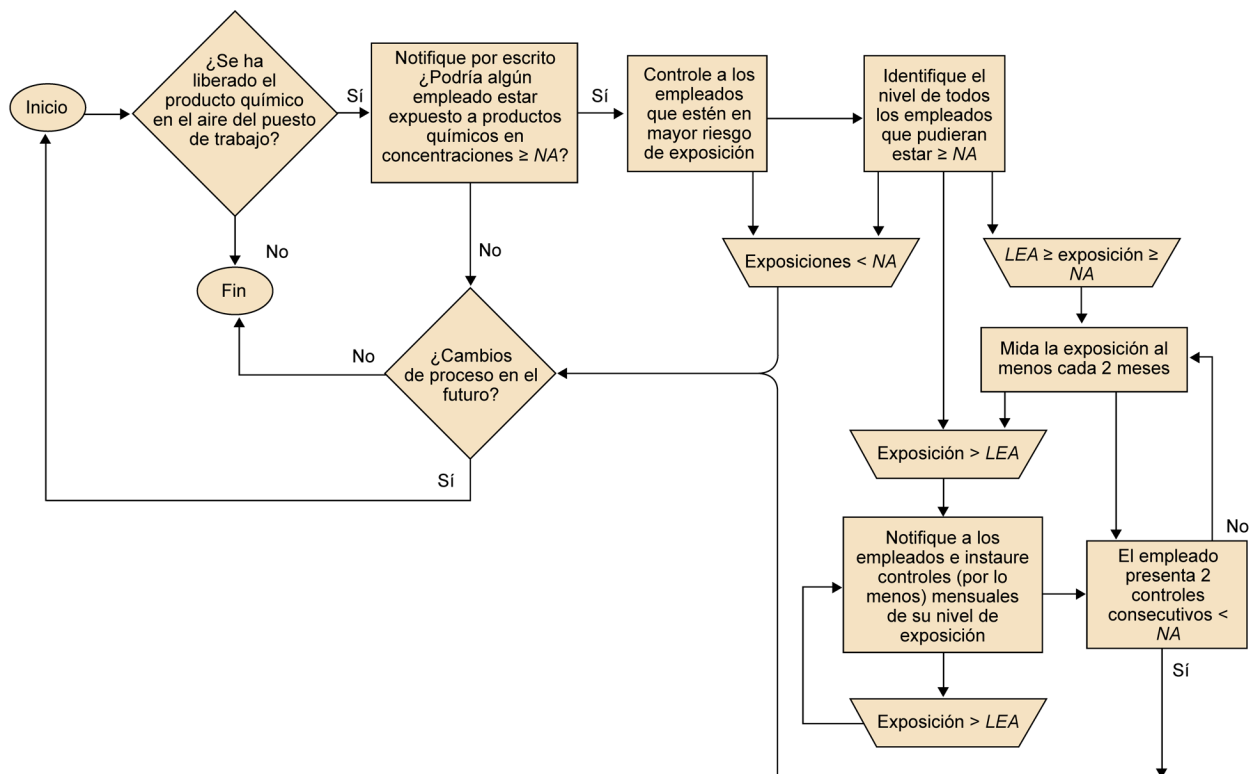
Fuente: Adaptada de N. A. Leidel; K. A. Busch; J. R. Lynch (1977). "Occupational exposure sampling strategy manual". DHEW (NIOSH) Publication (núm. 77-173).

3) **Análisis estadístico de los resultados del muestreo:** para cada una de las cuatro categorías de muestreo se presentaban los criterios de decisión sobre si, con un determinado nivel de confianza, se puede concluir que se supera o no el valor límite. Se diferenciaban los criterios que debería utilizar el empresario (que ante la posible visita de un inspector debería situarse siempre en el peor escenario) de los que debería utilizar el inspector, que debería tomar decisiones considerando el escenario más benigno. Así, por ejemplo, si el muestreo permitía calcular que el intervalo de confianza del valor real de la concentración se encontraba entre 1,5 y 2,5 mg/m³, el empresario debería actuar (según las recomendaciones de NIOSH) como si el verdadero valor fuese 2,5 y el inspector (si era él quien tomaba la muestra) como si fuese 1,5.

Recomendaciones de la estrategia de muestreo

A pesar de la incorporación de innovaciones conceptuales notables para la época y de herramientas estadísticas sofisticadas, las recomendaciones que constituían propiamente la **estrategia de muestreo** propuesta por NIOSH eran de una simplicidad notable, como se puede ver en la figura 6, reproducida de Leidel (1977): si la primera medición daba un resultado inferior a la mitad del valor límite (nivel de acción) se debía concluir que la situación era aceptable para el grupo de trabajadores de cuya exposición era representativa la medición efectuada. Si la primera medición era superior al valor límite, se debía concluir que la situación era inaceptable y debían tomarse medidas correctoras. En cualquier otro caso debían efectuarse mediciones adicionales a intervalos regulares hasta que dos mediciones sucesivas fueran inferiores a la mitad del valor límite (concluyéndose en tal caso que la exposición era aceptable) o bien alguna de las mediciones fuera superior al valor límite, concluyéndose en tal caso que la situación era inaceptable y debía ser corregida.

Figura 6. Esquema de decisión de la estrategia de muestreo de NIOSH



Para conocer con detalle los requisitos de cada sustancia, es necesario consultar las normas sanitarias relativas a dicha sustancia.

NA = nivel de acción; LEA = límite de exposición aceptable

Fuente: Adaptada de N. A. Leidel; K. A. Busch; J. R. Lynch (1977). "Occupational exposure sampling strategy manual". DHEW (NIOSH) Publication (núm. 77-173).

Las limitaciones de la estrategia de NIOSH fueron pronto puestas de manifiesto. La principal de ellas era su escasa capacidad para detectar situaciones inaceptables, especialmente en ambientes con una variabilidad relativamente elevada (valores de *GSD* elevados). Así, Tuggle (1981) demostró que en un ambiente con una *GSD* = 2 en el que el porcentaje de muestras que sobrepasase el valor límite fuese del 25% (algo claramente inaceptable), la estrategia de NIOSH conduciría a la decisión equivocada en el 50% de los casos.

Probablemente, los autores de la estrategia de NIOSH eran conscientes de esta limitación, pero efectuaron su propuesta en un entorno en el que las presiones para que se recomendara una estrategia “simple”, y por tanto barata de poner en práctica, eran muy fuertes; si hubieran propuesto un modelo más fiable, pero más sofisticado (y por tanto más caro de implementar) probablemente hubieran sido duramente criticados por recomendar un modelo inaplicable en empresas con recursos limitados.

En conjunto puede decirse que la estrategia de NIOSH está desfasada porque se centra únicamente en el cumplimiento de la normativa (*compliance*), no tiene adecuadamente en cuenta la variabilidad de las exposiciones y tiene una escasa potencia para detectar perfiles de exposición con un elevado porcentaje de exposiciones superiores al valor límite, lo que es claramente inaceptable.

A finales del año 2006 NIOSH anunció su intención de actualizar su viejo manual de 1977, pero hasta el presente (mayo del 2012) no se ha publicado resultado alguno.

3.2. Norma UNE 689 (1995)

En España, la Norma UNE-EN-689 es la de referencia a la hora de establecer la estrategia de muestreo adecuada para la evaluación de la exposición a agentes químicos por inhalación para poder llevar a cabo la comparación de los resultados obtenidos en la medición de los contaminantes con los valores límite.

A dicha norma se hace referencia en la *Guía del INSHT* del Real Decreto 374/2001, transposición de la Directiva 98/24/CE.

A continuación se resumen brevemente los aspectos más importantes de la norma, con referencia a la estrategia del muestro tal como la hemos definido con anterioridad. También se incluyen, a título de ejemplo, algunos de sus “Anexos informativos”.

Norma UNE-EN 689

Norma UNE-EN 689. Marzo 1996. Atmósferas en el lugar de trabajo. Directrices para la evaluación de la exposición por inhalación de agentes químicos para la comparación con los valores límite y estrategia de la medición.

Lectura recomendada

Real Decreto 374/2001, de 6 de abril sobre la protección de la salud y seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados con los agentes químicos durante el trabajo. BOE n.º 104 01-05-2001.

3.2.1. Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición laboral se lleva a cabo en tres etapas:

- 1) Identificación de las exposiciones potenciales a partir de la lista de sustancias que pueden hallarse presentes en el medio de trabajo.
- 2) Determinación de los factores de exposición en el lugar de trabajo.
- 3) Evaluación de las exposiciones.

Por lo que se refiere al punto 3, la evaluación de las exposiciones, la norma específica debe hacerse con un enfoque estructurado y que puede llevarse a cabo en tres etapas:

- a) Estimación inicial
- b) Estudio básico
- c) Estudio detallado

No siempre es necesario llevar a cabo cada una de las etapas de la evaluación. Si se prevé que la exposición excede al valor límite o está muy claramente por debajo de este, puede darse la evaluación de la exposición por concluida y aplicar directamente las conclusiones que comentamos más adelante.

Estimación inicial

Se obtiene una primera idea de la posible exposición a partir de la lista de sustancias que pueden hallarse presentes y los factores de exposición existentes (tareas, técnicas, procesos, características del puesto de trabajo, carga de trabajo, tiempo de exposición, ventilación, etc.). Las variables a considerar se agrupan de la siguiente manera:

- 1) Las relacionadas con las actuaciones y comportamientos individuales:
 - Proximidad a la fuente
 - Tiempo de permanencia
 - Hábitos individuales
- 2) Las que afectan a las concentraciones de las sustancias en el aire que presumiblemente respirará el trabajador:
 - Número de fuentes emisoras
 - Ritmo de producción en relación con la capacidad de producción
 - Grado de emisión de cada fuente
 - Tipo y emplazamiento de cada fuente

- Dispersión del agente químico según el movimiento del aire
- Tipo y eficacia de los sistemas de extracción y ventilación

Estudio básico

El estudio básico proporciona información cuantitativa sobre la exposición de los trabajadores teniendo en cuenta, principalmente, las tareas con mayor exposición. Se obtiene a través de mediciones realizadas anteriormente, por comparación en mediciones en instalaciones o procesos de trabajo comparables o cálculos fiables basados en datos cuantitativos apropiados.

Si la información obtenida no es suficiente para poder hacer una comparación válida con los valores límite, el estudio debe completarse con mediciones en el propio lugar de trabajo.

Estudio detallado

El estudio detallado tiene por objeto suministrar información válida y fiable sobre la exposición cuando esta se encuentra próxima al valor límite.

3.2.2. Conclusiones sobre la evaluación

La **exposición laboral**, expresada en términos de concentración, es la media aritmética de las mediciones en una misma jornada de trabajo respecto al periodo de referencia correspondiente al valor límite del agente considerado. En el caso de tiempos de muestreo diferentes, deben ponderarse los valores en el tiempo.

Ejemplo 1. Tiempos de muestreo iguales

La determinación de la exposición laboral de un trabajador a polvo insoluble o poco soluble se ha llevado a cabo tomando 8 muestras de 1 hora de duración durante la jornada laboral de dicho trabajador. Los resultados obtenidos en las 8 muestras han sido de 2,3, 1,7, 0,4, 0,6, 0,3, 0,7, 0,6, 0,4 mg/m³. ¿Cuál es la exposición, expresada como índice (*I*) de exposición (ver la definición a continuación) de este trabajador?

La concentración media a la que ha estado expuesto el trabajador es:

$$C = (2,3 + 1,7 + 0,4 + 0,6 + 0,3 + 0,7 + 1,1 + 0,9)/8 = 1 \text{ mg/m}^3$$

Ejemplo 2. Tiempos de muestreo distintos

Se han tomado 4 muestras de monóxido de carbono durante la jornada laboral de un trabajador de un taller de automóviles. Los muestreos se han llevado a cabo con un monitor específico y la duración de la toma de muestras ha sido de 2,5 h, 1 h, 3 h y 1,5 h. Las concentraciones promedio para cada periodo de muestreo han sido de 20, 20, 10 y 8 ppm. Calcular la concentración promedio a la que ha estado expuesto el trabajador durante la jornada.

La concentración media a la que ha estado expuesto el trabajador es:

$$C = ((20 \times 2,5) + (20 \times 1) + (10 \times 3) + (8 \times 1,5))/8 = 50 + 20 + 30 + 12 = 112/8 = 14 \text{ ppm}$$

Para comparar las exposiciones con los valores límite, pueden emplearse diferentes esquemas, el más utilizado de los cuales es el cálculo de **índice de exposición**.

El índice de exposición I

El índice de exposición I se emplea para comparar la exposición medida con un valor límite. Normalmente este proceso se realiza mediante la división de ambos valores y la interpretación de este resultado es evidente: un valor de $I = 1$, significa que la exposición es igual al límite; cuanto más se acerca al valor nulo, más baja es la exposición, y cuanto mayor es, mayor es la exposición. En términos matemáticos se define de la siguiente manera:

$$I = \frac{C_8}{VLA - ED} \quad (11)$$

donde: $VLA - ED$ indica el valor límite ambiental para la exposición diaria y C_8 indica el valor de la concentración promedio referido a la jornada estándar de 8 horas.

Algunas fórmulas incluyen el cálculo de C_8 en la misma, colocando en el numerador la concentración (promedio) medida C , el tiempo de exposición t_e y 8 (horas) y el $VLA - ED$ en el denominador.

$$I = \frac{C \times t_e}{VLA - ED \times 8} \quad (12)$$

En el supuesto de exposiciones de corta duración, o de exposiciones de intensidad elevada, las expresiones de cálculo son:

$$I = \frac{C_{15}}{VLA - EC} \quad (13)$$

donde: $VLA - ED$ indica el valor límite ambiental para la exposición corta y C_{15} indica el valor de la concentración determinada durante un periodo de 15 minutos de "interés", es decir, aquel o aquellos en que se supone que la concentración del contaminante en el aire puede ser más elevada.

No obstante, cualquiera que sea el sistema utilizado, debe formularse una de las tres conclusiones siguientes:

a) **La exposición es superior al valor límite.** En este caso deberían identificarse las razones por las que se ha sobrepasado este valor y tomarse las medidas apropiadas para remediar la situación tan pronto como sea posible. La evaluación de la exposición debería repetirse una vez aplicadas las medidas apropiadas.

b) **La exposición es muy inferior al valor límite** y es probable que permanezca así a largo plazo debido a la estabilidad de las condiciones del lugar de trabajo y a la distribución de los procesos de trabajo. En este caso, no son necesarias las mediciones periódicas, aunque hay que comprobar regularmente que la evaluación de la exposición laboral que originó dicha conclusión todavía es aplicable.

c) **La exposición no se ajusta a a) o b).** En este caso se necesitan mediciones periódicas, aun cuando sea posible que la exposición sea inferior al valor límite.

El objeto de las mediciones periódicas es comprobar la validez de la evaluación de la exposición laboral e identificar los cambios que se produzcan en la exposición mediante un procedimiento de medida previamente definido. En ciertos casos, dependiendo de las propiedades del agente y del proceso de trabajo, pueden descartarse siempre que pueda justificarse basándose en directrices técnicas.

3.2.3. Propuestas para la evaluación de las exposiciones

Como ya hemos comentado en la presentación de este apartado, la UNE-EN 689 contiene una serie de anexos, calificados como informativos, que incluyen distintos ejemplos de metodologías relacionadas para la determinación de la evaluación de exposición laboral a agentes químicos y que son solamente ejemplos de buenas prácticas en este proceso. A continuación comentamos, también a título de ejemplo, tres de ellos.

Número mínimo de muestras en función de la duración de la muestra (anexo A informativo)

En el anexo A de la UNE 698 se presenta una propuesta para establecer el mínimo número de muestras a tomar en una jornada en relación con la duración de la obtención de las mismas, ya que, cuando la duración de una muestra individual es considerablemente inferior a la duración total de la exposición, el tratamiento estadístico permite disminuir el número de muestras por jornada de trabajo. Se presenta una relación duración de la muestra / número de muestras por jornada (ver la tabla 4) resultado de combinar los fundamentos estadísticos aplicados a las técnicas de muestreo con la experiencia práctica.

Tabla 4. Número mínimo de muestras por jornada de trabajo en función de la duración de una muestra

Duración de la muestra	Número mínimo de muestras por jornada de trabajo
10 s	30
1 min	20
5 min	12
15 min	4
30 min	3
1 h	2
≥ 2h	1

Para la construcción de la tabla 4 se ha partido del supuesto de que el tiempo de muestreo sea, como mínimo, del 25% del tiempo que dura la exposición y que, obviamente, esta sea homogénea (exposición controlada). Sin embargo, muestras de 10 s de duración, implicarían tomar 720, cantidad muy elevada, por lo que se han restringido a 30, cantidad con la que se consigue suficiente estabilidad estadística.

Finalmente, la norma recuerda que la duración de los muestreos de la tabla se ajusta a los distintos tipos de uso más corriente:

- 10 s para muestreos puntuales,
- de 1 a 5 min para tubos detectores (colorimétricos),
- de 15 a 60 min para muestreos con tubos adsorbentes y
- a partir de 1 hora para muestrear polvos con filtros.

Ejemplo

En la evaluación inicial de riesgos en un trabajo de perforación de un túnel, se ha concluido que existe riesgo de exposición al gas radón y a polvo insoluble o poco soluble. ¿Cuál es el número mínimo de muestras a tomar para llevar a cabo el estudio de un grupo de trabajadores con exposición homogénea a ambos contaminantes? Se dispone de un medidor de lectura directa de radón y de un sistema de toma de muestras y análisis para determinar la exposición a polvo insoluble.

Atendiendo a lo expuesto en la tabla 4, para la determinación de la exposición al gas radón deberán realizarse un mínimo de 30 lecturas durante la jornada, mientras que para determinar la exposición a polvo con muestreos de alrededor de 1 hora, deberán tomarse, como mínimo, 2 muestras. Todo ello, evidentemente, si el nivel de exposición a ambos contaminantes es constante a lo largo de la jornada (proceso controlado).

Procedimiento formal para la evaluación de las exposiciones (Anexo C Informativo)

Dado que el objetivo final de la evaluación es la recomendación de las medidas preventivas a implantar, antes de decidir que una exposición es perfectamente aceptable y no requiere medidas preventivas, conviene tener presente dos cosas:

- 1) que existe exposición siempre que $I > 0$ y
- 2) que la filosofía de actuación requiere reducir la exposición al mínimo, evitando la simplificación de que un índice menor que 1 significa una exposición segura.

Ambas situaciones, llevadas al extremo, harían impracticable la obtención de conclusiones.

El empresario garantizará la eliminación o **reducción al mínimo** del riesgo que entrañe un agente químico peligroso para la salud y seguridad de los trabajadores durante el trabajo. Para ello, el empresario deberá, preferentemente, evitar el uso de dicho agente sustituyéndolo por otro o por un proceso químico que, con arreglo a sus condiciones de uso, no sea peligroso o lo sea en menor grado. Cuando la naturaleza de la actividad no permita la eliminación del riesgo por sustitución, **el empresario garantizará la reducción al mínimo de dicho riesgo** aplicando medidas de prevención y protección que sean coherentes con la evaluación de los riesgos.

Artículo 5, apartado 2 de RD 374/2001: Medidas específicas de prevención y protección

Por otro lado, existen razones técnicas que justifican la necesidad de repetir la evaluación al cabo de un periodo de tiempo, aun habiéndose obtenido un resultado inferior al valor límite, ya que, como se ha comentado ampliamente, la concentración ambiental es siempre una magnitud muy variable y, por otro lado, el daño del cual se pretende proteger se manifiesta normalmente después de un periodo largo de exposición. En consecuencia, el hecho de que un día, o un conjunto de días próximos en el tiempo, se obtenga una exposición inferior al límite admisible no es una garantía de que a lo largo del tiempo la exposición será inferior al límite.

La norma UNE 689, en su Anexo C Informativo titulado "Ejemplo de la aplicación de un procedimiento formal para la evaluación de la exposición de los trabajadores basado en mediciones realizadas durante la evaluación de la exposición laboral" aborda el tema y recomienda un procedimiento para evaluar exposiciones laborales a agentes químicos, si se cumplen las condiciones siguientes:

- que la concentración referenciada a una jornada de 8 horas, represente realmente la exposición laboral,
- que todos los índices de exposición sean inferiores a la unidad,
- que las condiciones en el lugar de trabajo se repitan regularmente,
- que las características de la exposición no cambien con el tiempo

- que las diferentes condiciones de trabajo se hayan evaluado por separado.

La toma de decisiones se resume en la tabla 5.

Tabla 5. Toma de decisiones según la determinación del índice de exposición (I)

Obtener la concentración media de una jornada: $I_1 = C_8/VLA -ED$	
1) Si $I_1 \leq 0,1$	RIESGO ACEPTABLE Improbable que se supere el VL
2) Si $I_1 > 1$	RIESGO INACEPTABLE. Corregir la exposición
3) Si $0,1 < I_1 \leq 1$	Obtener dos (I_2, I_3) más
4) Si I_1 y I_2 y $I_3 \leq 0,25$	RIESGO ACEPTABLE
5) Si I_1 o I_2 o $I_3 > 1$	RIESGO INACEPTABLE Corregir la exposición
6) Si I_1 y I_2 y $I_3 \leq 1$	Hallar la media geométrica: $GM = (I_1 \times I_2 \times I_3)^{1/3}$
7) Si $MG \leq 0,5$	RIESGO ACEPTABLE
8) Si $MG > 0,5$	RIESGO INCIERTO Obtener dos I más y volver a 3

La toma de decisiones de este anexo de la norma se puede resumir en que, siempre que se trate de unas condiciones de trabajo totalmente repetitivas:

- Es lo mismo 1 día $I < 0,1$, 3 días $I < 0,25$ o media geométrica (GM) de I de 3 días distintos $< 0,5$.
- Solo que una medición dé por encima de 1, hay que corregir.
- En todos los casos que dé incertidumbre, en la práctica se puede controlar la exposición a base de efectuar mediciones frecuentes para asegurarnos que no superamos el límite. No tenemos una situación **segura** pero sí **controlada**.

Algunos autores han calculado la probabilidad de error en la conclusión obtenida con este procedimiento, comprobándose que hay una probabilidad bastante alta de concluir que se supera el límite ($C > VL$) aunque en realidad no sea así. Es decir, que se trata de una prueba con tendencia hacia el lado de la seguridad, cosa que cabe considerar, en principio, como positiva.

Ejemplo 1

En un estudio de la exposición a tolueno en una operación de síntesis orgánica en un proceso discontinuo, se ha estudiado un ciclo completo del mismo determinándose, para un grupo homogéneo de exposición, un índice de 0,8. ¿Cuáles son las conclusiones que se pueden obtener y las acciones correspondientes?

La conclusión es de indeterminación (incierto). Deben hacerse dos muestreos más en distintas jornadas.

Ejemplo 2

Una vez realizados otros dos muestreos en distintas jornadas, se han obtenido como resultados $I_2 = 0,5$ i $I_3 = 0,4$. ¿Es posible obtener en estas circunstancias una conclusión?

No; deben continuar realizándose nuevos muestreos, puesto que la media geométrica de los resultados (GM) es $0,54$, superior a $0,5$.

Ejemplo 3

Vista la situación expuesta en el caso anterior, la empresa decide instalar un nuevo sistema de extracción localizada. Una vez puesto en marcha y hechas las oportunas comprobaciones sobre su funcionamiento, se lleva a cabo un nuevo muestreo de un ciclo completo, obteniéndose como resultado $I = 0,09$. ¿Cuál es la conclusión?

Podemos considerar la situación como aceptable.

Ejemplo 4

Al cabo de un tiempo, y siguiendo el correspondiente plan de control periódico de los riesgos higiénicos en la empresa, se lleva a cabo un estudio de la exposición, muestreándose nuevamente a lo largo de un ciclo, obteniéndose como resultado $I = 1,1$. ¿Cuál es la conclusión?

El riesgo es inaceptable. Deben tomarse medidas para corregir la exposición.

Ejemplo 5

Se comprobó que el sistema de extracción localizada había sido alterado en unas obras de mantenimiento en otra sección de la empresa. Corregida la situación se muestreó nuevamente un ciclo obteniéndose como resultado $I = 0,6$. ¿Cuáles son las conclusiones que se pueden obtener y las acciones correspondientes?

La conclusión es de indeterminación (incierto). Deben hacerse dos muestreos más en distintas jornadas.

Ejemplo 6

Se tomaron dos muestras más en dos jornadas no consecutivas y los resultados fueron $I_2 = 0,3$ y $I_3 = 0,4$. ¿Es posible obtener en estas circunstancias una conclusión?

Sí. Se puede considerar la situación como aceptable, puesto que la media geométrica (MG) de los índices obtenidos en las distintas jornadas es $0,42$, $< 0,5$.

Comparación de las concentraciones de la exposición laboral con los valores límite (anexo D informativo)

Con el título de “Ejemplo de un posible enfoque para la comparación de las concentraciones de la exposición laboral con los valores límite” en el anexo D de la Norma 689 se expone un ejemplo, basado en criterios estadísticos, de comparación con el valor límite según el modelo de distribución logarítmico-normal de las concentraciones y utilizando una estadística básica para determinar la probabilidad de que en un día cualquiera se pueda exceder al valor límite. Igual que en los casos anteriores siempre se supone que se trata de situaciones repetidas o estables, típicas de los centros de trabajo con tareas bien definidas o planificadas.

1) Mediciones en el lugar de trabajo

Las mediciones en el lugar de trabajo implican las etapas siguientes:

- a) Selección de un grupo de trabajadores con exposición homogénea: GHE.
- b) Realización de 6 mediciones personales dentro del GHE.
- c) Ajuste a un modelo de exposición logarítmiconormal, utilizando un gráfico de probabilidad acumulada y comprobando que se cumple dicha distribución.
- d) Cálculo de la probabilidad de exceder el valor límite, teniendo en cuenta su intervalo de confianza.

2) Conclusión de la evaluación de la exposición laboral

- a) **Probabilidad $\leq 0,1\%$** : situación verde. Exposición claramente inferior al valor límite. Si no hay cambios significativos en las condiciones de trabajo no son necesarias otras mediciones.
- b) **Probabilidad $> 0,1\%$ y $\leq 5\%$** : situación naranja. Exposición inferior al valor límite, pero que debe ser confirmada mediante mediciones periódicas.
- c) **Probabilidad $> 5\%$** : situación roja. Probabilidad demasiado alta de exceder al valor límite; deben tomarse medidas para corregir la situación y llevar a cabo una nueva evaluación.

Si el intervalo de confianza de la probabilidad es muy amplio, es recomendable hacer un examen crítico de la homogeneidad real del GHE (mediante la comprobación de la calidad del ajuste logarítmiconormal y el valor de la desviación estándar geométrica, generalmente < 3), una revisión de la calidad de las mediciones y planificar muestreos personales adicionales.

3) Mediciones periódicas

Se establece un calendario ajustable de mediciones personales periódicas en el GHE, aumentando la frecuencia con la proximidad al valor límite, empleando unidades de tiempo iguales o inferiores a semanas, y según sea el trabajo habitual en la unidad, el tipo de valor límite (promedio de 8 horas o valor de corta duración) y el tiempo de respuesta del laboratorio. La periodicidad inicial (calendario básico) se fija en 8 unidades de tiempo y se va modificando de acuerdo con los resultados obtenidos al comparar la medición previa (C) con el valor límite (VL), tomándose las decisiones que se resumen en la tabla 6.

Tabla 6. Decisiones posibles

Situación	Resultado de las mediciones periódicas	Decisión
1	$C \leq 0,4VL$, dos veces consecutivas	Las tres mediciones programadas siguientes no se efectúan.
2	$C \leq 0,7VL$	Se continúa con el calendario básico.
3	$0,7VL < C \leq 1,5VL$	Una medición adicional durante la unidad de tiempo establecida.
4	$0,7VL < C \leq 1,5VL$, para 2 unidades de tiempo consecutivas	Una medición adicional en cada uno de los 4 intervalos programados siguientes. Si los intervalos son unidades de tiempo, deben aplicarse medidas inmediatas para reducir la exposición.
5	$1VL < C \leq 1,5VL$, dos veces consecutivas	Actuación inmediata para reducir la exposición.
6	$C > 1,5VL$	Actuación inmediata para reducir la exposición.

Nota

En la situaciones 3 y 4, si $C > 1VL$ deben identificarse las razones por las que el valor límite se ha excedido y tomar las acciones apropiadas para remediar la situación tan pronto como sea posible.

Ejemplo

Se ha establecido un calendario básico de mediciones dentro de un grupo homogéneo de exposición en un proceso continuo de trabajo en una sección de pintado de una industria automovilística. Las mediciones consisten en muestreos de 8 horas un día de la semana durante 8 semanas. ¿Qué decisiones se deben tomar en función de los resultados siguientes, para un contaminante de $VL = 1$?

1) Concentraciones: 0,3; 0,2

Se pueden suprimir las 3 siguientes mediciones programadas.

2) Concentraciones: 0,6; 0,6; 0,5; 0,2; 0,5; 0,5; 0,6; 0,5

Continuar con el calendario básico.

3) Concentraciones: 0,8; 1,2

Realizar una medición adicional durante la semana.

4) Concentraciones: 0,8; 1,2; 0,8; 1,2

Aplicar medidas inmediatas para reducir la exposición.

5) Concentraciones: 1,2; 1,4

Aplicar medidas inmediatas para reducir la exposición.

6) Concentraciones: 1,8

Aplicar medidas inmediatas para reducir la exposición.

3.3. Guía técnica del INSHT (2003)

La Guía técnica para la evaluación y prevención de los riesgos presentes en los lugares de trabajo relacionados con agentes químicos del INSHT fue publicada en el año 2003.

El objetivo de la guía es proporcionar criterios y recomendaciones que pueden facilitar a los empresarios y a los responsables de prevención la interpretación y aplicación del Real Decreto 374/2001 de 6 de abril, sobre la protección de la salud y seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados con los agentes químicos durante el trabajo, especialmente en lo que se refiere a la evaluación de riesgos para la salud de los trabajadores involucrados y en lo concerniente a medidas preventivas aplicables.

Para conseguir este objetivo, la guía proporciona herramientas para la identificación de las situaciones de riesgo por exposición o presencia de agentes químicos peligrosos con la finalidad de facilitar las acciones preventivas a tomar y propone procedimientos específicos de evaluación del riesgo. Asimismo propone procedimientos de medición para aquellos supuestos en que esta se precise para evaluar el riesgo y, concretamente, en el apéndice 4, "Método de evaluación de la exposición a agentes químicos por inhalación", se reproduce una parte importante de la Norma UNE 689.

3.4. Propuesta BOHS 2011

La BOHS (British Occupational Hygiene Society) junto con NVvA (Nederlandse Vereniging voor Arbeidshygiëne) publicaron el 20 de diciembre del 2011 el documento *Testing Compliance with Occupational Exposure Limits for Airborne Substances* preparado por un grupo de trabajo de ambas sociedades, que se puede considerar como la aportación más actual (mayo del 2012).

El objetivo de la guía es proporcionar una orientación sobre el cumplimiento o no de límites de exposición laboral para 8 h (LEP) de las sustancias presentes en el aire. Se parte de que ya se ha llevado a cabo un estudio general de lugar de trabajo y que del mismo se ha concluido la necesidad de esta comprobación.

Como ya se ha comentado, el problema es que los LEP se definen generalmente como límites que no deben ser superados, pero la variabilidad de la exposición implica que ocasionalmente se produzcan resultados por encima del LEP aun cuando la exposición la podamos considerar controlada. La guía asume que se cumple un LEP si la probabilidad de superarlo es inferior al 5%, recordando siempre que la legislación exige que las medidas eficaces de control se apliquen aunque el límite de exposición se cumpla.

La guía consta de cuatro capítulos y un apéndice:

Guía técnica del INSHT

En el momento de redactar este módulo (mayo del 2012), la guía se halla en periodo de revisión, motivo por el cual no detallamos su contenido, sino que nos referiremos solamente a la misma de manera general.

Lectura recomendada

La Guía técnica para la evaluación y prevención de los riesgos presentes en los lugares de trabajo relacionados con agentes químicos (accesible en línea) se puede descargar en formato pdf.

Lectura recomendada

El documento *Testing Compliance with Occupational Exposure Limits for Airborne Substances* (accesible en línea) se puede descargar en formato pdf.

- 1) Primer capítulo: “Conducting a survey for exposure evaluation”
- 2) Segundo capítulo: “The problem of variability”
- 3) Tercer capítulo: “Recommended method of measuring compliance”
- 4) Cuarto capítulo: “Shortcuts and their limitations”
- 5) Apéndice: “Calculations for the group and individual compliance tests”

3.4.1. Primer capítulo: “Conducting a survey for exposure evaluation”

Está dedicado a los aspectos iniciales de la evaluación de los puestos de trabajo, haciendo referencia a los métodos de *control banding* para la evaluación inicial de riesgos, a los LEP de referencia y a los métodos de toma de muestras y análisis existentes.

Control banding

Los modelos simplificados de evaluación del riesgo por exposición a agentes químicos se utilizan para obtener una estimación inicial del riesgo y pueden permitir discriminar una situación aceptable de una situación no aceptable y, en este segundo caso, además pueden permitir evidenciar situaciones claras de riesgo, para las cuales pueden tomarse medidas preventivas antes o en lugar de pasar a evaluar el riesgo de forma más exhaustiva, evitando de esta manera costes innecesarios. De entre los métodos existentes, la guía recomienda la utilización del **Stoffenmanager**.

3.4.2. Segundo capítulo: “The problem of variability”

Está dedicado al estudio de la variabilidad de los resultados de los muestreos, expuesto con anterioridad. También se relacionan distintos programas de cálculo para llevar a cabo las evaluaciones.

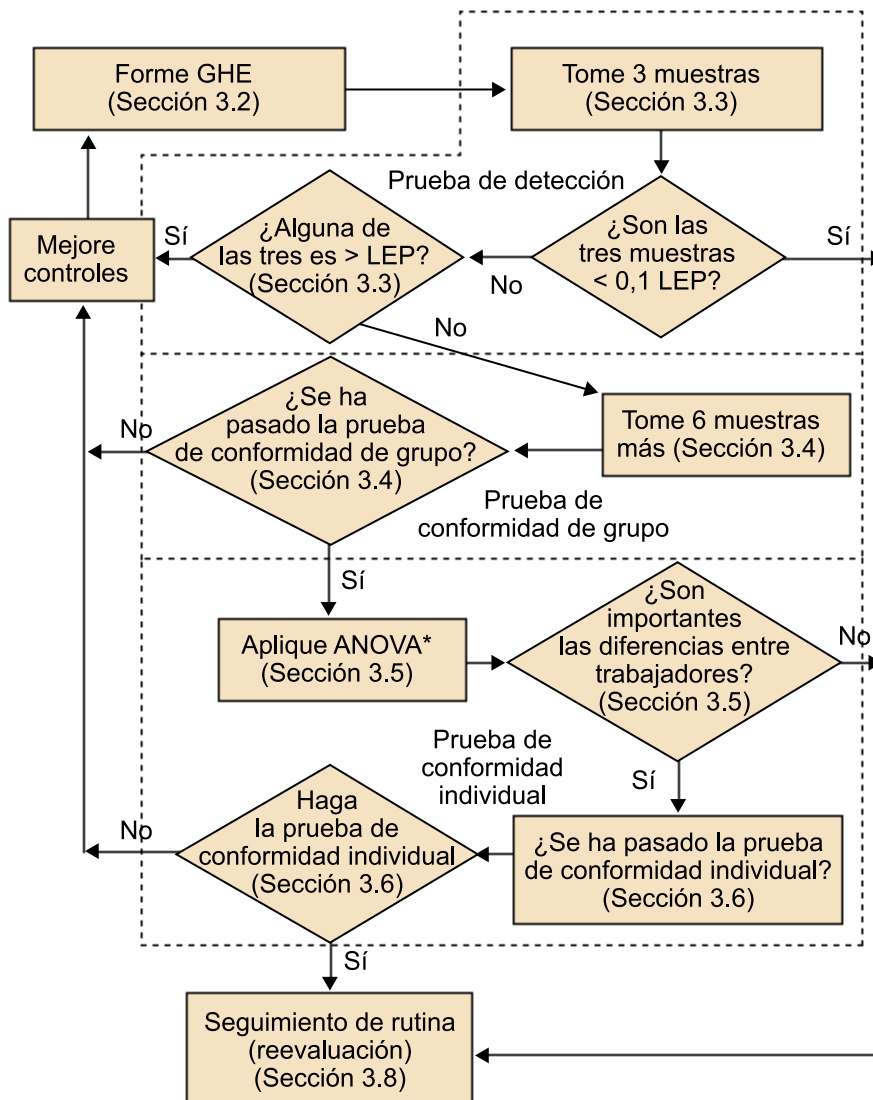
Programas de cálculo

- IHSTAT (AIHA)
- HYGINIST (Holanda)
- IHDataAnalyst (Paul Hewett)
- AltrexChimie (INRS)

3.4.3. Tercer capítulo: “Recommended method of measuring compliance”

Está dedicado al método propuesto, que consta de cinco pasos, y que resumimos a continuación. Presentamos el diagrama del método en la figura 7.

Figura 7. Esquema del procedimiento propuesto por BOHS



Fuente: Adaptada de BOHS; NVvA (2011). *Testing Compliance with Occupational Exposure Limits for Airborne Substances*.

1) Formar los GHE.

2) Llevar a cabo 3 mediciones personales representativas de la exposición al azar en el GHE. Si las tres exposiciones son inferiores a $0,1LEP$, se puede suponer que el LEP se cumple. Si en esta etapa, o después de cualquier medición representativa, se obtiene un valor superior al LEP, el LEP no se cumple.

3) Hacer un test de cumplimiento de GHE. Para ello deben tomarse un mínimo de 6 muestras más en el GHE, de, por lo menos, dos trabajadores escogidos al azar. Utilizar las, como mínimo, 9 muestras para aplicar un test que establezca, con un nivel de confianza del 70%, que existe una probabilidad inferior al

5% de que la exposición determinada al azar dentro del GHE, sea superior al LEP. Si no se supera, se concluye que no se cumple y deben aumentarse las medidas de control.

4) Si se supera, debe llevarse a cabo un análisis de varianza de las 9 (o más) mediciones efectuadas para determinar si la varianza entre los trabajadores es superior a 0,2 veces la varianza total. Si es así, se continúa con el paso 5. En caso contrario significa que no se ha formado correctamente el GHE y debe iniciarse de nuevo el estudio.

5) Analizar los 9 (o más) resultados para hacer una prueba de cumplimiento individual. Debe resultar que la probabilidad de que cualquier individuo del GHE tenga más de un 5% de las exposiciones superiores al LEP, sea inferior al 20%.

Si el LEP no se cumple, deben potenciarse las acciones de control. Si se cumple debe iniciarse un programa de control periódico, con una frecuencia que se establece en función de los resultados de la prueba y, concretamente, en la proximidad de la media geométrica (*GM*) al valor del LEP:

- Si $GM < 0,1LEP$: 2 años
- Si $0,1LEP < GM < 0,25LEP$: 1 año
- Si $0,25LEP < GM < 0,5LEP$: 6 meses
- Si $0,5LEP < GM$: 3 meses

3.4.4. Cuarto capítulo: “Shortcuts and their limitations”

Está dedicado a proponer métodos directos (atajos) para llegar a conclusiones efectivas sobre la evaluación, sin tener que recurrir a los sistemas de cálculo más complejos:

- 1) Tomar unas pocas muestras del trabajador más expuesto y utilizar un programa de evaluación.
- 2) Tomar pocas muestras y ver si son inferiores al valor $LEP/3$.
- 3) AIHA y Bayes.

Ved también

Los métodos AIHA y Bayes se exponen en el subapartado 3.5 de este módulo didáctico.

3.4.5. Apéndice: “Calculations for the group and individual compliance tests”

Se presentan 2 métodos de cálculo de cumplimiento, el **SPEED** y otro basado en la hoja de cálculo Excel que se expone detalladamente en el propio texto.

Ejemplo

Siguiendo el procedimiento “Recommended method of measuring compliance” establecido por el documento *Testing Compliance with Occupational Exposure Limits for Airborne Substances* indicar la periodicidad con la que se deben llevar a cabo las determinaciones en un GHE, del que se ha comprobado previamente la idoneidad, en las siguientes circunstancias:

- 1) Un valor de $I > LEP$: Aumentar las medidas de control (corregir)
- 2) Un valor de $I < LEP$ y:
 - $MG < 0,1LEP$: Cada 2 años
 - $0,1LEP < MG < 0,25LEP$: Cada año
 - $0,25LEP < MG < 0,5LEP$: Cada 6 meses
 - $MG > 0,5LEP$: Cada 3 meses

3.5. Metodologías basadas en el teorema de Bayes

En su forma habitual de proceder, los higienistas toman decisiones acerca de la necesidad de adoptar medidas preventivas adicionales en una situación concreta, teniendo en cuenta los resultados de los muestreos ambientales y las observaciones efectuadas sobre distintos aspectos de la situación. La integración de ambos tipos de informaciones ha sido tradicionalmente informal; de ahí que en las definiciones antiguas a la higiene industrial se la denominara como ciencia y arte.

Entre las observaciones que se incluyen en las características observables del proceso se encuentran las apreciaciones sobre la existencia y calidad de los sistemas de ventilación, las características del proceso de generación del contaminante (proyectado violentamente o liberado lentamente, por ejemplo), el grado de limpieza del local, los datos sobre otros puestos de trabajo similares y muchos otros parámetros que el higienista suele observar.

El problema de la escasez de recursos para tomar un número de muestras suficientemente elevado como para poder concluir a partir de los resultados obtenidos, si la situación es aceptable o requiere la adopción de medidas preventivas, ha conducido en los últimos años a diversas propuestas orientadas a permitir tomar decisiones empleando de una manera formalizada no solo los resultados de las mediciones sino también las observaciones empíricas sobre la situación efectuadas por el higienista.

Higiene industrial

Actualmente la International Occupational Hygiene Association (IOHA) define la higiene industrial como la disciplina de anticipar, identificar, evaluar y controlar los peligros para la salud en el medio ambiente de trabajo con el objetivo de proteger la salud y el bienestar del trabajador y proteger a la comunidad en su conjunto.

Se trata aún de propuestas que están lejos de constituir un cuerpo de doctrina consolidado, por lo que no las describiremos con detalle, si bien debe hacerse constar que están despertando un gran interés entre los profesionales, presionados para tomar decisiones “justificables” empleando un mínimo de recursos.

Estas propuestas utilizan sistemas de cálculo basados en el conocido **teorema de Bayes** o de **la probabilidad de las hipótesis**, que puede encontrarse en los manuales de estadística.

Esencialmente el teorema de Bayes da la fórmula que, cuando un suceso B se ha producido no pudiendo ser provocado más que por la intervención de una cualquiera de m causas $A_1, A_2, \dots, A_k, \dots, A_m$, permite calcular la probabilidad de que el acontecimiento B en cuestión haya sido efectivamente provocado por la intervención de A_1 o por $A_2 \dots$ o por A_m .

La complejidad de los cálculos a realizar exige siempre que se realicen mediante un ordenador empleando alguno de los programas de cálculo existentes en el mercado. En algunos casos esos programas pueden descargarse gratuitamente de Internet, si bien las prestaciones de las versiones gratuitas suelen ser limitadas respecto a las versiones comerciales disponibles.

La aplicación de estas técnicas requiere establecer previamente unas **bandas de conformidad** (por ejemplo, situación aceptable, situación dudosa, situación inaceptable) y permite concluir cuál es la probabilidad de que la situación se encuentre en cada una de dichas bandas.

Solo la experiencia permitirá verificar si estas y otras técnicas parecidas son eficaces en el cumplimiento de la misión básica de la higiene industrial: la protección de la salud de los trabajadores.

Lecturas complementarias

Los lectores interesados pueden consultar la bibliografía especializada, por ejemplo:

G. Ramachandran (2008b). “Bayesian thinking in exposure assessment”. *The Occup. Hyg. Newsletter* (vol. 4, núm. 21, pág. I-IV).

P. E. Sottas et al (2009). “An empirical hierarchical bayesian unification of occupational exposure assessment methods”. *Statist. Med.* (núm. 28, pág. 75-93).

Programas de cálculo accesibles

- Exposure Assessment Solutions, Inc.
- Institute for Work and Health

Resumen

A modo de resumen de lo que hemos expuesto hasta aquí, deberían retenerse las siguientes conclusiones:

- La variabilidad de los resultados de las mediciones de la concentración ambiental hace imposible verificar con **certeza absoluta** si en una situación determinada se respeta o no el valor límite ambiental aplicable. De ahí que a la pregunta de si se respeta (o no) el valor límite, solo sea posible responder científicamente en términos de probabilidad.
- Las distintas estrategias disponibles se diferencian en el nivel de certeza que exigen para llegar a una conclusión. La elección entre una u otra, al margen de obligaciones legales, debe hacerse en función del nivel de certeza que se desee alcanzar.
- Es muy frecuente que llegar a una conclusión con un nivel de certeza elevado exija, sea cual sea la estrategia de muestreo elegida, tomar un número considerable de muestras, lo cual representa un coste importante.
- Puesto que en cualquier caso la aplicación de una estrategia de muestreo que permita concluir con un nivel elevado de certeza es un proceso costoso, es recomendable verificar previamente que se han implementado las medidas **razonables** de control. A esta verificación previa pueden contribuir sin apenas coste los procedimientos abreviados de evaluación que se conocen con el nombre de **control banding** (bandas de conformidad).

Ejercicios de autoevaluación

Ejercicios

1. Para evaluar la exposición a dióxido de azufre se han tomado en tres días sucesivos doce muestras de 15 minutos, a razón de cuatro muestras cada día. Los resultados, expresados en ppm, son los siguientes:

- Día 1: 2,0 - 2,9 - 1,9 - 3,8
- Día 2: 3,0 - 2,9 - 4,2 - 4,6
- Día 3: 1,0 - 2,0 - 1,6 - 1,8

Empleando el programa IHSTAT, calculad el valor más probable de la media y su intervalo de confianza con un nivel de confianza del 95%, considerando:

- a) Solo los resultados del primer día.
- b) Los resultados de los días 1 y 2.
- c) Los resultados de los tres días.

2. Con los mismos datos del problema anterior, calculad con el mismo programa y en los casos a, b y c el porcentaje de muestras que superarán el valor límite y su intervalo de confianza.

3. Tomad los datos del problema 1 para el conjunto de los tres días. Se trata de hallar por qué factor (menor que 1) habría que multiplicar todas las concentraciones para que el porcentaje máximo de muestras que superarán el valor límite no supere el 5%. ¿Cuál sería el valor más probable de la media en ese caso?

Preguntas abiertas

4. ¿Por qué teóricamente los resultados de las muestras ambientales no pueden distribuirse según una ley normal?
5. ¿Qué cambios indujo en las prácticas de los higienistas la promulgación en 1970 de la ley OSHA?
6. ¿En qué condiciones se pueden obtener conclusiones sobre el cumplimiento del valor límite en una jornada tomando muy pocas muestras?

Elección múltiple

7. En general, los valores de la concentración ambiental deducidos de las muestras ambientales tomadas en un puesto de trabajo...

- a) se distribuyen según una ley lognormal.
- b) se distribuyen según una ley normal.
- c) no siguen ninguna ley definida.
- d) se distribuyen según una ley lognormal solo si se cumplen ciertas condiciones.

8. Para que los valores de la concentración ambiental deducidos de las muestras ambientales tomadas en un puesto de trabajo se distribuyan según una ley lognormal, es necesario que...

- a) las muestras se tomen simultáneamente.
- b) sean de carácter personal.
- c) sean aproximadamente de la misma duración
- d) se analicen en el mismo laboratorio.

9. Si tras tomar una serie de muestras concluimos que la desviación estándar geométrica de su distribución es superior a 3, deberemos deducir que...

- a) nos hemos equivocado.
- b) es un resultado normal.
- c) se trata de un proceso muy poco variable.
- d) se trata de un proceso mal controlado.

10. Para que el porcentaje de muestras de jornada completa que no supere el valor límite no sea superior al 5%, es necesario que la media de la distribución sea...

- a) superior al valor límite.
- b) inferior al 25% del valor límite.
- c) inferior al 50% del valor límite.
- d) No es posible saberlo sin conocer el valor de GSD.

11. Las estrategias de muestreo tienen como objetivo general...

- a) conocer el valor real de la concentración con la máxima exactitud.
- b) minimizar el coste del muestreo.
- c) minimizar el riesgo de sanciones por parte de la Administración.
- d) b) y c) simultáneamente.

12. La principal limitación de la estrategia de NIOSH era que...

- a) no detectaba muchas situaciones inaceptables.
- b) era muy complicada.
- c) era muy cara.
- d) no contemplaba la evolución de la situación a largo plazo.

13. ¿Cuál es el valor máximo de la concentración de la primera muestra que, para la estrategia de NIOSH, permite concluir que no se supera el valor límite?

- a) El 5% del valor límite.
- b) El 15% del valor límite.
- c) El 30% del valor límite.
- d) El 50% del valor límite.

14. Se ha llevado a cabo la determinación del índice de exposición a TDI (diisocianato de tolueno) durante una jornada laboral de un trabajador expuesto a dicho producto, habiéndose obtenido como resultado un valor de 0,09. ¿Cuál es la acción adecuada, en función de este resultado?

- a) Darlo por bueno; no hay riesgo.
- b) Comprobar si las condiciones de exposición son repetitivas y si es así, considerar que la probabilidad de que haya una exposición $I > 1$ es muy pequeña.
- c) Tomar 2 muestras más, ya que así lo establece el Anexo correspondiente de la Norma UNE-EN 689.
- d) Corregir. Hay que tener en cuenta que cualquier exposición a TDI con $I > 0$ debe ser considerada como peligrosa por su importante efecto sensibilizante.

15. Se ha llevado a cabo la determinación del índice de exposición a 2-hexanona durante tres jornadas laborales a trabajadores de un GHE expuestos a dicho producto, habiéndose obtenido como resultado un valor de 0,3, 1,1 y 0,3. ¿Cuál es la acción adecuada en función de este resultado?

- a) Hay que corregir, ya que uno de los índices es superior a 1.
- b) La situación es correcta, ya que la media geométrica (GM) es $< 0,5$.
- c) La situación es indefinida ya que la media geométrica es $> 0,5 < 1$.
- d) Hay que corregir, ya que la media geométrica es > 1 .

16. La Norma UNE-EN 689...

- a) es de obligado cumplimiento en España porque está específicamente citada en el RD 374/2001.
- b) es de obligado cumplimiento en España porque está específicamente citada en la guía del RD 374/2001.
- c) es simplemente una recomendación que propone metodologías y pone ejemplos de cómo abordar la estrategia de muestreo.
- d) está actualmente descatalogada.

Solucionario

Ejercicios de autoevaluación

1.a) Con los resultados del primer día se obtiene una media de 2,65 y un intervalo de confianza 1,96-4,69.

b) Con los resultados de los días 1 y 2 se obtiene una media de 3,17 y un intervalo de confianza 2,6-4,1.

c) Con los resultados de los tres días, se obtiene una media de 2,65 y un intervalo de confianza 2,1-3,5.

A medida que aumenta el número de muestras el intervalo tiende a estrecharse. Si el valor límite fuese, por ejemplo, 4 ppm, no podríamos asegurar que probablemente (con un nivel de confianza del 95%) no se supera, hasta llegar al tercer día.

2.a) Con los resultados del primer día se obtiene que el valor más probable del porcentaje de muestras que superarán el valor límite es el 8,7%, con un intervalo de confianza 0,6-46.

b) Con los resultados de los días 1 y 2 se obtiene que el valor más probable del porcentaje de muestras que superarán el valor límite es el 19,3%, con un intervalo de confianza 6-44.

c) Con los resultados de los tres días, se obtiene que el valor más probable del porcentaje de muestras que superarán el valor límite es el 13,1%, con un intervalo de confianza 4-31%.

3. Si se reducen todas las concentraciones en un 50%, se concluye que el porcentaje de muestras que superará el valor límite será del 0,4%, con un intervalo de confianza < 0,1-5,5%. En ese caso sabremos que, con un 95% de confianza, no más del 5,5% de las muestras superarán el valor límite. El valor estimado de la media se reduce también en un 50% (antes era de 2,65, ver problema 1) y se sitúa en 1,32.

4. Porque la concentración no puede ser negativa, y la ley normal está definida para valores de x tanto positivos como negativos. En la práctica, para distribuciones lognormales que sean poco dispersas (GSD pequeños), la diferencia entre la distribución lognormal y la normal es pequeña. Obsérvese en la figura 2 que la ley lognormal con $GSD = 1,2$ tiene un aspecto muy parecido a la ley normal de la figura 1.

5. Les indujo a sustituir el control de las exposiciones a largo plazo por estrategias orientadas al corto plazo, ya que dicha ley exigía que los valores límite que establecía se respetaran **cada día**.

6. Estudiando detalladamente el proceso que implica la exposición a agentes químicos por vía inhalatoria y tomando muestras en los momentos más desfavorables (de mayor exposición). Si del resultado se deduce que no hay exposición o es muy baja, se puede concluir que en el conjunto de la jornada será pequeña.

7. a

8. c

9. d

10. b

11. d

12. a

13. d

14. b

15. a

16. c

Bibliografía

Aguilar, J. y otros (2010). *Riesgo químico. Sistemática para la evaluación higiénica*. Madrid. INSHT.

Armstrong, B. G. (1991). "Confidence intervals for arithmetic means of lognormally distributed exposures". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (vol. 8, núm. 53, pág. 481-485).

Attfield, M. D.; Hewett, P. (1992). "Exact expressions for the bias and variance of estimators of the mean and lognormal distribution". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (vol. 7, núm. 53, pág. 432-435).

Bar-Shalom, Y.; Segall, A.; Budenaers, D. (1976). "Decision and estimation procedures for air contaminants". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (vol. 8, núm. 37, pág. 469-473).

Burdorf, A.; Tongeren, M. van (2003). "Variability in workplace exposures end the design of efficient measurement and control strategies". *Ann. Occup. Hyg.* (vol. 2, núm. 47, pág. 95-99).

Corn, M. (1985). "Strategies of air sampling". *Scand J Work Environ Health* (vol. 3, núm. 11, pág. 173-180).

Filliben, J. J. (1975). "The probability plot correlation coefficient test for normality". *Technometrics* (núm. 17, pág. 111-117).

Hewett, P. (1997). "Mean testing I: Advantadges and disadvantadges". *Appl. Occup. Environ. Hyg.* (vol. 5, núm. 12, pág. 339-355).

Hewett, P. (2001). "Industrial Hygiene esposure assessment – Data analysis and interpretation (capítulo 16). En: R. J. Alaimo (ed.). *Handbook of chemical health and safety*. ACS Oxford University Press.

Hewett, P.; Ganser, G. H. (1997). "Simple procedures for calculating confidence intervals around the sample mean and exceedance fraction derived from lognormally distributed data". *Appl. Occup. Environ. Hyg.* (vol. 2, núm. 12, pág. 132-142).

Hewett, P. et al. (2006). "Rating exposure control using bayesian decisión analysis". *J. Occup. Env. Hyg.* (vol. 10, num. 3, pág. 568-581).

Land, C. E. (1975). "Tables of confidence limits for linear functions of the normal mean and variance". En: H. Harter; D. Owen (eds.). *Selected tables in mathematical statistics* (vol. III; pág. 385-419).

Leidel, N. A.; Busch, K. A.; Lynch, J. R. (1977). "Occupational exposure sampling strategy manual". *DHEW (NIOSH) Publication* (núm. 77-173).

Limpert, E.; Stahel, W. A.; Markus, A. (2001). "Log-normal distributions across the sciences: keys and clues". *Bioscience* (vol. 5, núm. 51, pág. 341-352).

Nicas, M.; Simmons, B. P.; Spear, R. C. (1991). "Environmental versus Analytical variability in Exposure Measurements". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (vol. 12, núm. 52, pág. 553-557).

NIOSH (1972). *Occupational exposure to carbon monoxide*. NIOSH HSM 73-1100. VIII-2. GPO No 1733-00006.

Odeh, R. E.; Owen, D. B. (1980). *Statistics: textbooks and monographs series, volume 32 - Tables for normal tolerance limits, sampling Plans and screening*.

Oldham, P. (1953). "The nature of the variability of dust concentrations at the coal face". *Br. J. Ind. Med.* (núm. 10, pág. 227-234).

Ramachandran, G. (2008a). "Toward Better Exposure Assessment Strategies - The New NIOSH Initiative". *Ann. Occup. Hyg.* (vol. 5, núm. 52, pág. 297-301).

Ramachandran, G. (2008b). "Bayesian thinking in exposure assessment". *The Occup. Hyg. Newsletter* (vol. 4, núm. 21, pág. I-IV).

Rappaport, S. M. (1984). "The Rules of the Game: An Analysis of OSHA's Enforcement Strategy". *Am. J. Ind. Med.* (núm. 6, pág. 291-303).

Rappaport, S. M. (1991). "Assessment of long-term exposures to toxic substances in air". *Ann. Ocup. Hyg.* (vol. 1, núm. 35, pág. 61-121).

Rappaport, S. M. (julio, 2009). "Assessing workplace exposures: turning to the past for guidance". *Occup. Env. Med.* (vol. 7, núm. 66, pág. 429-430).

Rappaport, S. M.; Kromhout, H.; Symanski, E. (1993). "Variation of Exposure between Workers in Homogeneous Exposure Groups". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (núm. 54, pág. 654-662).

Royston, P. (1993). "A pocket-calculator algorithm for the Shapiro-Francis test for non-normality: an application to medicine". *Statistics in Medicine* (núm. 12, pág. 181-184).

Sottas, P. E. y otros (2009). "An empirical hierachical bayesian unification of occupational exposure assessment methods". *Statist. Med.* (núm. 28, pág. 75-93).

Spear, R. C.; Selvin, S.; Francis, M. (1986). "The influence of averaging time on the distribution of exposures". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (núm. 47, pág. 365-368).

Tuggle, R. M. (1981). "The NIOSH decision scheme". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (núm. 42, pág. 493-498).

Vicén Carreño, M.; Bernal Domínguez, F. (1998). "Estudio de la fiabilidad del método propuesto en el apéndice C de la Norma UNE-EN 689 para la evaluación de la exposición de los trabajadores a contaminantes químicos". *Arch. Prev. Riesgos Labor.* (núm. 1, pág. 22-32).

Zhou, X. H. (1998). "Estimating the mean value of occupational exposures". *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* (vol. 11, núm. 59, pág. 785-788).

Evaluación de la calidad del ajuste de una serie de datos a una ley lognormal

Evaluar el ajuste de un conjunto de datos a una ley de probabilidad es un problema clásico de estadística para cuya solución hay multitud de pruebas que pueden encontrarse en los manuales especializados. Para valorar si un conjunto de datos se ajusta a la ley lognormal, se recomienda utilizar la **prueba de Filliben** que es muy fácil de realizar empleando una simple hoja de cálculo. La prueba de Filliben puede aplicarse para un número de muestras entre 3 y 100. Para valores superiores es recomendable utilizar la **prueba de Royston**. El procedimiento es como sigue:

- 1) Ordenar de menor a mayor los valores de la concentración obtenidos en las mediciones.
- 2) Asignar a cada uno de los valores un número de orden i .
- 3) Calcular para cada valor i el valor de la variable p_i definida como:

$$p_i = (i - 0,375)/(n + 0,25)$$

donde i es el número de orden asignado al valor de que se trate y n el número de valores.

- 4) Para cada valor de p_i calcular el valor de una variable normal centrada y reducida t cuya probabilidad acumulada corresponda al valor de p_i (función DISTR.NORM.ESTAND.INV de Excel).
- 5) Calcular el logaritmo de cada uno de los valores de la concentración.
- 6) Representar gráficamente la relación entre los logaritmos de las concentraciones (en ordenadas) y sus correspondientes valores de t (en abscisas).
- 7) Dibujar la recta de regresión y calcular el coeficiente de regresión.

Si los datos se distribuyen lognormalmente se observará que el conjunto de puntos del gráfico queda muy próximo a la recta de regresión dibujada. A menudo esta confirmación “visual” se considera suficiente para dar por buena la hipótesis de lognormalidad.

La prueba de Filliben permite objetivar el grado de ajuste, para lo cual se aceptará la hipótesis de que los datos se ajustan a una ley lognormal si el valor del coeficiente de regresión es superior al que indica la tabla 7 en función del valor de n .

Tabla 7. Prueba de Filliben para determinar el ajuste a una ley lognormal. Valores de R que deben superarse para cada valor de n

N	R	n	R
3	0,879	32	0,966
4	0,868	33	0,967
5	0,880	34	0,968
6	0,888	35	0,969
7	0,898	36	0,969
8	0,906	37	0,970
9	0,912	38	0,971
10	0,918	39	0,971
11	0,923	40	0,972
12	0,928	41	0,973
13	0,932	42	0,973
14	0,935	43	0,974
15	0,939	44	0,974
16	0,941	45	0,974
17	0,944	46	0,975
18	0,946	47	0,976
19	0,949	48	0,976
20	0,951	49	0,976
21	0,952	50	0,977
22	0,954	55	0,979
23	0,956	60	0,980
24	0,957	65	0,981
24	0,959	70	0,983
26	0,960	75	0,984
27	0,961	80	0,985
28	0,962	85	0,985
29	0,963	90	0,986
30	0,964	95	0,987

<i>N</i>	<i>R</i>	<i>n</i>	<i>R</i>
31	0,965	100	0,987

Ejemplo

En un estudio sobre la concentración ambiental de plomo en una planta de reprocesado de metales se han encontrado los valores (ya ordenados) que se representan en la columna "Concentración" en la tabla siguiente. En la columna de la derecha se han situado los correspondientes valores de p_i y en la siguiente los valores de t calculados tal como se ha indicado. En la columna siguiente se han situado los valores de los logaritmos neperianos de las concentraciones.

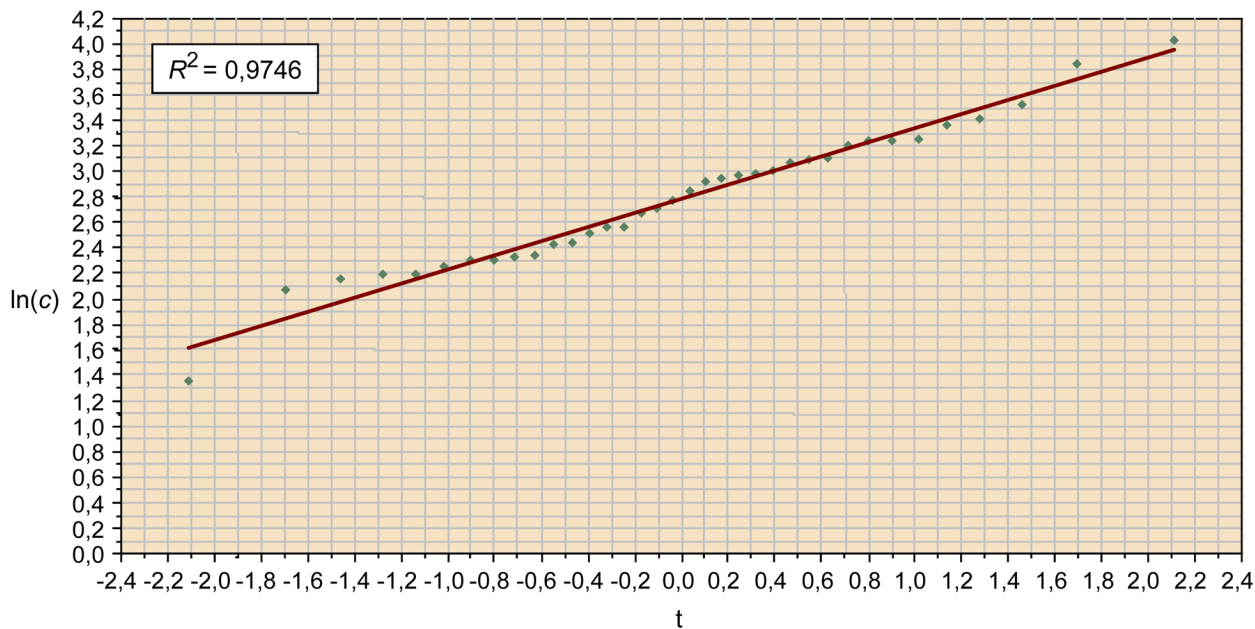
Tabla 8

Nº de orden	Concentración	p_i	t	$\ln(c)$
1	3,9	0,017241	-2,11438	1,360977
2	7,9	0,044828	-1,69722	2,066863
3	8,6	0,072414	-1,45805	2,151762
4	9	0,1	-1,28155	2,197225
5	9	0,127586	-1,13788	2,197225
6	9,5	0,155172	-1,0145	2,251292
7	10	0,182759	-0,9049	2,302585
8	10	0,210345	-0,80523	2,302585
9	10,2	0,237931	-0,71297	2,322388
10	10,4	0,265517	-0,62643	2,341806
11	11,3	0,293103	-0,54434	2,424803
12	11,4	0,32069	-0,46577	2,433613
13	12,4	0,348276	-0,38998	2,517696
14	12,9	0,375862	-0,31637	2,557227
15	13	0,403448	-0,24443	2,564949
16	14,4	0,431034	-0,17374	2,667228
17	15	0,458621	-0,10391	2,70805
18	15,9	0,486207	-0,03458	2,766319
19	17,1	0,513793	0,034581	2,839078
20	18,6	0,541379	0,103909	2,923162
21	19,1	0,568966	0,173741	2,949688
22	19,5	0,596552	0,244432	2,970414
23	19,6	0,624138	0,316367	2,97553
24	20,2	0,651724	0,389979	3,005683

Nº de orden	Concentración	p_i	t	$\ln(c)$
25	21,5	0,67931	0,465771	3,068053
26	21,9	0,706897	0,544341	3,086487
27	22,2	0,734483	0,626428	3,100092
28	24,6	0,762069	0,712974	3,202746
29	25,4	0,789655	0,805225	3,234749
30	25,6	0,817241	0,904902	3,242592
31	25,7	0,844828	1,014499	3,246491
32	28,9	0,872414	1,137876	3,363842
33	30,4	0,9	1,281552	3,414443
34	34	0,927586	1,458047	3,526361
35	46,9	0,955172	1,697219	3,848018
36	56,4	0,982759	2,114381	4,032469

A continuación se ha representado el gráfico $\ln(c) - t$, la correspondiente recta de regresión y el cuadrado del coeficiente de regresión (que es la variable que calcula Excel cuando, teniendo seleccionado el gráfico, se va a **Gráfico - Agregar línea de tendencia - Lineal** y en opciones se selecciona **Presentar el valor de R cuadrado en el gráfico**).

Figura 8. Captura de la gráfica resultante



Puesto que en el gráfico se lee $R^2 = 0,9746$, resulta $R = 0,987$.

Según la tabla 7, para $n = 36$ el valor máximo de R vale 0,969 que es menor que 0,987, por lo que aceptaremos la hipótesis de lognormalidad.

Los valores de la tabla 7 están calculados para un valor de $\alpha = 0,05$, lo que significa que si la distribución es realmente lognormal, solo rechazaremos la hipótesis de que lo es en un 5% de los casos.

Obsérvese que la prueba de Filliben puede utilizarse también para verificar si un conjunto de datos se ajusta a una distribución normal. En ese caso el gráfico se trazaría con los valores de la variable, y con sus logaritmos.